



HAL
open science

Rapport d'étude du projet NectonYN

Marine Delesalle, Lauriane Guerin, Nina Prasil-Delaval, Rachel Haderlé, Jean-Luc Jung, Quentin Ternon, Pierre D Thiriet

► To cite this version:

Marine Delesalle, Lauriane Guerin, Nina Prasil-Delaval, Rachel Haderlé, Jean-Luc Jung, et al.. Rapport d'étude du projet NectonYN. PatriNat (OFB-MNHN-CNRS-IRD). 2025, 55 p. + annexes. <hal-05151368v2>

HAL Id: hal-05151368

<https://hal.science/hal-05151368v2>

Submitted on 17 Jul 2025

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

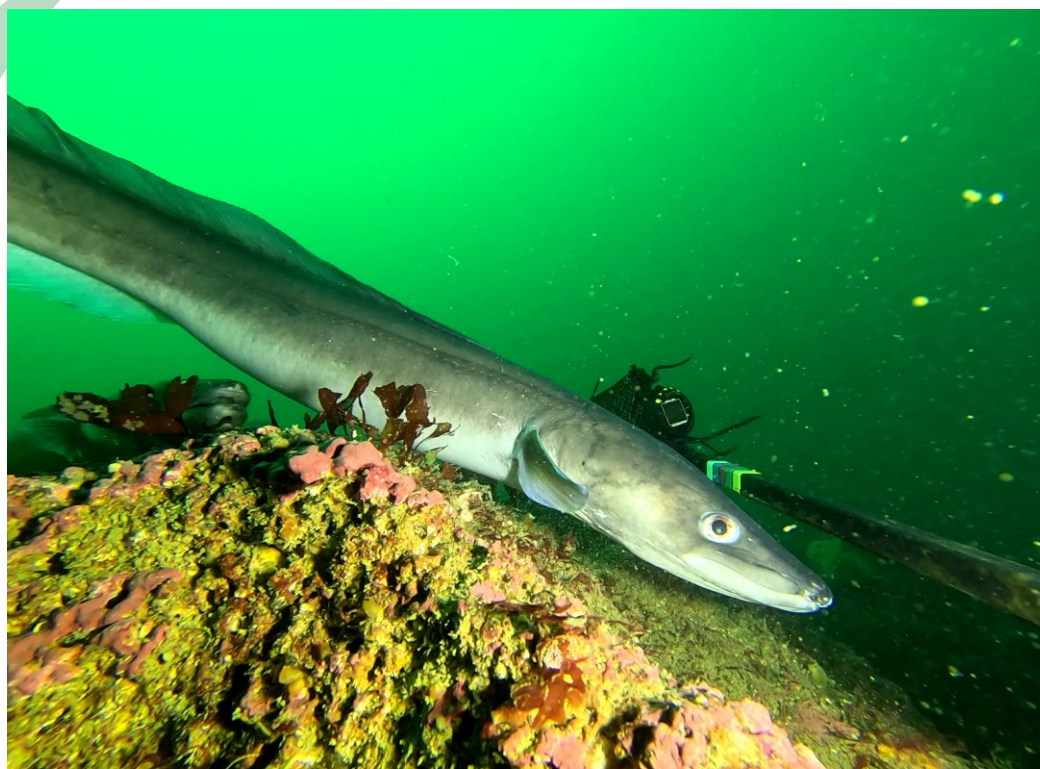
L'archive ouverte pluridisciplinaire HAL, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons CC0 1.0 - Universal - International License

Rapport d'étude NectonYN

DELESALLE Marine, GUERIN Lauriane, PRASIL DELAVAL Nina,
HADERLE Rachel, JUNG Jean-Luc, TERNON Quentin, THIRIET Pierre



PATRINAT

Centre d'expertise et de données sur le patrimoine naturel

Un service commun
de l'Office français de la biodiversité,
du Muséum national d'Histoire naturelle,
du Centre national de la recherche scientifique
et de l'Institut pour la recherche et le développement



Nom du Projet : NectonYN

Convention et financeurs : Muséum National d'Histoire Naturelle (PatriNat), réalisé grâce au soutien financier du GIS EMYN

Responsables de l'étude : Marine Delesalle & Pierre Thiriet

Cheffe de l'équipe en charge du programme : Anne Souquière

Référence du rapport conseillée : Delesalle M., Guerin L., Prasil Delaval N., Haderlé R., Jung J.L., Ternon Q., Thiriet P., 2025. Rapport d'étude du projet NectonYN. Rapport UAR PatriNat (OFB-MNHN-CNRS-IRD), 55pp + annexes.

PatriNat

Centre d'expertise et de données sur le patrimoine naturel



Dans une unité scientifique associant des ingénieurs, des experts et des spécialistes de la donnée, PatriNat rapproche les compétences et les moyens de ses quatre tutelles que sont l'OFB, le MNHN, le CNRS et l'IRD.

