



OFB
OFFICE FRANÇAIS
DE LA BIODIVERSITÉ



CNRS UPMC INSU
**Station Biologique
Roscoff**



**Réserve Naturelle
SEPT-ÎLES**



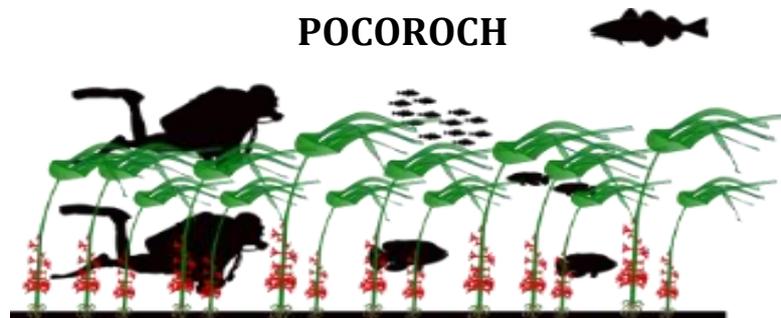
LEMAR



Station Marine
de Dinard

Suivis des poissons dans les milieux côtiers rocheux de la façade Atlantique- Manche-Mer du Nord, par comptages visuels en plongée sous-marine

Développement des protocoles et de la stratégie d'échantillonnage intra-site



Octobre 2021

**Anaïs Rey^{1,2}, Olivier Gauthier², Marine Delesalle¹, Anna Le Joncour¹,
Quentin Ternon³, et Pierre Thiriet¹**

¹ UMS PatriNat ; ² UMR LEMAR ; ³ MNHN – Station Marine de Dinard

En partenariat avec :

OFB - Parc Naturel Marin d'Iroise
CNRS - Station Biologique de Roscoff
LPO - Réserve Naturelle des Sept-Iles
MNHN - Station Marine de Dinard

UNITE MIXTE DE SERVICE PATRIMOINE NATUREL



www.ofb.gouv.fr



www.cnrs.fr



www.mnhn.fr

Nom du Programme : POCOROCH, Surveillance et observation des poissons dans les milieux côtiers rocheux de la façade Atlantique-Manche-Mer du Nord, par comptages visuels en plongée sous-marine.

Pour citer ce document : Rey A., Gauthier O., Delesalle M., Le Joncour A., Ternon Q. et Thiriet P. 2021. Suivis des poissons dans les milieux côtiers rocheux de la façade Atlantique-Manche-Mer du Nord, par comptages visuels en plongée sous-marine. Développement des protocoles et de la stratégie d'échantillonnage intra-site. Rapport UMS PatriNat, 67 pages + annexes.

Pour contacter POCOROCH : pierre.thiriet@mnhn.fr

L'UMS Patrimoine naturel – PatriNat

Centre d'expertise et de données sur la nature



Depuis janvier 2017, l'Unité Mixte de Service 2006 Patrimoine naturel assure des missions d'expertise et de gestion des connaissances pour ses trois tutelles, que sont le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN), l'Office français pour la biodiversité (OFB) et le Centre national de la recherche scientifique (CNRS).

Son objectif est de fournir une expertise fondée sur la collecte et l'analyse de données de la biodiversité et de la géodiversité présentes sur le territoire français, et sur la maîtrise et l'apport de nouvelles connaissances en écologie, sciences de l'évolution et anthropologie. Cette expertise, établie sur une approche scientifique, doit contribuer à faire émerger les questions et à proposer les réponses permettant d'améliorer les politiques publiques portant sur la biodiversité, la géodiversité et leurs relations avec les sociétés et les humains.

En savoir plus : patrinat.fr

Co-directeurs :

Laurent PONCET, directeur en charge du centre de données

Julien TOUROULT, directeur en charge des reportages et de la valorisation

Inventaire National du Patrimoine Naturel



Porté par l'UMS PatriNat, cet inventaire est l'aboutissement d'une démarche qui associe scientifiques, collectivités territoriales, naturalistes et associations de protection de la nature, en vue d'établir une synthèse sur le patrimoine naturel en France. Les données fournies par les partenaires sont organisées, gérées, validées et diffusées par le MNHN. Ce système est un dispositif clé du Système d'Information sur la Nature et les Paysages (SINP) et de l'Observatoire National de la Biodiversité (ONB).

Afin de gérer cette importante source d'informations, le Muséum a construit une base de données permettant d'unifier les données à l'aide de référentiels taxonomiques, géographiques et administratifs. Il est ainsi possible d'accéder à des listes d'espèces par commune, par espace protégé ou par maille de 10x10 km. Grâce à ces systèmes de référence, il est possible de produire des synthèses, quelle que soit la source d'information.

Ce système d'information permet de consolider des informations qui étaient jusqu'à présent dispersées. Il concerne la métropole et l'outre-mer, aussi bien sur la partie terrestre que marine. C'est une contribution majeure pour la connaissance naturaliste, l'expertise, la recherche en macroécologie et l'élaboration de stratégies de conservation efficaces du patrimoine naturel.

En savoir plus : inpn.mnhn.fr

Remerciements

Ce développement méthodologique de la surveillance DCSMM est le fruit de 6 ans de travail avec les partenaires fondateurs du réseau de suivis POCOROCH : d'ouest en est, OFB - Parc Naturel Marin d'Iroise, CNRS - Station Biologique de Roscoff, LPO - Réserve Naturelle des Sept-Îles et MNHN - Station Marine de Dinard. Ce travail est possible grâce au cofinancement de chacun de ces organismes et aux moyens alloués à l'UMS PatriNat : notamment la dotation annuelle de l'OFB, les moyens techniques et humains du MNHN (principalement au travers de la Station Marine de Dinard) et le support financier complémentaire du MTES dans le cadre des mandats DCSMM D1PC RT et RS. Nous tenons à remercier chaleureusement toutes les personnes qui se sont investies dans les réflexions et/ou sur le terrain. Nous pensons notamment à Eric Feunteun, Juliette Champagnat, Valentin Danet, Gabriel Devique, Julien Guillaudeau et Sébastien Aubin du MNHN-Dinard ; à Laurent Lévêque, Yann Fontana, Mathieu Camusat, Willfried Thomas et Romain Crec'hriou du CNRS Roscoff ; Armel Deniau, Julie Grousseau et Pascal Provost de la LPO-Réserve Naturelle des Sept-Îles, ainsi que Olivier Augé et Jean-Jacques Turbin pour leur renfort bénévole ; Yannis Turpin, Claire Laspougeas, Philippe Le Niliot, Antoine Besnier, Livier Schweyer, Jean-André Prat et tous les agents mer de l'OFB-PNMI ; Olivier Abellard, Sylvain Michel et Benjamin Guichard de l'OFB ; Jean-Francois Sys, Stéphanie D'Agata, Marine Delesalle, Thibaut de Bettignies, Marie La Rivière et Noémie Michez de l'UMS PatriNat. Merci également à Samuel Iglesias, Patrick Louisy et Patrice Francour pour leurs conseils éclairés.

Table des matières

1	Introduction	6
1.1	Les programmes de surveillance DCSMM.....	6
1.2	Les autres besoins de suivi pour les poissons-céphalopodes des milieux côtiers rocheux	8
1.3	Vers un réseau pour le suivi des poissons côtiers rocheux en Atlantique-Manche-Mer du Nord	9
1.4	Planification du développement méthodologique	11
1.5	Objectifs du rapport.....	12
2	Etat de l'art.....	13
2.1	Les protocoles d'échantillonnage	13
2.2	Les métriques indicatrices	14
2.3	Les stratégies d'échantillonnage pour la bioindication	15
3	Méthodologie du dispositif POCOROCH	18
3.1	Genèse des protocoles « comptages transects » et « comptages temps »	18
3.2	Présentation du protocole comptage-transect mis en œuvre par PatriNat	19
3.2.1	Les différentes versions du protocole comptage transect	19
3.2.2	Détails du protocole « comptage-transect » stabilisé.....	21
3.2.3	Stratégie d'échantillonnage intra-site avec le protocole « comptage-transect »	22
3.3	Présentation du protocole comptage-temps mis en œuvre par les membres du réseau	23
3.3.1	Synthèse des différentes versions des protocoles	24
3.4	Synthèse des données collectées jusqu'à présent.....	25
3.4.1	Métriques suivies.....	25
3.4.2	Localisation et couverture spatiale	26
3.5	Sélection des jeux de données en fonction des questions et diagnostics	28
3.6	Pré-traitement des données	30
4	Résultats & Discussion concernant la phase 1	31
4.1	Validation des protocoles Transects et Temps	31
4.1.1	Complémentarités des deux protocoles	31
4.1.2	Retour sur l'utilité des différents rôles des plongeurs	36
4.2	Evaluation de la stratégie d'échantillonnage intra-site.....	41
4.2.1	Importance des strates bathymétriques pour échantillonner l'infralittoral et le circalittoral.....	41
4.2.2	Intérêt de l'échantillonnage saisonnier.....	44
4.2.3	Evaluation du nombre de réplicats par strate spatio-temporelle (et donc du nombre de plongées)47	
4.3	Pertinence de POCOROCH pour renseigner le Descripteur 1	48
4.3.1	Les espèces couvertes par POCOROCH pour une évaluation D1	48

4.3.2	Croisement de la liste D1 (arrêté BEE 2019) et de la liste POCOROCH	50
4.4	Pertinence de POCOROCH pour renseigner le Descripteur 4	53
4.5	Les critères renseignés par POCOROCH et par les autres dispositifs	58
4.6	Conclusions de la phase 1	61
4.7	Perspectives concernant les protocoles en plongées	63
4.7.1	Compléments de protocoles pour les suivis poissons.....	63
4.7.2	Synergies avec d'autres suivis plongés	64
5	Planification de la phase 2	65
6	Bilan des coûts et perspectives pour le déploiement opérationnel.....	67
7	Annexes.....	68
8	Bibliographie	86

1 Introduction

1.1 Les programmes de surveillance DCSMM

La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (2008/56/CE) a pour objectif le maintien ou l'atteinte du bon état écologique (BEE) du milieu marin. Son application au niveau national repose sur le Document Stratégique de Façade. Celui-ci est composé d'un volet « activités et usages » et d'un volet « environnemental » représenté par les Plans d'Action pour le Milieu Marin (PAMM). Les PAMM sont développés dans chaque Sous-Région Marine (SRM) et sont, par conséquent, au nombre de 4 (Manche Mer du Nord, Mers Celtiques, Golfe de Gascogne et Méditerranée Occidentale, voir **Figure 1**). Ils se déclinent en 5 éléments mis en œuvre cycliquement tous les 6 ans. Les programmes de surveillance constituent l'un des éléments du PAMM et se déclinent selon 13 thématiques correspondant aux différentes composantes biocénétiques et aux pressions anthropiques.

Les Poissons et les Céphalopodes (PC) constituent des composantes biocénétiques du descripteur 1 (D1) « Biodiversité » (voir **Encadré 1**) de la DCSMM qui se définit ainsi : « La diversité biologique est conservée. La qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptées aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes. » (Directive 2008/56/UE). Les 4 programmes de surveillance (1 par SRM) thématique « Poissons-Céphalopodes » (PC) ont pour objectifs de collecter les données nécessaires à :

- la définition des indicateurs/seuils du BEE
- l'évaluation du BEE au regard du D1 (e.g. données d'abondances, de démographie, de répartition géographique et par habitat)
- la définition d'objectifs environnementaux
- l'évaluation de leur bonne atteinte (et donc l'évaluation de l'efficacité du programme de mesure).

Les données collectées par les PdS PC peuvent également contribuer à renseigner les descripteurs 2 (« Espèces non-indigènes »), 3 (« Espèces exploitées ») et 4 (« Réseaux trophiques ») (voir **Encadré 1**).

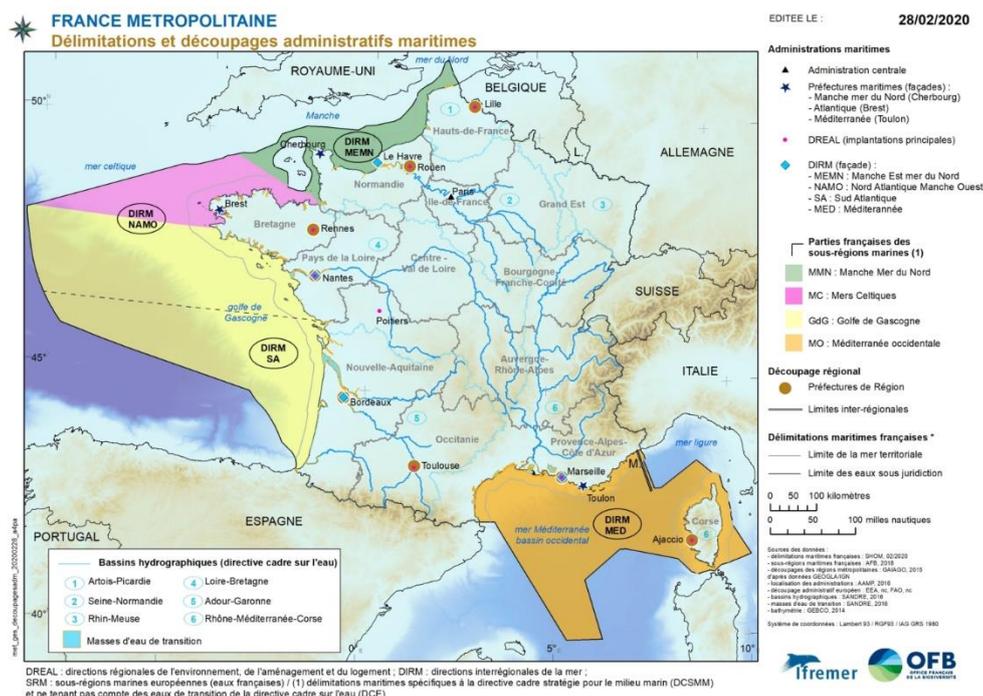


Figure 1. Délimitations et découpages administratifs maritimes

Encadré 1 : Définition des descripteurs (D) et critères (C) du Bon Etat Ecologique qui doivent être renseignés grâce aux données des programmes de surveillance Poissons et Céphalopodes.

Descripteur 1, Biodiversité : La diversité biologique est conservée. La qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptées aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes. Le descripteur 1 s'évalue selon 5 critères qui doivent être renseignés pour chacune des 70 espèces de poissons et céphalopodes pré-listées.

- ❖ **D1C1 Mortalité par captures accidentelles** : Le taux de mortalité par espèce dû à des prises accessoires accidentelles est inférieur au niveau susceptible de constituer une menace pour l'espèce, de sorte que la viabilité à long terme de celle-ci est assurée.
- ❖ **D1C2 Abondance des populations de l'espèce** : Les pressions anthropiques n'ont pas d'effets néfastes sur l'abondance des populations des espèces concernées, de sorte que la viabilité à long terme de ces populations est garantie.
- ❖ **D1C3 Caractéristiques démographiques de la population de l'espèce** : les caractéristiques démographiques (structure par taille ou par âge, répartition par sexe, taux de fécondité, taux de survie, entre autres) des populations des espèces témoignent d'une population saine, qui n'est pas affectée par les pressions anthropiques.
- ❖ **D1C4 Distribution spatiale de l'espèce** : L'aire de répartition des espèces et leur schéma de répartition dans ladite aire, le cas échéant, est conforme aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques dominantes.
- ❖ **D1C5 Extension et état des habitats propices aux espèces suivies** : L'habitat des espèces offre l'étendue et les conditions nécessaires pour permettre à celles-ci d'accomplir les différentes étapes de leur cycle

Descripteur 2, Espèces non-indigènes : Les espèces non indigènes introduites par le biais des activités humaines sont à des niveaux qui ne perturbent pas les écosystèmes.

- ❖ **D2C1 Nombre d'espèces non indigènes nouvellement introduites** : Le nombre d'espèces non indigènes nouvellement introduites dans le milieu naturel par le biais des activités humaines (par période d'évaluation de six ans et comptabilisé à partir de l'année de référence retenue pour l'évaluation initiale) est réduit au maximum et, si possible, ramené à zéro.
- ❖ **D2C2 Abondance et répartition spatiale des espèces non indigènes** : Les abondances et répartitions spatiales des espèces non indigènes établies, en particulier les espèces envahissantes, qui contribuent de manière notable aux effets néfastes sur certains groupes d'espèces ou grands types d'habitats.

Descripteur 4, Ecosystème et Réseaux trophiques :

- ❖ **D4C1 Diversité au sein des guildes trophiques** : La diversité (composition des espèces et abondance relative de celles-ci) de la guildes trophiques n'est pas affectée par les pressions anthropiques.
- ❖ **D4C2 Equilibre de l'abondance totale entre les guildes trophiques** : L'équilibre de l'abondance totale entre les guildes trophiques n'est pas affecté par les pressions anthropiques.
- ❖ **D4C3 Distribution en taille des individus au sein des guildes trophiques** : La répartition par taille des individus au sein d'une guildes trophiques n'est pas affectée par les pressions anthropiques.
- ❖ **D4C4 Productivité des guildes trophiques** : La productivité de la guildes trophiques n'est pas affectée par les pressions anthropiques.

Le programme de surveillance « Poissons et Céphalopodes » s'articule dans chacune des quatre sous-régions marines françaises en quatre sous-programme (SP) organisés selon un triple gradient environnemental : distance à la côte (milieux côtiers intertidaux & subtidaux vs milieux du plateau continental et du large), position dans la colonne d'eau (benthodémersaux vs pélagiques, *i.e.* proche du fond vs dans la colonne d'eau), et nature du fond (substrats durs vs substrats meubles). Le pilotage de ces quatre SP est partagé entre l'UMS PatriNat (OFB, CNRS, MNHN) et l'Ifremer en fonction de leurs domaines d'expertises respectifs (**Tableau 1**).

Cette subdivision en SP est pertinente écologiquement car ces milieux présentent des communautés de PC souvent bien distinctes. Cette subdivision est également pertinente d'un point de vue opérationnel

puisque les dispositifs et/ou méthodes d'échantillonnages varient souvent grandement entre ces différents milieux (e.g. les navires sont différents entre milieux côtiers et plateau/large ; le chalut est adapté en milieux demersaux sur fonds meubles dénudés mais pas sur fonds durs, etc.).

Tableau 1. Répartition du pilotage du PdS D1PC

Sous-programmes	Intitulés	Co-pilotage
SP1	Poissons et Céphalopodes benthodémersaux sur substrats durs et habitats biogéniques côtiers	UMS PatriNat
SP2	Poissons et Céphalopodes benthodémersaux sur substrats meubles côtiers	Ifremer
SP3	Poissons et Céphalopodes pélagiques en milieux côtiers	UMS PatriNat
SP4	Poissons et Céphalopodes pélagiques et benthodémersaux sur le plateau continental et au large	Ifremer

Le présent rapport se focalise sur la surveillance des poissons-céphalopodes dans les milieux côtiers rocheux (part du SP1), dans les 3 sous-régions marines de la façade Atlantique-Manche-Mer du Nord. Il n'existe à ce jour aucun dispositif de surveillance DCSMM pour cette sous-thématique. Il n'existe pas non plus d'autre dispositif qui aurait pu être créé indépendamment/antérieurement (e.g. via suivis AMPs, etc).

Dans une logique d'optimisation, nous cherchons donc à créer un dispositif de surveillance répondant tant que possible à l'ensemble des besoins de surveillance et d'observations, pour les poissons-céphalopodes dans les milieux côtiers rocheux, dans les 3 sous-régions marines de la façade Atlantique-Manche-Mer du Nord.

1.2 Les autres besoins de suivi pour les poissons-céphalopodes des milieux côtiers rocheux

De manière synthétique, il ressortirait déjà en besoin de suivis complémentaires aux besoins DCSMM :

- **DHFF** : La DHFF vise à la préservation des habitats et des espèces qui sont inscrits en annexe de cette directive. Les 7 espèces de poissons d'intérêts communautaires sont des amphihalins, dont certains fréquentent les milieux côtiers rocheux sans pour autant y être strictement inféodés. Un suivi de peuplement ichtyologique en milieux côtiers rocheux peut donc éventuellement contribuer à l'évaluation de ces espèces, mais ne serait pas suffisant. De plus, il faudrait que la méthode utilisée garantisse de fortes probabilités de détection (l'ADN environnemental ou ADNe est envisageable (Rey et al., 2021), les comptages visuels en plongée ne le sont pas). Concernant l'évaluation des habitats à l'échelle des sites N2000, le besoin de suivi/évaluation des peuplements de poissons en milieux côtiers rocheux apparaît dans l'objectif d'évaluation du fonctionnement de l'habitat récif (1170). Pour évaluer si l'habitat remplit ses fonctions, il faut dénombrer ses habitants.
- **PCP** : Parmi les espèces suivies dans le cadre de la PCP, trois d'entre-elles, le bar (*Dicentrarchus labrax*), le congre (*Conger conger*) et le lieu jaune (*Pollachius pollachius*) fréquentent régulièrement les milieux côtiers rocheux. Un suivi de peuplement ichtyologique en milieux

côtiers rocheux peut donc certainement améliorer les connaissances sur l'état de ces populations.

- **Conventions des mers régionales (OSPAR et BARCELONE) :** Les travaux engagés à travers ces deux conventions ne ciblent pas particulièrement les milieux rocheux côtiers. Cependant certaines espèces listées, tel que le mérout (BARCELONE) sont inféodées à ces milieux.
- **DCE :** Le réseau de surveillance poissons mis en place *via* la DCE couvre uniquement les milieux estuariens sur fonds meubles. Il n'existe pas de suivis dédiés à la surveillance des poissons dans les milieux rocheux des eaux côtières. Considérant qu'il existe un suivi DCE des habitats côtiers rocheux subtidaux, il pourrait apparaître intéressant (c'est à la DCE d'en juger) de considérer également un suivi poissons dans ces mêmes habitats.
- **AMP :** En Méditerranée, la quasi-totalité des AMPs régulant les efforts de pêche (*e.g.* réserve intégrale et partielle) réalisent d'ores et déjà des suivis réguliers de l'ichtyofaune en milieux rocheux selon des méthodes communes. Un travail de mise en cohérence entre ces AMPs et avec la DCSMM est initié (*via* AMI inter-directives et ateliers experts). Pour la façade Atlantique-NE, très peu d'AMPs considèrent explicitement dans leur plan de gestion l'enjeu poissons côtiers rocheux. Néanmoins de nombreuses AMPs s'intéressent à l'évaluation des fonctionnalités halieutiques d'habitats et/ou zone (*e.g.* nourricerie, frayère). Les AMPs incluant un fort pourcentage d'habitats rocheux subtidaux sont donc potentiellement intéressées par des suivis ichtyologiques dans cet habitat.
- **Observatoire RESOMAR-ILICO :** Les stations et universités marines sont intéressées par la mise en place de suivis à long terme (Observatoire), pour diverses questions de recherche incluant la réponse de la biodiversité aux forçages anthropiques et aux changements climatiques. Les poissons côtiers rocheux bénéficient d'un fort engouement pour la façade Méditerranée. A contrario, en Atlantique NE, très peu de stations et universités marines incluent les poissons rocheux comme modèle écologique de recherche. Ceci explique d'ailleurs l'absence de suivis existant à ce jour, et l'important travail à réaliser pour combler ces lacunes.
- **Etude d'impacts et d'incidence :** Un grand nombre d'activités générant des pressions anthropiques en mer, font l'objet de suivis d'impact et d'incidences réglementaires. Il semble optimal (scientifiquement et budgétairement) de mutualiser les méthodes de suivis, afin de mettre en commun les données. Les suivis DCSMM (et autres) apporteraient aux études d'impact les points de comparaisons en milieux naturels (spatio-temporels en BACI). Et réciproquement, les études d'impacts apporteraient une plus grande couverture pour la surveillance DCSMM et seraient considérées pour les évaluations état-pressions DCSMM.

Dans une logique d'optimisation, il apparaît incontournable de chercher à développer des programmes de suivis pouvant répondre à la fois aux besoins de surveillance aux échelles nationales et de façade pour les évaluations DCSMM et DHFF tous les 6 ans (et celles des conventions de mers régionales), mais également aux besoins de suivis plus locaux dans le cadre des Observatoires de la Biodiversité (en lien avec RESOMAR-ILICO), des évaluations d'efficacité des AMP (tableaux de bord), voire même des études d'impacts et d'incidence d'activités maritimes telles que les énergies marines renouvelables, l'extraction de granulats, l'urbanisation, la pêche ou la conchyliculture.

1.3 Vers un réseau pour le suivi des poissons côtiers rocheux en Atlantique-Manche-Mer du Nord

Malgré le travail de recueil et formalisation des besoins encore en cours, indispensables au dimensionnement du réseau de surveillance/observation opérationnel, nous avons très tôt cherché à appliquer le principe de suivis mutualisés dans le cadre de travaux R&D, en particulier pour le suivi des PC côtiers rocheux (SP1) en façade Atlantique NE. Pour ces poissons, il n'existait aucun protocole adapté

avant les travaux engagés par PatriNat en 2016 pour la DCSMM (2.1). Ainsi, depuis 2016, l'UMS PatriNat travaille au développement d'un protocole et d'un réseau de suivis en plongée (POCOROCH) en partenariat avec des structures scientifiques (MNHN-Dinard, CNRS Roscoff) et des Aires Marines Protégées (Réserve Naturelle des Sept-Iles, Parc Naturel Marin de la Mer d'Iroise).

Le **réseau POCOROCH** vise ainsi à fédérer les organismes de recherche et les organismes de gestion autour d'un double objectif :

- à l'échelle « locale », les données collectées par (et/ou pour) les différents membres du réseau doivent leur permettre de répondre à leurs besoins/objectifs spécifiques en termes d'acquisition de connaissances, d'observatoire, de problématiques de conservation, de gestion durable des ressources et espaces naturels. Ceci inclue notamment les AMPs dont les sites N2000.
- à l'échelle des façades maritimes (et au-delà), la mutualisation des données collectées par les différents membres du réseau doit permettre de répondre aux objectifs de surveillance et d'évaluation DCSMM et DHFF (évaluer l'état écologique des poissons et les fonctionnalités ichtyologique des habitats à l'échelle des sous-régions marines et quantifier les effets néfastes des pressions anthropiques), ainsi que de contribuer à d'autres questions de recherche ou gestion plus globales.

Ce réseau est actuellement composé de 4 partenaires en Manche Occidentale (en sous-région marine Mers Celtiques), partageant comme enjeux l'acquisition de connaissances et/ou la gestion des écosystèmes côtiers des milieux rocheux (**Tableau 2**).

Tableau 2. Partenaires du réseau POCOROCH en Manche Occidentale

Localité	Institut	Objectifs/Enjeux relatifs aux poissons de roche
Mer d'Iroise		<ul style="list-style-type: none"> • Fonctionnalités des forêts de laminaires pour les poissons (ex. nourricerie, zone de reproduction...) • Potentielles différences dans les structures de peuplement entre zones exploités et non exploités des laminaires (Projet SLAMIR)
Baie de Morlaix		<ul style="list-style-type: none"> • Observatoire de la Biodiversité (RESOMAR) • Observatoire génomique (ADNe) • Relations Poissons-Benthos (Haporocho/Naturalg)
Trégor Sept-Îles		<ul style="list-style-type: none"> • Peuplements de poissons des différents habitats exploités par les colonies d'oiseaux et mammifères • Projet d'extension en mer de la réserve
Baie de Saint-Malo		<ul style="list-style-type: none"> ○ Observatoire de la Biodiversité (RESOMAR) ○ Méthode d'évaluation et hiérarchisation des valeurs fonctionnelles et patrimoniales des habitats

Des réflexions sont actuellement en cours avec les autres stations marines, les délégations de façade maritime de l'OFB et les gestionnaires d'AMPs, en vue d'étendre progressivement le réseau sur l'ensemble de la façade Atlantique-Manche-Mer du Nord. Partant du constat qu'un grand nombre d'AMPs seraient intéressées par un tel suivi mais ne disposeraient pas de moyens techniques et humains pour les assurer en propre (*i.e.* partenaire du réseau mais pas opérateur), nous étudions pour la mise en œuvre des suivis deux options complémentaires aux niveaux précisions des données et fréquences spatio-temporelles d'échantillonnage :

(1) un protocole expert mis en œuvre dans chacun des sites tous les deux ans (*via* une rotation de sites, à l'instar des suivis DCE-Roches subtidales), par des équipes d'opérateurs régionaux couvrant plusieurs sites partenaires, et

(2) un protocole simplifié mis en œuvre tous les ans, par des acteurs locaux tels que

(a) les partenaires institutionnels (AMPs, stations marines) et/ou

(b) un réseau de bénévoles (*e.g.* clubs de plongée, associations naturalistes).

Ces réflexions seront approfondies courant 2022 dans le cadre de la phase 2 du développement méthodologique focalisé sur la stratégie d'échantillonnage inter-site.

1.4 Planification du développement méthodologique

Puisqu'il n'y avait aucun dispositif existant, ni même aucune méthode adaptée (voir **2 Etat de l'art**), le développement méthodologique du futur dispositif **POCOROCH** a été décomposé en 3 phases (**Figure 2**).

La phase 1 vise à **développer, tester et valider l'efficacité des protocoles et de la stratégie d'échantillonnage intra-site**. Les résultats de cette phase 1 seront appliqués directement à la phase 2.

La phase 2 consistera à **déployer les protocoles (suivant la stratégie intra-site), dans un grand nombre de site, le long de gradients environnementaux naturels et anthropiques** (caractérisés par SIG), en vue d'établir des modèles spatialisés de structure de populations (D1) et peuplement (D4) qui permettront *in fine* d'établir la stratégie d'échantillonnage à l'échelle des sous-régions marines et le développement des métriques indicatrices.

La phase 3 portera sur l'**opérationnalisation du dispositif** : ingénierie financière, sélection et formation des opérateurs, etc. Cela reste à planifier.

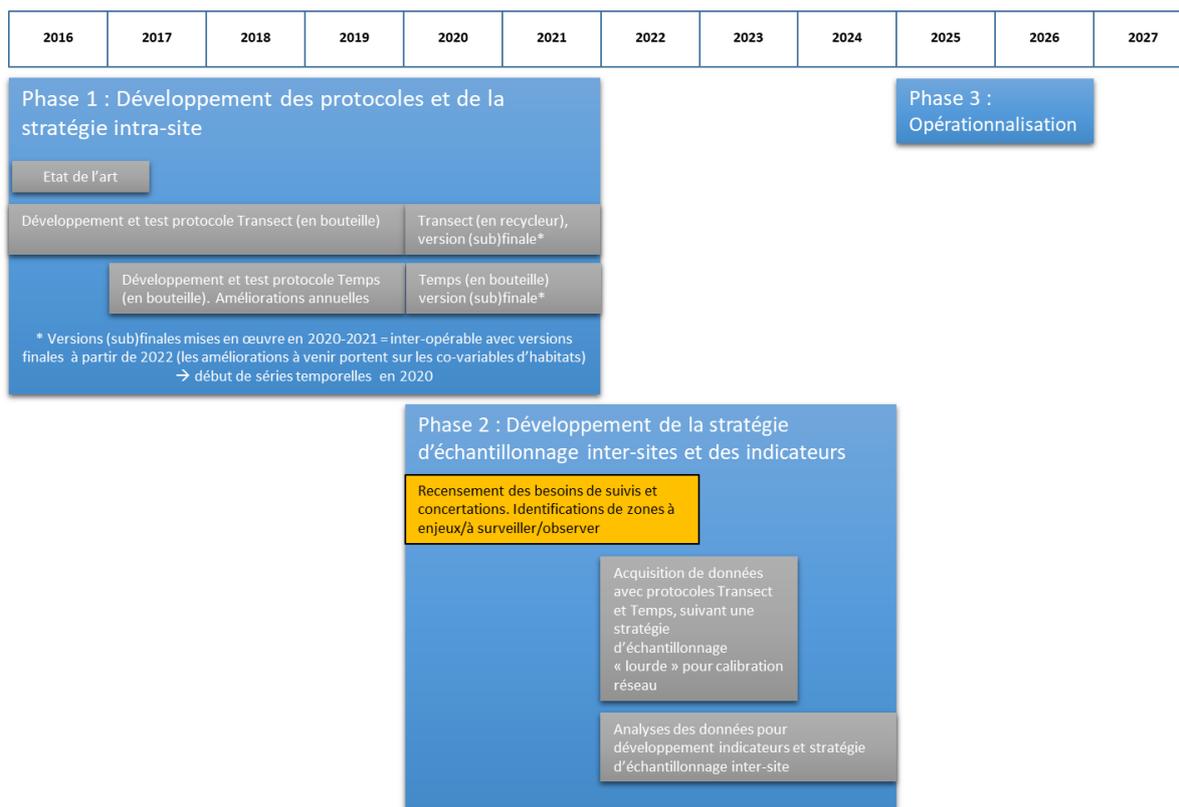


Figure 2. Résumé des différentes phases de dispositif POCOROCH

1.5 Objectifs du rapport

Le présent rapport a pour objectif principal de présenter les résultats de la Phase 1 « validation des protocoles et de la stratégie d'échantillonnage intra-site » du dispositif de surveillance DCSMM POCOROCH en cours de développement. Les éléments suivants sont présentés :

- **L'état de l'art sur les protocoles de suivis et les métriques/indicateurs** couramment utilisés en milieux rocheux
- **La synthèse des campagnes 2016-2020** dont la présentation détaillée des campagnes a déjà été rapportée au 2nd semestre 2020 (Le Joncour and Thiriet, 2020)
- **La validation et les complémentarités des protocoles de comptage Transect et Temps**
- **L'évaluation de la stratégie d'échantillonnage intra-site**, *i.e.* le nombre de réplicats spatiaux et temporels pour échantillonner un site à une année donnée
- **La liste des espèces** qui pourraient être évaluées grâce à ce dispositif de surveillance dans le cadre du Descripteur D1
- La proposition de **plan de travail pour la Phase 2** « Elaboration des indicateurs état-pression et de la stratégie d'échantillonnage inter-site »

2 Etat de l'art

2.1 Les protocoles d'échantillonnage

Un recensement à l'échelle mondiale des méthodes de suivis des poissons dans les milieux côtiers rocheux et récifaux a montré que la méthode la plus utilisée dans le monde est le comptage visuel en plongée le long de transects (Caldwell et al., 2016). Cette étude n'a toutefois recensé aucune méthode concernant l'Atlantique NE. L'UMS PatriNat a donc mené une revue bibliographique spécifique pour cette zone, en recherche d'éventuels standards méthodologiques.

Notre recherche bibliographique spécifique aux milieux rocheux d'Atlantique NE a permis d'identifier 38 articles scientifiques indépendants (recherche réalisée en février 2017, voir **Annexe 1**). Il en ressort que l'approche la plus utilisée est également le comptage visuel en plongée (**Figure 3**). Cette approche a l'intérêt d'apporter des informations précises tout en étant non destructive, ce qui est un avantage incontestable pour suivre sur le long terme des espèces et/ou zones sensibles (e.g. AMPs).

D'autres approches (suivis des pêcheries, pêches scientifiques, vidéos) ont également été utilisées dans une moindre mesure, en complément aux comptages visuels et/ou en alternative. Il est apparu que le choix d'une méthode alternative aux comptages visuels était motivé principalement par (1) le besoin de prélever des échantillons biologiques (e.g. pour analyse des régimes alimentaires) et/ou (2) le suivi d'espèces à faible probabilité de détection en plongée (e.g. nocturne, fuyante ou crypto-benthiques cachée dans les anfractuosités) et/ou (3) l'impossibilité de plonger en liens avec des conditions environnementales adverses (visibilité sous-marine réduite, courant permanent, profondeur importante).

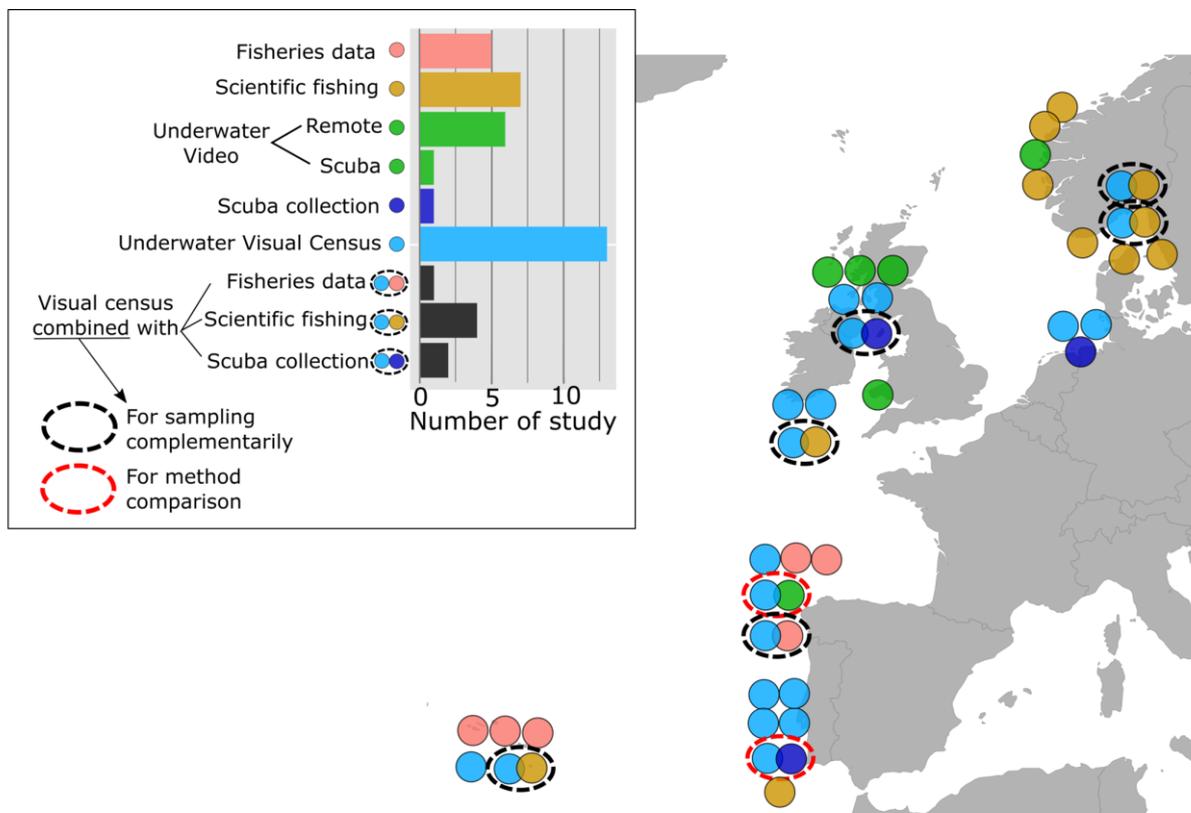


Figure 3. Synthèse de la recherche bibliographique concernant les protocoles de suivis existants aux milieux rocheux d'Atlantique NE

Notre étude de recensement des méthodes de suivis de poissons en milieux rocheux d'Atlantique NE a permis d'élaborer les règles de décision ci-dessous, pour sélectionner la/les méthodes les plus appropriées.

- La méthode à privilégier est le comptage visuel en plongée le long de transects.
- Si la visibilité sous-marine moyenne de la zone à suivre est médiocre (< 4 m) et/ou les conditions de courant/profondeur trop adverses, l'alternative préférentielle est la station vidéo (appâtée si visibilité < 4m) (la méthode précise reste à développer).
- Si les conditions de visibilité sont encore moins favorables aux approches visuelles (visibilité inférieure à 2 m), les méthodes alternatives envisageables sont :
 - Parmi les non-destructives : ADNe, echosondage, biophonie, voir caméra acoustique DIDSON pour des besoins spécifiques localisés (e.g. récifs artificiels et EMR)
 - Parmi les destructives (si acceptables au regard de la sensibilité des espèces et/ou zones ciblées) : pêches scientifiques aux arts dormants, suivis pêche pro et récréatives

Suivant les principes de décision présentés ci-dessus, pour la surveillance DCSMM (et inter-directives et AMPs) des milieux rocheux de MC et GdG-Nord, nous avons retenu l'approche par comptage visuels puisque les conditions environnementales moyennes le permettent.

Il est cependant important de souligner que les autres méthodes de la clé de décision sont ici présentées comme alternatives aux comptages visuels lorsque ceux-ci ne peuvent être opérés fautes de conditions environnementales clémentes. Ces méthodes peuvent aussi être considérées comme complémentaires aux comptages visuels, dans une logique de surveillance multi-source multi-échelle, et/ou pour des besoins spécifiques tels que le suivis d'espèces nocturnes, fuyante, crypto-benthiques, ou benthopélagiques (Rey et al., 2021).

Bien que la littérature existante nous ait conduit à opter pour les comptages visuels en plongée le long de transect, il existe une importante hétérogénéité dans les protocoles recensés en Atlantique NE (e.g. transects de dimensions variables).

De plus, nous n'avons trouvé aucun protocole adapté aux forêts de laminaires rugueuses *Laminaria hyperborea* qui sont pourtant parmi les habitats les plus représentés en milieux rocheux infralittoraux de MC et GdG Nord. Nous avons donc dû commencer par développer une méthode adaptée à ces forêts qui sont



particulières à échantillonner compte tenu de leur stratification verticale. Nous nous sommes pour cela inspiré d'un protocole utilisé dans les forêts de kelp géant *Macrocystis pyrifera* en Californie (PISCO Kelp Forest Fish Surveys), reposant sur un binôme d'opérateurs se répartissant les strates verticales (dessous et dessus de la canopée). Les détails sont exposés en section 3.2.2.

2.2 Les métriques indicatrices

Afin de définir quelles métriques devaient être collectées *in-situ* par les protocoles de comptages visuels en plongée, nous avons initiés un travail de recensement des indicateurs d'état écologique des communautés et populations de poissons. Ce travail (toujours en cours donc non-exhaustif) a recueilli un total de 34 indicateurs (Annexe 2). Une grande majorité de ces indicateurs ont été développés et/ou testés sur les assemblages de poissons côtiers. Il ressort d'une première synthèse que les métriques classiquement utilisées pour alimenter le calcul d'indicateurs d'état écologique des population et/ou peuplement de poissons sont : l'abondance et la distribution en taille des individus des différentes espèces qui constituent l'assemblage. A partir de ces métriques échantillonnées *in-situ* et de données

complémentaires sur les espèces disponibles dans la littérature (ex. catégories trophiques, sensibilité aux pressions, relations taille-poids), il est possible de calculer la quasi-totalité des indicateurs recensés, et répondre au D1 et au D4.

Pour élaborer les grilles d'interprétation des valeurs de ces indicateurs (et les éventuels seuils), les travaux recensés utilisent soit des **approches temporelles**, soit **des approches spatiales**.

Les indicateurs d'état basés sur les **tendances temporelles** des stations de suivis nécessitent 10 à 15 années de série temporelle pour bien distinguer une vraie tendance de simples oscillations inter-annuelles (HELCOM trend-based key coastal fish, OSPAR trend-based sensitive fish). Une fois les seuils calibrés, ce seront des indicateurs robustes et simples.

A l'inverse, les **approches de comparaison spatiale** permettent de plus rapidement identifier les variables environnementales (naturelles et anthropiques) structurantes et isoler les effets néfastes des pressions anthropiques vs les forçages naturels (Coll et al., 2013). Le « désavantage » est qu'il faut compenser l'absence de données temporelle par une plus grande réplification spatiale pour bien couvrir les différents gradients environnementaux, en s'assurant d'avoir tant que possible des zones de « références » où les pressions anthropiques sont très faibles. Ces zones de référence sont souvent des Réserve Intégrale (existantes uniquement en SRM MO) et/ou des zones distantes de la côte (isolées donc moins fréquentées et moins sous pressions) (D'agata et al., 2016). Lorsqu'il est difficile/impossible d'inclure des zones de référence, l'approche relative (par outliers) reste possible dans le même cadre de modélisation état-pression (Cinner et al., 2016).

Nous avons donc retenu que **les protocoles à développer durant la phase 1 doivent échantillonner pour chaque espèces l'abondance et la taille des individus, de manière à alimenter les critères du D1 (à l'exception du D1C1) et ceux du D4.**

2.3 Les stratégies d'échantillonnage pour la bioindication

Afin d'évaluer l'état écologique des peuplements de poissons, il est nécessaire d'analyser la tendance des métriques indicatrices dans le temps et/ou l'espace. **Nous distinguons ainsi l'approche temporelle et l'approche spatiale, qui peuvent également être combinées.**

L'approche temporelle consiste à analyser les tendances temporelles des métriques indicatrices. Avant d'être opérationnelle (définir des seuils), cette approche nécessite 10 à 15 années de série temporelle pour bien distinguer une vraie tendance de simples oscillations interannuelles (HELCOM trend-based key coastal fish, OSPAR trend-based sensitive fish). De plus, il faut considérer que l'évaluation de l'atteinte ou non du BEE ne pourra se faire qu'uniquement dans le cas où une période de référence du BEE est reconnue et pour laquelle des données sont disponibles. Si ce n'est pas le cas, l'évaluation sera relative, c'est-à-dire que nous ne pourrons dire que si la tendance de l'état est vers un rétablissement ou au contraire vers une dégradation (**Figure 4**).

Cette approche est utilisée lorsque les séries historiques le permettent, car elle produit des indicateurs d'état et/ou de tendance robustes et relativement simples à calculer. Concernant l'analyse des relations état-pression, elles ne sont possibles que lorsque les évolutions temporelles des niveaux de pressions sont également connues (et ne varient pas trop dans l'espace). L'étude des corrélations temporelles entre état et pressions souffrent cependant de risques de confusions d'effets. C'est pourquoi l'idéal est de travailler sur des analyses spatio-temporelles, surtout lorsque les niveaux de pressions évoluent dans le temps et l'espace (suivant le principe du Before-After-Control-Impact, Sordello et al. 2019).

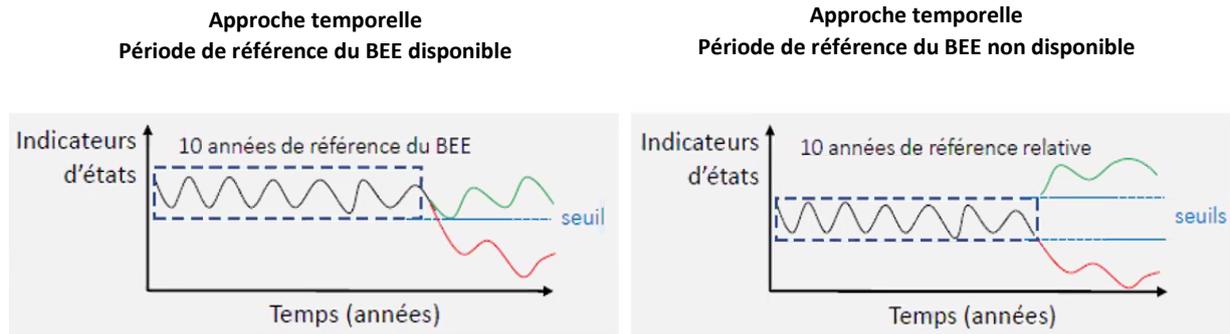


Figure 4. Illustration schématique de l'approche temporelle

Lorsque les données historiques ne sont pas suffisantes pour utiliser une approche temporelle avec référence du BEE, l'approche spatiale est une alternative efficace lorsque les gradients spatiaux environnementaux naturels et anthropiques sont connus. De plus, la mise en œuvre sur le long terme de cette approche débouchera sur les analyses les plus puissantes, l'approche spatio-temporelle.

Les approches de comparaison spatiale visent à identifier les variables environnementales (naturelles et anthropiques) structurantes et isoler les effets néfastes des pressions anthropiques vs les forçages naturels et ainsi évaluer l'état écologique et les relations état-pressions. Pour cela, il est nécessaire d'avoir un effort d'échantillonnage important dans l'espace, pour bien couvrir les différents gradients environnementaux naturels et anthropiques, en s'assurant d'avoir tant que possible des zones de « références » où les pressions anthropiques sont très faibles (Figure 5). Ces zones de références sont souvent des Réserve Intégrale (qu'en SRM MO) et/ou des zones distantes de la côte (isolées donc moins fréquentées et moins sous pressions) (D'agata et al., 2016).

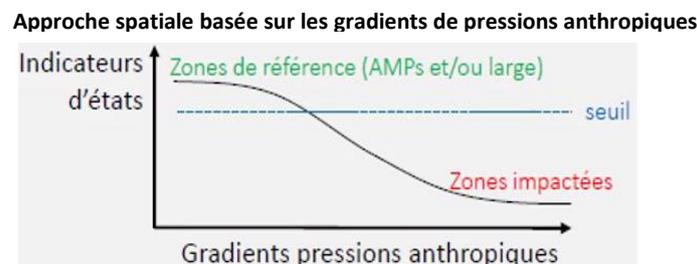


Figure 5. Illustration schématique de l'approche spatiale

Il existe souvent des covariations spatiales entre les forçages naturels et anthropiques ce qui peut conduire à des confusions d'effets. Par exemple, les réserves intégrales historiques ont souvent été définies dans des zones naturellement très riches. De même, les potentielles zones de référence au large sont dans des conditions naturelles très différentes de la côte. C'est pourquoi il est important de prendre en compte les forçages naturels déterminant la capacité biotique du milieu, pour adapter les seuils des indicateurs du BEE (Coll et al., 2013).

Enfin, comme pour l'approche temporelle, lorsque des zones de référence existent, nous pouvons évaluer l'état, et lorsque les zones de références n'existent pas (soit car les pressions sont omniprésentes, soit car les gradients anthropiques sont inconnus), nous pouvons évaluer des tendances relatives qui mettront en avant les zones particulièrement riches et les zones particulièrement pauvres, une fois les sources de variabilités naturelles expliquées (Figure 6).

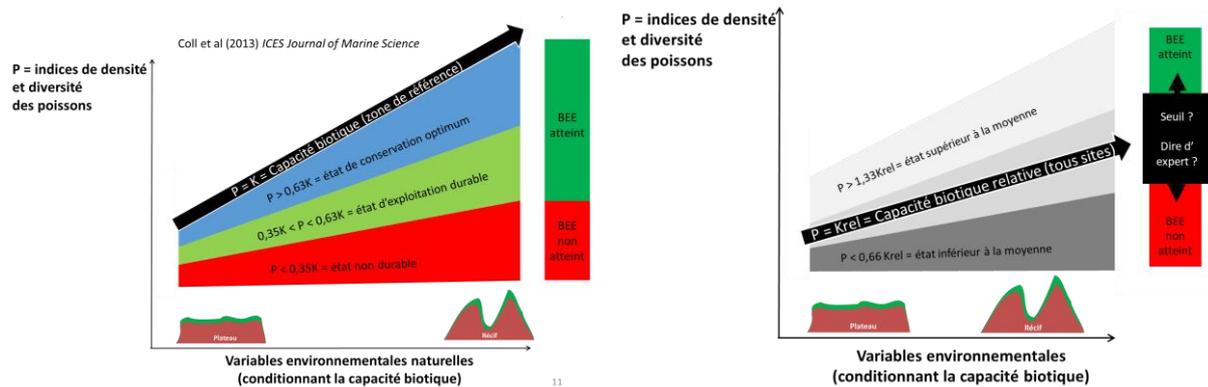


Figure 6. La définition des seuils du BEE par comparaison spatiale en présence de référence spatiale à gauche et en l'absence de référence spatiale à droite. Cette approche doit prendre en compte la capacité biotique naturelle du milieu qui varie également dans l'espace.

Concernant les poissons côtiers d'Atlantique NE, il n'existe aucun dispositif et donc aucune série temporelle. Nous prévoyons donc de développer une stratégie spatiale, qui débouchera *in fine* sur une stratégie spatio-temporelle.

Il n'existe aucune réserve intégrale en Atlantique NE (ni aucun projet en cours), nous allons donc chercher des zones de références en échantillonnant des plateaux très au large de la côte (e.g. Roche Douvres). Cependant, même ces plateaux sont soumis à des pressions, de pêche notamment, dont l'effort n'est pas surveillé/quantifié à cette échelle. Nous allons donc dans un premier temps chercher à développer une stratégie de comparaison spatiale relative qui permettra d'identifier les zones particulièrement riches et les zones particulièrement pauvres, tout en contrôlant les sources de variabilités naturelles (Cinner et al., 2016). Cela sera déjà très utile pour définir les zones à enjeux, ainsi que pour chercher *a posteriori* à émettre des hypothèses au regard des pressions pouvant expliquer ces patrons spatiaux. Puis suite à 10 années de suivis opérationnel, nous pourrons en plus évaluer les tendances temporelles pour statuer sur le rétablissement vs dégradation de l'état écologique globale. Les suivis spatialisés des gradients de pressions, et dans l'idéal la création de réserve intégrale pour générer les extrémités des gradients (et éviter l'omniprésence des pressions), permettront d'avancer à terme vers une évaluation de l'atteinte ou non du BEE (évaluation non pas relative mais « absolue »).

3 Méthodologie du dispositif POCOROCH

3.1 Genèse des protocoles « comptages transects » et « comptages temps »

Avec l'OFB - Parc Naturel Marin d'Iroise, CNRS - Station Biologique de Roscoff, LPO - Réserve Naturelle des Sept-Îles et MNHN - Station Marine de Dinard, nous avons collaboré dès 2016 aux développements et aux tests sur le terrain d'une première méthode d'échantillonnage de la structure des peuplements de poissons : les comptages visuels en plongée sous-marine le long de transects. Les résultats 2016 étaient satisfaisant (Thiriet et al. 2016¹) puisque les protocoles « transects » ont permis de déceler des effets de la canopée de laminaire, de la profondeur et de la topographie paysagère sur la structure des peuplements de poissons (diversité, abondance), ainsi que l'effet de la saison sur les densités et croissances des juvéniles (dont le lieu jaune).

Des différences notables entre observateurs « expérimentés » et « nouvellement formés » avaient été néanmoins décelées. En effet, bien que la compétence « *identification des espèces* » semble avoir été rapidement acquise par les agents « nouvellement formés », ces derniers n'ont certainement pas bénéficié de suffisamment de temps de formation pour acquérir pleinement les compétences d'« *estimation visuelle des abondances, des tailles des individus et des distances sous l'eau* ».

Pour qu'un agent (déjà plongeur) puisse maîtriser correctement le protocole transect, nous estimons qu'il faudrait compter 10 jours de formation initial et 5 jours de recyclage annuel. Bien que cela soit envisageable, un protocole simplifié a été développé, à destination des agents qui n'ont pas 5 jours par an à consacrer à leur recyclage en plus de la dizaine de jours consacrés à l'échantillonnage effectif.

Les 4 institutions partenaires de POCOROCH se sont à nouveau mobilisées en 2018, 2019 et 2020 pour ces nouveaux développements et tests méthodologiques de protocoles « simplifiés » dit de « parcours libre » (ou encore « comptages-temps »). Les agents UMS ont poursuivi la mise en œuvre du protocole « transect » tandis que les agents des instituts partenaires ont mis en œuvre le protocole « parcours libre ».

Les données transects collectés par les agents UMS PatriNat servent de « référence » lorsqu'il s'agit d'évaluer dans quelle mesure le protocole simplifié « parcours libre » permet d'assurer le suivi des poissons et céphalopodes côtiers des milieux rocheux et des herbiers, malgré des métriques échantillonnées moins précises. La perte de précision se situe au niveau de :

- L'unité d'échantillonnage : une surface bien définie pour le transect vs un temps de parcours à une vitesse plus ou moins constante
- L'estimation des abondances : nombre « exact » (+/- 10%) pour le transect vs classe d'abondance pour le parcours libre)
- L'estimation des tailles individuelles : taille « réelle » (+/- 10%) pour les transects vs aucune estimation de taille (2018) ou estimation par classe (à partir de 2019) pour les parcours libre.

Les deux protocoles « transects » et « parcours-libre » ont été affinés entre 2018 et 2020 par des compléments et/ou modifications (voir sections suivantes).

¹ Thiriet P. 2016. Développement d'une méthode de suivi des peuplements de Poissons Côtiers des ROches et Herbiers d'Atlantique NE. Bilan intermédiaire 2016. Rapport MNHN-Dinard.

3.2 Présentation du protocole comptage-transect mis en œuvre par PatriNat

3.2.1 Les différentes versions du protocole comptage transect

Les agents UMS PatriNat ont utilisé de 2016 à 2020 le protocole comptage transect développé en 2016 (Thiriet, 2016). L'unité d'échantillonnage est un transect de 30 m de longueur (mesuré par un décamètre déroulé durant le comptage), parcouru en 9 min (+/- 1 min), dans lequel un observateur ou deux observateurs (en fonction de l'année et de l'habitat, **Figure 8**) se partagent la tâche d'estimer l'abondance et la taille des individus de toutes les espèces de poissons (Chondrichthyens et Ostéichthyens) et de céphalopodes. La largeur du transect ainsi que la position relative des observateurs varient en fonction de la couverture algale (**Figure 8**).

Une première version du protocole a été utilisée en 2016. Une seconde version est utilisée depuis 2018 (**Figure 8**). Les compléments apportés en 2018 portent sur :

- l'ajout d'un second observateur pour les dessous de canopée en infralittoral supérieur et pour les espèces crypto-benthiques en circa-littoral, afin de mieux échantillonner la diversité d'espèces présentes
- une modification de l'échantillonnage des co-variables d'habitats ; visuelle en 2016 puis vidéo à partir de 2018, afin de gagner du temps sous l'eau.

Depuis 2019, l'échantillonnage le long de transects de 30m est subdivisé en 3 tronçons contigus de 10m de long, afin de mieux évaluer la structuration spatiale des peuplements de poissons à micro-échelle et le lien avec le micro-habitat (thèse MNHN de Quentin Ternon en cours).

Depuis 2020, le même protocole qu'en 2019 est mis œuvre, à l'exception du fait que les plongées sont maintenant réalisées en recycleur circuit fermé (contre circuit ouvert les années précédentes). Les avantages liés au recycleur circuit fermé peuvent être résumés en 3 points (**Figure 7**) :

- Très peu de bulles sont relâchées par le plongeur qui est donc plus discret. Cela permet une meilleure approche de la faune et optimise l'observation d'espèces craintives.
- Le gaz respiré est recyclé. De plus, sa composition est optimisée électroniquement en continu (en fonction de la profondeur). Cela permet d'avoir une très grande autonomie en gaz et réduire la durée des paliers de décompression. Les plongées peuvent être plus longues et plus profondes.
- Les quantités de gaz à remplir d'une plongée à l'autre sont très réduites. Le gonflage peut être fait via lyre de transfert depuis des bouteilles tampons facilement transportables. L'organisation logistique de la mission n'est plus dépendante d'une station de gonflable.

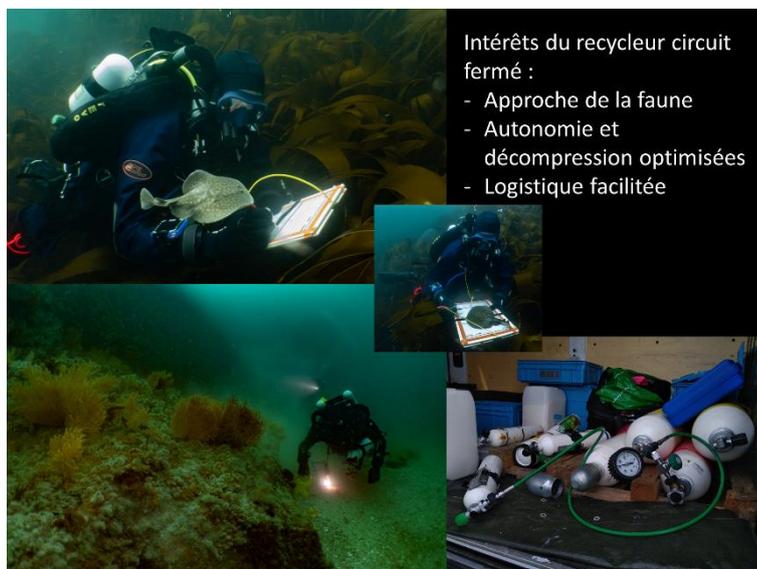


Figure 7. Intérêts du recycleur circuit fermé

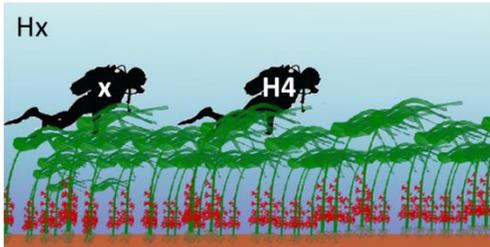
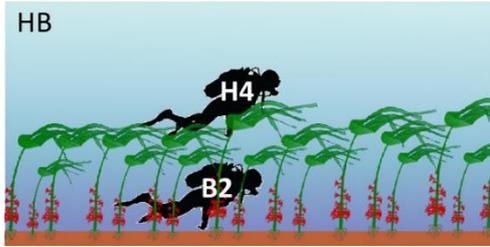
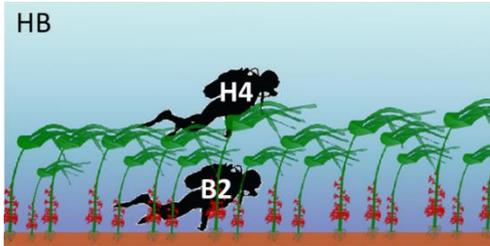
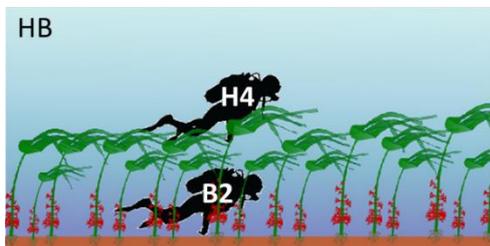
	Protocole 2016	Protocole 2018 et au-delà
Infra-littoral supérieur	<p>Hx</p>  <p>H4: compte les poissons dans 30 x 4m² x : décrit l'habitat visuellement</p>	<p>HB</p>  <p>H4 : compte les poissons dans 30 x 4m² B2 : compte les poissons dans 30 x 2m² L'habitat est filmé lors du trajet retour</p> <p>A noter que parfois en Infra-littoral supérieur, les densités de laminaires sont très importantes. Les stipes empêchent l'observateur B2 d'effectuer un comptage sur 2m de large. Il fait alors un comptage sur un mètre de large.</p>
Infra-littoral inférieur	<p>HB</p>  <p>H4 : compte les poissons dans 30 x 4m² B2 : compte les poissons dans 30 x 2m² Les deux observateurs décrivent l'habitat visuellement lors du trajet retour</p>	
Circa-littoral	<p>Cx</p>  <p>C4: compte les poissons dans 30 x 4m² x : décrit l'habitat visuellement</p>	<p>CC</p>  <p>C4 : compte les poissons dans 30 x 4m² C1 : compte les poissons dans 30 x 2m² L'habitat est filmé lors du trajet retour</p>

Figure 8. Schéma de l'évolution du protocole Transect entre 2016 et 2018 et au-delà. La position et le rôle des observateurs s'adapte au type de communauté algale (souvent corrélé à la profondeur).

3.2.2 Détails du protocole « comptage-transect » stabilisé

Pour chaque espèce, l'abondance est estimée au plus juste, de même que la taille individuelle (exprimée en cm, longueur totale). Les erreurs d'estimations sont évaluées à 10% environ, que ce soit pour les abondances ou les tailles.



➤ **En présence d'une canopée de laminaire (variante Haut-Bas - HB) :**

- **Rôle B2 :** L'observateur B2 est positionné sous la canopée et compte tous les individus détectables sous la canopée, dans un transect de 2 mètres de large, i.e. 1m de part et d'autre de l'observateur. La largeur est occasionnellement réduite à 1m (0,5 m de part et d'autre)

lorsque la densité de laminaire est trop importante. L'observateur doit avoir une stratégie de recherche mixte, pour chercher autant les espèces crypto-benthiques souvent à trou (cf. rôle C1 ci-dessus) et les espèces necto-benthiques souvent nageant proche du fonds sous la canopée. L'observateur alterne donc entre (1) scanner du regard la zone immédiatement devant lui en inspectant tous les trous et (2) un scan du regard à l'horizontal jusqu'à la limite de visibilité liée aux stipes de laminaires. Le phare de plongée indispensable.

- **Rôle H4 :** L'observateur H4 est positionné au-dessus de la canopée, à la verticale de l'observateur B2, et compte tous les individus au-dessus de la canopée, dans un transect de 4 mètres de large (2m de part et d'autre de l'observateur). Il doit avoir une stratégie de recherche mixte, pour chercher autant les individus de petites tailles cachés aux milieux des lames de laminaires (ex. juvéniles de lieux et gobies nageurs) que les individus de grandes tailles nageant souvent plus haut dans la colonne d'eau (ex. adultes de lieux, bars et muets). Il alterne donc entre scans proche et scans lointains.

C'est l'observateur B2 qui donne le cap et l'observateur H4 le suit, en déroulant le décamètre.



➤ **En absence de canopée de laminaire et en herbier (variante Côte-Côte - CC) :**

- **Rôle C4 :** l'observateur C4 compte tous les individus présents dans un transect de 4 mètres de large (2m de part et d'autre). Il compte toutes les espèces mais cherche préférentiellement les espèces necto-benthiques (labridae,

gadidae, mugilidae, moronidae, etc). Pour cela il scanne d'un regard horizontal la zone jusqu'à au moins 4 mètres devant lui.

- **Rôle C1 :** l'observateur C1 est positionné à côté de l'observateur B, légèrement en arrière (décalé latéralement hors du sillage de B). Il compte tous les individus présents dans un transect de 1 mètre de large (0,5 m de part et d'autre). Le plongeur compte toutes les espèces mais cherche préférentiellement les espèces crypto-benthiques (blennies, gobies, trypterigion, targeur, lepadogasters, etc). Il engage la tête ou du moins le regard dans tous les trous et crevasses. Un phare de plongée est indispensable.

C'est l'observateur C4 qui donne le cap et déroule le décamètre. L'observateur C1 suit.

Que ce soit en HB ou CC, les 2 équipiers inversent leur rôle à chaque nouveau transect, afin de prévenir les confusions d'effet entre rôle et observateur.

3.2.3 Stratégie d'échantillonnage intra-site avec le protocole « comptage-transect »

Les sites de suivis POCOROCH sont sélectionnés pour être tant que possible homogènes dans leurs caractéristiques paysagées. Nous sélectionnons des « récifs » présentant tant que possible une pente moyenne d'environ 45° allant de -1 m à -20 m de profondeurs côtes marines. Cette sélection de sites ne représente qu'une seule des nombreuses strates/catégories de topographie de paysages sous-marins côtiers. C'est donc une image réductrice des milieux rocheux côtiers. Néanmoins, sélectionner ce type particulier de « récif » vise à (1) contrôler l'importante variabilité spatiale naturelle liée à la topographie des sites (Thèse de Doctorat Q. Ternon en cours), en travaillant au sein d'une strate topographique, et (2) permettre au cours d'une même plongée de passer d'une strate bathymétrique à une autre sans devoir parcourir trop de distance. Il est intéressant de noter que les sites de suivis DCE Roches Subtidales (Derrien-Courtel and Le Gal, 2013) sont sélectionnés de la même manière, pour les mêmes raisons.

L'échantillonnage d'un site « récif » en une plongée comporte 4 transects. Un transect est réalisé pour chacune des 4 strates bathymétriques (côtes marines) suivantes : [-20m, -16m], dite -18m ; [-15m, -11m], dite -13 m ; [-10m, -6m], dite -8m ; [-5m, -1m], dite -3m (Figure 9).

Le point de départ d'un transect est choisi aléatoirement au sein de la strate bathymétrique prédéfinie. Aléatoire mais à au moins 15 mètres de distance de tout précédant transect.

Le cap initial est choisi de manière à rester le plus longtemps possible au sein de la strate bathymétrique (« l'isobathe est longé »). Au gré de la topographie, lorsque le cap initial entraîne une sortie de strate bathymétrique, un nouveau cap est choisi de manière similaire. Ainsi dans un site à topographie simple, le transect est une ligne droite. Dans un site à topographie complexe, le transect est composé de segments formant des zigs et des zags.

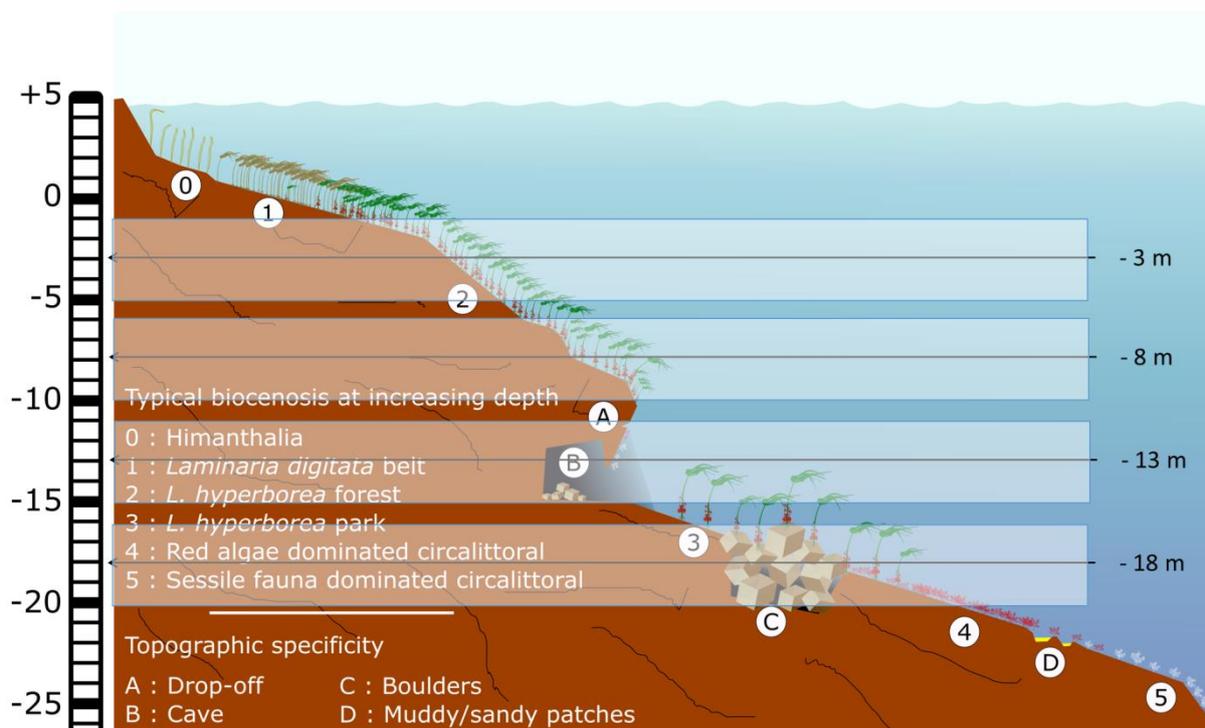
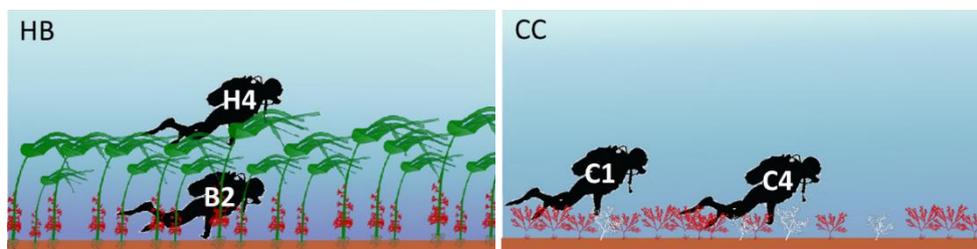


Figure 9. Strates bathymétrique échantillonnées dans les sites « récifs ». Une strate fait 4 mètres de delta-bathymétrie (± 2 m), centrée autour d'une profondeur cible (-3, -8, -13, -18 m CM – Côtes Marines).

3.3 Présentation du protocole comptage-temps mis en œuvre par les membres du réseau

Les agents des différentes institutions partenaires ont utilisé le protocole transect en 2016, puis ont utilisé le protocole simplifié « parcours libre » (ou comptage-temps) à partir de 2018. Ce protocole et sa stratégie d'échantillonnage ont évolué de 2018 à 2020 (**Tableau 3**). Le protocole comptage-temps est stabilisé depuis 2020. Ce protocole est présenté en détail dans un guide méthodologique (Thiriet and Le Joncour, 2020).

Le protocole « comptage-temps » est très proche du protocole comptage transect (voir **section 3.2.2**). Il reprend la répartition des rôles d'observation en fonction de l'habitat, à l'exception que les largeurs de comptages ne sont qu'approximatives, de même que la longueur parcourue. En effet, l'unité d'échantillonnage n'est pas définie par une surface mais par une durée (8 min en 2018 puis 5 min à partir de 2019). Il est demandé que durant le temps d'échantillonnage fixé, une distance approximative soit parcourue : entre 20m et 40m parcourus durant les 8 min pour la version 2018 ; entre 10 et 20m parcourus durant les 5 min pour la version 2019+.



Le protocole « comptage-temps » est souvent également appelé « parcours libre » car contrairement au transect où les observateurs avancent tout droit (selon un cap prédéfini), dans le comptage-temps le parcours est dit « libre » puisque le binôme d'observateur est encouragé à visiter tous les micro-habitats qu'il rencontre dans une tranche bathymétrique donnée, à + ou - 2 mètres, ceci afin d'optimiser la détection d'espèces différentes.

Les autres différences entre comptage-transect et comptage-temps portent sur :

- l'estimation des abondances : nombre « exact » (+/- 10%) pour le transect vs classe d'abondance pour le parcours libre
- l'estimation des tailles individuelles : taille « réelle » (+/- 10%) pour les transects vs aucune estimation de taille (2018) ou estimation par classe (à partir de 2019) pour les parcours libre (0-5 cm, 6-15 cm, 16-40 cm et sup 41cm).

Concernant la stratégie d'échantillonnage des comptages-temps :

- En 2018, elle était identique à celle des comptages-transects : un comptage-temps pour chacune des 4 strates bathymétriques -18m, -13m, -8m et -3m (CM)
- En 2019, un total de 6 comptages-temps était réalisés, 3 répliquas dans chacune des deux strates bathymétriques -18m et -8m (CM).
- En 2020 et au-delà, un total de 8 comptages-temps sont réalisés, 2 répliquas pour chacune des 4 strates bathymétriques -18m, -13m, -8m et -3m (CM).

3.3.1 Synthèse des différentes versions des protocoles

Tableau 3. Evolution des deux types de protocoles, en fonction des années, depuis 2016

Méthode	Caractéristiques de la méthode	2016	2018	2019	2020	2021
Comptage Transect	Métriques évaluées	Abondances et tailles individuelles "exactes" (+/- 10%)				
	Rôles Infralittoral supérieur	H4 : 30 x 4 m ² au-dessus de la canopée				
		B2 : 30 x 2 m ² au-dessous de la canopée				
	Rôles Infralittoral inférieur	H4 : 30 x 4 m ² au-dessus de la canopée				
		B2 : 30 x 2 m ² au-dessous de la canopée				
	Rôles Circalittoral	C4 : 30 x 4 m ² pour les necto-benthiques				
		C1 : 30 x 1 m ² pour les crypto-benthiques				
	Subdivision transects	3 tronçons contiguës de 10m				
	Caractérisation Habitat	Visuelle	Vidéo (et développement de la photogrammétrie en cours dans le cadre de la thèse de doctorat de Quentin Ternon, MNHN)			
Matériel respiratoire	Circuit ouvert			Recycleur circuit fermé		
# d'échantillons par plongée	Total de 4 : 1 par tranche bathy -18m, -13m, -8m, -3m Côte Marine (CM)					
Méthode	Caractéristiques de la méthode	2016	2018	2019	2020	2021
Temps	Métriques évaluées	Abondances par classe				
		Tailles individuelles par classe				
	Rôles	H4B2 en Infralittoral et C4C1 en Circalittoral				
	Durée	8min		5min		
	Caractérisation Habitat	Visuelle				
	Matériel respiratoire	Circuit ouvert				
# d'échantillons par plongée	Total de 4 : 1 par tranche bathy -18m, -13m, -8m, -3m CM		Total de 6 : 3 par tranche bathy -18m, -et -8m CM		Total de 8 : 2 par tranche bathy -18m, -13m, -8m, -3m CM	

Nous considérons que les protocoles et stratégies d'échantillonnages sont stabilisés à partir de 2020. Des évolutions sont prévues pour les années à venir concernant les co-variables d'habitat. Cela ne remettra pas en cause l'interopérabilité des données collectées à partir de 2020, et celles qui seront collectées à l'avenir. **Nous considérons donc que 2020 marque le début de séries temporelles.**

Les données collectées les années antérieures sont d'un grand intérêt pour un certain nombre d'analyses diagnostics durant cette phase 1 de développement des protocoles. Elles ne pourront cependant *a priori* pas être incluses dans les séries temporelles (dont la phase 2 de développement des indicateurs) car on inclurait de possibles confusions d'effets entre changements de protocoles et réels changements temporels dans les peuplements de poissons.

3.4 Synthèse des données collectées jusqu'à présent

3.4.1 Métriques suivies

Une synthèse des métriques échantillonnées (et calculées *a posteriori*, e.g. biomasses grâce à relations taille-poids) est présentée dans le **Tableau 4** pour chaque protocole de comptage. L'utilisation de ces différentes métriques pour le calcul à venir des indicateurs des différents critères et descripteurs est également présentée. Ces éléments sont détaillés/discutés en section 4 du rapport.