PatriNat coordonne des programmes nationaux d'acquisition de connaissance pour cartographier les écosystèmes, les espèces et les aires protégées, surveiller les tendances de la biodiversité terrestre et marine, répertorier les zones clefs pour la conservation de la nature (Znieff), et produire des référentiels scientifiques et techniques (TaxRef, HabRef, etc.). Ces programmes associent de nombreux partenaires et fédèrent les citoyens à travers des observatoires de sciences participatives (tels que Vigie-Nature, INPN espèces ou Vigie-terre).

PatriNat développe des systèmes d'information permettant de standardiser, partager, découvrir, synthétiser et archiver les données aussi bien pour les politiques publiques (SIB, SINP) que pour la recherche (PNDB) en assurant le lien avec les systèmes internationaux (GBIF, CDDA, etc.)

PatriNat apporte son expertise dans l'interprétation des données pour accompagner les acteurs et aider les décideurs à orienter leurs politiques : production d'indicateurs, notamment pour l'[Observatoire national de la biodiversité](#) (ONB) et des livrets de chiffres clés, élaboration des Listes rouges des espèces et écosystèmes menacés, revues systématiques, préparation des rapportages pour les directives européennes, élaboration d'outils de diagnostic de la biodiversité pour les acteurs des territoires, ou encore évaluation de l'efficacité des mesures de restauration. PatriNat organise également l'autorité scientifique CITES pour la France.

L'ensemble des informations (de la donnée brute à la donnée de synthèse) est rendu publique dans les portails NatureFrance, INPN et Compteur BIOM.

En savoir plus : www.patrinat.fr

Direction : Laurent PONCET et Julien TOUROULT

Naturefrance

Le service public d'information sur la biodiversité



Naturefrance représente le service public d'information sur les politiques publiques de biodiversité en France. Il se décline dans plusieurs portails d'information, dont le portail général naturefrance.fr. Destiné à un public aussi large que possible, il propose des clés de lecture des grands enjeux liés à la biodiversité et à son évolution, aux pressions qu'elle subit, et aux réponses de la société. Naturefrance présente des chiffres clés, des indicateurs développés dans le cadre de l'ONB (Observatoire national de la biodiversité), des articles et des publications, issus de l'analyse scientifique des données provenant des politiques publiques de conservation ou d'activités socio-économiques favorables ou défavorables à la biodiversité.

Dans le cadre de cette mission confiée par l'OFB, PatriNat gère ce portail et participe au traitement, à l'analyse et à l'interprétation d'une partie des données versées sur Naturefrance : par exemple, celles provenant du Système d'information de l'inventaire du patrimoine naturel (SINP) ou encore du Système d'information de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (SI CITES).

En savoir plus : naturefrance.fr

Inventaire national du patrimoine naturel

Le portail de la biodiversité et de la géodiversité françaises, de métropole et d'outre-mer



Dans le cadre de Naturefrance, l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) est le portail de la biodiversité et de la géodiversité françaises, de métropole et d'outre-mer (www.inpn.fr). Il regroupe et diffuse les informations sur l'état et les tendances du patrimoine naturel français terrestre et marin (espèces animales, végétales, fongiques et microbiennes actuelles et anciennes, habitats naturels, espaces protégés et géologie) en France métropolitaine et ultramarine.

Les données proviennent du Système d'information de l'inventaire du patrimoine naturel (SINP) et de l'ensemble des réseaux associés. PatriNat organise au niveau national la gestion, la validation, la centralisation et la diffusion de ces informations. L'inventaire consolidé qui en résulte est l'aboutissement d'un travail associant scientifiques, collectivités territoriales, naturalistes et associations de protection de la nature, en vue d'établir une synthèse régulièrement mise à jour du patrimoine naturel en France.

L'INPN est un dispositif de référence français pour la connaissance naturaliste, l'expertise, la recherche en macroécologie et l'élaboration de stratégies de conservation efficaces du patrimoine naturel. L'ensemble de ces informations sont mises à la disposition de tous, professionnels, amateurs et citoyens.

En savoir plus : www.inpn.fr

Compteur Biodiversité Outre-mer

Le portail des indicateurs, des enjeux et des initiatives sur la biodiversité en outre-mer



Dans le cadre de Naturefrance, le Compteur de la biodiversité Outre-mer (BiOM) développe une entrée dédiée aux territoires ultramarins français qui abritent une part importante de la biodiversité mondiale. Portail accessible, actualisé et pérenne, il favorise la rencontre des citoyens et des acteurs de la biodiversité, autour de trois objectifs : partager la connaissance scientifique, valoriser les actions des territoires ultramarins, et encourager chacun à agir. Cette démarche vise à relater les contextes culturels et mettre en avant des enjeux spécifiques de chaque territoire, pour répondre à un engagement du Livre bleu des Outre-mer.

Des études auprès des citoyens viennent compléter l'initiative : par exemple le premier panorama des programmes de sciences participatives dans les territoires, et une enquête sur la perception de la nature et l'utilisation des outils numériques.