Tableau 4. Métriques évaluées par le réseau POCOROCH et liens avec les critères et descripteurs

Descripteur	Critère	Métrique	Comptage transect	Comptage temps	Remarque
D1* (Population)	D1C2	Abondance	+++	++	Unité d'échantillonnage mieux définie par transect
	D1C2	Biomasses	+++	+	Idem + grosse perte de précision par comptage temps car relations taille-poids calculées sur classe de taille et non taille précise
	D1C3	Spectre de taille	+++	+	Grosse perte de précision par comptage temps car abondances par classe de taille et non taille précise
	D1C4 et D1C5	Potentiellement toutes les métriques ci-dessus	+++	+	La distribution biogéographique et le lien avec l'habitat (et ses fonctions) peut/doit être étudiée au regard des différentes métriques
D4 (Peuplement)	D4C1	Composition en espèces	++	+++	L'aspect semi-aléatoire du comptage temps favoriserait la détection d'un plus grand nombre d'espèces (voir section 4.1.1) Pour les 2 protocoles, certaines espèces sont mal détectées (voir 4.3 et 4.5)
	D4C2	Abondances par guildes	+++	++	Unité d'échantillonnage mieux définie par transect
	D4C2	Biomasses par guildes	+++	+	Idem + grosse perte de précision par comptage temps car relations taille-poids calculées sur classe de taille et non taille précise
	D4C3	Spectre de taille des guildes	+++	+	Grosse perte de précision par comptage temps car abondances par classe de taille et non taille précise
<p>* Le suivi a pour but d'évaluer les poissons principalement associés (de manière temporaire ou non) au milieu rocheux. Une liste d'espèce dont le dispositif POCOROCH permettrait leur future évaluation du Bon Etat Ecologique est proposée dans la section 4.3.1. Les espèces sélectionnées sont : <i>Labrus bergylta</i>, <i>Labrus mixtus</i>, <i>Ctenolabrus rupestris</i>, <i>Centrolabrus exoletus</i>, <i>Pollachius pollachius</i>, <i>Symphodus melops</i>, <i>Gobiusculus flavescens</i>, <i>Parablennius gattorugine</i>, <i>Trisopterus luscus</i>, <i>Trisopterus minutus</i>, <i>Thorogobius ephippiatus</i>, <i>Pomatoschistus</i> spp.</p>					

3.4.2 Localisation et couverture spatiale

Les données collectées entre 2016 et 2020, ainsi que le travail de bancarisation en cours au travers du SINP, a été précédemment décrit en détail dans Le Joncour et Thiriet (2020). Un aperçu synthétique des données collectées entre 2016 et 2020 est cependant proposé dans cette partie. Les échantillonnages de 2021 étant en train d'être effectués au moment de la rédaction du rapport, ne sont donc pas présentés.

Le réseau de suivi ainsi que sa stratégie d'échantillonnage (Tableau 5 et Figure 10 et Annexe 3) découlent d'un compromis entre besoins locaux et besoin global (DCSMM). Il en résulte :

- Des facteurs d'intérêt commun à tous les territoires : 4 strates bathymétriques dans des sites à topographie de récifs (Figure 8), et 2 saisons (de mi-mai à mi-juillet ; de mi-août à mi-octobre)
- Des facteurs d'intérêt particuliers à chaque territoire :
 - En mer d'Iroise (avec le PNMI) – topographie (récifs vs platiers) et niveau d'exploitation de *Laminaria hyperborea* (zone exploitée vs zone non-exploitée)
 - Dans le Tregor (avec la réserve des Sept-Iles) – habitat (récifs vs herbiers)
 - En Baie de Morlaix et en Côte d'Emeraude (avec les deux stations marines Roscoff et Dinard) – sites à topographie de récifs le long d'un gradient d'eutrophisation côte-large

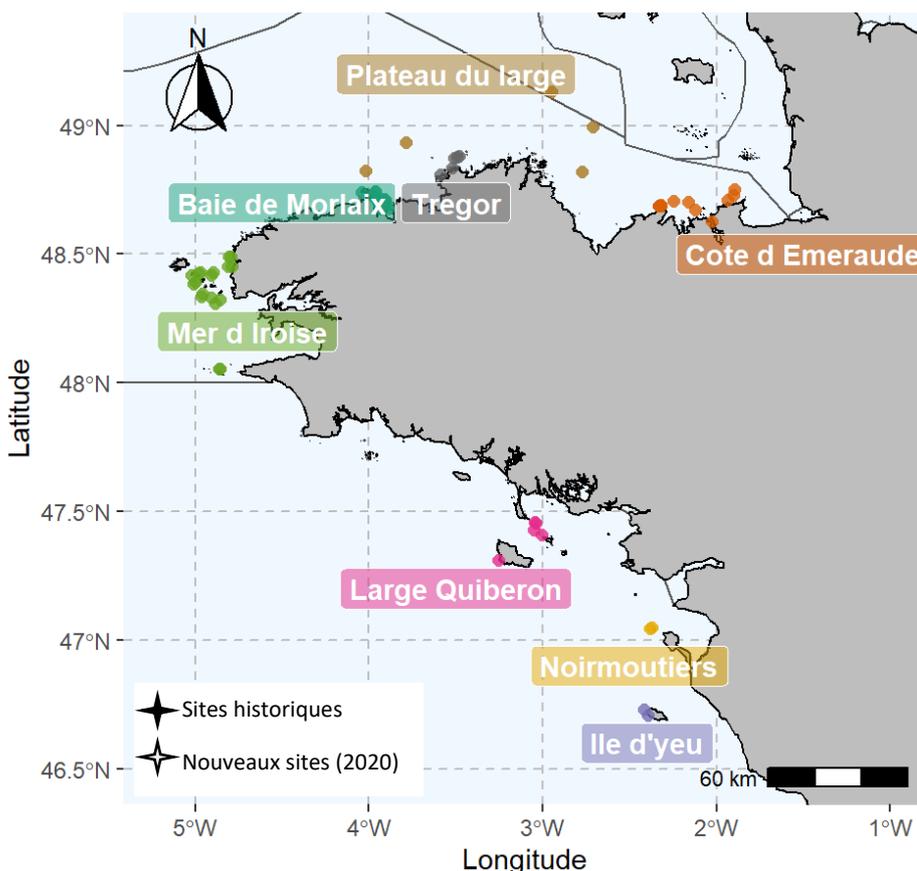


Figure 10. Localisation des stations d'échantillonnage du réseau de suivi POCOROCH 2016-2020. Côte d'Emeraude, Plateau du large, Tregor, Baie de Morlaix et Mer d'Iroise sont en « SRM Mer Celtique » et Large Quiberon, Noirmoutier et ile d'Yeu sont en « SRM Golfe de Gascogne (Nord) ». Les cartes par zone indiquant les sites échantillonnés en fonction des années, saison et protocole de comptage sont présentées en Annexe 3.

En 2020, en plus des sites échantillonnés conjointement avec les partenaires POCOROCH (cf ci-dessus), l'UMS PatriNat a cherché à ouvrir de nouveaux sites (malgré l'absence de partenaires, au moins pour le moment) en vue de compléter la stratégie d'échantillonnage :

- Les sites « plateaux du large » en Manche Occidentale (Sys et al., 2020) sont un ensemble de 5 sites à topographie de récifs, à une distance des côtes supérieure à 6 Milles Nautiques (à l'exception de la Méloine à 3 MN). Considérant que les pressions anthropiques sur les milieux rocheux (notamment eutrophisation) et leurs espèces de poissons (notamment pêches)

diminuent *a priori* avec la distance à la côte, ces sites ont été choisis pour servir potentiellement de référence spatiale aux autres sites de Manche Occidentales déjà couverts par le réseau. Ces sites du large sont donc cruciaux dans le développement des indicateurs du BEE à venir en phase 2.

- o Les sites « Large Quiberon », « Noirmoutiers » et « Ile d'Yeu » sont également des sites à topographie de récifs explorés en 2020. Les objectifs étaient doubles : (1) tester en Gascogne Nord le protocole développé en Manche Occidentale, ces deux régions présentent en effet des habitats à macrophytes différents, pouvant affecter la performance du protocole, et (2) repérer des sites, suivant une logique côte-large (avec un certain nombre de sites communs avec la DCE Roches subtidales), en vue de préfigurer la stratégie d'échantillonnage de la surveillance.

Les données collectées dans ces localités « plateaux du large », « Large Quiberon », « Noirmoutiers » et « Ile d'Yeu » sont pour le moment trop peu nombreuses (une seule date d'échantillonnage par site en 2020) pour inclure ces localités dans les analyses du présent rapport. L'année 2021 en cours inclue la poursuite de l'échantillonnage des plateaux du large de Manche occidentale, en vue du travail de bio-indication à venir. Les sites en Gascogne Nord ont permis de valider qualitativement le protocole dans cette région, et un certain nombre de site sera repris pour les années ultérieures lorsqu'on cherchera à développer la stratégie d'échantillonnage inter-site dans cette région (phase 2).

Tableau 5. Synthèse du nombre de jour de terrain et du nombre de transect pour les 2 protocoles de comptage par saisons et année. Transects non inclus dans les analyses du rapport : * car trop peu de données pour le site (cf. Nouveaux sites 2020) ; ** car absence de report des rôles pour la majorité des transects de l'année échantillonnée

Protocole de comptage : Transect												
	2016						2018					
	Saison 1			Saison 2			Saison 1			Saison 2		
	Dates	Jours	Transect									
Baie de Morlaix	08/06	4	46**	22/09	4	54**	22/05	9	63	17/09	8	62
	-			-			-			-		
Côte d'Emeraude	13/07			04/10			28/05	4	24	06/09	3	19
						13/06	27/09					
Mer d'Iroise	31/05	4	27**				30/05	5	29	03/09	2	14
	-									22/06		
Trégor	14/07	2	11**	11/10	2	13**	18/06	6	39	29/08	5	36
	-			-			-			-		
	15/07			12/10								
	2019						2020					
	Saison 1			Saison 2			Saison 1			Saison 2		
	Dates	Jours	Transect									
Côte d'Emeraude	23/07	6	27	06/09	7	35	29/06	14	101	07/09	10	83
	-			-			-			-		
Mer d'Iroise	01/08	5	31	14/10	4	31	06/08	4	32	16/10	5	36
	27/05											
Trégor	-			-			-			-		
	31/05			24/10			18/06			11/09		
Plateau du large				16/09	5	40	22/06	3	32			
				-						24/06		
Large Quiberon				20/09			02/07	5	17*			
							-					21/09
Ile d'Yeu							09/07			-		
										23/09		
Noirmoutiers										29/09	1	5*
										28/09		

Protocole de comptage : Temps

2018												
Saison 1						Saison 2						
	Dates	Jours	Transect	Dates	Jours	Transect						
Baie de Morlaix	22/05 - 07/06	9	73**	17/09 - 05/10	9	75**						
Côte d'Emeraude	28/05 - 29/05	2	6*	27/09	1	7**						
Mer d'Iroise	30/05 - 21/06	4	34**									
Trégor	18/06 - 04/07	6	40**	29/08 - 26/09	5	37**						

2019							2020					
Saison 1			Saison 2				Saison 1			Saison 2		
	Dates	Jours	Transect									
Baie de Morlaix	13/06 - 26/06	4	24	07/10 - 24/10	8	51	02/06 - 17/06	5	63	21/09 - 16/10	5	48
Côte d'Emeraude	24/07 - 26/07	3	32									
Mer d'Iroise	27/05 - 31/05	5	41	21/10 - 24/10	4	48	22/06 - 03/07	5	62	07/09 - 10/11	5	61
Trégor	10/06 - 14/06	5	60	16/09 - 20/09	5	57						

3.5 Sélection des jeux de données en fonction des questions et diagnostiques

Comme décrit dans les sections précédentes, un gros effort d'échantillonnage a été déployé depuis 2016, avec pour objectif premier la mise au point des protocoles d'échantillonnage et la définition d'un ensemble de sites cohérents : notamment homogènes d'un point de vue topographique, et praticables considérant des aspects opérationnels tels que les courants et la houle. C'est pourquoi au fil de ces premières années, les protocoles ont évolués, ainsi que les sites. Il faut également souligner le fait que des annulations pour cause météo n'ont pas pu être évitées. Il en résulte que le jeu de données global à disposition souffre d'importants « déséquilibres » (Figure 11), *i.e.* tous les sites n'ont pas été suivis tous les ans, à toutes les saisons, par les mêmes protocoles. Cela est inhérent aux premières années d'un protocole et d'un réseau de suivi en cours de développement.

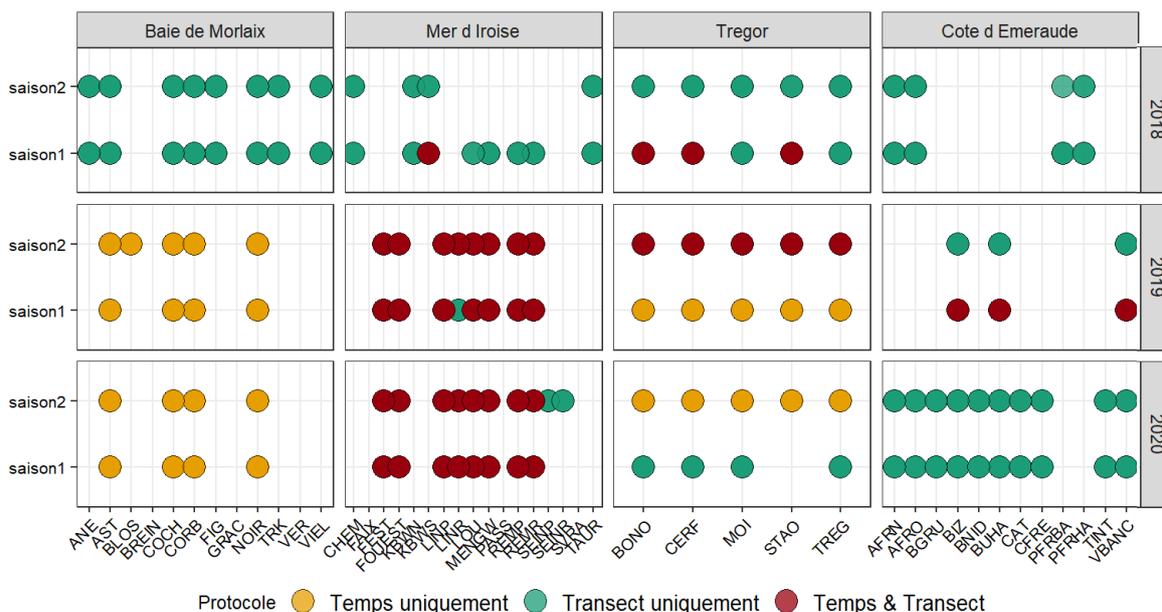


Figure 11. Synthèse des sites historiques du suivi échantillonnés par les 2 protocoles de comptage

Nous chercherons tant que possible à valoriser l'ensemble de ces données dans le cadre de la phase 2, grâce à des modèles de distributions pouvant tenir compte de certains « déséquilibres ». Notamment, les effets de l'hétérogénéité des sites et des périodes d'échantillonnages seront inclus dans les modèles grâce à des co-variables caractérisant les forçages environnementaux des différents sites et périodes d'échantillonnage. Cela représente un important travail de géomatique, qui a été initié par D'Agata et al. (2020) pour la Baie de Morlaix en 2018 (car nous disposons de couches SIG satisfaisantes). Nous n'avons pas pu initier ce travail à l'ensemble des sites car nous ne disposons pas pour l'ensemble des localités les couches SIG nécessaires. Nous avons fait remonter nos besoins dans le cadre de l'appel à données évaluation DCSMM (bien que ce soit plus pour de la R&D pour notre cas). Des discussions sont également en cours avec les services géomatiques de l'OFB ; nous avons notamment identifiés que les travaux de cartographie continu des habitats dans le cadre de MarHa devraient être très utiles pour POCOROCH.

Pour la phase 1 de diagnostic du protocole et de la stratégie d'échantillonnage intra-site, face au déséquilibre du jeu de données et l'impossibilité temporaire d'en tenir compte, nous avons sélectionnés différents sous-jeux de données « équilibrés » en vue de répondre aux différentes questions de diagnostic (Tableau 6).

Tableau 6. Description des sous-jeux de données en fonction des objectifs

Ojectifs	Point de vigilance	Jeu Transect	Jeu Temps	Jeu commun Transect & Temps
Comparaison des rôles	Sélectionner uniquement des transects où les 2 rôles (C1 et C4 ou H4 et B2) ont été effectués	Transects des sites en vert et rouge de la Figure 11	Transects des sites en jaune et rouge de la Figure 11	Transects des sites en rouge de la Figure 11
Evaluation de l'échantillonnage saisonnier	Sélectionner uniquement les transects des strates bathymétriques d'un site échantillonné aux 2 saisons de l'année			
Comparaison des protocoles de comptage	Sélectionner uniquement les sites échantillonnés à la même saison d'une même année	Transects des sites en rouge de la Figure 11		
Evaluation de la variabilité spatio-temporelle	S'assurer que le nombre d'échantillon soit balancé entre les facteurs testés	Transects de 2018 des 4 zones : 2 sites* par zone * sites : COCH et NOIR (Morlaix), AFRN et AFRO (Cote d'Emeraude), CHEM et KBWS (Mer d'Iroise) et CERF et MOI (Trégor)	Transects de 2019-2020 de Mer d'Iroise et Baie de Morlaix : 3 sites** par zone et saison ** sites : FOUEST, LOU, REMR (Mer d'Iroise) et COCH, CORB et NOIR (Morlaix)	n.a.

3.6 Pré-traitement des données

Que ce soit pour le protocole Transect ou le protocole Temps, les différents types d'habitats présents en milieux rocheux subtidiaux conduisent à utiliser différentes variantes du protocole. Afin de pouvoir comparer les données entre habitats, et donc entre variantes de protocoles, des pré-traitements sont nécessaires. Le **Tableau 7** présente les différents pré-traitements effectués sur les données pour les analyses en fonction de l'habitat considéré (infralittoral, circalittoral et l'intégration des 2 habitats) et du type de protocole de comptage (transect ou temps).

Tableau 7. Explication des pré-traitements appliqués à chaque protocole en fonction des habitats

Type d'habitat	Protocole Transect	Protocole Temps
Infralittoral	Somme des densités des rôles H4 et B2	Sélection du rôle avec les abondances maximales (H4 ou B2)
Circalittoral	Sélection des abondances : - du rôle C4 pour les espèces nectobenthiques - du rôle C1 pour les espèces cryptobenthiques et pour le cas particulier de l'espèce nectobenthique <i>Ctenolabrus rupestris</i> *	
Infralittoral et Circalittoral	<p><u>Infra</u> : Somme des abondances des rôles H2** et B2</p> <p><u>Circa</u> : Sélection du rôle C2**</p>	<p><u>Infra</u> : Sélection du rôle avec les abondances maximales (H4 ou B2)</p> <p><u>Circa</u> : Sélection du rôle C4</p>
<p>* Résultats des travaux de la thèse en cours de Quentin Temon – cette espèce semble plus facilement observable avec le rôle C1</p> <p>** Raréfaction effectuée pour normaliser les abondances sur une même surface échantillonnée entre infra- et circa-littoral (voir Annexe 4 pour le détail)</p>		

Les différents prétraitements appliqués à chaque protocoles et habitats se justifient par les raisonnements suivants :

- ❖ En infralittoral – différent prétraitement entre Transect et Temps : Lors du protocole Transect les plongeurs évoluent en même temps le long du transect, les 2 plongeurs ne comptent pas 2 fois le même poisson et donc les abondances pour une même espèce ou classe de taille peuvent être additionnées. *A contrario* pour le protocole Temps, les plongeurs ont une liberté de mouvement accrue. Il ne peut pas être exclu que le même poisson soit compté par les 2 plongeurs. L'abondance maximale entre les 2 observateurs est retenue.
- ❖ Différent prétraitement entre circalittoral et infralittoral : les rôles C1 et C4 créés pour le circalittoral ont pour but de détecter les espèces cryptobenthiques et nectobenthiques respectivement d'où la sélection d'un rôle par rapport à l'autre en fonction de l'espèce observée, contrairement aux rôles H4 et B2 pour l'infralittoral qui doivent observer toutes les espèces simultanément.

4 Résultats & Discussion concernant la phase 1

Le présent rapport porte sur la phase 1 du développement méthodologique, qui vise à développer, tester et valider l'efficacité des protocoles et de la stratégie d'échantillonnage intra-site. Les résultats de cette phase 1 seront appliqués directement à la phase 2, qui vise à établir la stratégie d'échantillonnage à l'échelle des sous-régions marines et le développement des métriques indicatrices (voir **section 5**).

4.1 Validation des protocoles Transects et Temps

4.1.1 Complémentarités des deux protocoles

Lors des premiers tests en 2016, le protocole Transect s'est avéré trop compliqué à mettre en œuvre par l'ensemble des membres du réseau. Le protocole comptage temps est une simplification du protocole transect à destination des membres du réseau, il reste cependant *a priori* moins informatif (voir **section 3.1**). L'objectif est donc d'utiliser les deux protocoles à deux fréquences d'échantillonnage :

(1) le protocole transect (que l'on pourrait qualifier de protocole complet, ou protocole expert) est à mettre en œuvre dans chacun des sites tous les deux-trois ans (*via* une rotation de sites, à l'instar des suivis DCE-Roches subtidales), par des équipes d'opérateurs régionaux couvrant plusieurs sites partenaires (ce que fait l'UMS PatriNat pour le moment), et

(2) un protocole simplifié (comptage Temps ou parcours libre) mis en œuvre tous les ans, par des acteurs locaux

(a) les partenaires institutionnelles (AMPs, stations marines) et/ou

(b) à un réseau de bénévoles (*e.g.* clubs de plongée, associations naturalistes).

Ces réflexions seront approfondies courant 2022 dans le cadre de la phase 2 du développement méthodologique focalisé sur la stratégie d'échantillonnage inter-site. Dans le cadre de la phase 1, nous avons cherché à vérifier que ce projet de surveillance à double protocole est viable. Nous avons donc :

- Evaluer le niveau de concordance entre protocoles en termes de richesse spécifique et patrons spatio-temporels des communautés des habitats rocheux (**Tableau 8**, **Tableau 9**, **Figure 12**, **Figure 13** et **Figure 14**).
- Synthétiser les avantages et limites de chacun des protocoles afin de mieux comprendre leur développement et association dans le futur du réseau de surveillance (déjà présenté en **Tableau 4**).

Les analyses montrent que les 2 protocoles Temps et Transect détectent les espèces dans des mêmes ordres de grandeur confirmant leur concordance en termes d'observation (**Tableau 8**). Le protocole Temps a cependant détecté 11 taxons non observés avec le protocole Transect dans les sites communs aux 2 protocoles de comptage. Les courbes d'accumulation confirmant cette tendance (**Figure 12**). Les taxons uniquement détectés par le protocole Temps sont majoritairement des espèces crypto-benthiques (associés à des micro-habitats particuliers), à occurrences rare en comptages visuels. Ce résultat était attendu, compte tenu du fait que le protocole comptage temps (synonyme de parcours libre), favorise l'exploration de tous les micro-habitats présents et donc la détection de plus d'espèces, contrairement au comptage transect qui est déployé de manière aléatoire et qui donc réduit les chances de passer dans les micro-habitats les moins abondants. Il peut donc être considéré que le comptage-transect permet une évaluation représentative de la diversité du site dans son ensemble (en étant peu sensible aux micro-habitats les moins courants), tandis que le protocole comptage-temps permet de

mieux intégrer la diversité des micro-habitats, dont les moins courants. En d'autres termes, le comptage-transect, par son caractère aléatoire et le contrôle précis de l'effort d'échantillonnage (surface fixe), serait plus intéressant pour la comparaison inter-site des patrons de diversité (β). Tandis que le comptage-temps serait plus adapté pour l'évaluation (et le suivis temporel) de la diversité de chaque site (diversité α). Ces considérations étant faites, nous resoulignons néanmoins que les 2 protocoles restent très concordants pour les espèces à occurrences élevée à moyenne.

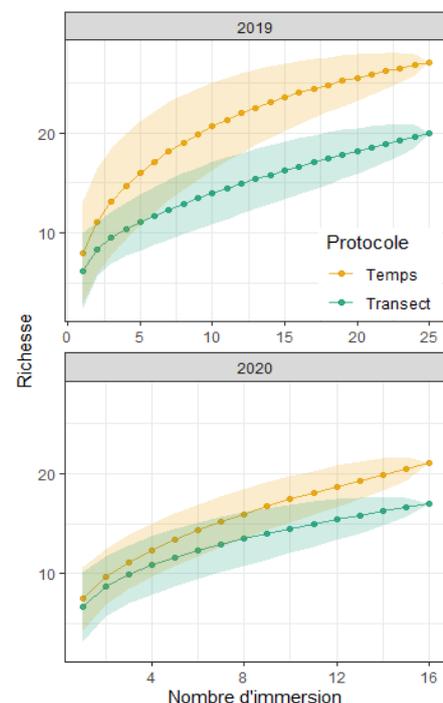
Tableau 8. Fréquence d'observation des espèces par protocole de comptage sur les 36 sites échantillonnés par les 2 protocoles. Les espèces avec un astérisque sont celles pour lesquelles il avait moins de 5 individus comptabilisés sur la totalité des sites.

Légende couleurs :

100-75%	75-50%	50-25%	25-0%
---------	--------	--------	-------

Espèce	Transect	Temps	Espèce	Transect	Temps
<i>Labrus bergyllta</i>	97.2	100.0	<i>Torpedo marmorata</i>	5.6*	5.6*
<i>Pollachius pollachius</i>	88.9	97.2	<i>Zeugopterus punctatus</i>	5.6*	13.9*
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	77.8	86.1	<i>Scyliorhinus canicula</i>	2.8*	11.1*
<i>Centrolabrus exoletus</i>	75.0	86.1	<i>Trisopterus luscus</i>	2.8*	11.1
<i>Gobiusculus flavescens</i>	72.2	72.2	<i>Tripterygion delaisi</i>	na	5.6*
<i>Labrus mixtus</i>	66.7	77.8	<i>Trisopterus minutus</i>	na	5.6*
<i>Symphodus melops</i>	66.7	63.9	<i>Diplodus sargus</i>	na	2.8
<i>Parablennius gattorugine</i>	27.8	33.3	<i>Gobius paganellus</i>	na	2.8*
<i>Dicentrarchus labrax</i>	19.4	19.4	<i>Lepadogaster spp</i>	na	2.8*
<i>Ammodytidae fl</i>	8.3	11.1	<i>Mugilidae fl</i>	na	2.8
<i>Callionymus lyra</i>	8.3	8.3	<i>Mullus surmuletus</i>	na	2.8*
<i>Pomatoschistus spp</i>	8.3	25.0	<i>Solea solea</i>	na	2.8*
<i>Conger conger</i>	5.6*	5.6*	<i>Symphodus bailloni</i>	na	2.8*
<i>Sparus aurata</i>	5.6	5.6	<i>Taurulus bubalis</i>	na	2.8*
<i>Spondylisoma cantharus</i>	5.6*	8.3	<i>Trachurus trachurus</i>	na	2.8
<i>Thorogobius ephippiatus</i>	5.6	16.7			

Figure 12. Courbe d'accumulation pour les sites échantillonnés en commun avec les 2 protocoles de comptage. Pour rappel : 2019 inclut les sites de Mer d'Iroise aux 2 saisons et ceux du Trégor en saison 2 et 2020 inclut uniquement les sites de Mer d'Iroise aux 2 saisons.



Concernant les patrons de diversité β entre protocoles de comptages, une analyse multivariée de co-inertie (Legendre and Legendre, 1998) a été produite. Succinctement, l'objectif d'une analyse multivariée de co-inertie permet de décrire la structure commune de deux jeux de données provenant de sites communs. Appliquée aux données de présence-absence, d'abondance (espèce et classe de taille du protocole Temps) des communautés de poissons recensées par chaque protocole de comptage, cette méthode permet de tester l'hypothèse selon laquelle les deux communautés de poissons ont une structure similaire, traduit par la valeur du coefficient RV qui s'apparente à un coefficient de corrélation entre les deux tables d'abondances dans notre cas. Le coefficient RV varie de 0 à 1, avec la valeur de 1 indiquant une corrélation maximale entre les deux jeux de données (Legendre and Legendre, 1998). Les résultats (**Tableau 9**, **Figure 13**, **Figure 14** et **Annexe 5**) ont révélé que les communautés échantillonnées par les 2 protocoles de comptage étaient très similaires pour les sites du Trégor et relativement similaires pour les sites de la mer d'Iroise quelques soit la métrique utilisée. La structure commune observée entre les 2 protocoles distingue principalement sur le 1^{er} axe de la co-inertie les 2 saisons pour les sites de la mer d'Iroise et les sites provenant des récifs et des herbiers pour le cas du Trégor. La structure commune entre protocoles révélant des patrons attendus (saisonnalité, type d'habitat) dont les classes de tailles des espèces qui contribuent le plus à cette structure sont les mêmes espèces (*e.g.* du lieu jaune de 1-5cm et 6-15cm corrélé au site de la saison 1 en mer d'Iroise) illustre la concordance des communautés entre les 2 protocoles.

Tableau 9. Coefficients RV des analyses de co-inerties comparant les 2 protocoles de comptages pour différentes métriques indicatrices

Jeu de données	Sites par saison (n)	<i>Métriques indicatrices renseignées</i>		
		<i>Présence-Absence</i>	<i>Abondance par espèce</i>	<i>Abondance par taille de classe Temps</i>
TREGOR – 2019 – Saison 2	Récif (3) ; Herbier (2)	0.96	0.76	0.86
IROISE – 2019-2020 – Saisons 1&2	Récif (4) ; Platier (4)	0.43	0.33	0.49

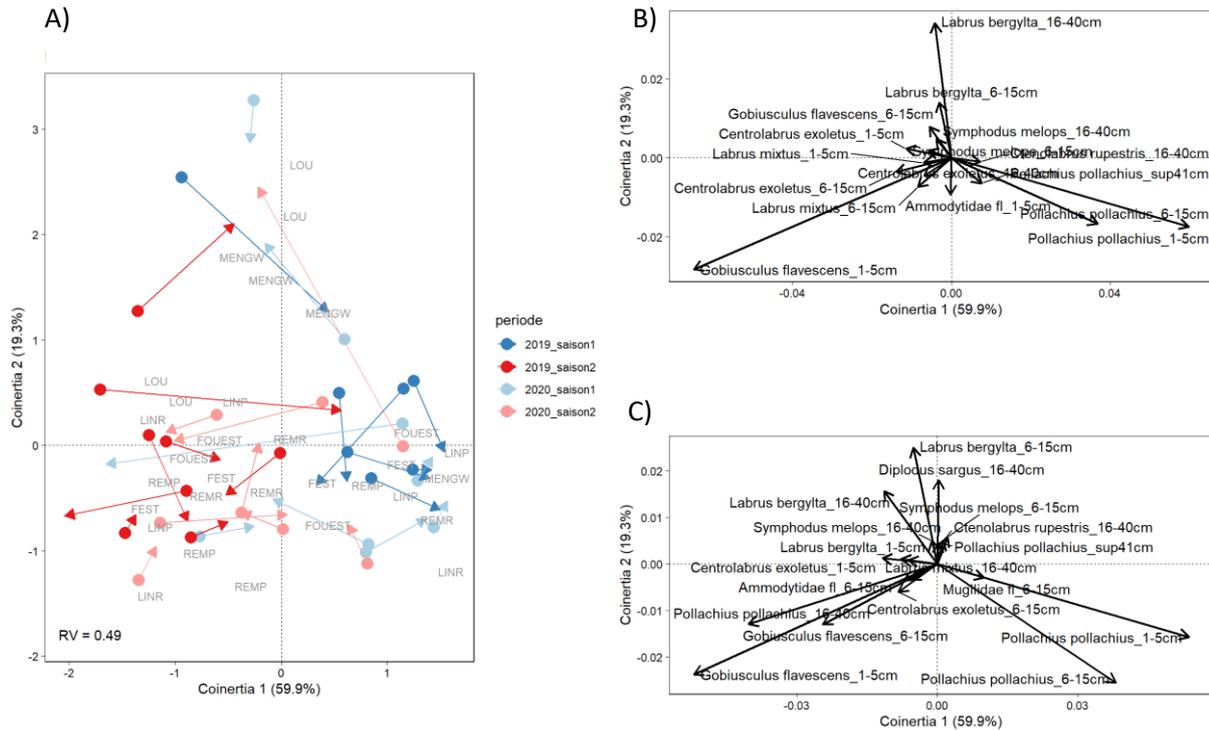


Figure 13. Représentation graphique de l'analyse de co-inertie présentée en Tableau 9 comparant les patrons de diversité β des communautés basées sur les abondances par classe de taille des espèces issues des protocoles Transect et Temps pour les sites de la Mer d'Iroise. Les données d'abondance ont été transformées avec la distance Hellinger (Legendre and Gallagher, 2001). Les 2 premiers axes sont montrés et représentent 79.2 % de la variance totale expliquée par la co-inertie dont le coefficient RV est de 0.49. La figure A) indique les positions des sites sur les axes de la co-inertie dont le symbole rond représente le site du protocole Transect et la tête de flèche le site du protocole Temps. Plus la flèche est courte, plus la correspondance entre les 2 projections concorde. Les figures B) et C) indiquent la contribution des groupes de variables (classe de taille - taxons du protocole Transect en B et classe de taille - taxons du protocole Temps en C). Les vecteurs pointant dans la même direction sont corrélés et plus les vecteurs sont longs, plus ils contribuent à la structure. Seuls les 40 % des classe de taille - taxons qui avaient la longueur de vecteur la plus haute sont représentés.

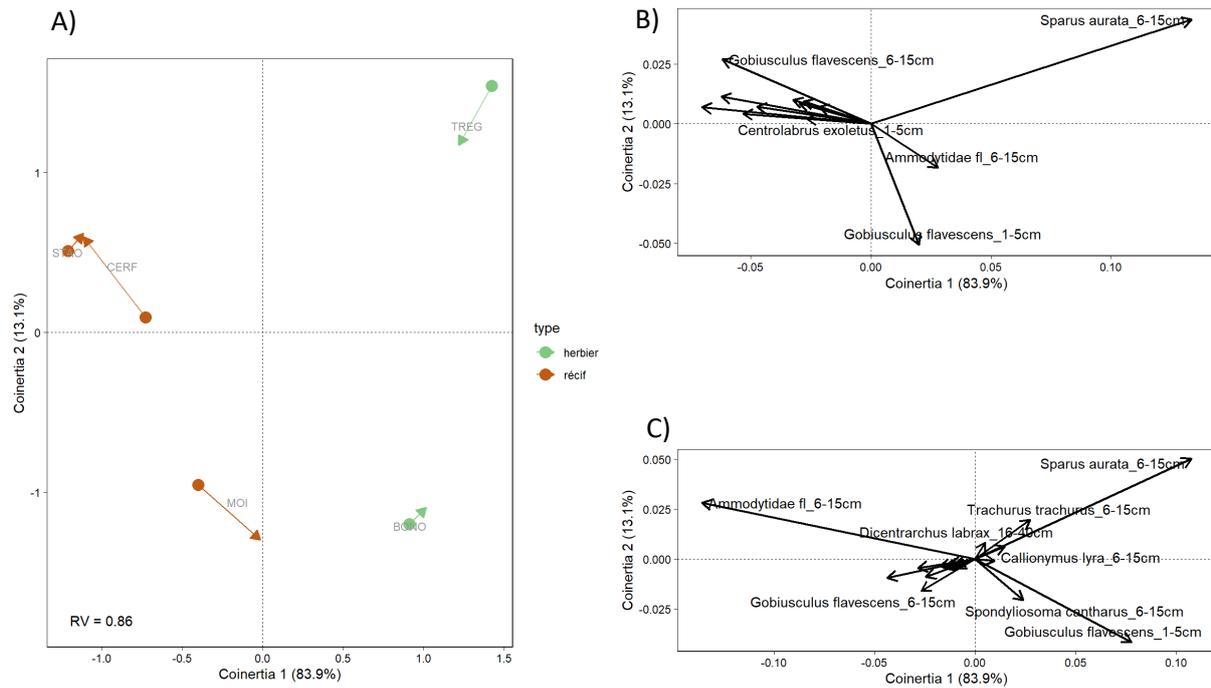


Figure 14. Représentation graphique de l'analyse de co-inertie présentée en Tableau 9 comparant les patrons de diversité β des communautés basées sur les abondances par classe de taille des espèces issues des protocoles Transect et Temps pour les sites du Trégor. Les données d'abondance ont été transformées avec la distance Hellinger (Legendre and Gallagher, 2001). Les 2 premiers axes sont montrés et représentent 97 % de la variance totale expliquée par la co-inertie dont le coefficient RV est de 0.86. La figure A) indique les positions des sites sur les axes de la co-inertie dont le symbole rond représente le site du protocole Transect et la tête de flèche le site du protocole Temps. Plus la flèche est courte, plus la correspondance entre les 2 projections concorde. Les figures B) et C) indiquent la contribution des groupes de variables (classe de taille - taxons du protocole Transect en B et classe de taille - taxons du protocole Temps en C). Les vecteurs pointant dans la même direction sont corrélés et plus les vecteurs sont longs, plus ils contribuent à la structure. Seuls les 40 % des classe de taille - taxons qui avaient la longueur de vecteur la plus haute sont représentés.

Conclusions :

Les deux protocoles de comptage sont concordants dans leurs estimations de richesse spécifique, la fréquence d'observation des espèces ainsi que les patrons de diversité β .

Les deux protocoles de comptages sont complémentaires, grâce à leurs spécificités :

- Le protocole Transect permet d'obtenir des abondances et tailles plus précises et est restreint à une surface spécifique, ce qui permet des calculs de biomasse et de densité plus précis comparé au protocole Temps ;
- Le protocole Temps est beaucoup plus facile à mettre en place que le protocole Transect et permettrait donc *a priori* d'échantillonner à plus large échelle et/ou haute fréquence, grâce à l'implication des instituts partenaires et éventuellement des bénévoles. Il serait par ailleurs plus efficace pour l'estimation de la diversité α d'un site (nombre maximum d'espèces observées dans un site)

4.1.2 Retour sur l'utilité des différents rôles des plongeurs

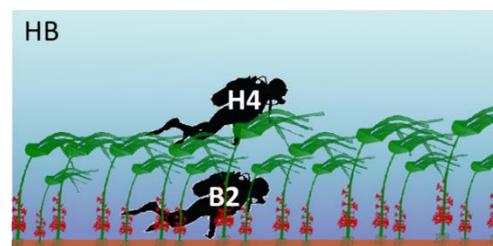
Que ce soit pour le protocole transect ou le protocole temps, nous avons dû adapter les protocoles existants aux spécificités des habitats de Manche-occidentale, en reposant les comptages sur deux observateurs, et non un seul (voir **Etat de l'art section 2.1**).

La question couverte dans cette section est donc « *est-il vraiment nécessaire de mobiliser deux observateurs ?* ». Un premier élément de réponse porte sur la sécurité des plongeurs. Une opération hyperbare au-delà de 12m de profondeur doit être réalisée par un binôme. Néanmoins la question reste intéressante, car si un seul observateur est suffisant pour les poissons, nous pourrions envisager que le binôme s'occupe de l'observation des communautés benthiques, par exemple. Le protocole Naturalg développé par l'UMS PatriNat pour l'évaluation des sites N2000 1170 serait en effet compatible (T. de Bettignies).

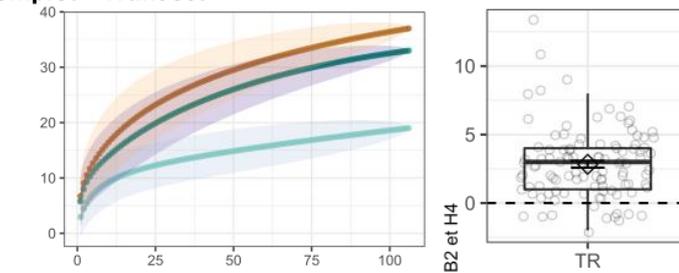
4.1.2.1 Comparaison des rôles Haut & Bas en infralittoral

Autant pour le protocole comptage-transect que pour le protocole comptage-temps, le rôle Bas « B2 » détecte une plus grande diversité que le rôle Haut « H4 » (Figure 15). Cependant, le rôle H4 reste essentiel afin de détecter les taxons benthopélagiques tels que le lieu jaune (*P. pollachius*) ou le bar (*D. labrax*) (Figure 16 et Figure 17). Il est donc important de garder le rôle Haut en plus du Bas

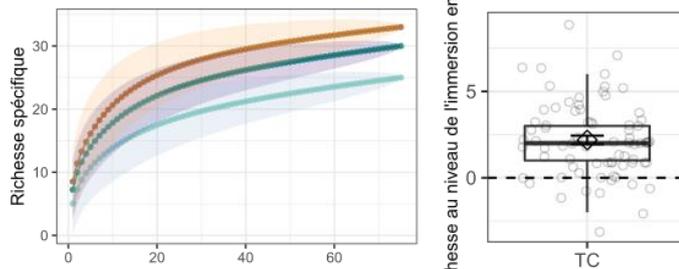
afin de (1) mieux évaluer la diversité/composition du peuplement, et (2) évaluer au mieux l'abondance de ces espèces benthopélagiques à fortes valeurs commerciales et écologiques (Figure 17).



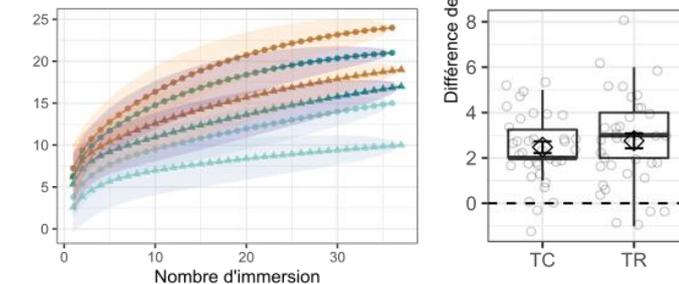
Jeu complet - Transect



Jeu complet - Temps



Jeu commun - Transect & Temps



Rôle — HB — H4 — B2 Protocole de comptage • TR ▲ TC

Figure 15. Richesse spécifique par rôle en infralittoral. Figures de gauche : Courbe d'accumulation pour chaque protocole de comptage comparant la richesse accumulée en considérant les observations des 2 rôles (H4+B2) ou celles du rôle Haut ou Bas uniquement. **Figures de droite :** Boîte à moustache représentant la différence de richesse entre le rôle B2 et H4. Si le point est au-dessus de 0, cela veut dire que la richesse observée au niveau de l'immersion avec le rôle B2 est supérieure à celle observée avec le rôle H4.

Haut Bas - taxons présents dans plus de 10 transects de l'infralittoral

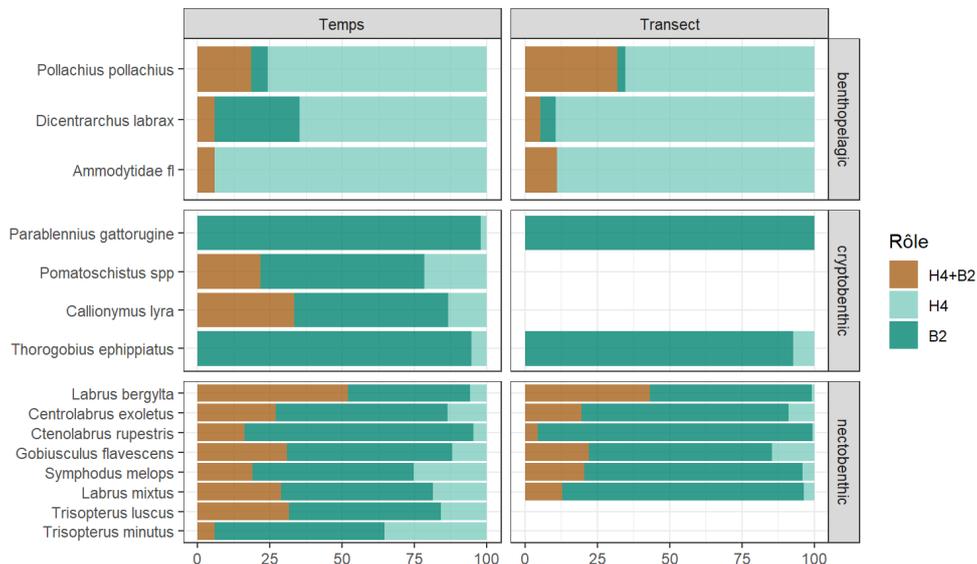


Figure 16. Détectabilité de chaque rôle en fonction des préférences d'habitat pour les espèces les plus fréquentes en infralittoral. Pourcentage des transects pour chaque protocole de comptage dans lesquels les espèces sont observées par les 2 rôles (H4+B2), par le rôle Haut ou par le rôle Bas

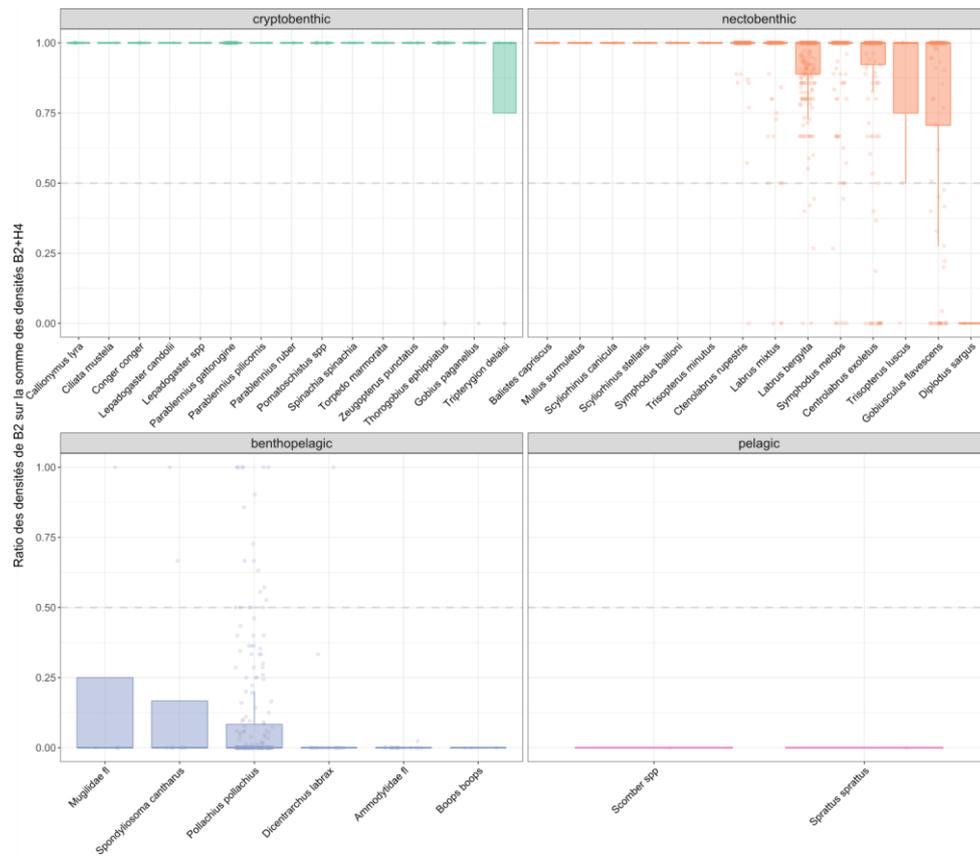
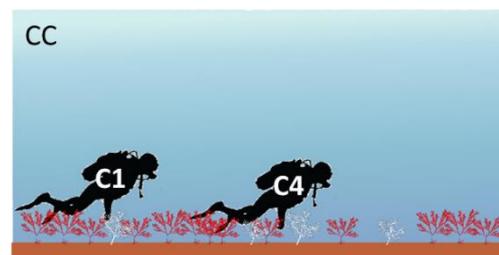


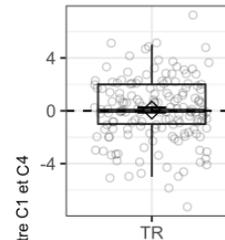
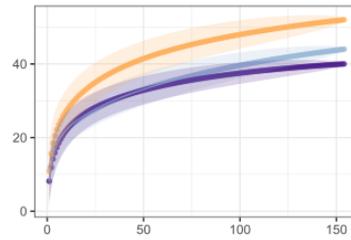
Figure 17. Evaluation de la densité observée par transect par chaque rôle en fonction des préférences d'habitats des espèces en infralittoral pour le protocole de comptage Transect. Si le ratio B2 sur B2+H4 est supérieur à 0.5 cela indique que la plus grande densité pour cette espèce est observée avec B2.

4.1.2.2 Comparaison des rôles C1 & C4 en circalittoral

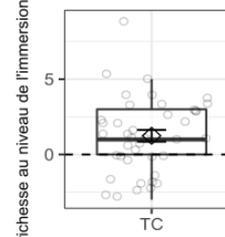
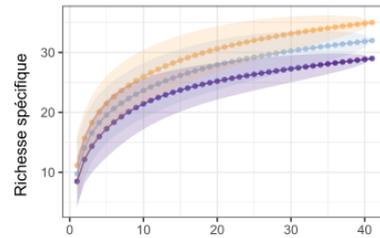
Pour le protocole comptage-transect, les 2 rôles observent un nombre d'espèces comparable (mais des espèces différentes, **Figure 18** et **Figure 19**). Pour le protocole comptage-temps, le rôle C1 observe plus d'espèces que le rôle C4. Quel que soit le protocole, la combinaison des 2 rôles C1 et C4 permet d'observer un plus grand nombre d'espèces que l'un ou l'autre des rôles seuls. Ils permettent en effet d'observer des espèces différentes. La densité et le nombre d'observation sont plus élevés pour les espèces cryptobenthiques avec le rôle C1, ce qui confirme son efficacité pour ces espèces relativement peu mobiles et difficiles à observer (**Figure 19** et **Figure 20**). Pour les espèces benthopélagiques (ex. du bar et lieu jaune), elles semblent plus fréquemment observées par le plongeur avec le rôle C4. Cependant, pour les espèces nectobenthiques la tendance est moins claire, les 2 rôles semblent détecter ces espèces. Il est à noter le cas spécifique des individus de Cténolabre (*Ctenolabrus rupestris*) où leur densité est plus forte avec le rôle C1 que C4. Ces individus peuvent parfois être très abondants dans les trous ce qui pourrait expliquer la différence entre les 2 rôles, le rôle C1 ayant pour objectif d'échantillonner les trous contrairement au rôle C4. L'utilisation des 2 rôles de manière complémentaire permet donc de mieux couvrir la diversité d'espèce vivant en circalittoral.



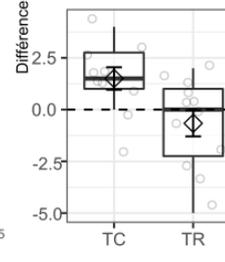
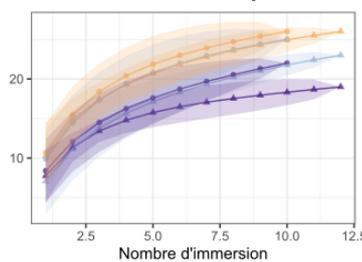
Jeu complet - Transect



Jeu complet - Temps



Jeu commun - Transect & Temps



Rôle CC C1 C4 Protocole de comptage TR TC

Figure 18. Richesse spécifique par rôle en circalittoral. Figures de gauche : Courbe d'accumulation pour chaque protocole de comptage comparant la richesse accumulée en considérant les observations des 2 rôles (CC) ou celles du rôle C1 ou C4 uniquement. Figures de droite : Boîte à moustache représentant la différence de richesse entre le rôle C1 et C4. Si le point est au-dessus de 0, cela veut dire que la richesse observée au niveau de l'immersion avec le rôle C1 est supérieure à celle observée avec le rôle C4.

Cote à cote - taxons présents dans plus de 10 transects du circalittoral

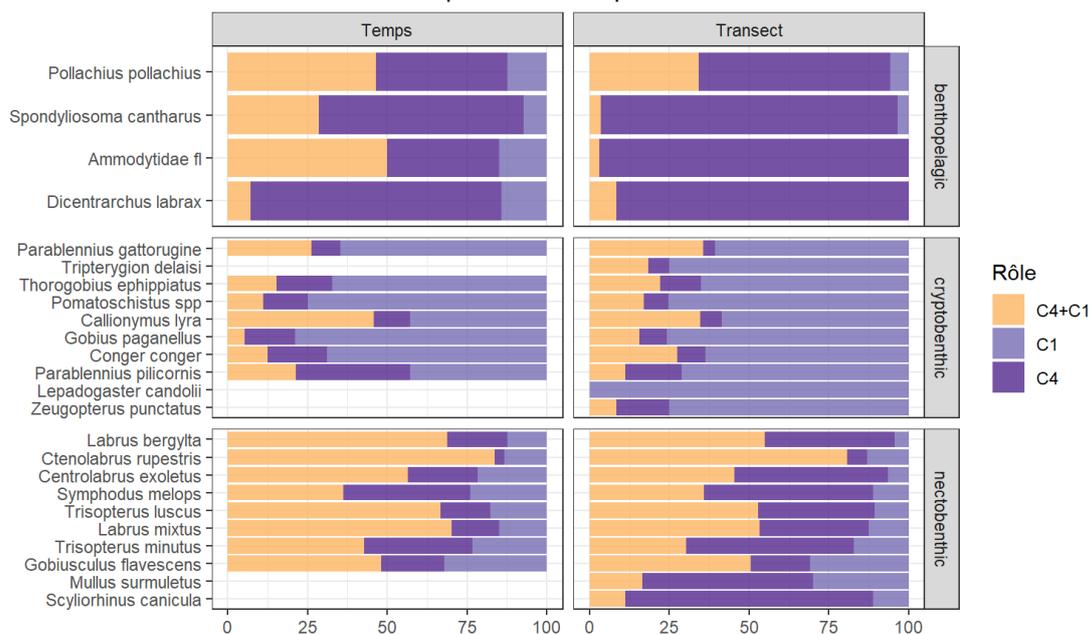


Figure 19. Détectabilité de chaque rôle en fonction des préférences d'habitat pour les espèces les plus fréquentes en circalittoral. Pourcentage des transects pour chaque protocole de comptage dans lesquels les espèces sont observées par les 2 rôles (C4+C1), par le rôle C4 ou par le rôle C1

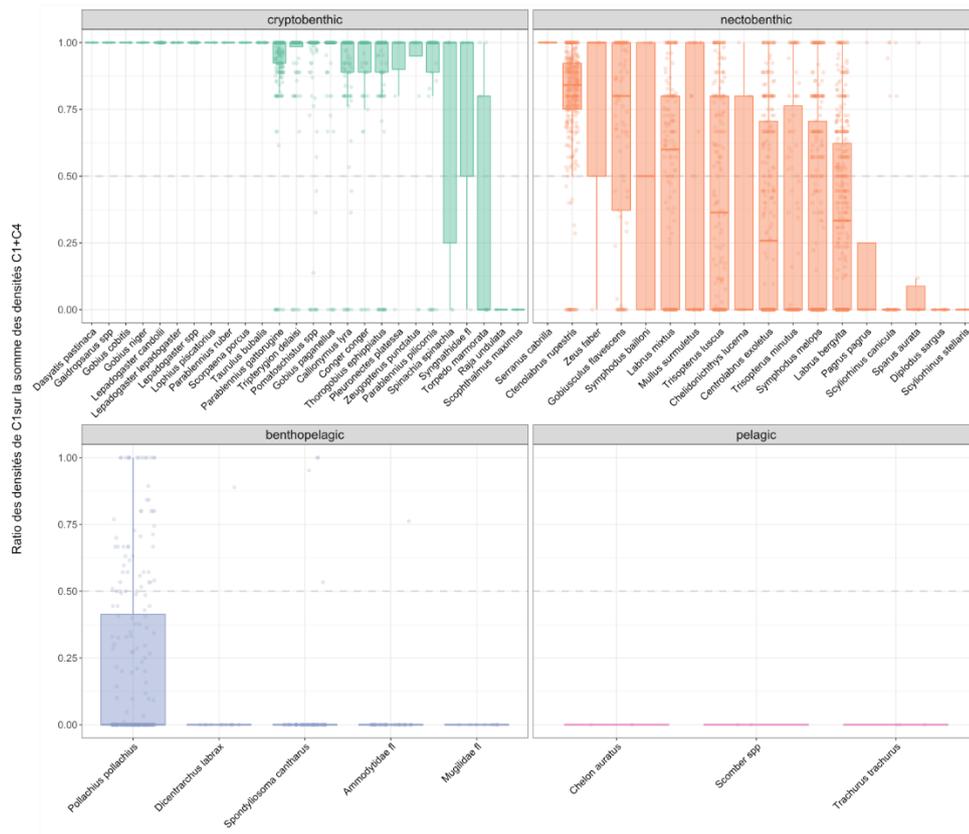


Figure 20. Evaluation de la densité observée par transect par chaque rôle en fonction des préférences d'habitats des espèces en circalittoral pour le protocole de comptage Transect. Si le ratio C1 sur C1+C4 est supérieur à 0.5 cela indique que la plus grande densité pour cette espèce est observée avec C1.

Autant pour le protocole comptages-transect que pour le comptage temps :

- La combinaison de deux observateurs est nécessaire en infralittoral (variante HB) et en circalittoral (variante CC),
- Le rôle C1 en circalittoral permet une meilleure détection des espèces cryptobenthiques.
- Un 3^{ème} observateur en infralittoral (rôle B1 en plus de B2 et H4) serait nécessaire afin d'accroître les détections des espèces cryptobenthiques. Pour des raisons de ressources humaines, cela n'a pas encore été envisagé.

4.2 Evaluation de la stratégie d'échantillonnage intra-site

4.2.1 Importance des strates bathymétriques pour échantillonner l'infralittoral et le circalittoral

La structure des peuplements de poissons diffère grandement entre infralittoral et circalittoral (**Annexe 6**). Les poissons de roche seraient donc sensibles aux changements dans l'étagement des ceintures biocénétiques (algales et faunales), qui varient dans l'espace et dans le temps, notamment en fonction de la turbidité moyenne du site, souvent en lien avec le niveau d'eutrophisation de la masse d'eau (Derrien-Courtel and Le Gal, 2013). Afin d'étudier cette potentielle relation état-pression (renseigner D1C5 et interpréter D1C2, C3 et C4), nous cherchons donc à échantillonner, au sein de chaque site, les peuplements associés à l'infralittoral (moins profond) et au circalittoral (plus profond).

Compte tenu du fait que la profondeur de la limite des biocénoses rocheuses infralittoral / circalittoral varie dans l'espace (d'un site à un autre) et potentiellement dans le temps (*e.g.* en lien avec changement de niveau d'eutrophisation) (Derrien-Courtel and Le Gal, 2013), si nous ne retenons que le critère ceintures infralittoral vs circalittoral pour définir les profondeurs d'échantillonnage, nous allons échantillonner dans des profondeurs différentes les différents sites. De même, les profondeurs d'échantillonnage d'un même site risqueraient d'évoluer au cours du temps. Avoir des profondeurs d'échantillonnages variables dans l'espace et le temps ne serait pas pertinent, car cela induirait un facteur confondant. En effet, la profondeur (et/ou d'autres facteurs naturels et/ou anthropiques co-variants) affecte également les peuplements de poissons, de manière indépendante (mais en co-variation) à l'étagement des ceintures biocénétiques (**Annexe 7**).

Afin d'avoir une stratégie d'échantillonnage permettant de prendre en compte les effets respectifs des ceintures biocénétiques et des autres paramètres liés (ou corrélés) à la profondeur, nous avons cherché des strates bathymétriques qui sont (1) communes dans tous les sites, et (2) qui permettent que chaque site présente au moins une strate bathymétrique d'infralittoral et une strate bathymétrique de circalittoral.

Ainsi pour sélectionner nos sites de suivis récifs et la stratégie d'échantillonnage par strates bathymétriques, nous avons considérés deux paramètres clés :

- **la profondeur de la limite roche / sable**, qui définit *de facto* la profondeur maximum d'échantillonnage des poissons en milieux rocheux. A noter que cette profondeur augmente, d'une manière générale mais avec de nombreuses exceptions, entre les récifs proches de la côte et les récifs plus au large.
- **la profondeur de la limite des biocénoses rocheuses infralittoral / circalittoral**, qui varie d'un site à un autre en lien avec la turbidité et éventuellement l'eutrophisation. De plus, cette limite infralittoral / circalittoral ne peut s'étendre au-delà de la limite roche / sable. Ainsi, dans les sites peu profonds (*e.g.* proche de la côte) avec une eau modérément ou peu turbide, il est possible d'avoir un site ne présentant que des ceintures de l'Infralittoral (voir B1, C1 et C2 en **Figure 21**).

Pour illustrer et synthétiser le croisement de ces deux paramètres, sur lesquels doivent se baser la stratégie d'échantillonnage en profondeur, nous proposons de faire référence à 9 types de « récifs » (**Figure 21**), qui couvrent les gammes de profondeurs roche / sable et les gammes de profondeurs infra/circa couramment rencontrés en Manche-Occidentale, Mer d'Iroise et Golfe de Gascogne Nord.

Un travail de géomatique est nécessaire (en attente de données SIG) en vue de spatialiser la distribution et la représentativité de ces types de sites. Cela permettrait d'éventuelles priorisations.

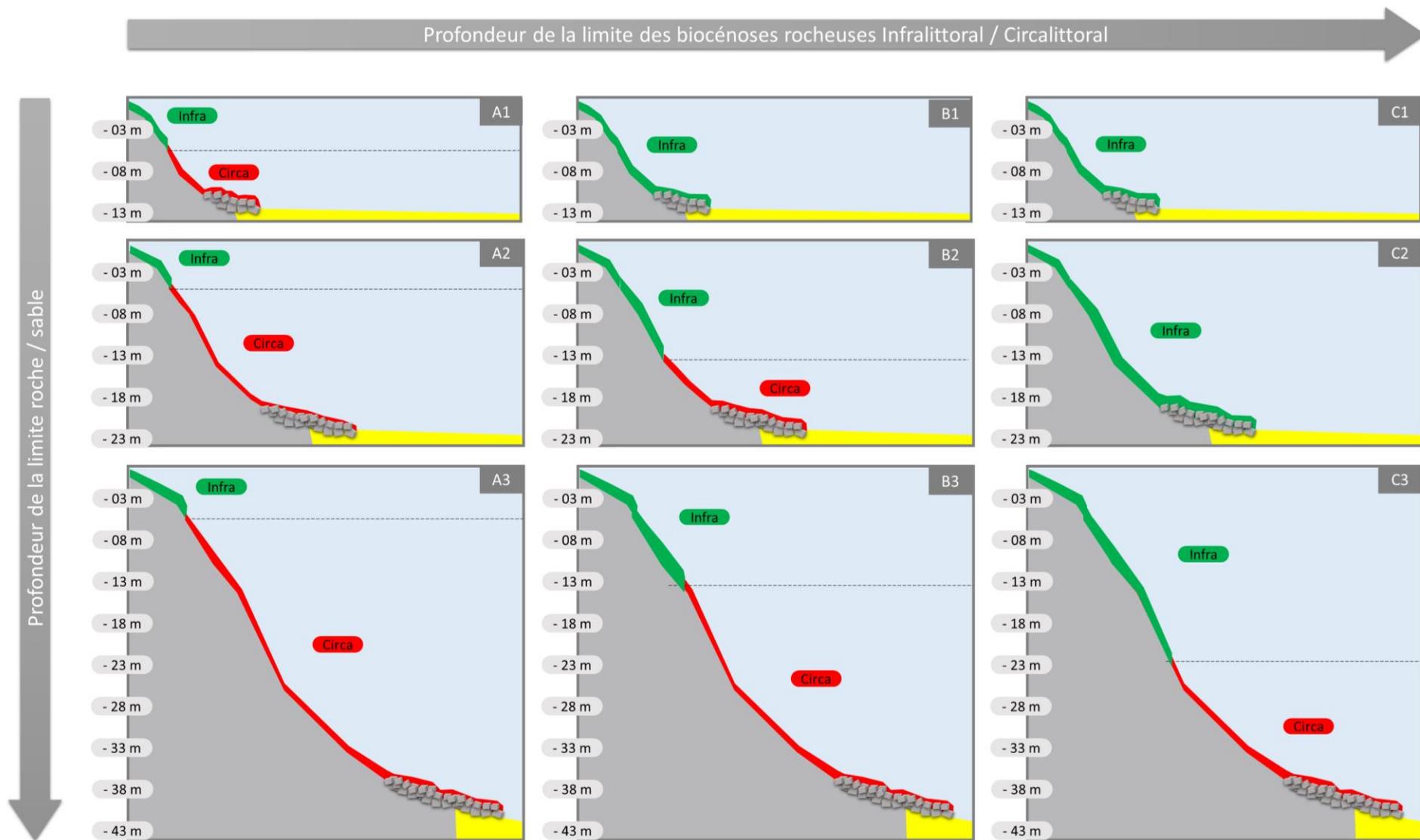


Figure 21. Les 9 types de « récifs » caractérisés par des limites infralittoral / circalittoral de profondeurs croissantes (A, B, C), et des limites roche / sable de profondeurs croissantes (1, 2, 3). Les profondeurs, exprimées en côtes marines, sont fournies à titre indicative, mais représentent globalement les gammes présentes en Manche-Occidentale, Mer d'Iroise et Golfe de Gascogne Nord.

Les sites présentant de grandes profondeurs (A3, B3 et C3, **Figure 21**) seraient les plus pertinents puisqu'ils permettent d'échantillonner l'infra et le circalittoral quelle que soit la turbidité. A noter que -28m est suffisant pour travailler dans le circalittoral partout dans les 3 SRM Atlantique NE, mais qu'il peut être nécessaire de dépasser les 40m dans les sites les moins turbides (Mer d'Iroise) pour couvrir les différentes ceintures au sein de l'étage circalittoral.

Cependant nous ne pouvons pas baser notre stratégie uniquement sur ce type de sites profonds car ils sont inégalement distribués :

(1) dans certaines localités, ces sites profonds n'existent pas (e.g. Golfe Normand-Breton) ;

(2) dans de nombreuses autres localités, ces sites profonds ne sont présents qu'au large. Or nous devons pouvoir échantillonner autant à la côte qu'au large, considérant que :

- Certains partenaires ont des problématiques de gestion qui se situent à la côte. Pour y répondre, nous devons échantillonner à la côte malgré l'absence de sites profonds.
- Le gradient côte-large est un proxy de nombreuses pressions anthropiques. Echantillonner le long d'un tel gradient est primordial au regard des objectifs de la DCSMM (voir Sys et al. 2020).

A l'inverse, les sites présentant de faibles profondeurs maximum (A1, B1, C1, **Figure 21**) ont le grand avantage d'être largement représentés, à la côte comme au large, sur tout le pourtour de la Bretagne. Cependant, dans de très nombreuses localités, ces sites ne présentent pas l'étage circalittoral (B1 et C1, **Figure 21**).

Nous avons donc retenu comme compromis les sites de profondeurs intermédiaires (A2, B2 et C2, **Figure 21**) qui se trouvent plus facilement un peu partout en Bretagne, à la côte comme au large (avec toutefois des exceptions, principalement dans les sites très côtiers de certaines localités). Au sein de ces récifs, nous échantillons au sein de 4 strates bathymétriques (-3m, -8m, -13m et -18m).

Ce compromis assure dans la plupart des sites POCOROCH actuel l'objectif d'avoir au moins une strate bathymétrique présentant de l'infra (forêts de laminaires à faible profondeur), et au moins une strate bathymétrique présentant du circalittoral (faciès d'algues rouges et/ou faunes fixés, à profondeur plus importante). Cependant, en Iroise où l'eau est très claire en moyenne, tous les sites sont de type C2 et le circalittoral n'est pas échantillonné. Nous sommes en discussions avec le PNMI pour étendre l'échantillonnage à des sites C3, mais il faudra pour cela aller au-delà du plateau de Molène (pas assez profond), ce qui n'est pas la priorité du PNMI compte tenu du fait que leur question de gestion porte avant tout sur les laminaires du plateau de Molène (et leur exploitation). Ces sites complémentaires seraient alors à surveiller sans l'appui du partenaire.

Pour les plateaux du large de Manche Occidentale (où également l'eau est très claire en moyenne), puisque que l'objectif était de chercher des zones de références de l'infra comme du circalittoral (Sys et al 2020), nous avons pu sélectionner des sites de type C3 afin d'échantillonner et l'infra et le circalittoral. Nous les avons échantillonnés par 3 strates bathymétriques, deux présentant de l'infra (-8m, -18m) et une du circalittoral (-28m, sauf un site à -23m car insuffisamment profond). Nous avons ainsi deux strates communes à la stratégie classique, mais pas 4. En effet, nous n'avons pas conservé les -3m et -13m (en infra), car nous devons épargner du temps de travail pour échantillonner plus profonds le circalittoral (à -28m ou 23m). Nous avons prévu de retourner échantillonner ces sites en 2022 en réalisant toutes les strates bathymétriques (en démultipliant l'effort d'échantillonnage), en vue d'affiner la stratégie des sites C3 : est-il suffisant de faire 3 strates (-8m, -18m, -28m) pour comparer avec le reste des sites classé 2 et échantillonnés par 4 strates (-3m, -8m, -13m, -18m), ou est-il nécessaire de conserver l'ensemble des bathymétries classiques (-3m, -8m, -13m,

-18m) et de l'étendre jusqu'à profondeur maximal atteinte, dans la limite du circalittoral autour de 45m CM (i.e. -23m, -28m, -33m, -38m, -43m).

En résumé, la stratégie d'échantillonnage intra-site est bien définie pour la majorité des sites POCOROCH. Elle doit être affinée pour les sites aux eaux à faible turbidité, en allant chercher tant que possible des profondeurs plus importantes.

L'ensemble doit garantir (sous réserve que la limite roche / sable le permette) des strates bathymétriques qui sont (1) communes dans tous les sites, et (2) qui permettent que chaque site présente au moins une strate bathymétrique d'infralittoral et une strate bathymétrique de circalittoral.

La poursuite de collecte de données durant la phase 2 (notamment pour les sites C3 de référence au large), couplée à un travail de géomatique en vue de spatialiser la distribution et la représentativité de des différents types de sites, permettront de finaliser la stratégie pour le suivi en routine.

4.2.2 Intérêt de l'échantillonnage saisonnier

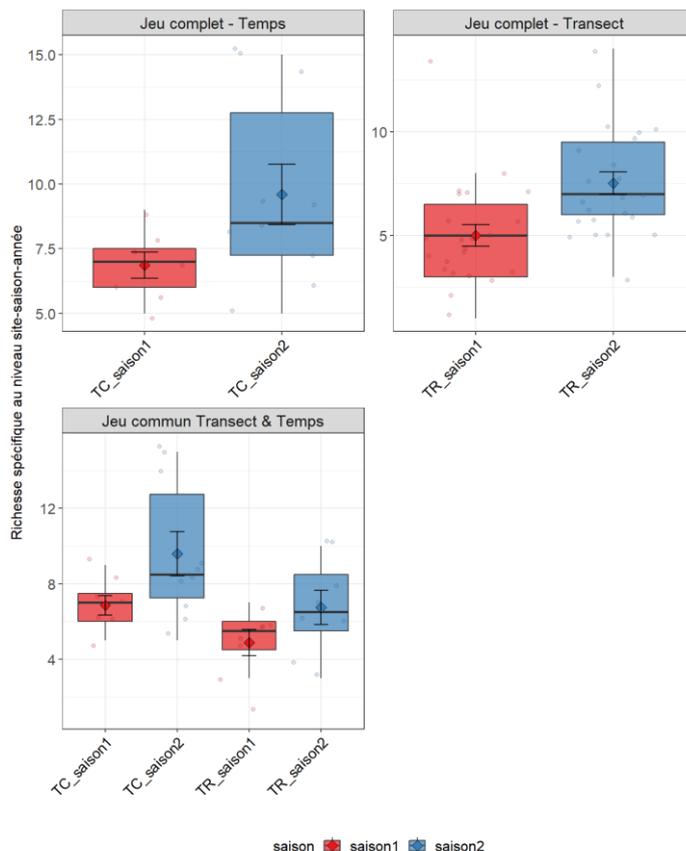


Figure 22. Boxplot des richesses spécifiques en fonction des 2 saisons échantillonnées pour les 2 protocoles de comptage. Le losange représente la moyenne et son intervalle de confiance à 95%. TC : Temps ; TR : Transect. Chaque point représente la richesse observée à un site d'une saison d'une année pour les sites échantillonnés aux 2 saisons.

L'indice de diversité α (ici richesse spécifique) semble indiquer que l'échantillonnage effectué en saison 2 (fin été/début automne) détecte légèrement plus d'espèces qu'en saison 1 (printemps) (Figure 22). Bien que cette différence semble minime, l'intérêt d'échantillonner à 2 saisons est cependant observable lorsqu'on s'intéresse à l'abondance par espèce et par classe de taille de chaque espèce (Figure 23 et Figure 24). Pour certaines espèces, les individus échantillonnés à chaque saison ont des

tailles différentes. Par exemple, pour le lieu jaune (*Pollachius pollachius*) on observe qu'en saison 1, les individus échantillonnés sont principalement des très petits juvéniles (< 9cm) contrairement en saison 2 où individus les plus abondants sont des juvéniles plus âgés (> 9 et 17 cm). A l'inverse pour la coquette (*Labrus mixtus*), c'est en saison 2 où les plus petits juvéniles sont observés. Le cas du gobie nageur (*Gobiusculus flavescens*) illustre aussi la complémentarité des 2 saisons d'échantillonnage où en saison

1 très peu d'individus sont détectés contrairement à la saison 2 où les pics d'abondances de l'espèce sont observés.

À la vue de ces premiers résultats, il semble d'avantage pertinent de continuer l'effort d'échantillonnage saisonnier afin de prendre en compte la variabilité « naturelle » de chaque espèce en fonction de son cycle de vie. Cette variabilité, une fois quantifiée, permettra de distinguer les effets en lien avec des pressions de ceux associés à la variabilité « naturelle ». De plus, l'échantillonnage à deux saisons permettra à terme de calculer des taux de croissance, notamment pour *Pollachius pollachius*, et ainsi de mieux statuer sur la fonctionnalité de nurserie et les potentiels pertes de fonctionnalités en lien avec des pressions anthropiques.

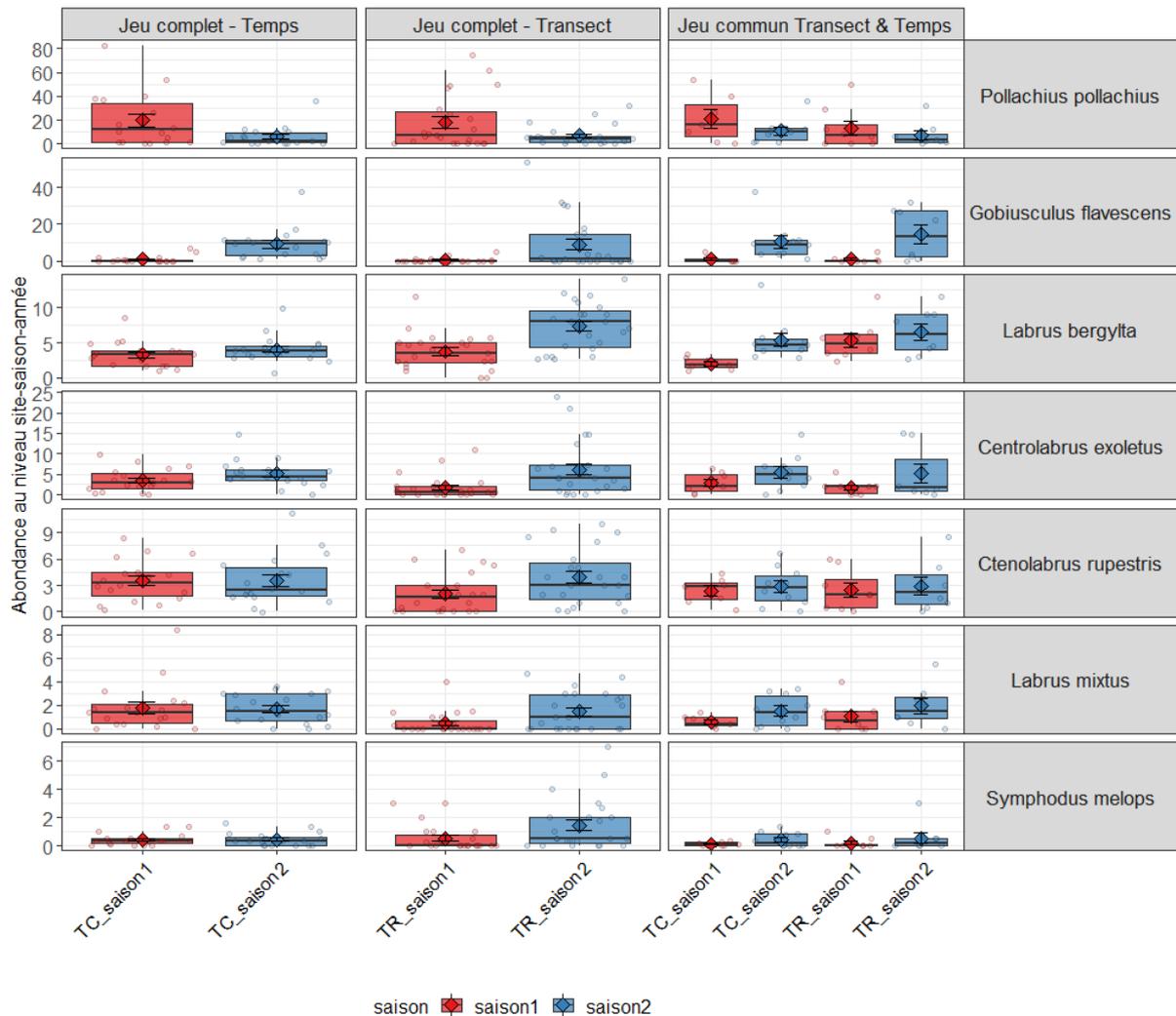


Figure 23. Nombre d'individus pour les 7 espèces les plus fréquemment observées par le réseau POCOROCH (Tableau 8) pour les 2 saisons échantillonnées. Ces 7 espèces sont incluses dans la liste d'espèce potentielle pour la future évaluation du Descripteur D1 (4.3.1). Le losange représente la moyenne et son intervalle de confiance à 95%. TC : Temps ; TR : Transect. Chaque point représente le nombre d'individus à un site d'une saison d'une année pour les sites échantillonnés aux 2 saisons.