PatriNat assure la mise en œuvre du projet et avec la participation des acteurs des outre-mer, suivant trois axes : production d'indicateurs de biodiversité (connaissances, espèces menacées, espaces protégés, etc.), relai des actions de mobilisation et de sciences participatives (écogestes, inventaires participatifs, etc.) et gestion technique du portail

En savoir plus : biodiversite-outre-mer.fr

SOMMAIRE

1.	Introduction	6
1.1.	Contexte général.....	6
1.2.	Objectifs de l'étude.....	8
2.	Matériel et méthodes	8
2.1.	Méthodes mobilisées.....	8
2.1.1.	Les caméras stéréoscopiques appâtées (BRUV).....	8
2.1.2.	Metabarcoding sur ADNe	14
2.1.3.	Pêche expérimentale	17
2.2.	Stratégie spatiale d'échantillonnage	19
2.2.1.	Critère de sélection des sites.....	19
2.2.2.	Description de la campagne	19
2.3.	Analyses des données.....	26
2.3.1.	Mise au point et test de la méthode BRUV	26
2.3.2.	Comparaison des méthodes et apports respectifs.....	27
2.3.3.	Qualification de l'état 0	30
2.3.4.	Détection des mammifères par metabarcoding de l'ADNe.....	32
3.	Résultats et discussion	33
3.1.	Mise au point et test de la méthode BRUV	33
3.2.	Comparaison des méthodes et apports respectifs.....	37
3.3.	Qualification de l'état 0	42
3.4.	Séquences d'ADN déterminées et assignations taxonomiques des mammifères	49
	Conclusion.....	50
	Bibliographie	52

1. Introduction

1.1. Contexte général

Le développement de l'énergie éolienne en mer connaît une forte croissance depuis l'engagement de la France dans l'objectif de réduction de gaz à effet de serre. Ce dernier s'est traduit par la promulgation de la loi sur la transition énergétique pour la croissance verte (LTECV) de 2015 et la loi énergie-climat (LEC) de 2019. Ces dernières traduisent les objectifs de neutralité carbone en 2050 ainsi que l'objectif de 33 % d'énergies renouvelables dans la consommation finale brute d'énergie en France d'ici 2030, soit 40% de production électrique d'origine renouvelable en 2030. Pour répondre à ces objectifs ambitieux, la France prévoit la mise en service de 50 parcs en mer à l'horizon 2050. L'introduction de nouvelles infrastructures dans le milieu marin sur plusieurs dizaines ou centaines de kilomètres carrés va engendrer de nouvelles pressions susceptibles d'impacter les peuplements de poissons.

A ce jour, la connaissance des effets des parcs éoliens sur les peuplements de poissons en France métropolitaine est encore essentiellement théorique, en lien avec l'installation plus tardive des parcs éoliens en comparaison avec les pays d'Europe du Nord. Celle-ci provient avant tout d'états de l'art et d'expertises collectives. En effet, bien que la littérature internationale sur le sujet commence à être conséquente, les travaux de construction en France et la mise en marche des premiers parcs sont plus récents.

Cependant, un important effort de recherche a été fourni ces dernières années, tant sur les connaissances des effets des Energies Marines Renouvelables (EMR) sur les poissons que sur les méthodes de suivis, au travers d'études *in-situ* (e.g. sur SEMREV, BOB, Saint Nazaire, Saint-Brieuc) comme au travers d'étude *ex-situ* et de modélisation. Néanmoins ces travaux de recherche portent le plus souvent sur les phases de vie planctoniques (œufs et larves de poissons) et/ou sur les phases sub-adultes et adultes d'espèces de poissons d'intérêt halieutique et/ou patrimoniaux. Les autres espèces sont rarement étudiées, de même que le peuplement dans son ensemble.

De même, les méthodes d'échantillonnage ciblant les peuplements de poissons qui sont utilisées dans le cadre des études réglementaires d'incidence et d'impact reposent essentiellement sur des pêches expérimentales, ce qui ne cible qu'une partie du peuplement de poissons, à savoir les individus de grande taille des espèces capturables (*Griffin et al., 2016*). Les juvéniles, les espèces de petites tailles et les espèces à faibles occurrences (dont les amphihalins et les élasmobranches à statuts) sont mal échantillonnés par les méthodes retenues jusqu'alors.

L'installation, l'exploitation puis le démantèlement de champs éoliens en mer introduisent dans le milieu marin une large gamme de pressions, qui peuvent engendrer des effets écologiques sur la biodiversité (composition, structure et diversité) et le fonctionnement des écosystèmes marins.

Parmi ces pressions, peuvent être citées :

- L'ajout de substrat artificiel
- La perte de substrat naturel
- La production de bruit, de lumière, ondes électromagnétiques et l'ajout de contaminants
- La modification des usages

Les résultantes de ces pressions vont se traduire à l'échelle des individus, en impactant potentiellement la distribution et les mouvements des individus exposés à ces pressions, mais également leur physiologie ou leurs comportements sociaux et reproducteurs. Ces effets sont fortement susceptibles de varier en fonction de l'espèce (position dans la colonne d'eau, leurs préférences de substrat, et leurs sensibilités aux pressions *Galparsoro et al., 2022*) et du stade de vie considéré.