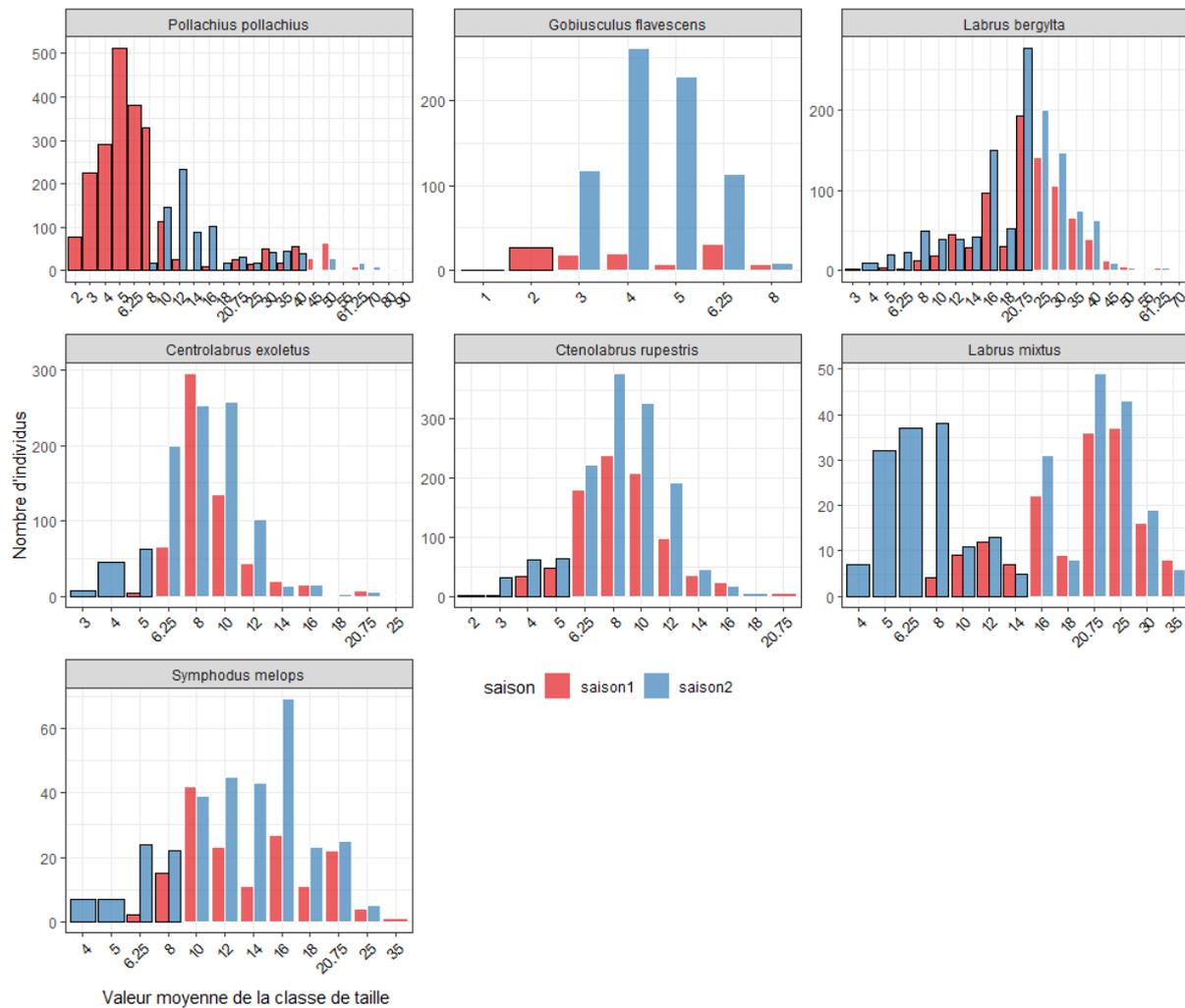


Figure 24. Nombre d'individus pour les 7 espèces les plus fréquemment observées par le réseau POCOROCH en fonction des classes de taille pour les 2 saisons échantillonnées. Les barres encadrées de noir représentent les classes de tailles des petits individus (< 1/3 de la taille maximum) comprenant les juvéniles.

4.2.3 Evaluation du nombre de réplicats par strate spatio-temporelle (et donc du nombre de plongées)

La stratégie temporelle couramment mise en œuvre jusqu'à présent consiste à réaliser deux plongées par site pour chaque saison.

La question ici est donc « *Pouvons-nous réduire à une plongée par site et par saison ?* ».

Concernant le protocole comptage Transect, une plongée ne permet d'échantillonner qu'un seul réplicat par strate bathymétrique. Deux plongées au minimum sont donc nécessaires pour disposer du strict minimum de deux réplicats, liés aux analyses statistiques. Deux plongées, et non trois ou plus, semblent suffisantes, car les deux réplicats ainsi échantillonnés permettent de capturer plus de 80% des espèces couramment présentes (**Figure 25**).

Concernant le protocole comptage Temps (version 2020 et plus), une plongée permet d'échantillonner deux réplicats par strate bathymétrique. Or il apparaît que pour les comptages temps également, deux réplicats permettent de capturer plus de 80% des espèces couramment présentes (**Figure 25**). Ainsi à partir de 2022, nous allons proposer aux partenaires de ne réaliser qu'une seule plongée par site et saison et non deux comme recommandé avant. Néanmoins, nous soulignerons le fait que si leur objectif est de réaliser un inventaire (ou du moins améliorer l'estimation de la diversité α), 2 plongées, ou plus encore, restent mieux adaptées.

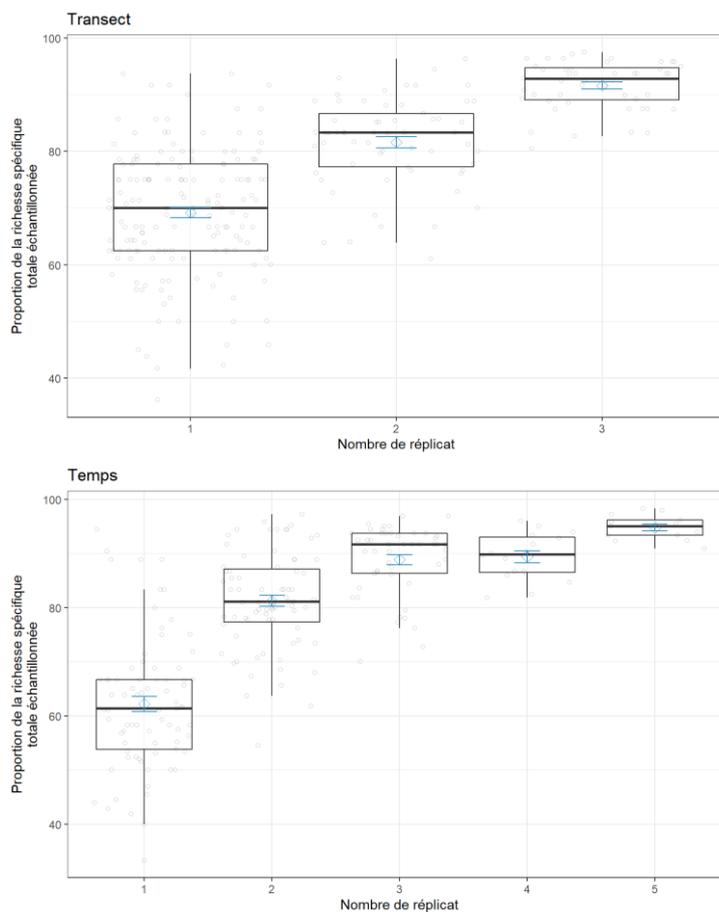


Figure 25. Evaluation de la fréquence d'échantillonnage au sein d'une saison en termes de richesse spécifique pour les deux protocoles de comptage sous forme de boxplot. Chaque point représente la proportion de richesse moyenne accumulée avec un nombre de réplicat sélectionné par rapport à la richesse totale (accumulation de tous les réplicats possibles pour une strate bathymétrique d'un site à une saison donnée). Le losange représente la moyenne et son intervalle de confiance à 95% pour chaque nombre de réplicat sélectionné.

4.3 Pertinence de POCOROCH pour renseigner le Descripteur 1

4.3.1 Les espèces couvertes par POCOROCH pour une évaluation D1

Afin d'identifier les espèces pour lesquelles nous pourrions à terme évaluer les critères D1C2 à D1C5 suite à la mise en œuvre en routine de POCOROCH, nous avons analysé les fréquences d'occurrence et la variabilité spatio-temporelle de l'ensemble des espèces observées par POCOROCH jusqu'à présent. Nous avons retenu les espèces qui sont observées régulièrement (pour lesquelles nous disposons de suffisamment de données en vue de modèles de distribution) et qui contribuent significativement à la variation spatio-temporelle du peuplement (les espèces contribuant le plus à la diversité β).

Sur les 54 espèces déjà observées au moins une fois par POCOROCH, une liste de 12 espèces a ainsi été obtenue : *Centrolabrus exoletus*, *Ctenolabrus rupestris*, *Gobiusculus flavescens*, *Labrus bergylta*, *Labrus mixtus*, *Parablennius gattorugine*, *Pollachius pollachius*, *Pomatoschistus* spp., *Symphodus melops*, *Thorogobius ephippiatus*, *Trisopterus luscus*, *Trisopterus minutus*. Le détail et les seuils de sélection sont présentés dans le **Tableau 10**.

En plus de ces 12 espèces, il semblerait qu'à minima 5 espèces complémentaires pourraient potentiellement être ajoutées à la liste dans les prochaines années (*Dicentrachus labrax*, *Diplodus sargus*, *Gobius paganellus*, *Parablennius pilicornis*, *Serranus cabrilla*), pour de multiples raisons, parfois combinées : l'utilisation récente (2020) du recycleur circuit fermé favorisant l'observation des espèces craintives telles que *Dicentrachus labrax* et *Diplodus sargus* (Lindfield et al., 2014), l'intensification de l'échantillonnage plus profond dans les sites du large où *Serranus cabrilla* semble occurrent (observations 2020 et 2021), ou encore l'extension d'aire de répartition de certaines espèces, peu courantes aujourd'hui mais potentiellement courantes demain, e.g. le cas de *Parablennius pilicornis* (voir encadré ci-dessous et Pastor et Francour 2010).

Parablennius pilicornis, une espèce en cours d'extension d'aire de répartition en Atlantique NE (critère D1C4), comme ce fut le cas en Méditerranée (Pastor et Francour 2010) ?

Transect	Mer d'Iroise	Baie de Morlaix	Trégor	Côte d'Emeraude
2016	0% - 0/5	0% - 0/3	0% - 0/3	
2018	0% - 0/8	87.5% - 7/8	0% - 0/5	0% - 0/4
2019	0% - 0/8		20% - 1/5	33.3% - 1/3
2020	0% - 0/10		0% - 0/4	60% - 6/10
Temps	Mer d'Iroise	Baie de Morlaix	Trégor	Côte d'Emeraude
2016				
2018	0% - 0/6	66.7% - 6/9	20% - 1/5	0% - 0/4
2019	0% - 0/8	20% - 1/5	0% - 0/5	66.7% - 2/3
2020	0% - 0/8	75% - 3/4	0% - 0/5	

Tableau indiquant la fréquence d'observation par site de la blennie pilicorne au sein du dispositif POCOROCH.

Tableau 10. Détail de la sélection des espèces potentielles

Les fréquences d'occurrence ainsi que les valeurs de l'indice de SCBD (*Species Contribution to beta diversity*, Legendre et De Cáceres 2013) permettant d'obtenir la contribution relative de chaque espèce à la diversité β du jeu de données ont été calculées sur les jeux issus des 2 protocoles de comptage en infralittoral (I), circalittoral (C) et en combinant les 2 habitats (IC). Les jeux de données issus des 2 protocoles de comptage comportent les transects des zones d'échantillonnage de la SRM2 Mer Celtique et Manche ouest (baie de Morlaix, Mer d'Iroise, Côte d'Émeraude et Trégor) de 2018 à 2020 pour le protocole Transect et de 2019 à 2002 pour le protocole Temps. L'indice de SCBD a été calculé à partir des abondances (ab), biomasses (biom) et données de présence-absence (pa). Chaque matrice de communauté a été transformée avec la méthode Hellinger (Legendre and Gallagher, 2001). Une analyse de corrélation entre jeux pour les fréquences d'occurrence et pour les valeurs de SCBD a mis en avant que les résultats entre les 2 protocoles de comptages étaient relativement similaires (Annexe 8). Afin de faciliter la lecture des résultats, seul le protocole Transect est présenté. Les espèces sélectionnées ont une fréquence d'occurrence supérieure à 20% dans au moins un habitat et une valeur de SCBD supérieure à 0.05 pour une métrique donnée dans au moins un habitat. La colonne habitat représente les caractéristiques d'habitat de chaque espèce : NB – nectobenthique, CB – cryptobenthique, P – pélagique, BP – benthopélagique. Les croix rouges indiquent les espèces sélectionnées avec les seuils et les croix oranges des espèces à suivre dans les futures années du suivi. NA indique l'absence de données.

Espèce	habitat	Occurrence			SCBD								
		I	C	IC	I.ab	C.ab	IC.ab	I.pa	C.pa	IC.pa	I.biom	C.biom	IC.biom
✖ Labrus bergylta	NB	94.7	93.8	92.4	0.09	0.06	0.06	0.03	0.02	0.01	0.16	0.09	0.09
✖ Ctenolabrus rupestris	NB	66.7	84.5	70.9	0.04	0.06	0.06	0.03	0.01	0.02	0.03	0.01	0.02
✖ Centrolabrus exoletus	NB	61.4	63.5	55.9	0.07	0.05	0.05	0.06	0.03	0.03	0.02	0.01	0.02
✖ Pollachius pollachius	BP	82.5	44.5	50.7	0.20	0.07	0.11	0.05	0.04	0.04	0.20	0.11	0.13
✖ Symphodus melops	NB	50.3	63.8	49.6	0.03	0.02	0.02	0.08	0.03	0.05	0.03	0.01	0.01
✖ Labrus mixtus	NB	40.9	38.6	32.2	0.03	0.05	0.03	0.08	0.06	0.07	0.06	0.08	0.07
✖ Trisopterus luscus	NB	4.1	43.4	26.3	0.00	0.10	0.10	0.02	0.05	0.07	0.00	0.06	0.07
✖ Gobiusculus flavescens	NB	42.7	8.6	18.7	0.19	0.03	0.12	0.10	0.04	0.08	0.00	0.00	0.00
✖ Parablennius gattorugine	CB	14.6	67.8	16.1	0.01	0.02	0.01	0.08	0.03	0.07	0.01	0.01	0.01
✖ Trisopterus minutus	NB	1.2	20.1	11.7	0.00	0.08	0.06	0.01	0.05	0.06	0.00	0.03	0.03
Spondylisoma cantharus	BP	4.1	11.8	6.7	0.01	0.03	0.03	0.03	0.04	0.04	0.04	0.02	0.03
✖ Thorogobius ephippiatus	CB	7.6	26.3	6.7	0.01	0.02	0.01	0.06	0.05	0.06	0.00	0.00	0.00
Ammodytidae fl	BP	7.0	4.8	5.4	0.17	0.22	0.21	0.05	0.03	0.05	0.07	0.07	0.07
✖ Pomatoschistus spp	CB	5.8	27.3	4.8	0.01	0.06	0.02	0.03	0.05	0.04	0.00	0.00	0.00
Callionymus lyra	CB	4.1	14.7	3.7	0.01	0.02	0.01	0.03	0.06	0.03	0.00	0.00	0.00
✖ Dicentrarchus labrax	BP	7.0	2.7	3.1	0.05	0.01	0.02	0.06	0.02	0.04	0.14	0.03	0.09
Tripterygion delaisi	CB	2.3	22.5	2.6	0.00	0.01	0.00	0.02	0.04	0.03	0.00	0.00	0.00
Gobius pagannellus	CB	3.5	16.9	2.4	0.01	0.01	0.01	0.02	0.05	0.02	0.00	0.00	0.00
Mullus surmuletus	NB	0.6	4.6	2.4	0.00	0.01	0.00	0.00	0.03	0.02	0.00	0.02	0.00
Conger conger	CB	1.8	12.9	1.9	0.00	0.01	0.00	0.02	0.04	0.02	0.05	0.21	0.08
Scyliorhinus canicula	NB	0.6	6.4	1.5	0.00	0.01	0.00	0.01	0.04	0.02	0.02	0.09	0.07
✖ Parablennius pilicornis	CB	0.6	8.0	0.7	0.00	0.01	0.00	0.00	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00
Torpedo marmorata	CB	1.2	0.8	0.7	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.03	0.02	0.04
Zeugopterus punctatus	CB	1.8	2.4	0.7	0.01	0.00	0.00	0.03	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01
Diplodus sargus	NB	0.6	1.1	0.6	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01
Mugilidae fl	BP	1.8	0.5	0.6	0.01	0.00	0.01	0.02	0.01	0.01	0.03	0.02	0.03
Symphodus bailloni	NB	1.2	0.8	0.6	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00
Chelidonichthys lucerna	NB	NA	1.1	0.4	NA	0.00	0.00	NA	0.01	0.01	NA	0.00	0.00
Parablennius ruber	CB	1.2	0.3	0.4	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00
Scomber spp	P	0.6	0.3	0.4	0.03	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.02
Spinachia spinachia	CB	1.2	0.3	0.4	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00
Trachurus trachurus	P	NA	0.8	0.4	NA	0.02	0.01	NA	0.01	0.01	NA	0.01	0.01
Boops boops	BP	0.6	NA	0.2	0.01	NA	0.00	0.01	NA	0.00	0.02	NA	0.00
Chelon auratus	P	NA	0.5	0.2	NA	0.00	0.00	NA	0.00	0.00	NA	0.01	0.01
Ciliata mustela	CB	0.6	NA	0.2	0.00	NA	0.00	0.00	NA	0.00	0.00	NA	0.00
Lepadogaster candolii	CB	0.6	5.9	0.2	0.00	0.01	0.00	0.01	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00
Lepadogaster spp	CB	0.6	2.4	0.2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00
Pagrus pagrus	NB	NA	0.5	0.2	NA	0.00	0.00	NA	0.01	0.00	NA	0.00	0.00
Raja undulata	CB	NA	NA	0.2	NA	NA	0.00	NA	NA	0.01	NA	NA	NA
Scyliorhinus stellaris	NB	0.6	NA	0.2	0.00	NA	0.00	0.00	NA	0.00	0.03	NA	0.01
Sprattus sprattus	P	0.6	NA	0.2	0.00	NA	0.00	0.00	NA	0.00	0.00	NA	0.00
Dasyatis pastinaca	CB	NA	0.3	NA	NA	0.00	NA	NA	0.00	NA	NA	0.02	NA
Gaidropsarus spp	CB	NA	0.5	NA	NA	0.00	NA	NA	0.00	NA	NA	0.00	NA
Gobius cobitis	CB	NA	0.3	NA	NA	0.00	NA	NA	0.00	NA	NA	0.00	NA
Gobius niger	CB	NA	0.5	NA	NA	0.00	NA	NA	0.00	NA	NA	0.00	NA
Lepadogaster lepadogaster	CB	NA	1.1	NA	NA	0.00	NA	NA	0.01	NA	NA	0.00	NA
Lipophrys pholis	CB	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Lophius piscatorius	CB	NA	0.3	NA	NA	0.00	NA	NA	0.00	NA	NA	0.01	NA
Pleuronectes platessa	CB	NA	0.5	NA	NA	0.00	NA	NA	0.01	NA	NA	0.00	NA
Scophthalmus maximus	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.03
Scorpaena porcus	CB	NA	0.5	NA	NA	0.00	NA	NA	0.01	NA	NA	0.00	NA
Sparus aurata	NB	NA	0.3	NA	NA	0.00	0.00	NA	0.00	0.00	NA	0.01	0.01
Taurulus bubalis	CB	NA	1.9	NA	NA	0.00	NA	NA	0.01	NA	NA	0.00	NA
Zeus faber	NB	NA	0.3	NA	NA	0.00	NA	NA	0.01	NA	NA	0.00	NA

La suite du travail pour développer les indicateurs BEE pour ces espèces consiste à modéliser leurs distributions spatio-temporelles (abondance, biomasse et structure en taille) en fonctions des paramètres environnementaux naturels et anthropiques. Cela doit être fait, sur plusieurs années de données à l'échelle des SRM (phase 2). Nous avons néanmoins initié ce travail avec le jeu Baie de Morlaix 2018 transect, pour lequel nous avons pu calculer, à partir de couches SIG disponibles, un ensemble de variables environnementales permettant de caractériser les sites, notamment aux niveaux de la topographie des paysages, de la composition en habitats benthiques, des caractéristiques de la masse d'eau, etc (voir D'agata et al. 2020). Ces travaux préliminaires démontrent la capacité du protocole POCOROCH à modéliser et expliquer par les variables environnementales, la variabilité spatio-temporelle des espèces en considérant leur abondance, leur biomasse et leur structure en taille. Cela suggère la capacité du protocole à renseigner les critères D1C2 à D1C5, sous réserve bien sûr d'une mise en œuvre conséquentes à des échelles spatiales et temporelles pertinentes (stratégie inter-site à développer en phase 2).

La disponibilité en données environnementale SIG est un frein qu'il faut réussir à lever. Ce besoin en géomatique a été exprimé dans le cadre du chantier données Eval BEE, ainsi qu'auprès des géomaticiens OFB et MarHa. Nous espérons pouvoir récupérer d'ici début 2022 ces données nécessaires à la poursuite et extension des analyses initiées par D'agata et al 2020, ainsi qu'à l'élaboration de la stratégie d'échantillonnage de la phase 2 (et *in fine* la stratégie routine).

4.3.2 Croisement de la liste D1 (arrêté BEE 2019) et de la liste POCOROCH

Pour l'évaluation D1 2018 Poissons côtiers (hors espèces strictement associées aux substrats meubles, évaluées par Ifremer), pour la SRM Mers Celtiques (la seule pour laquelle nous disposons de suffisamment de données POCOROCH aujourd'hui), une liste de 20 espèces avait été considérée pour produire une évaluation qualitative par synthèse bibliographique. Cette liste d'espèce a été par la suite incluse dans l'arrêté national BEE 2019 (voir colonne « **Arrêté BEE 2019** » du **Tableau 11**). Il est important de noter que cette liste d'espèces n'est pas focalisée sur les milieux rocheux (voir colonne « Habitat préférentiel et comportement » du **Tableau 11**).

En comparant la liste BEE 2019 et la liste couverte par POCOROCH pour le D1 (**Tableau 11**), nous constatons que :

- **Pour les espèces benthopélagiques** (vivants haut dans la colonne d'eau, avec des passages proches du fond), sur les 8 espèces listées BEE 2019, POCOROCH peut en évaluer une (*Pollachius pollachius*) et pourrait potentiellement en évaluer une seconde (*Dicentrarchus labrax*) grâce à l'utilisation récente du recycleur (voir section précédente). Les autres espèces benthopélagiques listées ne peuvent être suivies par POCOROCH car elles sont trop disparates, trop hautes dans la colonne d'eau, et/ou préfèrent naviguer au-dessus de fonds autres que la roche. Les méthodes d'échosondage développées par ACAPELA seront très pertinentes pour ces espèces benthopélagiques, ainsi que les espèces strictement pélagiques (voir section 4.5). Cependant les évaluations ACAPELA seraient (au moins pour le moment) par guildes fonctionnelles et non par espèces. C'est pourquoi l'ADNe serait également un bon complément (voir section 4.5). Enfin, il faut souligner que ces espèces benthopélagiques naviguent souvent dans les différents habitats côtiers et au large. Il faudra donc poursuivre le travail avec nos collègues co-RT Ifremer autour de la question « comment évaluer les espèces suivies dans différents milieux ? » La solution envisagée aujourd'hui, à savoir considérer les écophases d'espèces (1 écophase par milieu), est prometteuse.

- Cela permettrait en effet de garantir l'évaluation des relations états-pressions, qui sont variables d'un milieu à un autre (notamment en lien avec les stades de vie).
- **Pour les espèces d'estrans**, sur les 2 listées BEE 2019, aucune n'est évaluable par POCOROCH aujourd'hui, puisque nous ne réalisons aucun comptage en zone intertidale. Des comptages en plongée à marée haute seraient envisageables, mais il serait peut-être plus optimal de réaliser des pêches à pieds. Cela devrait faire l'objets de développement méthodologique spécifiques.
 - **Pour les espèces d'herbiers**, sur les 2 listées BEE 2019, aucune n'est évaluable par POCOROCH aujourd'hui, puisque nous ne réalisons que très peu de comptages dans cet habitat (2 sites dans le Tregor pour des questions locales du partenaires RN Sept-Iles). Les comptages visuels dans les herbiers semblent fonctionner, mais pour ces 2 espèces en particuliers (les hippocampes) qui sont crypto-benthiques (difficiles à détecter car se confond avec l'habitat), un suivi par ADNe quantitatif (ddPCR ciblée sur ces espèces, voir Rey et al. 2021) serait plus optimal (voir section 4.5).
 - **Pour les espèces résidentes des fonds rocheux (et éventuellement autres milieux)**, sur les 8 espèces listées BEE 2019, POCOROCH peut en évaluer 3, et pourrait potentiellement arriver jusqu'à 6 espèces (si nos prévisions se réalisent pour *Diplodus sargus*, *Gobius paganellus*, *Parablennius pilicornis* et *Serranus cabrilla*, voir section précédente). Les deux espèces que nous ne prévoyons pas de pouvoir évaluer avec POCOROCH sont le congre *Conger conger* (crypto-benthique caché dans les trous, difficile à détecter) et la petite roussette *Scyliorhinus canicula* (sporadique en milieux côtiers rocheux). Ces espèces fréquentent les milieux rocheux mais aussi les milieux meubles côtiers et au large. C'est d'ailleurs pour cela qu'elles sont évaluées avec succès dans ces milieux, par les co-RT Ifremer, grâce aux campagnes halieutiques. Il pourrait être intéressant de compléter ces évaluations « écophases meubles » par des évaluations « écophase rocheuse », car ces espèces (en particulier le congre) sont ciblées par les pêches récréatives dont l'effort est important en milieux côtier rocheux. Pour cela, la ddPCR sur ADNe serait une technique intéressante compte tenu du comportement crypto-benthique du congre et de la distribution sporadique de la petite roussette.
 - **Pour les espèces résidentes des fonds rocheux**, en plus des 3 à 6 espèces listées BEE 2019, POCOROCH pourrait évaluer 8 espèces (voir 9) supplémentaires. Ce sont des espèces résidentes et occurrentes qui seraient potentiellement de bons indicateurs des pressions anthropiques pesant sur les milieux côtiers rocheux, notamment les dégradations des communautés benthiques des milieux rocheux subtidiaux (*i.e.* l'habitat 1170 DHFF). **Ces espèces pourraient donc intégrer la liste BEE 2019 D1 de manière à obtenir une évaluation D1 plus représentative des milieux côtiers rocheux, portant sur 12 espèces (voir potentiellement 17 espèces).**

Résumé du Tableau 11 page suivante	Sur liste BEE 2019 mais ne pouvant pas être suivies par POCOROCH	Sur liste BEE 2019 et pouvant être suivies par POCOROCH	Absent de la liste BEE 2019, mais pouvant être suivies par POCOROCH
Bentho-pélagiques	7 espèces (voir 6)	1 espèce (voir 2)	0 espèce
Résidents d'estrans et d'herbiers	4 espèces	0 espèce	0 espèce
Résidents des fonds rocheux (et autres)	5 espèces (voir 2)	3 espèces (voir 6)	8 espèces (voir 9)

Tableau 11. Espèces d'intérêt pour l'évaluation du Descripteur D1 des poissons côtiers. Le tableau croise la liste des espèces côtières considérées dans l'arrêté BEE de 2019 et la liste des espèces pour lesquelles le suivi POCOROCH permettrait leur évaluation : 12 espèces certaines (X) + potentiellement 5 espèces à l'avenir (?), voir texte section précédente

Habitat préférentiel et comportement	Espèce	Arrêté BEE 2019	POCOROCH D1
Bentho-pélagique, à proximité des fonds meubles	<i>Ammodytes tobianus</i>	X	
Bentho-pélagique, à proximité des fonds meubles	<i>Gymnammodytes semisquamatus</i>	X	
Bentho-pélagique, à proximité des fonds meubles	<i>Hyperoplus immaculatus</i>	X	
Bentho-pélagique, à proximité des fonds meubles	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	X	
Bentho-pélagique, à proximité des fonds rocheux	<i>Pollachius pollachius</i>	X	X
Bentho-pélagique, mobiles dans tous les habitats	<i>Dicentrarchus labrax</i>	X	?
Bentho-pélagique, mobiles dans tous les habitats	<i>Sparus aurata</i>	X	
Bentho-pélagique, mobiles dans tous les habitats	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	X	
Résident des estrans rocheux	<i>Gobius cobitis</i>	X	
Résident des estrans rocheux	<i>Nerophis lumbriciformis</i>	X	
Résident des herbiers	<i>Hippocampus guttulatus</i>	X	
Résident des herbiers	<i>Hippocampus hippocampus</i>	X	
Résident des fonds meubles (dont bassines de sable dans matrice rocheuse)	<i>Pomatoschistus spp.</i>		X
Résident des fonds rocheux	<i>Centrolabrus exoletus</i>		X
Résident des fonds rocheux	<i>Ctenolabrus rupestris</i>		X
Résident des fonds rocheux	<i>Diplodus sargus cadenati</i>	X	?
Résident des fonds rocheux	<i>Gobiusculus flavescens</i>		X
Résident des fonds rocheux	<i>Labrus bergylta</i>	X	X
Résident des fonds rocheux	<i>Labrus mixtus</i>		X
Résident des fonds rocheux	<i>Parablennius gattorugine</i>	X	X
Résident des fonds rocheux	<i>Parablennius pilicornis</i>		?
Résident des fonds rocheux	<i>Serranus cabrilla</i>	X	?
Résident des fonds rocheux	<i>Symphodus melops</i>		X
Résident des fonds rocheux et autres	<i>Conger conger</i>	X	
Résident des fonds rocheux et autres	<i>Gobius paganellus</i>	X	?
Résident des fonds rocheux et autres	<i>Scyliorhinus canicula</i>	X	
Résident des fonds rocheux et autres	<i>Thorogobius ephippiatus</i>		X
Résident des fonds rocheux et autres	<i>Trisopterus luscus</i>	X	X
Résident des fonds rocheux et autres	<i>Trisopterus minutus</i>		X

4.4 Pertinence de POCOROCH pour renseigner le Descripteur 4

Au niveau des peuplements (D4), nous avons évalué si POCOROCH permet de détecter des patrons spatio-temporels en liens avec les facteurs du dessin d'échantillonnage (saison, zone biogéographique, et distance côte large), ce qui soutiendrait le potentiel de POCOROCH à détecter des changements d'état de l'état écologique des peuplements (D4C1 pour la présence/absence, D4C2 pour les abondances et biomasses, D4C3 pour les spectres de tailles).

La proportion de variance expliquée par uniquement les facteurs saison et zone biogéographique représente entre 0.17 et 0.33 (**Tableau 12**). La variation spatiale des assemblages à l'échelle des zones biogéographiques est significative pour les différentes métriques et protocoles de comptage (**Tableau 12**). Concernant la variation saisonnière, elle est significative pour les 2 protocoles de comptage lorsque l'on considère les données d'abondance par classe de taille (1-5cm, 6-15cm, 16-40cm, >41cm). D'après les représentations graphiques des RDA, le principal axe de variation sépare spatialement les zones biogéographiques. Cela valide l'intérêt de sélectionner des zones biogéographiques distinctes au sein de la SRM Mers Celtiques et Manche ouest (**Figure 26** et **Figure 27** et **Annexe 9**) afin d'obtenir une évaluation BEE à l'échelle de la SRM qui puisse tenir compte de la variabilité au sein de la SRM, que ce soit de la variabilité naturelle ou de la variabilité dans leur réponse et/ou exposition aux pressions anthropiques.

Tableau 12. Analyse de variance (ANOVA) des analyses de redondance (RDA) effectuées sur les communautés issues des jeux de données intégrant les habitats infralittoraux et circalittoraux pour les 2 protocoles de comptage. Les variables explicatives du modèle sont la zone biogéographique et la saison ainsi que leur interaction. Les métriques suivantes ont été utilisées comme variables à modéliser : l'abondance au niveau de l'espèce, l'abondances au niveau de chaque classe de taille. Les classes de taille ont été définies de 2 manières : classes de taille du protocole Temps (1-5cm, 6-15cm, 16-40cm, >41cm) et Petit (<1/3 de la taille maximum connue de l'espèce) -Moyens (entre 1/3 et 2/3 de la taille max.) -Gros (> 2/3 de la taille max.) individus. Les matrices de communautés ont été transformées avec la distance Hellinger (Legendre and Gallagher, 2001). Un astérisque est ajouté lorsque la variable explicative est significative par rapport à la valeur-p 0.05. Les représentations graphiques des 6 RDA sont présentées dans les **Figure 26** et **Figure 27** et **Annexe 9**.

Métrique	Protocole de comptage	Proportion de la variance expliquée par le modèle (R^2 ajusté)	Test de significativité des variables explicatives du modèle par ANOVA (valeur-p)		
			Zone biogéographique	Saison	Zone x Saison
Abondance par espèce	Temps	0.33	0.001*	0.012*	0.534
	Transect	0.17	0.009*	0.253	0.068
Abondance par classe de taille Temps de chaque espèce	Temps	0.23	0.001*	0.008*	0.172
	Transect	0.18	0.001*	0.002*	0.044*
Abondance par P/M/G individus de chaque espèce	Transect	0.17	0.001*	0.106	0.046*
Biomasse par espèce	Transect	0.20	0.001*	0.359	0.057

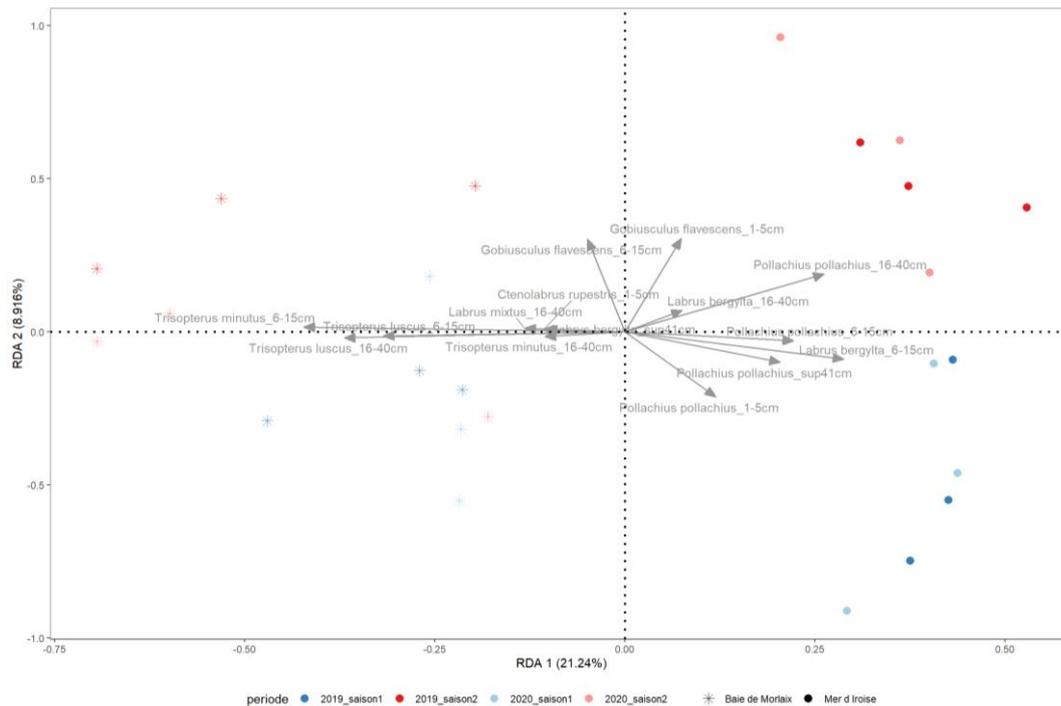


Figure 26. Représentation graphique des analyses de redondances (RDA) effectuées à partir des données d'abondance par taille de classe issues du protocole Temps en 2019-2020. Les matrices de communautés ont été transformées avec la distance Hellinger (Legendre and Gallagher, 2001). Seuls les 30 % des classe de taille par taxon qui avaient la longueur de vecteur la plus haute sont représentées.

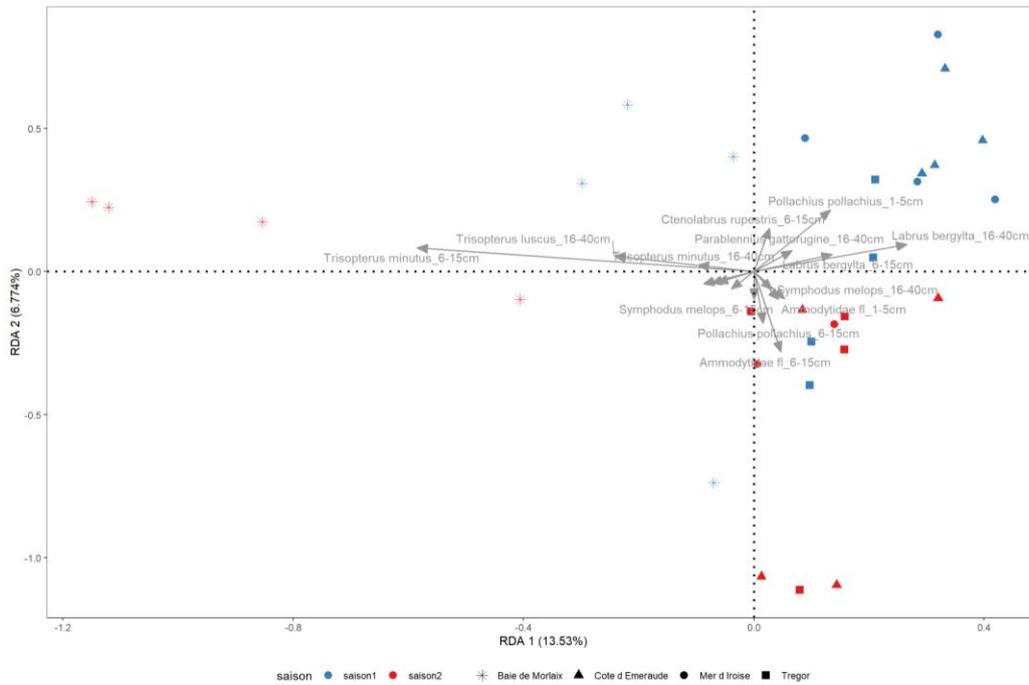


Figure 27. Représentation graphique des analyses de redondances (RDA) effectuées à partir des données d'abondance par taille de classe issues du protocole Transect en 2018. Les matrices de communautés ont été transformées avec la distance Hellinger (Legendre and Gallagher, 2001). Seuls les 30 % des classe de taille par taxon qui avaient la longueur de vecteur la plus haute sont représentées.

Au sein d'une zone biogéographique, l'exemple de la baie de Morlaix en 2018 met en évidence une importante structuration des populations et des peuplements entre les sites échantillonnés. En effet, l'analyse en composante principale intra-localités de la baie de Morlaix en 2018 distingue sur l'axe 2 les sites le long d'un gradient côte-large avec les sites les plus éloignés de la côte (Astan et Cochons Noirs) différents des sites à l'intérieur de la baie (Corbeau et Figuier) (Figure 28).

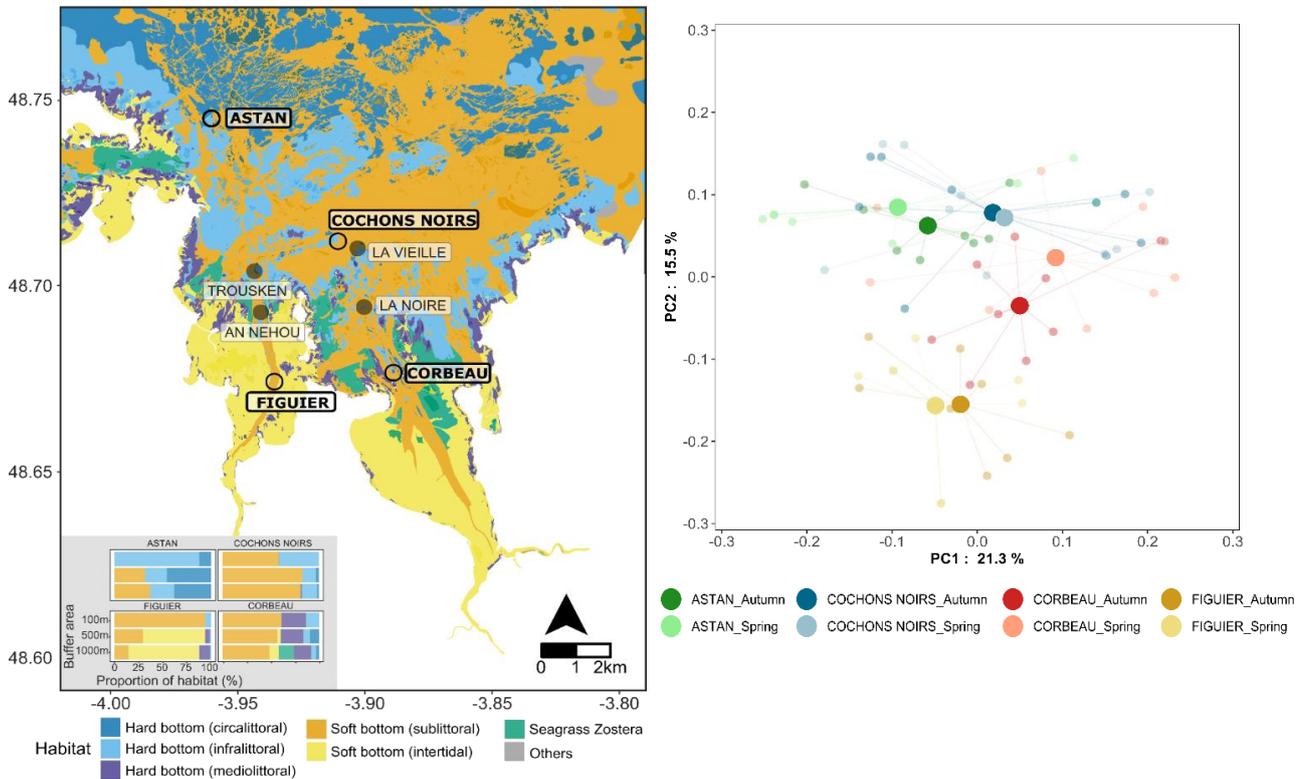


Figure 28. Illustration de la variabilité inter-sites le long du gradient côte-large en baie de Morlaix pour l'année 2018. La figure de gauche indique la localisation des sites échantillonnés. Les couleurs représentent les différents habitats benthiques de la baie et permettent d'évaluer la proximité du site d'habitat rocheux échantillonné avec les autres habitats (source : <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/carte-de-synthese-des-habitats-benthiques-du-site-natura-2000-fr5300015-baie-de-morlaix/>). La figure de droite est la représentation graphique de l'Analyse en Composante Principale des données de présence-absence transformées Hellinger pour la matrice de communauté basée sur les taxons observés avec le protocole de comptage Transect. Les 2 premiers axes représentent 36.8% de la variation totale de la communauté. L'ACP est représentée en scaling 1 afin de préserver les distances entre les sites. Les grands symboles représentent les positions des centroïdes des transects au niveau du site échantillonné.

Le travail de géomatique initié par D'Agata et al. (2020) a mis en avant des variations inter-sites de Chl a (proxy à considérer pour évaluer l'eutrophisation) relativement fortes le long du gradient côte-large, avec Figuier à la côte, présentant les plus fortes concentrations moyennes en Chl a et les sites au large tel qu'Astan les concentrations moyennes les plus faibles. De manière générale, le travail de D'Agata et al. (2020) (voir aussi Annexe 10) a aussi permis de mettre en avant une réponse forte des indicateurs de diversité taxonomique, de densité et biomasse à des gradients côte-large intégrant des disparités spatio-temporelles physico-chimiques, de conditions hydrodynamiques et d'impacts anthropiques susceptibles d'interagir de manière complexe pour structurer les communautés de poissons.

Le protocole POCOROCH a également montré son efficacité pour le D4C2 et D4C3 à l'échelle de l'Atlantique NE, dans le cadre d'une étude collaborative pilotée par des espagnols (Bosch et al., 2021). L'étude a centralisé des données de comptages visuels collectées sur les pourtours européens et africains, dont les données POCOROCH, et a mis en avant l'effet à l'échelle biogéographiques de la température, l'isolation des sites (iles vs continents) et la productivité de la masse d'eau, sur les abondances par guildes trophiques de poissons, et par classe de taille (**Figure 29**). Ce travail a été réalisé dans un contexte de recherche fondamentale et mériterait d'être poursuivi pour aboutir à des applications DCSMM. Les variables environnementales considérées ainsi que les guildes fonctionnelles seront à affiner pour ces besoins. C'est un travail en cours de programmation.

Ainsi, afin de poursuivre le développement des indicateurs D4, à l'échelle des gradients locaux (e.g. D'agata et al 2020) comme à l'échelle biogéographique (Bosch et al., 2021), de même que pour le D1, il est nécessaire de :

- Obtenir de manière continue à l'échelle des SRM les données SIG environnementales naturelles et anthropiques. Ce besoin a été remonté à l'Ifremer, l'OFB et Marha, comme déjà évoqué.
- Compléter la base de traits de vie pour les espèces de poissons côtiers, afin d'affiner les guildes fonctionnelles. Nous avons initié ce travail de base de connaissance avec l'équipe Espèces de l'UMS PatriNat. Cette base une fois finalisée nous permettra de regrouper les espèces de poissons observées en guildes écologiques.
- Collecter plus de données POCOROCH qui pour le moment ne couvrent pas suffisamment les gradients environnementaux naturels et anthropiques à l'échelle des SRM (phase 2).
- Pour la standardisation européenne, travailler avec le réseau de chercheurs, identifiés grâce à l'état de l'art que nous avons réalisé, et grâce à la collaboration avec Bosch et al. Il faut cependant noter que ces chercheurs ne sont pas impliqués dans la mise en œuvre de la DCSMM ou d'OSPAR. Il faudra donc chercher à structurer cette communauté de chercheurs, et dans l'idéal la mobiliser autour des problématiques de politiques publiques européennes. Ce n'est pas le cas aujourd'hui, les groupes de travail OSPAR, MSFD et ICES sont focalisés sur les espèces halieutiques (via campagnes DCF sur plateau/large et sur meuble côtiers) mais aucun ne porte sur les milieux rocheux.

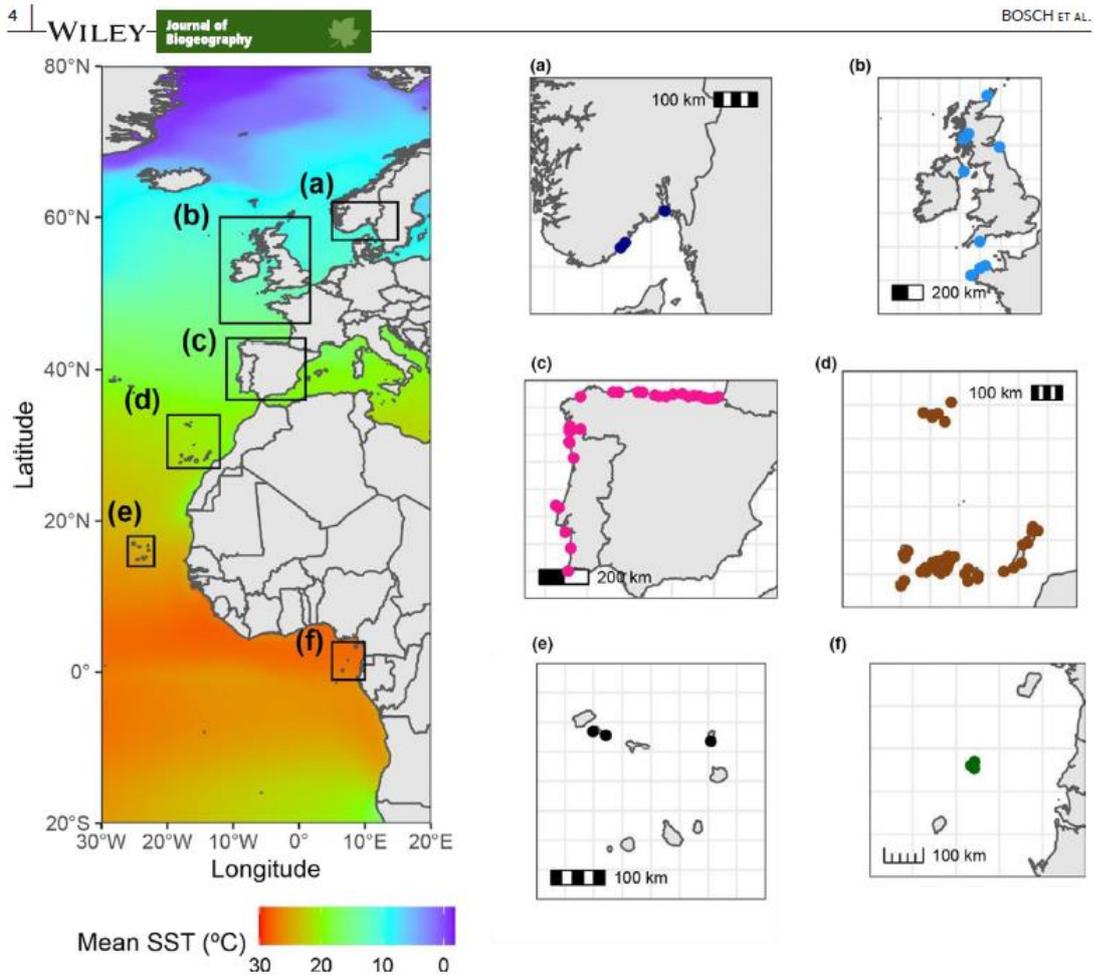


FIGURE 1 Map of eastern Atlantic ocean ecoregions, including survey sites where census of reef-associated fishes were conducted: (a) North Sea (17 sites; $n = 67$ transects), (b) Celtic Sea (18 sites; $n = 64$ transects), (c) South European Atlantic Shelf (75 sites; $n = 228$ transects), (d) Webbnisia (117 sites; $n = 282$ transects), (e) Cabo Verde (34 sites; $n = 166$ transects), and (f) Gulf of Guinea Islands (18 sites; $n = 44$ transects). Satellite measures of mean ocean sea surface temperature (SST) are overlaid in the map. Coloured dots within panels indicate groups of sites within a 12-km distance. Maps and points are projected on WGS84

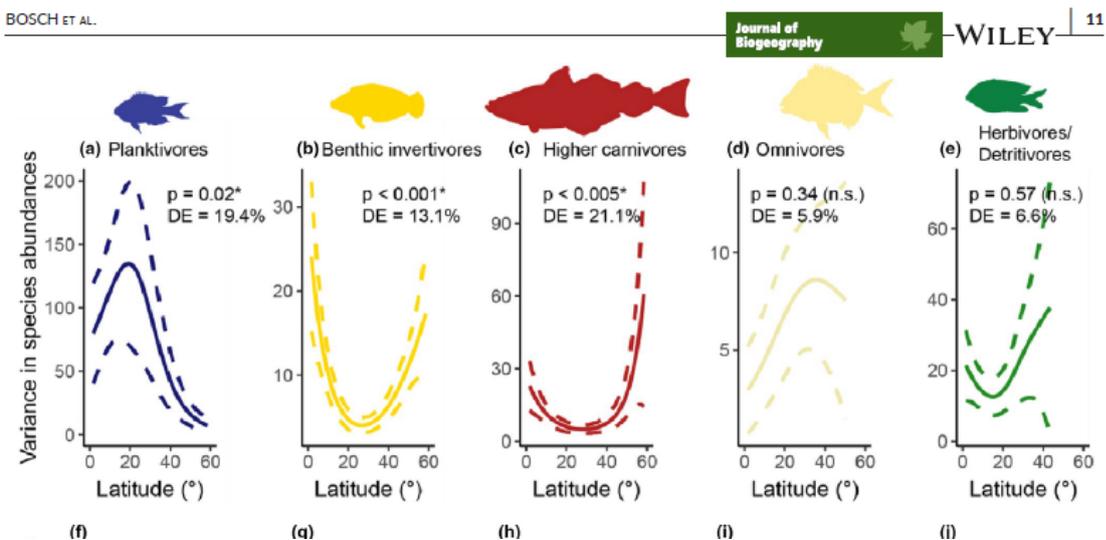


Figure 29. Détails de l'article de Bosch et al. 2021

4.5 Les critères renseignés par POCOROCH et par les autres dispositifs

Les sections précédentes démontrent la capacité du protocole POCOROCH à évaluer des changements d'abondance, biomasses et spectre de taille au niveau espèces (D1C2 à D1C5) pour une douzaine d'espèces majoritairement résidentes, ainsi que des changements dans la structure des peuplements associés aux récifs rocheux, en composition (D4C1), abondances/biomasses (D4C2) et structure en tailles (D4C3).

Cependant, ce potentiel d'évaluation D1 et D4 est :

- Conditionné par une mise en œuvre dans un très grand nombre de sites, surtout pour l'évaluation du D1C4 (aires de répartition). Cela est difficilement réalisable compte tenu du fait que les comptages visuels en plongée sont très lourds à mettre en œuvre (besoins logistiques et humains très spécifiques) ;
- Restreint à une partie de la diversité d'espèces fréquentant les milieux rocheux. Les comptages visuels en plongée sont en effet efficaces pour le suivi des espèces necto-benthiques diurnes, et couvrent quelques espèces benthopélagiques et crypto-benthiques très abondantes, mais pas toutes car la majorité des espèces de ces deux groupes sont insuffisamment observées en plongées, à cause de leur distribution spatiale sporadique (agrégations/bancs dans le pelagos) ou de leur faible taux de détection (cachées dans les trous). Il en résulte que POCOROCH n'est pas le plus pertinent pour le D4C1 (composition en espèces).

Pour ces deux raisons, nous privilégions le développement d'une surveillance multi-source des différents milieux côtiers (SP1, SP2 et SP3) qui consiste à combiner plusieurs dispositifs (comptages visuels, ADNe, echosondage, chalutage benthique) complémentaires tant au niveau des catégories d'espèces surveillées, des métriques échantillonnées, et des couvertures et résolutions spatiales et temporelles (Figure 30).

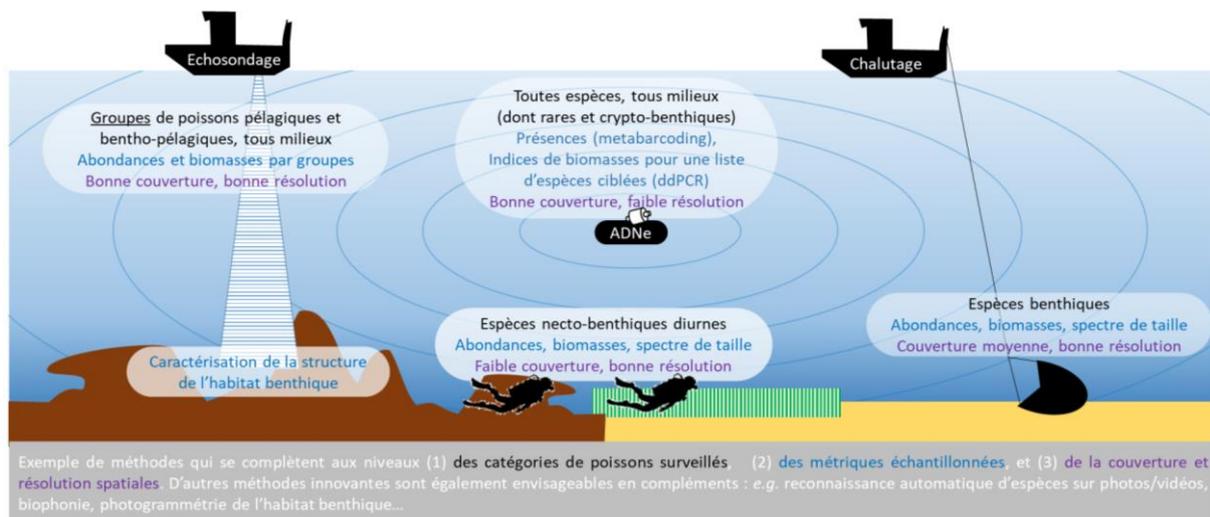


Figure 30. Représentation du concept de surveillance multi-sources et multi-échelles

Concernant les développements de l'échosondage en milieux côtiers, voir **David et al., 2021**

Concernant les développements de l'ADNe en milieux côtiers, voir **Rey et al., 2021**

Concernant les suivis des fonds meubles en chalutage benthiques, voir les **travaux des co-RT Ifremer**

Le déploiement de ces méthodes est à articuler à deux échelles spatiales (**Figure 31**) :

(1) **l'observation par ADNe à l'échelle paysagère** - permettant d'évaluer la composition des peuplements (metabarcoding) voire des indices d'abondance pour certaines espèces cibles (ddPCR) - vise à évaluer la tendance globale de l'état écologique à l'échelle de la façade, et dépister les zones à la dynamique particulière (pouvant faire l'objet d'études plus approfondies, *e.g.* un observatoire état-pression)

(2) **les observatoires état-pression** (*e.g.* dans et autour une AMP, ou un parc éolien, à graduelle distance d'une zone urbanisée) combinent ADNe et méthodes complémentaires (échosondage, comptages visuels, chalut benthique, voire biophonie et/ou vidéo). Ces dernières méthodes dites conventionnelles, sont plus « lourdes » à mettre en œuvre mais apportent des métriques supplémentaires nécessaires à l'évaluation de certaines relations état-pression (et certains descripteurs et critères DCSMM). Les observatoires état-pression visent ainsi à :

(a) évaluer finement les relations état-pression (dont résistance et résilience sur le long terme) grâce aux complémentarités des différentes méthodes ;

(b) calibrer les indicateurs de l'observation par ADNe, et éclairer leur interprétation grâce à l'inter-calibration de l'ADNe avec les méthodes conventionnelles.

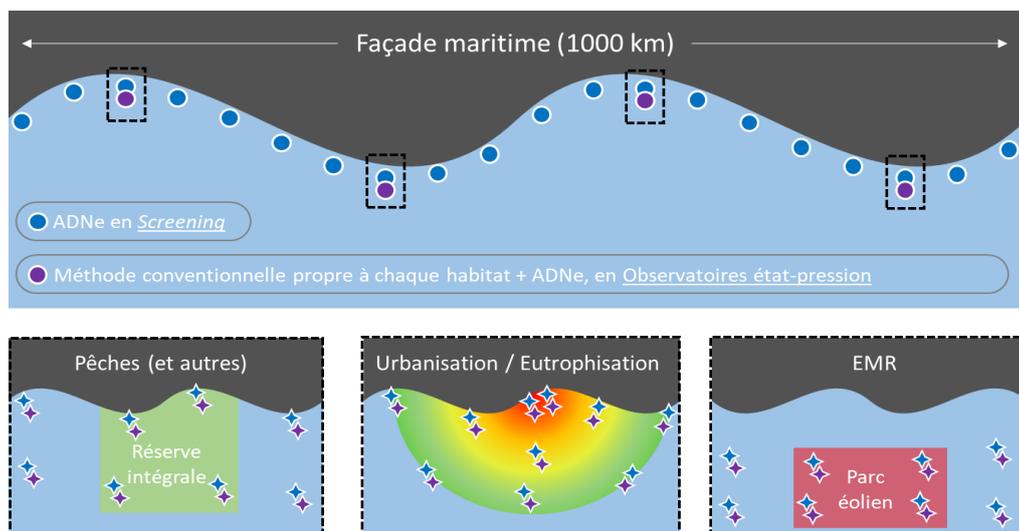


Figure 31. Représentation du concept de déploiement à large échelle de la surveillance basée sur l'utilisation conjointe de l'ADNe et des méthodes conventionnelles.

Les descripteurs et critères potentiellement renseignés par cette surveillance multi-source et multi-échelle sont présentés en **Tableau 13**. Cette proposition de stratégie de surveillance des poissons côtiers, combinant approches conventionnelles propres à chaque habitat côtier, et approche inter-habitat telle que l'ADNe (voire autre telle que biophonie) devra s'insérer dans une approche écosystémique plus globale, à discuter collégialement avec les autres RT/RS DCSMM en charge du suivi de composantes écosystémiques. Nous devons chercher une stratégie globale garantissant la cohérence des suivis et évaluations des poissons entre milieux, tant sur les aspects opérationnels qu'analytiques. De même, nous devons considérer les suivis (réalisés/envisagés) des forçages environnementaux naturels et anthropiques (*e.g.* habitats pélagiques et benthiques, pressions de pêche, etc.), afin de mieux interpréter les évolutions de la structure des peuplements de poissons, et pouvoir évaluer les relations états-pressions.

Tableau 13. Descripteurs et critères pouvant potentiellement être renseignés par les différentes méthodes d'observations

	Echelle spatiale du dispositif	Milieux côtiers surveillés	Types d'espèces	Type d'évaluation	Descripteurs DCSMM potentiellement renseignés
Metabarcoding sur ADNe	« Screening de façade »	Tous les milieux (SP1 à 3)	Toutes les espèces	<ul style="list-style-type: none"> - Tendances des diversités taxonomique, fonctionnelle et phylogénétiques (D4C1) - Tendance de la diversité de groupes d'espèces fondés sur leur sensibilité aux pressions anthropiques - Evolution des aires biogéographiques de distribution, par patrons d'occurrences (D1C4 et D2C2) 	<p>D1C4 D4C1 D2C2</p> <p>+ apport de compléments pour D1C2, D1C5, D4C2, D2C1, D2C3</p>
ddPCR sur ADNe	« Screening de façade »	Tous les milieux (SP1 à 3)	Quelques espèces ciblées : e.g. espèces patrimoniales, amphihalins, élasmobranches à statut de conservation, ...	<ul style="list-style-type: none"> - Tendance des abondances spécifiques (D1C2) - Evolution des aires biogéographiques de distribution, par patrons d'abondances/biomasses (D1C4 et D2C2) 	<p>D1C2 D1C4 D2C2</p> <p>+ apport de compléments pour D1C5</p>
Comptages visuels en plongée	Observatoires Etat-Pression	Milieux rocheux et habitats biogéniques (SP1)	Nectobenthiques diurnes, et quelques espèces de benthopélagiques et crypto-benthiques suffisamment occurrentes)	<ul style="list-style-type: none"> - Indice de diversité d'abondance (D1C2) et évolution de la structure démographique (D1C3) - Caractérisation de l'habitat pour établir les liens état-pressions (D1C5) - Tendances des abondances des peuplements et structure en taille (D4C2 et D4C3) 	<p>D1C2 D1C3 D1C5 D4C2 D4C3</p> <p>+ apport de compléments pour D1C4 et D4C1</p>
Ech sondage	Observatoires Etat-Pression	<p>Milieux pélagiques (SP3)</p> <p>Et espèces benthopélagiques en liens avec les différents habitats démersaux (SP1 et SP2)</p>	Groupes d'écophases, basés sur la position dans la colonne d'eau, la taille individuelle et du comportement social/spatial (individus isolés vs agrégation vs bancs)	<ul style="list-style-type: none"> - Tendances des abondances des peuplements et structure en taille (D4C2 et D4C3) - Sous réserve de développement méthodologique : Indice de diversité d'abondance (D1C2) et évolution de la structure démographique (D1C3) - Caractérisation de l'habitat pour établir les liens état-pressions (D1C5) 	<p>D4C2 et D4C3</p> <p>Sous réserve de développement méthodologique : D1C2, D1C3 et D1C5</p>

4.6 Conclusions de la phase 1

D'une manière générale, les comptages visuels sont indispensables pour le D1 comme pour le D4, compte tenu du fait que par exemple l'ADNe ne permet pas d'évaluer les tailles des individus (D1C3, D4C3), ni les abondances de la majorité des espèces (D4C2), ni les relations fines avec l'habitat (D1C5). POCOROCH apparait donc indispensable compte tenu du fait qu'il n'y a aucun autre dispositif existant.

Les deux protocoles de comptages POCOROCH (version 2020 +) sont complémentaires d'un point de vue précision des données collectées (meilleures avec le comptage-transect) et d'un point de vue potentiel de mise en œuvre à large échelle (meilleur avec le comptage-temps).

Précision des données collectées :

Descripteur	Critère	Métrique	Comptage Transect	Comptage Temps	Remarque
D1 (Population)	D1C2	Abondance	+++	++	Unité d'échantillonnage mieux définie par transect
	D1C2	Biomasses	+++	+	Idem + grosse perte de précision par comptage temps car relations taille-poids calculées sur classe de taille et non taille précise
	D1C3	Spectre de taille	+++	+	Grosse perte de précision par comptage temps car abondances par classe de taille et non taille précise
	D1C4 (en complément de l'ADNe) et D1C5	Potentiellement toutes les métriques ci-dessus	+++	+	La distribution biogéographique et le lien avec l'habitat (et ses fonctions) peut/doit être étudiée au regard des différentes métriques
D4 (Peuplement)	D4C1 (en complément de l'ADNe)	Composition en espèces	++	+++	L'aspect semi-aléatoire du comptage temps favoriserait la détection d'un plus grand nombre d'espèces (voir section 4.1.1) Pour les 2 protocoles, certaines espèces sont mal détectées (voir 4.3 et 4.5)
	D4C2	Abondances par guildes	+++	++	Unité d'échantillonnage mieux définie par transect
	D4C2	Biomasses par guildes	+++	+	Idem + grosse perte de précision par comptage temps car relations taille-poids calculées sur classe de taille et non taille précise
	D4C3	Spectre de taille des guildes	+++	+	Grosse perte de précision par comptage temps car abondances par classe de taille et non taille précise

Potentiel de mise en œuvre à large échelle :

Déploiement du protocole à large échelle	Comptage Transect		Comptage Temps	
	<i>Formation initiale</i>	10 jours	2-5 jours	
	<i>Recyclage annuel</i>	5 jours	1-2 jours	
	<i>Intégration des sciences participatives</i>	Protocole trop complexe	Protocole adapté	
<i>Nombre de sites échantillonnés</i>	Conditionné par le nombre d'agents experts formés	Potentiellement largement supérieur au comptage Transect		

Compte tenu de ces complémentarités, nous élaborerons durant la **phase 2 des stratégies d'échantillonnages d'observatoire état-pression**, qui auront des fréquences spatio-temporelles différentes :

(1) le protocole comptage-transect, apportant des données plus précises, mais restreint à un faible nombre d'opérateur expert, sera mis en œuvre dans les sites les plus stratégiques (aux extrémités des gradients environnementaux), à une fréquence pluriannuelle (*via* une rotation de sites, à l'instar des suivis DCE-Roches subtidales)

(2) le protocole comptage-temps, apportant des données moins précises pour un site donné, mais pouvant être réalisé par un plus grand nombre d'opérateurs (gestionnaires AMPs, bénévoles), sera mis en place dans un plus grand nombre de site (distribués le long des gradients environnementaux) et potentiellement suivant une fréquence annuelle. Le nombre de sites et la fréquence temporelle seront définis pour compléter les suivis transect mais aussi pour satisfaire les objectifs propres des opérateurs locaux. Ils ont en effet parfois des besoins qui vont au-delà de ceux de la DCSMM. Ils pourront satisfaire leurs besoins grâce au protocole comptage-temps, et ce sera des informations complémentaires pour l'évaluation DCSMM. Pour cela, au moins une partie des sites et années d'échantillonnage devront être communs aux deux protocoles, afin de maintenir l'inter-calibration.

Les travaux de phase 2 pour l'élaboration des stratégies d'échantillonnage sont présentés en **section 5**. En parallèle, il faudra avancer dans les **travaux d'opérationnalisation des suivis en réseau** :

- La rédaction de guides méthodologiques (déjà fait pour le comptage temps, Thiriet et al 2020)
- L'organisation de stages de formations et de recyclage aux protocoles
- L'animation des réseaux d'opérateurs, professionnels et bénévoles (recensement des structures bénévoles programmé pour 2022)
- Le déploiement d'une interface de saisie en ligne pour la bancarisation sur le SINP (travaux en cours avec l'équipe Données de PatriNat)

4.7 Perspectives concernant les protocoles en plongées

Les protocoles POCOROCH sont validés. Ils peuvent être complétés.

4.7.1 Compléments de protocoles pour les suivis poissons

Ajouter un troisième observateur

Comme vu en section 4.1.2., il serait intéressant d'ajouter un troisième observateur pour les espèces cryptobenthiques dans l'infralittoral. Le protocole existe déjà. Pour des raisons de contraintes de ressources humaines, nous ne le mettons pas en œuvre pour le moment. Pour les suivis réalisés dans un cadre professionnel, le coût/bénéfice d'ajouter un troisième observateur est à réfléchir (nous pouvons envisager de mutualiser ce plongeur avec une équipe benthologue travaillant en parallèle, voir ci-dessous). Pour les comptages temps bénévoles, il semble intéressant de pousser dans cette direction, cela renforcerait encore les complémentarités entre comptages-transect professionnels et comptages-temps bénévoles.

Affiner les co-variables environnementale

Comme vu en section 2.3, il est important d'évaluer la capacité biotique naturelle du milieu pour ne pas confondre forçages naturels et forçage anthropiques. Nous travaillons en ce moment dans le cadre d'une thèse co-encadrées par MNHN-Dinard, Université Rennes 1 et UMS PatriNat, donc les objectifs couvrent cette problématique d'échantillonnage de co-variables d'habitat pour les poissons (Figure 32). Nous avons recours à l'étude des données SIG pour les variables large échelle (site et transects géolocalisés), à la photogrammétrie pour le meso échelle, et le photo-quadrat pour le micro échelle.

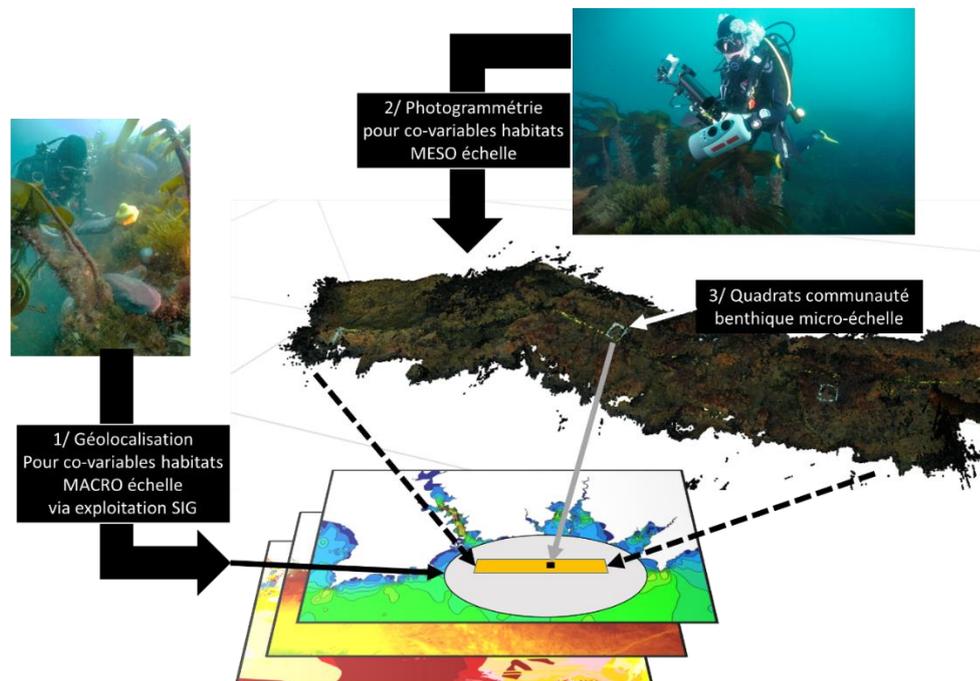


Figure 32. Estimation de la capacité biotique des habitats rocheux du suivi POCOROCH basée sur l'étude approfondie des co-variables d'habitats à différentes échelles spatiales - thèse de Quentin Ternon - MNHN-Dinard, Université Rennes 1 et UMS PatriNat 2019-2022

4.7.2 Synergies avec d'autres suivis plongés

Les suivis habitats benthiques

Les travaux de thèse de Quentin Ternon, cf. ci-dessus, visent à estimer la capacité biotique du milieu pour les poissons, mais également à caractériser les biocénoses benthiques. Le protocole dans son ensemble présente donc une synergie entre surveillance des habitats benthiques et surveillance poissons par comptage-transect.

Par ailleurs, pour le protocole poissons comptage-temps, nous allons travailler en 2022 au sein de PatriNat à chercher une synergie dans la mise en œuvre de POCOROCH et du protocole Naturalg (De Bettignies et al., 2021) visant à caractériser les biocénoses rocheuses, notamment dans le contexte des évaluations sites N2000 habitat 1170, ainsi que l'efficacité des ZPF.

Les suivis de macro-crustacés d'intérêts

Le homard et la langouste sont couramment observés en plongée durant POCOROCH (**Figure 33**). Nous envisageons d'échanger avec Ifremer (Martial Laurence) pour voir dans quelles mesures nos observations (à compléter éventuellement) pourraient compléter les suivis plongés qu'ils ont dernièrement mis en place.

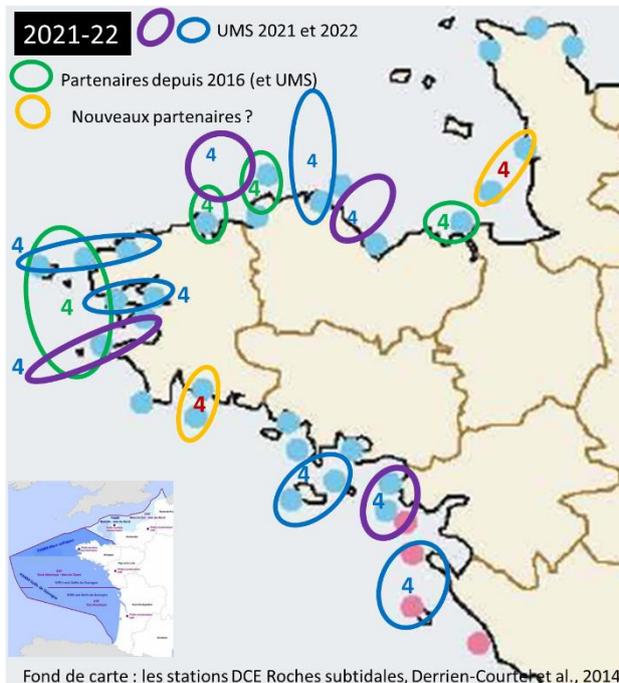


Figure 33. Observations de langouste en plongée durant POCOROCH

5 Planification de la phase 2

Les protocoles et la stratégie intra-site sont suffisamment robustes pour passer à la phase 2 qui vise à développer la stratégie d'échantillonnage inter-site et les indicateurs, suivant les principes présentés en section 4.6, pour la SRM MC et GdG Nord.

Afin d'élaborer les modèles-états pressions par approche spatiale (voir section 2.3) et les exploiter pour développer les indicateurs et dimensionner le réseau en routine, nous devons mener ponctuellement un effort d'échantillonnage important afin de disposer de données le long des principaux gradients environnementaux (naturels et anthropiques, abiotiques et biotiques) aux échelles locales et biogéographiques. Il s'agit d'échantillonner entre 2022 et 2023 un total de 36 sites pour l'UMS (16 en 2022 et 20 autres en 2023), complétés par 16 à 24 sites pour les partenaires. Chaque site sera échantillonné 4 fois dans l'année (2022 ou 2023 pour UMS, 2022 et 2023 pour les partenaires) afin de prendre en compte la variabilité temporelle journalière et saisonnière. Partager le suivi par l'UMS des 36 sites entre les deux années est clairement lié à l'impossibilité de tout échantillonner en une seule année. Les sites suivis par les partenaires tous les ans apporteront un contrôle des potentielles variations interannuelles.



La carte à gauche présente l'emplacement grossier des sites d'échantillonnages.

La localisation précise des sites sera déterminée par analyses SIG, en croisant les différentes couches de variables environnementales que nous aurons pu récupérer.

Celle-ci seront sélectionnées tant que possible parmi les variables reconnues dans la littérature (d'autres provinces biogéographiques) comme structurantes des peuplements de poissons (via effet direct ou via effet sur leur habitat).

Elles incluront notamment :

- Température (moyenne, sd, range, anomalies)
- Chl a (moyenne, sd, range, anomalies)
- Salinité
- Turbidité
- Exposition - Hydrology (fetch)
- Marée (delta éta)
- Profondeur
- Topographie paysagère (complexity, pente, etc.)
- Type de substrat (Roche, Sable, etc)
- Type de biocénoses (circalittoral, infralittoral)
- Et tant que possible des indices de pressions anthropiques (distance au port, et bien sûr les cartographies des Descripteurs de pressions, et celles Carpediem, etc)

Ces variables seront utilisées pour sélectionner les sites d'échantillonnage 2022-2023 de manière à ce qu'ils couvrent la diversité de conditions environnementales des SRM à évaluer. Suite à l'échantillonnage 2022-2023 des poissons, les modèles de distribution identifieront parmi toutes les variables environnementales (naturelles et anthropiques) celles qui structurent (le plus) les peuplements de poissons. Ces modèles permettront de développer/sélectionner les métriques indicatrices les plus pertinentes, et dimensionner le réseau en routine.