L'effet de ces pressions vont également se traduire à l'échelle des peuplements de poissons à travers :

- L'effet récif et l'effet d'agrégation temporaire, tous deux liés à l'ajout de substrats artificiels. Ces effets sont attendus en particulier pour les espèces de poissons inféodés aux substrats durs (*Degraer et al., 2020, van Hal et al. 2017, Bicknell et al., 2019, Stenberg et al., 2015*). Certaines études ont également montré que des espèces associées aux substrats meubles, peuvent tirer bénéfice de ces infrastructures (abris et nourriture) (*Buyse et al., 2022, Van Hal et al. 2017*).
- L'effet réserve et éventuellement l'effet spillover liés à la redistribution des efforts de pêches professionnelles et récréatives au sein et aux alentours des parcs (*Galparsoro et al., 2022 ; Reubens et al. 2014, Halouani et al. 2020*).
- Des effets antagonistes liés aux pertes d'habitats naturels, en particulier pour les espèces inféodées aux substrats meubles

La magnitude et la direction de ces effets potentiels/attendus dépendent à priori des populations et peuplements considérées, de la technologie des parcs et le type de fondation (flottant vs posé ; mono-pieux vs jacket), mais également du paysage naturel dans lesquels les parcs sont implantés.

Dans le contexte du développement croissant de l'éolien en mer, la question des impacts environnementaux, en particulier sur la faune marine, fait l'objet d'une attention accrue. Parmi les groupes les plus sensibles figurent les mammifères marins, dont les capacités sensorielles, notamment auditives, les rendent particulièrement vulnérables aux perturbations acoustiques. Les principales pressions identifiées sont liées au bruit sous-marin généré lors des différentes phases de construction, en particulier lors du battage de pieux, technique fréquemment utilisée pour l'ancrage des fondations.

Les effets observés incluent :

- Des réactions d'évitement, parfois à des distances considérables, atteignant jusqu'à 25 km selon les espèces (*CNRS, 2021 ; Brandt et al., 2011, 2018 ; Thompson et al., 2010*) ;
- Des altérations comportementales et physiologiques, avec des répercussions possibles sur les interactions sociales, les comportements reproducteurs, voire la distribution et l'état de santé des populations (*Verfuss et al., 2016*).

Outre le bruit, d'autres impacts peuvent également affecter les mammifères marins, tels que la modification des habitats, la pollution et la présence d'obstacles physiques liés aux structures (*Henry et al., 2023 ; Couturier et al., 2022*).

Par ailleurs, en plus des suivis réglementaires des parcs éoliens en mer, plusieurs politiques marines et cadres de gestion de la biodiversité exigent un suivi et une évaluation de l'état écologique des poissons récifaux européens, dont la Directive Cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM), la convention d'Oslo-Paris (OSPAR), la convention d'Helsinki (HELCOM), la convention de Barcelone, les aires marines protégées (AMP) et les autres mesures de conservation efficaces (OECM). A ce titre, PatriNat apporte un appui scientifique et technique à l'OFB et à la Direction de l'Eau et de la Biodiversité (DEB – MTES) pour travailler sur la surveillance et l'évaluation DCSMM des poissons côtiers pélagiques et benthopélagiques (dits « benthopélagiques ») et démersaux de substrats durs (dits « récifaux »). Pour cela, PatriNat travaille au développement de méthodes de suivi complémentaires (e.g. comptages visuels et metabarcoding sur ADNe) afin d'évaluer l'état écologique des peuplements de poissons côtiers pour la DCSMM. Ces travaux s'inscrivent dans le cadre de mise en œuvre de la surveillance DCSMM mais ont plus globalement l'objectif de répondre aux besoins des différentes politiques publiques (DHFF, DCE), des gestionnaires d'AMPs et autres espaces maritimes (cantonnements, ZPF, EMR), mais également aux besoins de connaissances et de recherches.

Ainsi, considérant le contexte d'extension des énergies marines renouvelables (cf. *Pacte éoliens en mer*) et les lacunes de connaissances sur les effets potentiels des EMR sur l'ichtyofaune et les mammifères marins, l'observation des effets des parcs éoliens sur les poissons est un besoin qui a été plus récemment inclus dans la stratégie de surveillance de la biodiversité marine.

1.2. Objectifs de l'étude

Dans le cadre de ce projet, il est proposé d'effectuer un état initial des peuplements de poissons benthopélagiques et récifaux ainsi que des cétacés selon une stratégie d'échantillonnage dite "Control-Impact", c'est à dire à l'intérieur et à l'extérieur du parc éolien. La stratégie d'échantillonnage proposée dans le cadre du présent projet viendrait compléter les données déjà acquises dans le cadre des suivis d'études d'impacts réglementaires qui sont, de par les méthodes d'échantillonnages utilisées, davantage orientées vers les espèces halieutiques.

Le projet concerne ici la qualification de l'état 0, mais il s'inscrit dans une volonté de mise en œuvre de ce protocole dans le temps, de manière à évaluer l'effet des EMR aux cours des différentes phases de construction des parcs éoliens (pré-construction, construction, fonctionnement et démantèlement) et ainsi suivre les potentiels effets récifs et réserves des parcs éoliens sur les peuplements de poissons benthopélagiques et récifaux.

Afin d'identifier les effets de l'implantation des parcs sur les peuplements de poissons, il est nécessaire de choisir des méthodes complémentaires, permettant de collecter les métriques suivantes de manière parcimonieuse :

- Diversité spécifique
- Abondance
- Taille des individus

Pour cela, trois méthodes complémentaires seront mobilisées : les comptages visuels en caméras stéréoscopiques appâtées (BRUV), le metabarcoding sur ADNe et les pêches expérimentales. A partir de ces méthodes il est prévu (1) de mettre au point la méthode d'acquisition de données via les systèmes BRUV, de la tester lors de la campagne d'échantillonnage et si nécessaire chercher à l'optimiser et (2) étudier la complémentarité et les apports respectifs des trois méthodes.

Ce travail devrait par ailleurs permettre d'apporter des préconisations dans le cadre d'un déploiement de suivi long terme intégrant les multiples besoins de surveillance.

2. Matériel et méthodes

2.1. Méthodes mobilisées

2.1.1. Les caméras stéréoscopiques appâtées (BRUV)

Les méthodes de stations vidéo présentent un certain nombre d'atouts : méthodes non invasives, traçabilité des observations, réduction et contrôle de l'effet observateur, possibilité de partager les images et de communiquer de façon visuelle. Elles s'avèrent particulièrement pertinentes dans des contextes environnementaux spécifiques (e.g. site profond, visibilité limitée par la turbidité, nuit, condition de courant...). Ces méthodes sont assez robustes aux conditions météo. Elles présentent également l'avantage d'être déployables à des profondeurs importantes, où les contraintes liées à la plongée peuvent être fortes (*Heyns-Veale et al., 2016 ; Wellington et al., 2018 ; Langlois et al., 2020*). La vidéo est également pertinente pour les sites où la plongée serait interdite. Cela peut notamment

concerner les parcs éoliens durant les phases de travaux ou de manière permanente (e.g. sous les sous-stations électriques ou au niveau des pieds des éoliennes). Également, bien que les systèmes de type BRUV soient particulièrement déployés pour l'étude des peuplements de poissons des milieux rocheux, ils sont également adaptés pour le suivi des espèces associées aux substrats meubles (*Blampied et al., 2022*).

En terme de données collectées, la vidéo permet de rendre compte de l'état du peuplement de poissons en décrivant à la fois la richesse et l'abondance spécifique des poissons présents, en l'associant éventuellement à une caractérisation succincte de l'habitat benthique associé.

2.1.1.1. Caractéristiques des systèmes BRUV

Durant la campagne NectonYN de 2023, deux types de supports stéréo ont été déployés : des supports benthiques (Figure 1 et 2), posés au fond ciblant préférentiellement les espèces benthiques (Gobiidae, Blennidae, Congridae) et démersales (Labridae, Gadidae, Sparidae), et des supports pélagiques, suspendus en pleine eau (entre 5 et 10m de profondeur), ciblant plutôt des espèces pélagiques (Scombridae, Carangidae, Clupeidae). Les supports stéréo ont été conçus et assemblés à la station marine du MNHN à Dinard. Ils prennent la forme d'un trépied en inox lesté par 5 plombs de 2kg pour assurer sa stabilité, portant chacun 2 caissons aluminium de marque Isottas (résistant à 200m de profondeur) écartés de 50 cm l'un de l'autre, avec un angle de convergence total de 10° (Figure 2). Le troisième pied de 20cm permet d'orienter les caméras de 30° vers le bas pour observer au mieux les espèces benthiques proches. En pratique la calibration des supports a confirmé les attendus : les six supports ont en moyenne des caissons espacés de 49.59 (± 0.1) cm, avec un angle de convergence de $11.34 \pm 0.86^\circ$.