Concernant le développement des indicateurs par approche spatiale, comme évoquer en section 2.3, il n'existe aucune réserve intégrale en Atlantique NE (ni aucun projet en cours), nous allons donc chercher des zones de références en échantillonnant des plateaux très au large de la côte (*e.g.* Roche Douvres). Cependant, même ces plateaux sont soumis à des pressions, de pêche notamment, dont l'effort n'est pas surveillé/quantifié à cette échelle. Nous allons donc dans un premier temps chercher à développer une stratégie de comparaison spatiale relative qui permettra d'identifier les zones particulièrement riches et les zones particulièrement pauvres, tout en contrôlant les sources de variabilités naturelles (Cinner et al., 2016). Cela sera déjà très utile pour définir les zones à enjeux, ainsi que pour chercher *a posteriori* à émettre des hypothèses au regard des pressions pouvant expliquer ces patrons spatiaux. Puis suite à 10 années de suivis opérationnel, nous pourrons en plus évaluer les tendances temporelles pour statuer sur le rétablissement vs dégradation de l'état écologique globale. Les suivis spatialisés des gradients de pressions, et dans l'idéal la création de réserve intégrale pour générer les extrémités des gradients (et éviter l'omniprésence des pressions), permettront d'avancer à terme vers une évaluation de l'atteinte ou non du BEE (évaluation non pas relative mais « absolue »).

Ce développement de ces indicateurs inclura un travail sur les règles d'intégrations, et sur les guildes fonctionnelles (liste D1, guildes D4). Ce travail devra être fait en lien avec les co-RT Ifremer.

Concernant l'élaboration de la stratégie d'échantillonnage en routine, l'effort d'échantillonnage de 2022-2023 permettra de réaliser des analyses de puissance et de sensibilité pour évaluer :

- le nombre de site minimum permettant de suivre ces relations états-pressions ;
- une liste restreinte de variables environnementales (les plus structurantes) à considérer pour sélectionner les sites d'échantillonnage en routine.

Sous formats d'ateliers et concertations avec les partenaires du réseau (existant et à étendre), nous devons en plus des besoins DCSMM, considérer l'ensemble des besoins de suivis (AMPs, ZPF, Observatoire, EMR, etc), et distribuer l'effort d'échantillonnage comptage-transect et comptage-temps en conséquent.

6 Bilan des coûts et perspectives pour le déploiement opérationnel

Le tableau ci-dessous (**Tableau 14**) rend compte des coûts associés à la phase 1 du développement méthodologique du dispositif POCOROCH de 2016 à 2021, ainsi qu'à la programmation budgétaire de la phase 2, détaillée par ailleurs dans la fiche action SEMAPHORE.

Tableau 14. Coûts (€) du développement méthodologique du dispositif POCOROCH de 2016 à 2021

	Année	Financé		Autofinancement	
		Financeurs	Coût	Partenaire	Coût
Phase 1	2016	-	0		
	2017	-	0		
	2018	OFB-PNMI	6700		
	2019	MTE	35 700	PatriNat + MNHN- Dinard + CNRS + LPO + AFB/OFB	NA Inclut de l'ETP, des perdiems, des frais d'accès à la mer, de l'amortissement matériel
		OFB-PNMI	6700		
	2020	MTE	91 000		
		OFB-PNMI	6700		
2021	MTE	100 000			
	OFB-PNMI	6700			
Phase 2	2022		170 780		
	2023		170 212		
	2024		82 820	Idem + autres ?	Idem + autres ?
Phase 3	A planifier				

Concernant le déploiement du dispositif dans le cas où il serait intégré au PdS, il est encore trop prématuré de présenter un ou plusieurs scénarios prévisionnels des coûts. En effet, cela reste fortement lié à la sélection des localisations au sein d'une SRM, du nombre de sites, de la fréquence d'échantillonnage et du choix des protocoles de comptage. La phase 2 du développement méthodologique de la stratégie d'échantillonnage pourra apporter des précisions sur l'aspect budgétaire du dispositif.

Cependant quelques éléments de discussion peuvent être apportés notamment dans le cas des protocoles de comptage. Les coûts associés sont fortement dépendant du nombre de plongeur et du protocole déployé. A l'heure actuelle, le dispositif POCOROCH nécessite au minimum 2 plongeurs experts pour le protocole Transect et de 2 plongeurs non-experts pour le protocole Temps. Le protocole Temps étant assuré principalement par des membres du réseau (plongeurs de parc marin, de station marine, ...), la disponibilité des membres et la recherche de nouveaux acteurs (ex de clubs de plongée) pour échantillonner de nouvelles localisations sont les éléments clés pour la bonne mise en place de ce protocole.

7 Annexes

Annexe 1. Bibliographie effectuée en 2017 recensant les études spécifiques aux milieux rocheux d'Atlantique NE

Afonso, Pedro, Fernando Tempera, et Gui Menezes. « Population Structure and Habitat Preferences of Red Porgy (*Pagrus Pagrus*) in the Azores, Central North Atlantic ». *Fisheries Research* 93, n° 3 (septembre 2008): 338-45. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.06.009>.

Afonso, P., F. M. Porteiro, J. Fontes, F. Tempera, T. Morato, F. Cardigos, et R. S. Santos. « New and Rare Coastal Fishes in the Azores Islands: Occasional Events or Tropicalization Process?: New and Rare Coastal Fishes of the Azores ». *Journal of Fish Biology* 83, n° 2 (août 2013): 272-94. <https://doi.org/10.1111/jfb.12162>.

Almeida, Armando J. « Structure and spatial variability of the rocky fish fauna in the protected marine "Reserva Natural da Berlenga" (Portugal). » In *Arquivos do museu bocage*, 2:63342. Portugal, 1996.

Beja, Pedro Rui. « Structure and Seasonal Fluctuations of Rocky Littoral Fish Assemblages in South-Western Portugal: Implications for Otter Prey Availability ». *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 75, no 4 (novembre 1995): 833-47. <https://doi.org/10.1017/S0025315400038182>.

Beldade, Ricardo, et Emanuel Joao Gonçalves. « An interference visual census technique applied to cryptobenthic fish assemblages ». *Vie et milieu: Life and environment*, 2007, 6165.

Bell, James J., et John R. Turner. « Temporal and Spatial Variability of Mobile Fauna on a Submarine Cliff and Boulder Scree Complex: A Community in Flux ». *Hydrobiologia* 503, no 13 (août 2003): 171-82. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008497.66443.03>.

Costello, Mark J. « Abundance and Spatial Overlap of Gobies (Gobiidae) in Lough Hyne, Ireland ». *Environmental Biology of Fishes* 33, n° 3 (mars 1992): 239-48. <https://doi.org/10.1007/BF00005868>.

Diogo, H. M. C., et J. G. Pereira. « Impact Evaluation of Spear Fishing on Fish Communities in an Urban Area of São Miguel Island (Azores Archipelago) ». *Fisheries Management and Ecology* 20, n° 6 (décembre 2013): 473-83. <https://doi.org/10.1111/fme.12036>.

Diogo, H., et J. G. Pereira. « Assessing the Potential Biological Implications of Recreational Inshore Fisheries on Sub-Tidal Fish Communities of Azores (North-East Atlantic Ocean) Using Catch and Effort Data: Biological Effect of Recreational Fishing ». *Journal of Fish Biology* 84, n° 4 (avril 2014): 952-70. <https://doi.org/10.1111/jfb.12336>.

Elliott, S. A. M., P. A. Ahti, M. R. Heath, W. R. Turrell, et D. M. Bailey. « An Assessment of Juvenile Atlantic Cod *Gadus Morhua* Distribution and Growth Using Diver Operated Stereo-Video Surveys: *Gadus Morhua* Abundance and Growth ». *Journal of Fish Biology* 89, n° 2 (août 2016): 1190-1207. <https://doi.org/10.1111/jfb.12998>.

Fjøsne, K. « Dietary Composition and the Potential of Food Competition between 0-Group Cod (*Gadus Morhua*L.) and Some Other Fish Species in the Littoral Zone ». *ICES Journal of Marine Science* 53, n° 5 (octobre 1996): 757-70. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1996.0097>.

Fredriksen, S. « Food Web Studies in a Norwegian Kelp Forest Based on Stable Isotope ($\Delta^{13}C$ and $\Delta^{15}N$) Analysis ». *Marine Ecology Progress Series* 260 (2003): 71-81. <https://doi.org/10.3354/meps260071>.

Henriques, M., et V. C. Almada. « Juveniles of Non-Resident Fish Found in Sheltered Rocky Subtidal Areas ». *Journal of Fish Biology* 52, n° 6 (juin 1998): 1301-4. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1998.tb00975.x>.

Henriques, Sofia, Miguel Pessanha Pais, Marisa Isabel Batista, Maria José Costa, et Henrique Nogueira Cabral. « Response of Fish-Based Metrics to Anthropogenic Pressures in Temperate Rocky Reefs ». *Ecological Indicators* 25 (février 2013): 657-6. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.003>.

Henriques, Sofia, Miguel Pessanha Pais, Maria José Costa, et Henrique Nogueira Cabral. « Seasonal Variability of Rocky Reef Fish Assemblages: Detecting Functional and Structural Changes Due to Fishing Effects ». *Journal of Sea Research* 79 (mai 2013): 505-9. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.02.004>.

- Lorentsen, Svein-Håkon, David Grémillet, et Geir Håvard Nymo. « Annual Variation in Diet of Breeding Great Cormorants: Does It Reflect Varying Recruitment of Gadoids? » *Waterbirds* 27, n° 2 (juin 2004): 161-69. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2004\)027\[0161:AVIDOB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2004)027[0161:AVIDOB]2.0.CO;2).
- Magill, S, et M. D. J. Sayer. « Seasonal and Interannual Variation in Fish Assemblages of Northern Temperate Rocky Subtidal Habitats ». *Journal of Fish Biology* 61, no 5 (novembre 2002): 11981216. <https://doi.org/10.1006/jfbi.2002.2134>.
- Minchin, D. « Fishes of the Lough Hyne Marine Reserve ». *Journal of Fish Biology* 31, n° 3 (septembre 1987): 343-52. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1987.tb05240.x>.
- Nickell, L.A., et M.D.J. Sayer. « Occurrence and Activity of Mobile Macrofauna on a Sublittoral Reef: Diel and Seasonal Variation ». *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 78, no 04 (novembre 1998): 1061. <https://doi.org/10.1017/S0025315400044325>.
- Norderhaug, K.M, H Christie, J.H Fossa, et S Fredriksen. « Fish–macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria* hyperborea) forest ». *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85, n° 5 (2005): 1279-86.
- Pihl, Leif, Håkan Wennhage, et Sven Nilsson. « Fish Assemblage Structure in Relation to Macrophytes and Filamentous Epiphytes in Shallow Non-Tidal Rocky- and Soft-Bottom Habitats ». *Environmental Biology of Fishes* 39, no 3 (mars 1994): 27188. <https://doi.org/10.1007/BF00005129>.
- Pihl, L, et H Wennhage. « Structure and Diversity of Fish Assemblages on Rocky and Soft Bottom Shores on the Swedish West Coast ». *Journal of Fish Biology* 61 (décembre 2002): 14866. <https://doi.org/10.1006/jfbi.2002.2074>.
- Pita, Pablo, Diana Fernández-Márquez, et Juan Freire. « Short-Term Performance of Three Underwater Sampling Techniques for Assessing Differences in the Absolute Abundances and in the Inventories of the Coastal Fish Communities of the Northeast Atlantic Ocean ». *Marine and Freshwater Research* 65, no 2 (2014): 105. <https://doi.org/10.1071/MF12301>.
- Pita, P., et J. Freire. « The Use of Spearfishing Competition Data in Fisheries Management: Evidence for a Hidden near Collapse of a Coastal Fish Community of Galicia (NE Atlantic Ocean) ». *Fisheries Management and Ecology* 21, n° 6 (décembre 2014): 454-69. <https://doi.org/10.1111/fme.12095>.
- Pita, Pablo, Duarte Fernández-Vidal, Javier García-Galdo, et Ramón Muíño. « The Use of the Traditional Ecological Knowledge of Fishermen, Cost-Effective Tools and Participatory Models in Artisanal Fisheries: Towards the Co-Management of Common Octopus in Galicia (NW Spain) ». *Fisheries Research* 178 (juin 2016): 4-12. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.07.021>.
- Pita, Pablo, et Juan Freire. « Assessing the impact of spear fishing by using competitions records and underwater visual censuses ». *Scientia Marina* 80, n° 1 (30 mars 2016): 27-38. <https://doi.org/10.3989/scimar.04352.15A>.
- Poloczanska, E.S., D.J. Hughes, et M.T. Burrows. « Underwater Television Observations of *Serpula Vermicularis* (L.) Reefs and Associated Mobile Fauna in Loch Creran, Scotland ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61, no 3 (novembre 2004): 42535. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.06.008>.
- Sayer, M. D. J., R. N. Gibson, et R. J. A. Atkinson. « Distribution and Density of Populations of Goldsinny Wrasse (*Ctenolabrus Rupestris*) on the West Coast of Scotland ». *Journal of Fish Biology* 43, n° sa (décembre 1993): 157-67. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1993.tb01185.x>.
- Sayer, M. D. J., K. S. Cameron, et G. Wilkinson. « Fish Species Found in the Rocky Sublittoral during Winter Months as Revealed by the Underwater Application of the Anaesthetic Quinaldine ». *Journal of Fish Biology* 44, no 2 (février 1994): 35153. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1994.tb01212.x>.
- Schmiing, M, P Afonso, F Tempera, et Rs Santos. « Predictive Habitat Modelling of Reef Fishes with Contrasting Trophic Ecologies ». *Marine Ecology Progress Series* 474 (31 janvier 2013): 201-16. <https://doi.org/10.3354/meps10099>.

Schultze, Kirstin, Klaus Janke, Andreas Krüß, et Wolfgang Weidemann. « The Macrofauna and Macroflora Associated With *Laminaria Digitata* And *L. Hyperborea* at the Island of Helgoland (German Bight, North Sea) ». *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 44, n° 1 (mars 1990): 39-51. <https://doi.org/10.1007/BF02365430>.

Skiftesvik, Anne, Caroline Durif, Reidun Bjelland, et Howard Browman. « Distribution and habitat preferences of five species of wrasse (Family Labridae) in a Norwegian fjord ». *ICES Journal of Marine Science* 72 (21 novembre 2014). <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu211>.

Stål, Johan, Leif Pihl, et Håkan Wennhage. « Food Utilisation by Coastal Fish Assemblages in Rocky and Soft Bottoms on the Swedish West Coast: Inference for Identification of Essential Fish Habitats ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71, n° 3-4 (février 2007): 593-607. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.09.008>.

Unsworth, R.K.F., J.R. Peters, R.M. McCloskey, et S.L. Hinder. « Optimising Stereo Baited Underwater Video for Sampling Fish and Invertebrates in Temperate Coastal Habitats ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 150 (octobre 2014): 28187. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.03.020>.

Wehkamp, Stephanie, et Philipp Fischer. « Impact of Coastal Defence Structures (Tetrapods) on a Demersal Hard-Bottom Fish Community in the Southern North Sea ». *Marine Environmental Research* 83 (février 2013): 82-92. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.10.013>.

Wehkamp, Stephanie, et Philipp Fischer. « Impact of Coastal Defence Structures (Tetrapods) on a Demersal Hard-Bottom Fish Community in the Southern North Sea ». *Marine Environmental Research* 83 (février 2013): 82-92. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.10.013>.

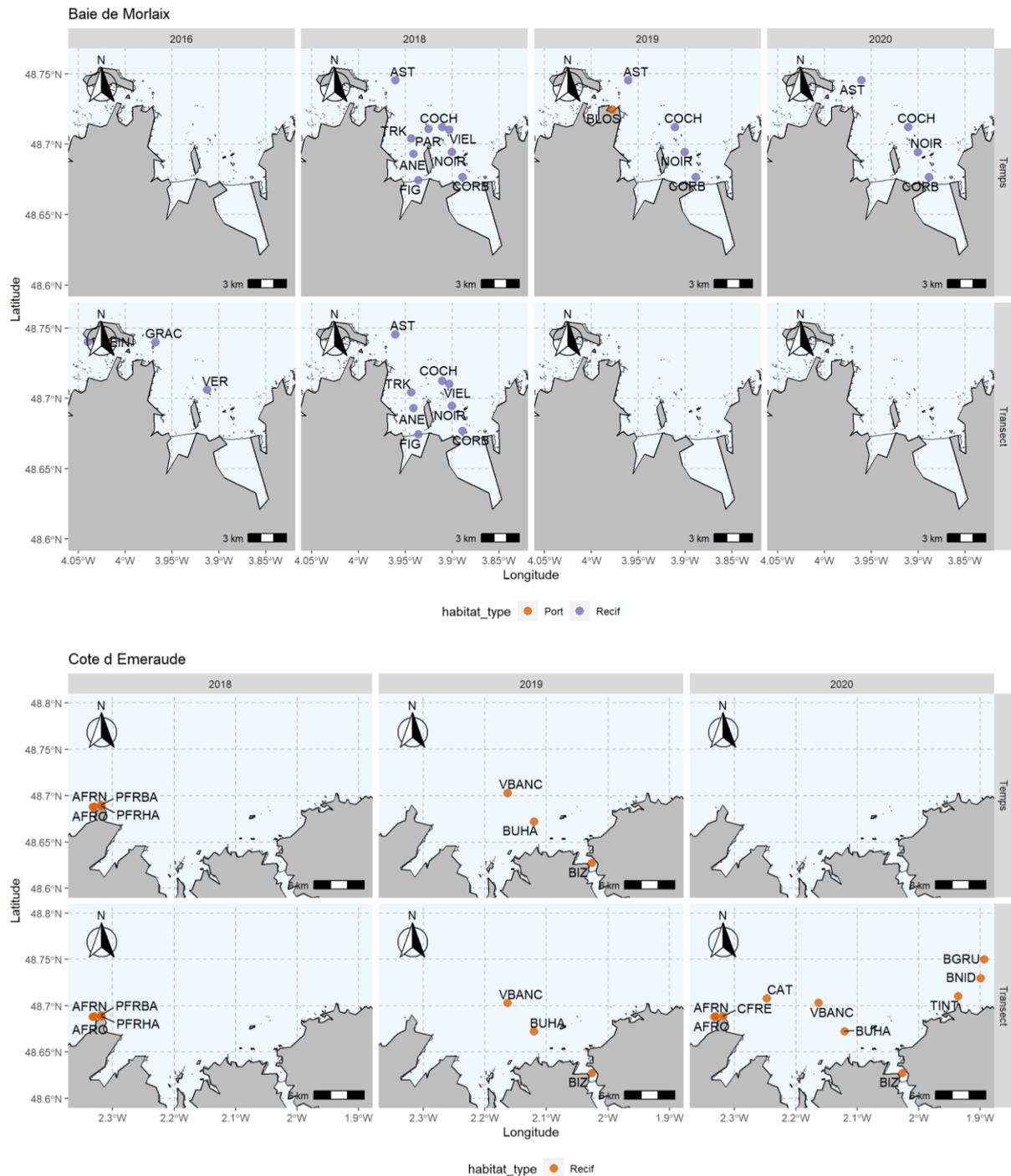
Wennhage, H, et L Pihl. « Fish Feeding Guilds in Shallow Rocky and Soft Bottom Areas on the Swedish West Coast ». *Journal of Fish Biology* 61 (décembre 2002): 207-28. <https://doi.org/10.1006/jfbi.2002.2078>.

Annexe 2. Synthèse du travail en cours de recherche d'indicateurs pour les descripteurs D1 et D4. La référence associée peut être celle de la publication initiale ou bien celle d'une publication ayant pour objectif de synthétiser des indicateurs existants.

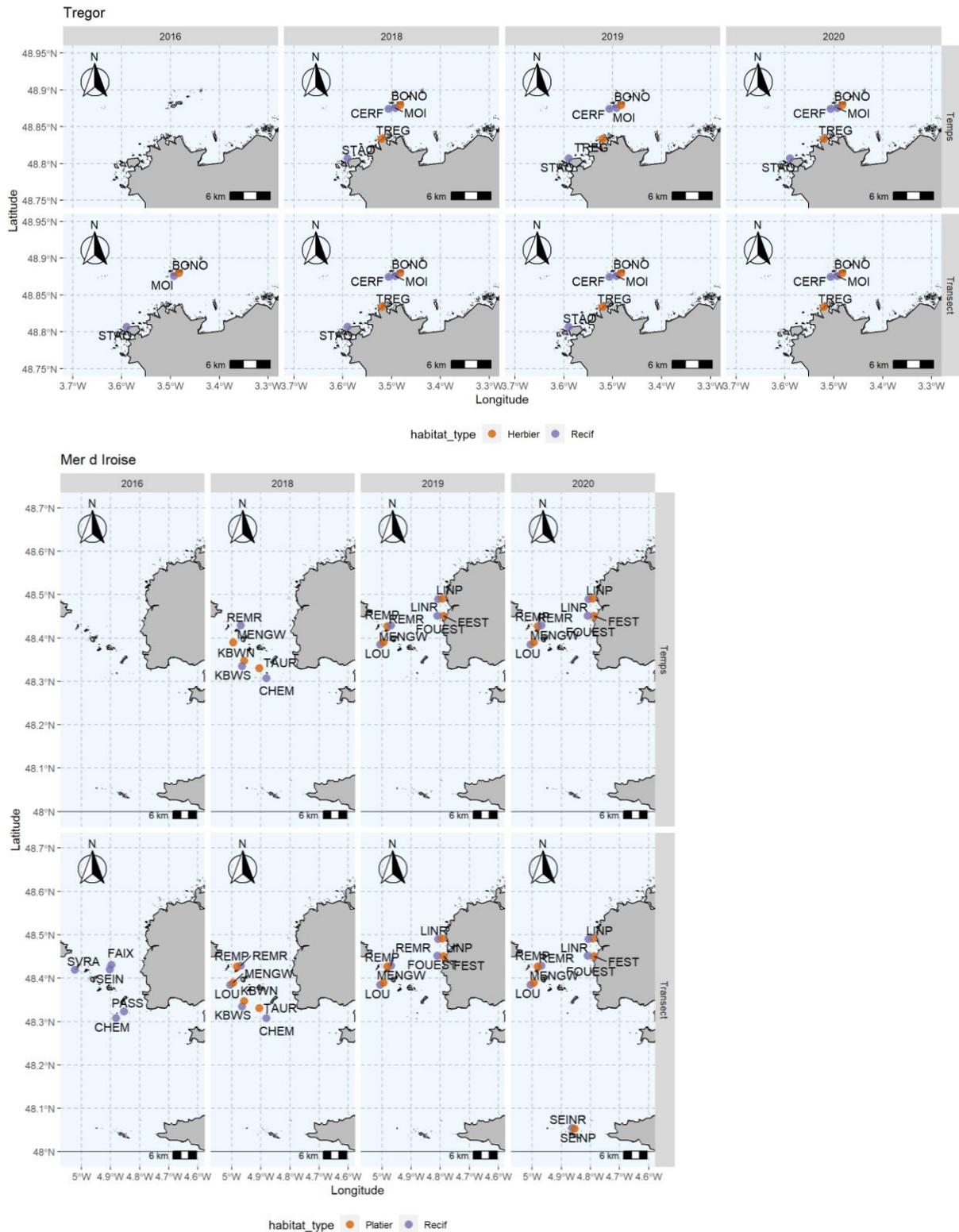
Approche	Nom de l'indicateur	Descripteurs - Critères DCSMM potentiels	Références
Peuplement	Suivi de l'abondance des espèces dites sensibles (FC1)	D1C2	Indicateur OSPAR - https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/fish-and-food-webs/recovery-sensitive-fish/
Populationnelle	Conservation status of elasmobranch and demersal bony-fish species (FC5)	D1C2	Indicateur OSPAR
Peuplement	Abundance of key coastal fish species	D1C2	Indicateur HELCOM - https://helcom.fi/media/core%20indicators/Abundance-of-key-coastal-fish-species-HELCOM-core-indicator-2018.pdf
Populationnelle	Indicateurs de la Performance d'Aires Marines Protégées pour la gestion des écosystèmes côtiers, des ressources et de leurs usages (PAMPA)	D1C2, D1C3, D4C1	(Pelletier and Gamp, 2011)
Peuplement	ELFI (Estuarine and Lagoon Fish Index)	D1C2, D4C1	(Delpech et al., 2010)
Populationnelle	Le 25ème centile de la distribution en taille (L25%)	D1C3	(Davies, 2020)
Populationnelle	Taille de première capture (Lc)	D1C3	(Davies, 2020)
Populationnelle	Le 95ème centile des longueurs (L95)	D1C3	(Davies, 2020)
Populationnelle	Longueur moyenne des 5% d'individus les plus grands (Lmax5)	D1C3	(Davies, 2020)
Populationnelle	Proportion des individus dont la longueur est supérieure de 10% à Lopt (Pméga)	D1C3	(Davies, 2020)
Populationnelle	Classe de longueur avec la plus grande biomasse dans les captures (Lmaxy)	D1C3	(Davies, 2020)
Populationnelle	Longueur moyenne des individus plus grands que la taille de première capture (Lmean>c)	D1C3	(Davies, 2020)
Populationnelle	Longueur moyenne des individus plus grande que la taille de première capture (Lmean.FM)	D1C3	(Davies, 2020)
Peuplement	Moyenne de la longueur maximum (Lmax.Com)	D1C3	(Davies, 2020)
Peuplement	Moyenne de la longueur maximum pondérée par la biomasse (MML)	D1C3	(Davies, 2020)
Peuplement	Index FAST	D1C3, D4C1	(Lamine, 2017)
Populationnelle	Distributional range (FC7)	D1C4	Indicateur OSPAR
Populationnelle	Fish distributional pattern (FC8)	D1C4	Indicateur OSPAR
Populationnelle	mean:variance ratio of abundance	D1C4	(Greenstreet et al., 2012)
Peuplement	EBQI (Ecosystem Based Quality Index)	D1C5, D4	(Personnic et al., 2014)
Peuplement	MFCI (Marine Fish Community Index)	D4	(Henriques et al., 2008)
Peuplement	The Connectance Index (CI)	D4	(Lamine, 2017)
Peuplement	System Omnivory Index (SOI)	D4	(Lamine, 2017)
Peuplement	The Transfer Efficiency (TE)	D4	(Lamine, 2017)
Peuplement	General-Purpose Biotic Index (GPBI)	D4	(Labruno et al., 2021)
Peuplement	Longueur typique (TyL)	D4	Indicateur OSPAR - https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/fish-and-food-webs/size-fish-composition/
Peuplement	Niveau trophique moyen (MTL)	D4	Indicateur OSPAR - https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/fish-and-food-webs/mtl-bay-biscay/
Peuplement	Indices de Hill	D4C1	(Lamine, 2017)

Peuplement	Indice d'équitabilité de Pielou's (J)	D4C1	(Lamine, 2017)
Peuplement	Indice de Shannon	D4C1	(Lamine, 2017)
Peuplement	Indice de Simpson	D4C1	(Lamine, 2017)
Peuplement	Indice de similarité de Sorensen	D4C1	(Lamine, 2017)
Peuplement	Abondance et distribution des groupes fonctionnels	D4C2	(Lamine, 2017)
Peuplement	Proportion (en poids) d'individus les plus grands : Large Fish Indicator (LFI ; FC2)	D1C3, D4C1	Indicateur OSPAR

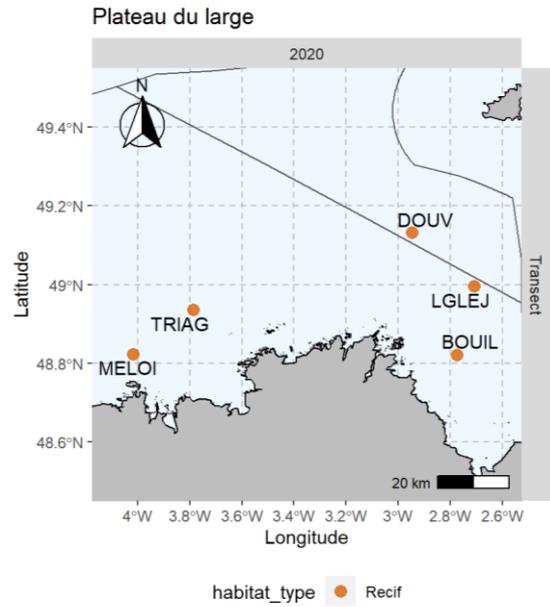
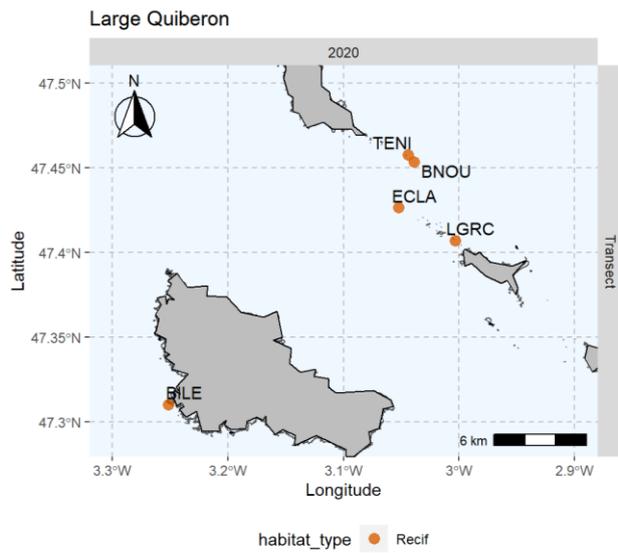
Annexe 3. Détail des échantillonnages. Localisation géographique des sites échantillonnés dans les différentes zones biogéographiques en fonction des années et protocole de comptage



Annexe 3. Suite



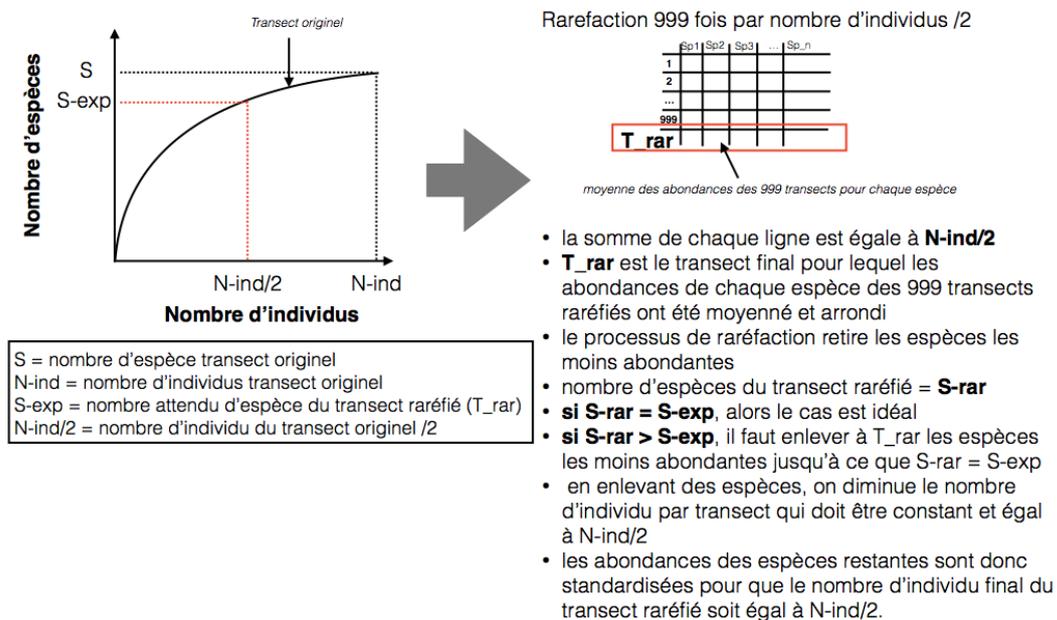
Annexe 3. Suite



Annexe 4. Détail de la méthode de raréfaction employée

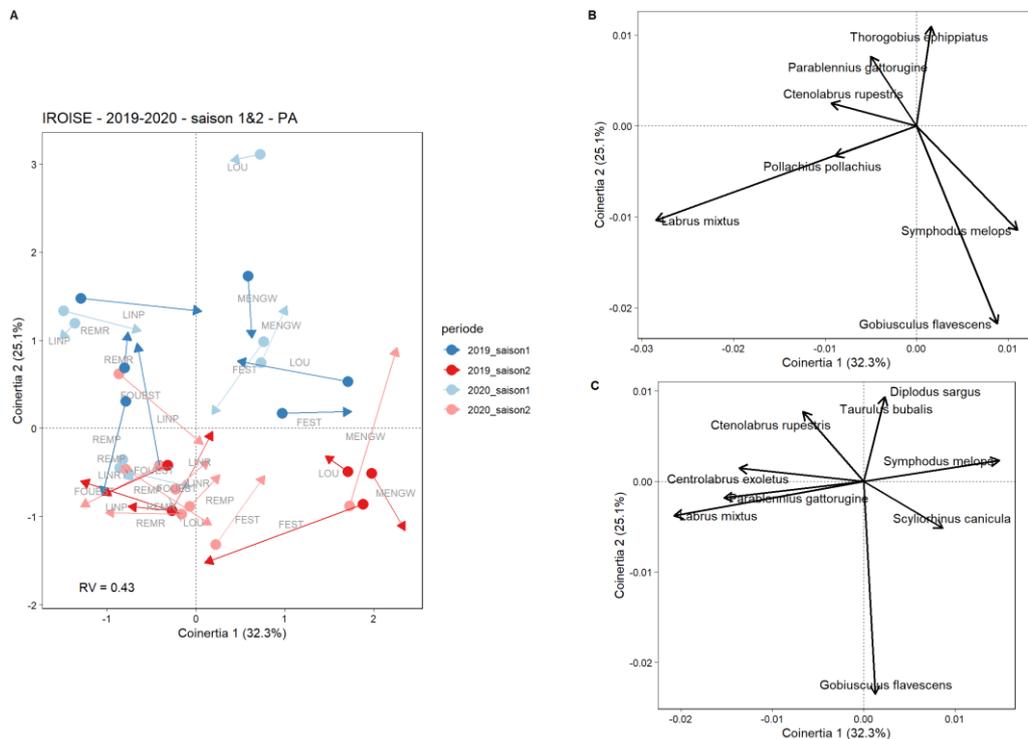
Afin de normaliser la taille de l'échantillon (Figure ci-dessous) dans les différents habitats (infralittoral et circalittoral), nous avons fixé la taille standardisée du transect à **30 m x 2 m** et nous avons effectué une raréfaction de l'abondance i) du transect du rôle **H4** de l'infralittoral et ii) du transect du rôle **C4** du circalittoral (Chao et al., 2014). Le rôle **B2** de l'infralittoral étant déjà à la taille standardisée de 30 m x 2 m, nous n'avons pas effectué de raréfaction. Le rôle **C1** du circalittoral n'a pas été gardé dans le jeu de données raréfiées car c'est un rôle uniquement mis en place dans l'habitat circalittoral. Le nombre attendu d'espèces (S_{exp}) de la communauté raréfiée pour chaque rôle est le nombre d'espèces correspondant à la moitié du nombre d'individus (n_{ind}) de la communauté non raréfiée. Nous avons raréfié au hasard 999 fois les abondances de chaque rôle sur la base de n_{ind} divisé par deux et avons fait la moyenne des 999 abondances raréfiées pour chaque espèce. Les rôles raréfiés sont appelés **H2** et **C2**.

Si le nombre d'espèces dans la communauté raréfiée moyenne est égal au nombre attendu d'espèces (S_{exp}), nous avons arrondi l'abondance à la plus proche. Si le nombre d'espèces dans la communauté raréfiée moyenne était supérieur à celui de S_{exp} , l'abondance des espèces les moins abondantes dans la communauté raréfiée était fixée à 0 pour correspondre à S_{exp} . Étant donné que le retrait d'espèces de la communauté raréfiée a diminué le nombre total d'individus, l'abondance des espèces les plus abondantes restantes a été normalisée de sorte que le nombre total d'individus dans la communauté raréfiée moyenne correspondait au nombre d'individus divisé par deux de la communauté non raréfiée. Nous avons appliqué cette méthode en considérant la classe de taille et l'espèce de chaque observation. L'abondance de **B2** et **H2** a ensuite été additionnée pour composer le transect I.



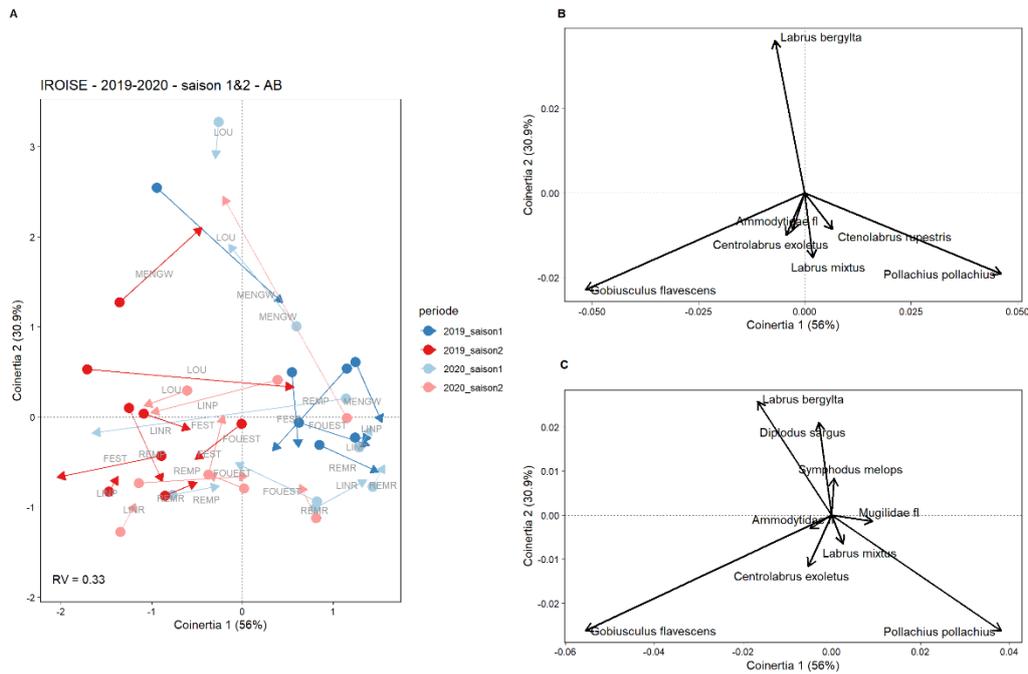
Description schématique de la méthode de raréfaction des abondances proposée par D'Agata et al (2020).