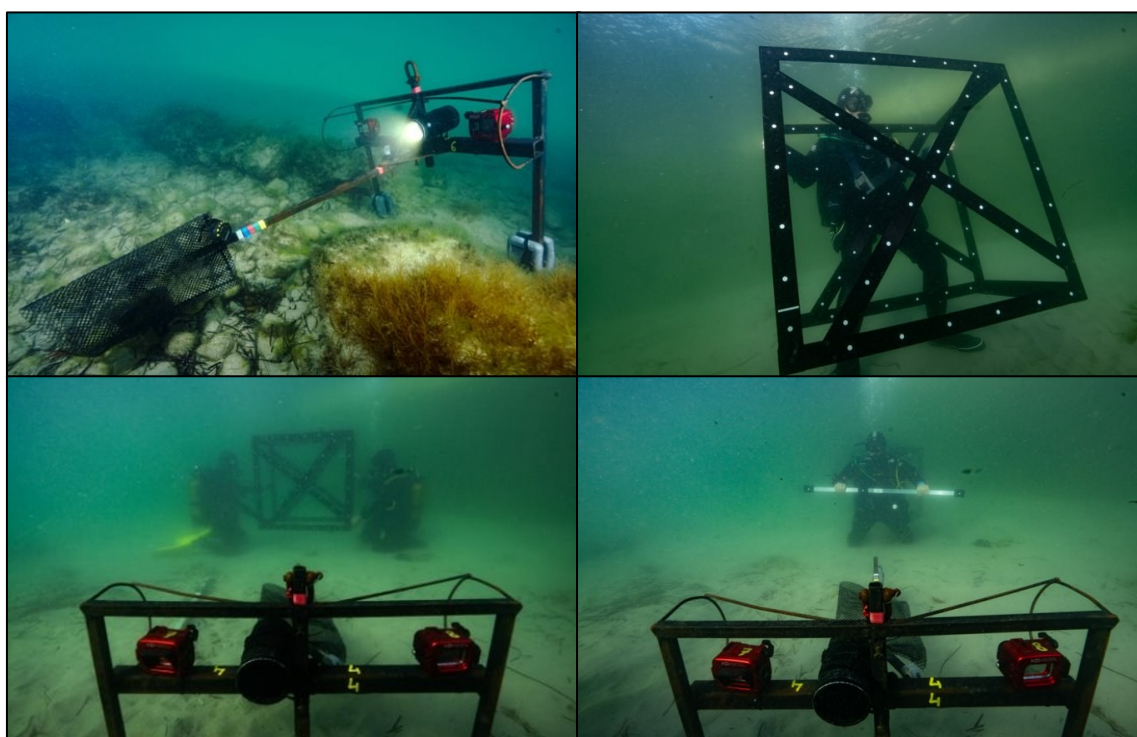


Figure 1 : Support stéréo-vidéo benthique et opération de calibration en milieu naturel © P. Thiriet - PatriNat

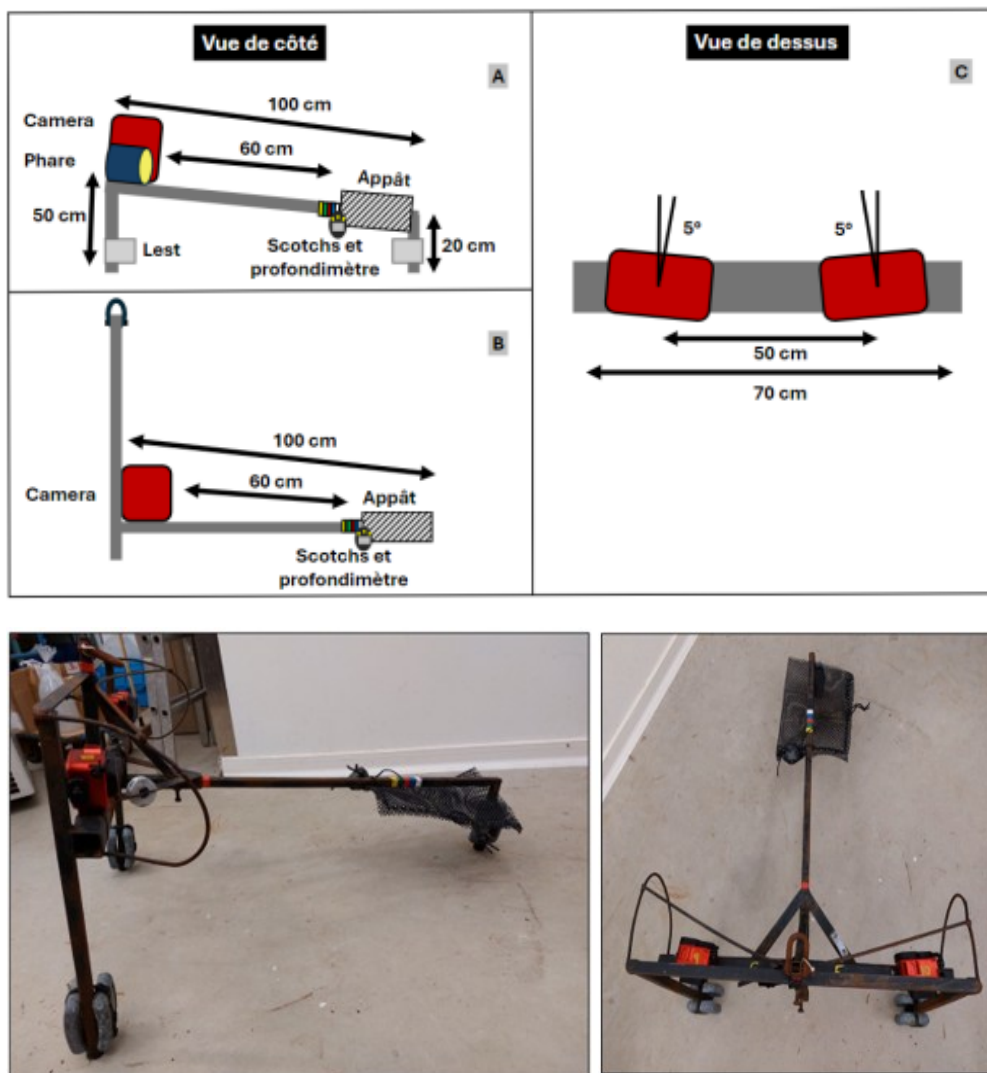


Figure 2 : Schéma (et photo correspondante) d'un support benthique avec les dimensions associées. Pour les supports pélagiques seul une perche en inox vient s'ajouter verticalement dans le prolongement de la manille au milieu du support © Lauriane Guérin - PatriNat.

L'appât (800g de sardines broyées, congelées fraîches puis décongelées 2h avant), est contenu dans une nasse en plastique située à 60 cm des caméras (Figure 2). En règle générale, il est recommandé d'utiliser des appâts huileux d'origine locale (*Dorman et al., 2012*), car l'huile se disperse pour attirer les poissons (*Langlois et al., 2020*). La quantité d'appât la plus courante utilisée dans les études se situe entre 801g et 1000g (*Whitmarsh et al., 2016*). L'appât est utilisé afin de maximiser les observations d'abondance et de richesse sur la zone d'étude. En effet, l'appât augmenterait de 47% l'abondance des poissons démersaux et attirerait les poissons plus proches de l'unité, permettant ainsi une identification et des mesures plus précises (*Hannah et Blume, 2014*). Un profondimètre et des scotchs de couleur (blanc, bleu, rouge, vert, jaune) sont également positionnés en amont de la nasse (Figure 2). Les scotchs permettent une éventuelle calibration des couleurs à postériori. Le profondimètre permet de suivre le temps d'immersion du support, la profondeur à 10 cm près, et la température au degré près.

Pour les supports pélagiques une perche est ajoutée verticalement entre les deux caméras afin de maintenir dans la colonne d'eau une position horizontale du support stéréo.

Les caméras utilisées sont des GoPro hero 11 black. Il a été montré que les caméras d'action (type GoPro) sont suffisamment précises pour être utilisées en stéréo-vidéo. Elles fournissent des estimations d'erreurs comparables (3 à 5%) à celles des caméras Sony (2%) (*Letessier et al., 2015*). Elles ont été paramétrées avec une résolution de 2,7K (2704 x 2028 pixels), un mode linéaire, un format d'image 4/3, une vitesse d'obturation 1/120, 60 ips, iso auto, des couleurs naturelles, une balance des blancs de 6500K, une netteté élevée et l'option `smooth` désactivée. Ces

réglages ont été choisis d'après la bibliographie qui recommande une résolution complète et haute définition d'au moins $1\,920 \times 1\,080$ pixels, un taux de capture d'au moins 30 images par seconde, une distance focale fixe et la stabilisation vidéo désactivée (Langlois et al., 2020). Le choix du mode linéaire a été fait afin de limiter la distorsion d'image, source de biais potentiel pour les mesures stéréoscopiques.



Figure 3 : Vision stéréoscopique d'un BRUV © PatriNat.

2.1.1.2. Calibration des systèmes BRUV

L'ensemble des systèmes stéréos a été calibré afin d'assurer la bonne mesure des individus. Cette opération consiste en l'enregistrement vidéo d'un cube de 1m d'envergure positionné de différentes manières devant le support stéréo (Figure 4). Des pastilles blanches sont présentes sur l'ensemble du cube avec un éloignement connu entre elles et permettent de calibrer la mesure pouvant être réalisée par le système stéréo. Les enregistrements vidéo ont été réalisés dans la piscine naturelle de Dinard située au niveau de la plage de l'écluse. Ce milieu permet le réglage des différents appareils qui seront utilisés sur le terrain lors des campagnes de suivi. Le cube de calibration est positionné à environ 3m des caméras et orienté dans 20 positions différentes (combinaison de rotation du cube et d'orientation du cube par rapport à la caméra, Figure 4). L'utilisation d'un mètre permet de maintenir la distance fixe tout au long de la séquence.

Par la suite une barre avec des mesures connues est placée dans différentes positions par rapport aux caméras (Figure 15), et dans différentes orientations, afin de vérifier la bonne calibration des systèmes et estimer l'erreur des futures mesures de taille des poissons.