Annexe 5. Représentation graphique de l'analyse de co-inertie présentée en Tableau 9 du rapport



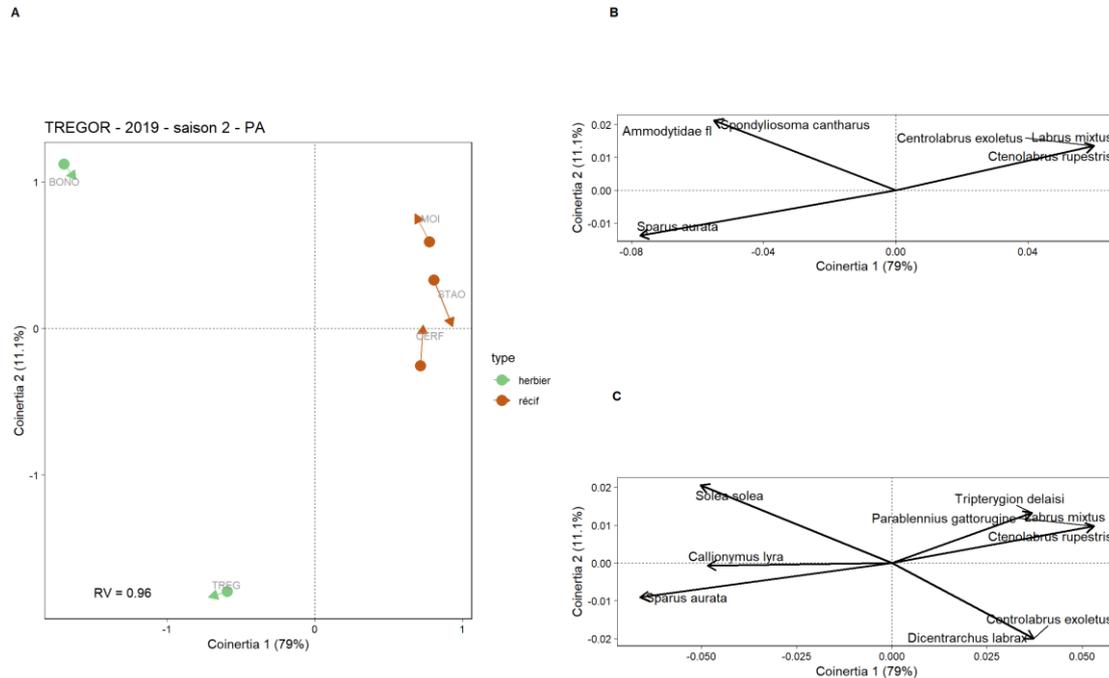
Représentation graphique de l'analyse de co-inertie présentée en Tableau 9 du rapport comparant les patrons de diversité β des communautés en présence-absence issues des protocoles Transect et Temps pour les sites de la Mer d'Iroise. Les données d'abondance ont été transformées avec la distance Hellinger (Legendre and Gallagher, 2001). Les 2 premiers axes sont montrés et représentent 57.4 % de la variance totale expliquée par la co-inertie dont le coefficient RV est de 0.43. La figure A) indique les positions des sites sur les axes de la co-inertie dont le symbole rond représente le site du protocole Transect et la tête de flèche le site du protocole Temps. Plus la flèche est courte, plus la correspondance entre les 2 projections concorde. Les figures B) et C) indiquent la contribution des groupes de variables (classe de taille - taxons du protocole Transect en B et classe de taille - taxons du protocole Temps en C). Les vecteurs pointant dans la même direction sont corrélés et plus les vecteurs sont longs, plus ils contribuent à la structure. Seuls les 40 % des classe de taille - taxons qui avaient la longueur de vecteur la plus haute sont représentés.

Annexe 5. Suite



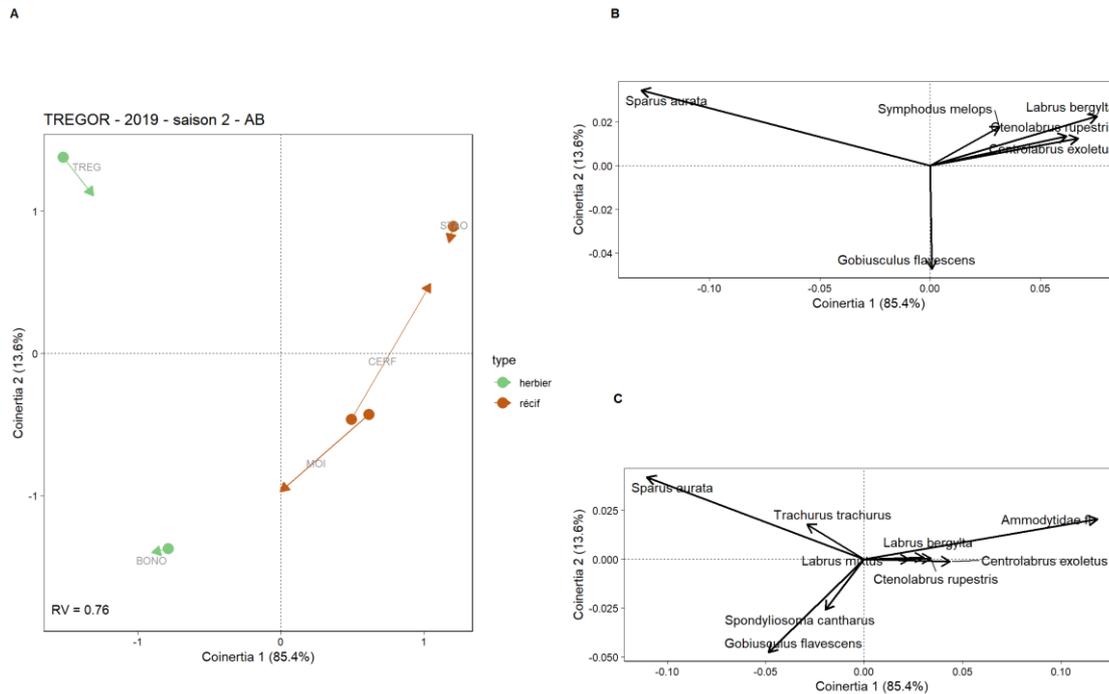
Représentation graphique de l'analyse de co-inertie présentée en Tableau 9 du rapport comparant les patrons de diversité β des communautés basées sur les abondances des espèces issues des protocoles Transect et Temps pour les sites de la Mer d'Iroise. Les données d'abondance ont été transformées avec la distance Hellinger (Legendre and Gallagher, 2001). Les 2 premiers axes sont montrés et représentent 86.9 % de la variance totale expliquée par la co-inertie dont le coefficient RV est de 0.33. La figure A) indique les positions des sites sur les axes de la co-inertie dont le symbole rond représente le site du protocole Transect et la tête de flèche le site du protocole Temps. Plus la flèche est courte, plus la correspondance entre les 2 projections concorde. Les figures B) et C) indiquent la contribution des groupes de variables (classe de taille - taxons du protocole Transect en B et classe de taille - taxons du protocole Temps en C). Les vecteurs pointant dans la même direction sont corrélés et plus les vecteurs sont longs, plus ils contribuent à la structure. Seuls les 40 % des classe de taille - taxons qui avaient la longueur de vecteur la plus haute sont représentés.

Annexe 5. Suite



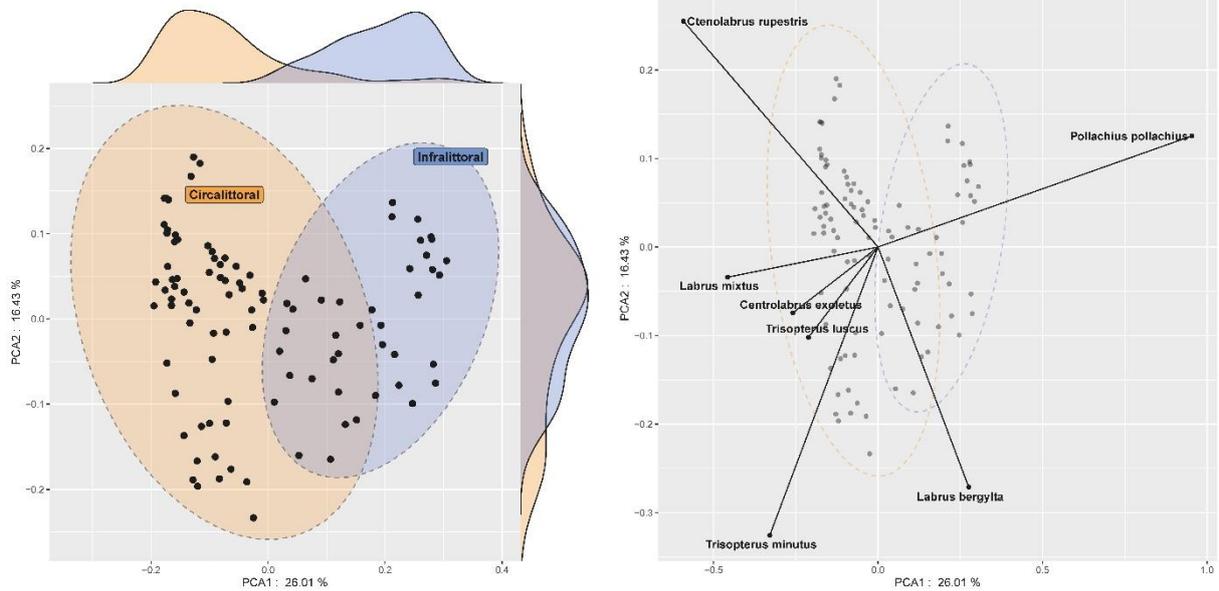
Représentation graphique de l'analyse de co-inertie présentée en Tableau 9 du rapport comparant les patrons de diversité β des communautés en présence-absence issues des protocoles Transect et Temps pour les sites du Trégor. Les données d'abondance ont été transformées avec la distance Hellinger (Legendre and Gallagher, 2001). Les 2 premiers axes sont montrés et représentent 90.1 % de la variance totale expliquée par la co-inertie dont le coefficient RV est de 0.96. La figure A) indique les positions des sites sur les axes de la co-inertie dont le symbole rond représente le site du protocole Transect et la tête de flèche le site du protocole Temps. Plus la flèche est courte, plus la correspondance entre les 2 projections concorde. Les figures B) et C) indiquent la contribution des groupes de variables (classe de taille - taxons du protocole Transect en B et classe de taille - taxons du protocole Temps en C). Les vecteurs pointant dans la même direction sont corrélés et plus les vecteurs sont longs, plus ils contribuent à la structure. Seuls les 40 % des classe de taille - taxons qui avaient la longueur de vecteur la plus haute sont représentés.

Annexe 5. Suite

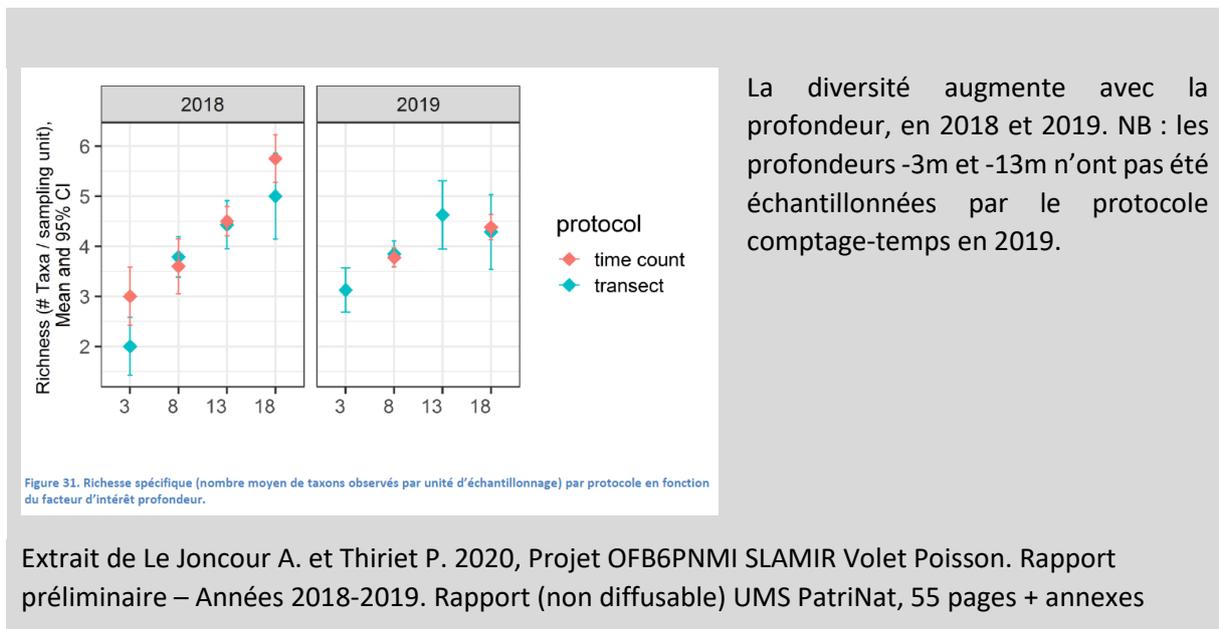


Représentation graphique de l'analyse de co-inertie présentée en Tableau 9 du rapport comparant les patrons de diversité β des communautés basées sur les abondances des espèces issues des protocoles Transect et Temps pour les sites de la Mer d'Iroise. Les données d'abondance ont été transformées avec la distance Hellinger (Legendre and Gallagher, 2001). Les 2 premiers axes sont montrés et représentent 99 % de la variance totale expliquée par la co-inertie dont le coefficient RV est de 0.76. La figure A) indique les positions des sites sur les axes de la co-inertie dont le symbole rond représente le site du protocole Transect et la tête de flèche le site du protocole Temps. Plus la flèche est courte, plus la correspondance entre les 2 projections concorde. Les figures B) et C) indiquent la contribution des groupes de variables (classe de taille - taxons du protocole Transect en B et classe de taille - taxons du protocole Temps en C). Les vecteurs pointant dans la même direction sont corrélés et plus les vecteurs sont longs, plus ils contribuent à la structure. Seuls les 40 % des classe de taille - taxons qui avaient la longueur de vecteur la plus haute sont représentés.

Annexe 6. Analyse en Composante Principale des données d'abondances issues du protocole Transect pour Roscoff 2018 (extrait de D'Agata et al, *in prep.*). La figure de gauche présente la position de chaque point (transect) sur les 2 axes principaux représentant 42% de la variation totale de la communauté. La figure de droite représente la position des espèces sur ces deux axes principaux.

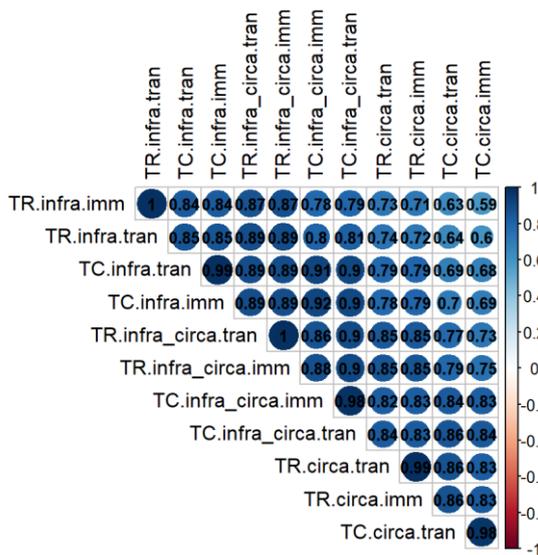


Annexe 7. Effet de la profondeur en Mer d'Iroise (forêts de laminaires dans toutes les strates bathymétriques)

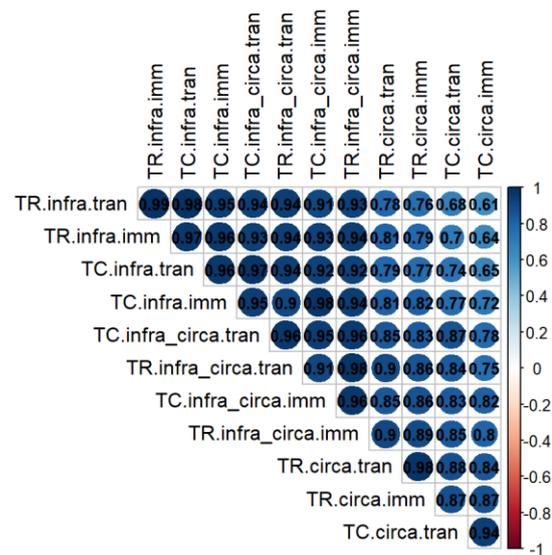


Annexe 8. Analyse de corrélation entre les différents jeux utilisés pour calculer les fréquences d'occurrence (A) et pour calculer les valeurs de SCBD (B). Plus la couleur est bleu foncé, plus une corrélation positive est observée entre une paire de jeux. Deux méthodes de corrélation ont été utilisées : celle de Spearman (basée sur les rangs des données) et celle de Pearson (basée sur les données). Les données sont issues des jeux suivants : TR : protocole Transect ; TC : protocole Temps ; infra : habitat infralittoral ; circa : habitat circalittoral ; infra_circa : habitats infralittoral et circalittoral combinés. Les données ont été analysées à deux niveaux : tran (niveau transect) et imm (niveau immersion). Les SCBD ont été calculées sur les métriques suivantes : présence-absence (pa), abondance (ab) et biomasse (biom).

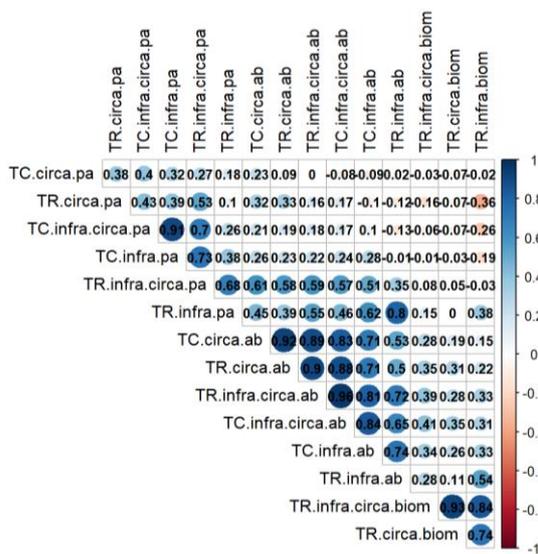
A) Occurrence - Spearman



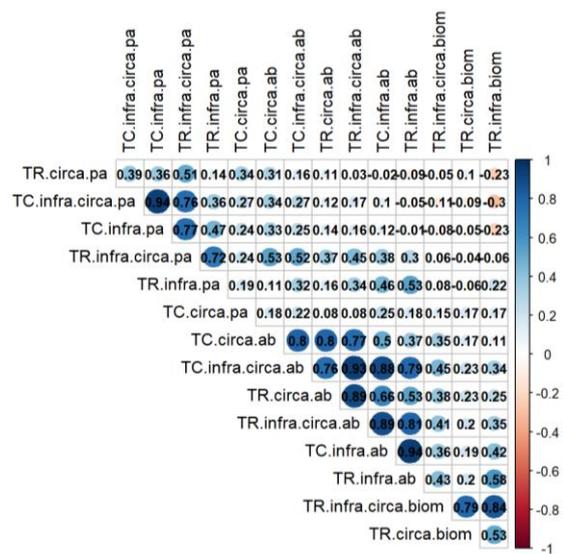
Occurrence - Pearson



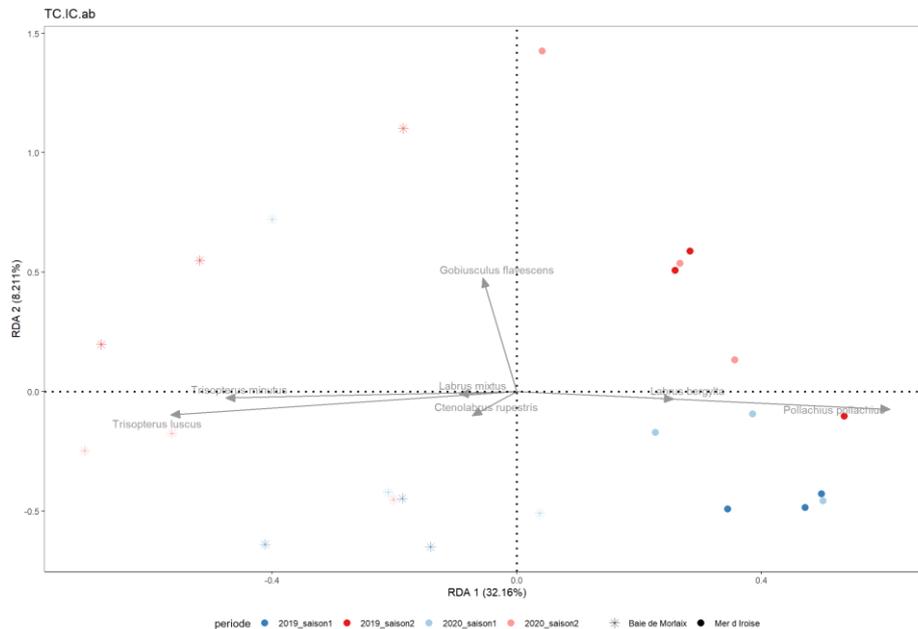
B) SCBD - Spearman



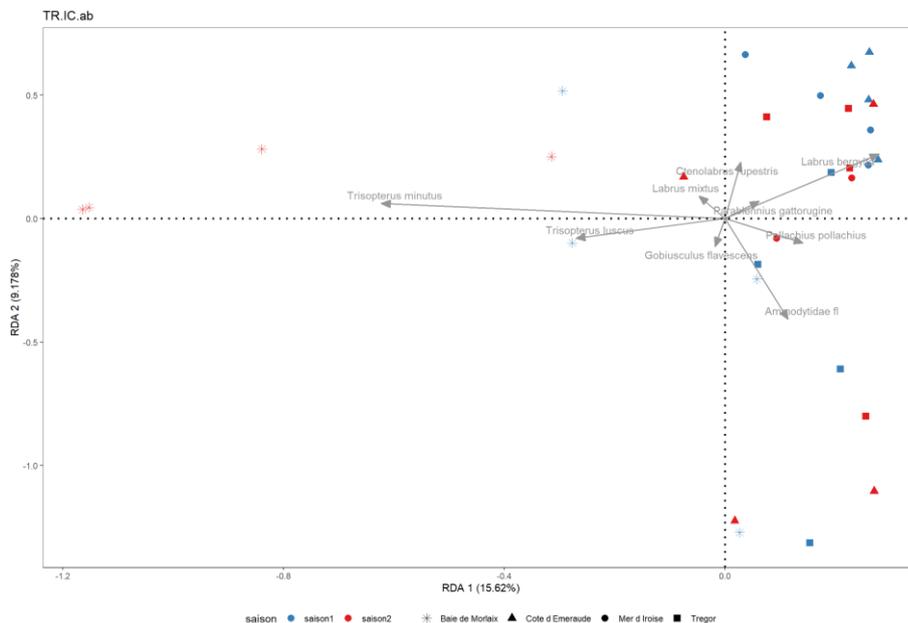
SCBD - Pearson



Annexe 9. Représentation graphique des analyses de redondances (RDA). Les matrices de communautés ont été transformées avec la distance Hellinger (Legendre and Gallagher, 2001). Seuls les 30 % des classe de taille par taxon qui avaient la longueur de vecteur la plus haute sont représentées.

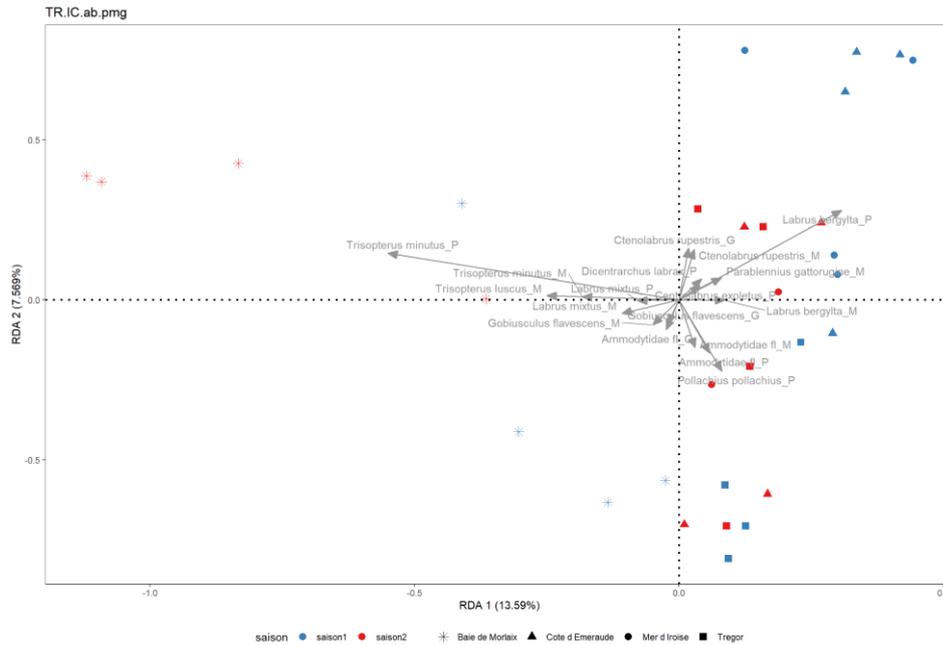


Représentation graphique des analyses de redondances (RDA) effectuées à partir des données d'abondance par espèce issues du protocole Temps en 2019-2020.

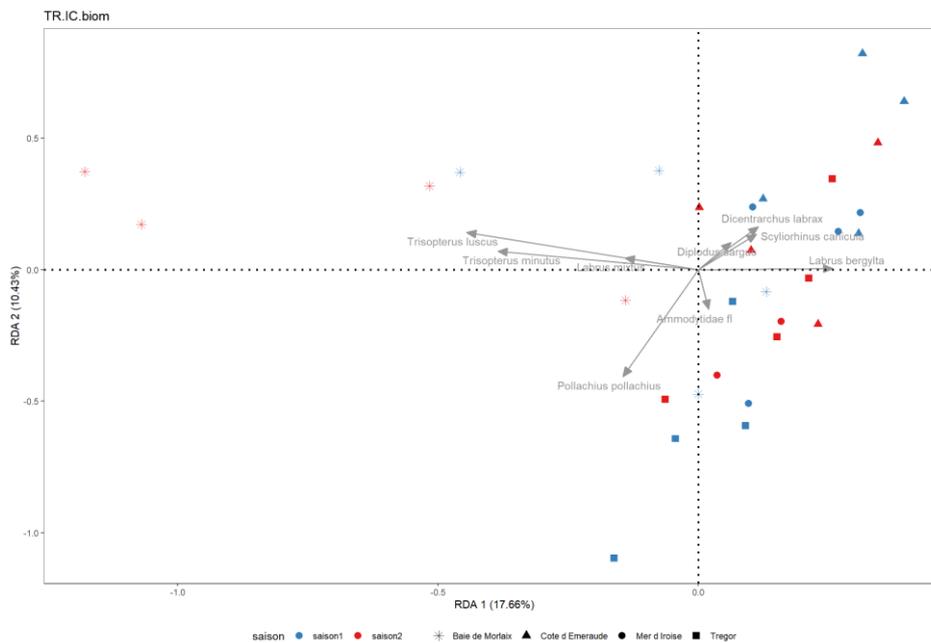


Représentation graphique des analyses de redondances (RDA) effectuées à partir des données d'abondance par espèce issues du protocole Transect en 2018.

Annexe 9. Suite

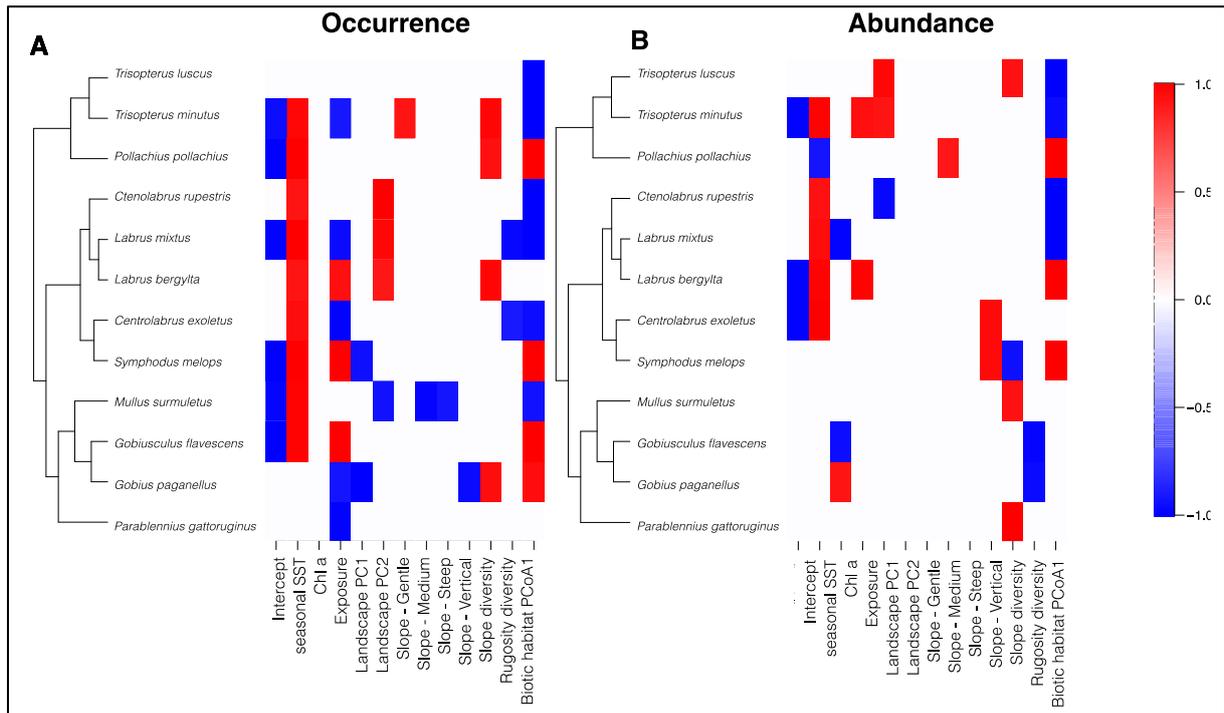


Représentation graphique des analyses de redondances (RDA) effectuées à partir des données d'abondance par classe de taille Petits – Moyens – Gros des espèces issues du protocole Transect en 2018.



Représentation graphique des analyses de redondances (RDA) effectuées à partir des données de biomasse par espèce issues du protocole Transect en 2018.

Annexe 10. Premiers résultats des analyses HMSC (Hierarchical Modelling of Species Communities) sur les données issues du protocole Transect pour Roscoff 2018 (extrait de D'Agata et al, *in prep.*). L'analyse HMSC permet d'évaluer les réponses des espèces à leur environnement tout en prenant en compte les relations phylogénétiques et les traits fonctionnels des espèces de la communauté. La heatmap représente l'estimation des paramètres β qui mesurent les réponses des espèces aux variables environnementales pour les 12 espèces les plus fréquentes de Roscoff 2018. Les couleurs indiquent si les variables environnementales ont un impact positif (rouge) ou négatif (bleu) sur les données d'occurrence (A) et d'abondance (B) des espèces.



8 Bibliographie

- Bosch, N.E., Wernberg, T., Langlois, T.J., Smale, D.A., Moore, P.J., Franco, J.N., Thiriet, P., Feunteun, E., Ribeiro, C., Neves, P., Freitas, R., Filbee-Dexter, K., Norderhaug, K.M., Garcia, A., Otero-Ferrer, F., Espino, F., Haroun, R., Lazzari, N., Tuya, F., 2021. Niche and neutral assembly mechanisms contribute to latitudinal diversity gradients in reef fishes. *J. Biogeogr.* jbi.14237.
<https://doi.org/10.1111/jbi.14237>
- Caldwell, Z.R., Zgliczynski, B.J., Williams, G.J., Sandin, S.A., 2016. Reef Fish Survey Techniques: Assessing the Potential for Standardizing Methodologies. *PLOS ONE* 11, e0153066.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153066>
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Cinner, J.E., Huchery, C., MacNeil, M.A., Graham, N.A.J., McClanahan, T.R., Maina, J., Maire, E., Kittinger, J.N., Hicks, C.C., Mora, C., Allison, E.H., D'Agata, S., Hoey, A., Feary, D.A., Crowder, L., Williams, I.D., Kulbicki, M., Vigliola, L., Wantiez, L., Edgar, G., Stuart-Smith, R.D., Sandin, S.A., Green, A.L., Hardt, M.J., Beger, M., Friedlander, A., Campbell, S.J., Holmes, K.E., Wilson, S.K., Brokovich, E., Brooks, A.J., Cruz-Motta, J.J., Booth, D.J., Chabanet, P., Gough, C., Tupper, M., Ferse, S.C.A., Sumaila, U.R., Mouillot, D., 2016. Bright spots among the world's coral reefs. *Nature* 535, 416–419.
<https://doi.org/10.1038/nature18607>
- Coll, J., Garcia-Rubies, A., Morey, G., Reñones, O., Álvarez-Berastegui, D., Navarro, O., Grau, A.M., 2013. Using no-take marine reserves as a tool for evaluating rocky-reef fish resources in the western Mediterranean. *ICES J. Mar. Sci.* 70, 578–590. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst025>
- D'Agata, S., Gauthier, O., Le Joncour, A., Delesalle, M., Thiriet, P., 2020. Développement de la surveillance Poissons-Céphalopodes, sous-programme 2, façade Atlantique NE : Phase 1, validation des protocoles et des métriques indicatrices. Rapport intermédiaire, décembre 2020. Rapport UMS PatriNat.
- D'agata, S., Mouillot, D., Wantiez, L., Friedlander, A.M., Kulbicki, M., Vigliola, L., 2016. Marine reserves lag behind wilderness in the conservation of key functional roles. *Nat. Commun.* 7, 12000.
<https://doi.org/10.1038/ncomms12000>
- David, V., Mouget, A., Brehmer, P., Perrot, Y., Thiriet, P., Feunteun, E., Acou, A., 2021. Rapport d'analyse du dispositif ACaPELA (ACoustique PELAgique). Rapport UMS PatriNat, MNHN et IRD, 67 p. + annexes.
- Davies, L., 2020. Analyse des indicateurs en lien avec les caractéristiques démographiques des populations de poissons des façades métropolitaines françaises dans le cadre de la DCSMM.
- De Bettignies, T., Bunel, N., Lecarpentier, A., Mansais, M., Zammite, C., Sichel, F., Le Granche, P., 2021. État initial des habitats rocheux subtidaux des Îles Saint-Marcouf – dans le cadre de l'établissement d'une Zone de Protection Forte. Plongeurs Naturalistes de Normandie, dir. PNN-UMS PatriNat, 57 p.
- Delpech, C., Drouineau, H., Lepage, M., 2010. Amélioration de la robustesse de l'indicateur ELFI et état d'avancement de l'intercalibration européenne 98.
- Derrien-Courtel, S., Le Gal, A., 2013. Protocole de surveillance DCE pour l'élément de qualité « Macroalgues subtidales » : Bilan et Perspectives. Contrat IFREMER-MNHN, Décembre 2013, 45p.

Greenstreet, S.P.R., Rossberg, A.G., Fox, C.J., Le Quesne, W.J.F., Blasdale, T., Boulcott, P., Mitchell, I., Millar, C., Moffat, C.F., 2012. Demersal fish biodiversity: species-level indicators and trends-based targets for the Marine Strategy Framework Directive. *ICES J. Mar. Sci.* 69, 1789–1801.

<https://doi.org/10.1093/icesjms/fss148>

Henriques, S., Pais, M.P., Costa, M.J., Cabral, H., 2008. Development of a fish-based multimetric index to assess the ecological quality of marine habitats: the Marine Fish Community Index. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1913–1934. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.07.009>

Labrune, C., Gauthier, O., Conde, A., Grall, J., Blomqvist, M., Bernard, G., Gallon, R., Dannheim, J., Van Hoey, G., Grémare, A., 2021. A General-Purpose Biotic Index to Measure Changes in Benthic Habitat Quality across Several Pressure Gradients. *J. Mar. Sci. Eng.* 9, 654.

<https://doi.org/10.3390/jmse9060654>

Lamine, E.B., 2017. Fish and fishing monitoring methods and indicators in Marine Protected Areas in Tunisia 278. <https://doi.org/tel-01708776>

Le Joncour, A., Thiriet, P., 2020. Surveillance des poissons côtiers rocheux de Manche Occidentale par comptages visuels en plongée sous-marine : structure et contenu des bases de données générées par les suivis POCOROCH 2016-2019. Rapport UMS PatriNat.

Legendre, P., De Cáceres, M., 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecol. Lett.* 16, 951–963. <https://doi.org/10.1111/ele.12141>

Legendre, P., Gallagher, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

Legendre, P., Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology, Developments in Environmental Modelling, Developments in Environmental Modelling.* Elsevier.

Lindfield, S.J., Harvey, E.S., McIlwain, J.L., Halford, A.R., 2014. Silent fish surveys: bubble-free diving highlights inaccuracies associated with SCUBA-based surveys in heavily fished areas. *Methods Ecol. Evol.* 5, 1061–1069. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12262>

Pastor, J., Francour, P., 2010. Occurrence and Distribution Range Of *Parablennius Pilicornis* (Actinopterygii: Perciformes: Blenniidae) Along the French Mediterranean Coast. *Acta Ichthyol. Piscat.* 40, 179–185. <https://doi.org/10.3750/AIP2010.40.2.11>

Pelletier, D., Gamp, E., 2011. Indicateurs de la Performance d'Aires Marines Protégées pour la gestion des écosystèmes côtiers, des ressources et de leurs usages 59.

Personnic, S., Boudouresque, C.F., Astruch, P., Ballesteros, E., Blouet, S., Bellan-Santini, D., Bonhomme, P., Thibault-Botha, D., Feunteun, E., Harmelin-Vivien, M., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Pastor, J., Poggiale, J.-C., Renaud, F., Thibaut, T., Ruitton, S., 2014. An Ecosystem-Based Approach to Assess the Status of a Mediterranean Ecosystem, the *Posidonia oceanica* Seagrass Meadow. *PLoS ONE* 9, e98994. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098994>

Rey, A., Viard, Frédérique, Corre, Erwan, Lize, A., Leveque, Laurent, Le Joncour, A., Delesalle, M., Robert, Alexandre, Thiriet, Pierre, 2021. La surveillance de la biodiversité ichthyologique côtière par l'ADN environnemental. Evaluation de l'outil et de sa complémentarité aux comptages visuels en plongée. Rapport final Septembre 2021. Rapport UMS PatriNat.

Sordello, R., Bertheau, Y., Coulon, A., Jeusset, A., Ouedraogo, D., Vanpeene, S., Vargac, M., Villemey, A., Witte, I., Reyjol, Y., Touroult, J., 2019. Les protocoles expérimentaux en écologie. Principaux points clefs. Rapport PatriNat, dir. UMS PatriNat AFB-CNRS-MNHN, 32 p.

Sys, J.-F., Leveque, L., Guillaudeau, J., Thiriet, P., 2020. Inventaires faune flore des plateaux de Roches-Douvres, des Triagoz, de la Méloine et du Grand Léjon. Rapport UMS PatriNat.

Thiriet, P., 2016. Développement d'une méthode de suivi des peuplements de Poissons Côtiers des ROCHes et Herbiers d'Atlantique NE. Bilan intermédiaire 2016. Rapport MNHN-Dinard.

Thiriet, P., Le Joncour, A., 2020. Guide méthodologique du réseau de suivis PoCoRoch : du protocole sous-marin à la bancarisation des données. Rapport UMS PatriNat.