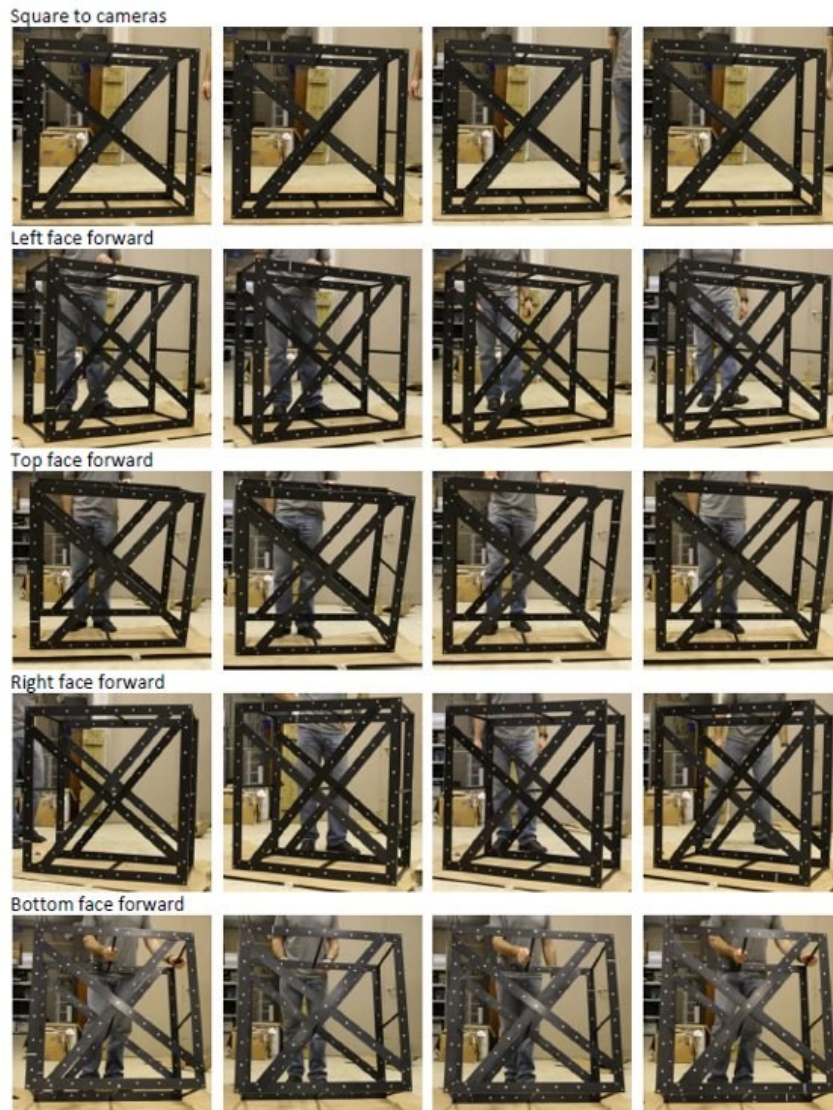


Figure 4 : Séquence d'image nécessaire à la calibration (d'après SeaGIS Pty Ltd, 2021).

EvenMeasure: user_51EMObv | SIG_2.MP4 - STD_2.MP4
 Program Picture Measurement Stereo About

Zoom 16 | 120 | Frames | Toggle view

Play movie | Lock frame 15637 (4.3480 mins) | Play movie | Frame 15795

Family	Genus	Species	Code	Number	Stage	Activity	Comment	Filename	Frame	Time (mins)	Period	Period time (mins)	Length (mm)	X (mm)	Y (mm)	Z (mm)	Range (mm)	RMS (mm)	Precision (mm)
Acan...				1	AD	Passing		SIG_2.MP4	15637	4.3480			785.310	-159.120	419.440	-2224.646	2269.427	0.108	2.536
Acan...				1	AD	Passing		SIG_2.MP4	15637	4.3480			463.106	329.402	63.299	-2269.037	2321.409	0.230	2.143
Acan...				1	AD	Passing		SIG_2.MP4	15795	4.3613			8174.372	8786.028	826.613	-2252.032	8721.827	0.313	19.372
Abu...	Abula			1				SIG_2.MP4	15757	4.3813			764.587	-149.284	391.947	-2119.837	2160.320	0.329	5.839
Abu...	Abula			1				SIG_2.MP4	15757	4.3813			452.457	267.781	90.358	-2442.855	2459.148	0.336	7.587
Abu...	Abula			1				SIG_2.MP4	15757	4.3813			1215.342	5.550	279.303	-2238.684	2256.047	0.496	6.856

Figure 5 : Mesure de la barre métallique, servant d'étalon, sur le logiciel EvenMeasure.

Le « post-processing » est réalisé sur ordinateur avec le logiciel CAL (version 3.54) de Seagis. Les caméras gauche et droite sont synchronisées, les pastilles sont annotées sur chacune des 20 positions du cube (un arrêt sur image retenu par position, ~60 pastilles annoté par image, Figure 6).

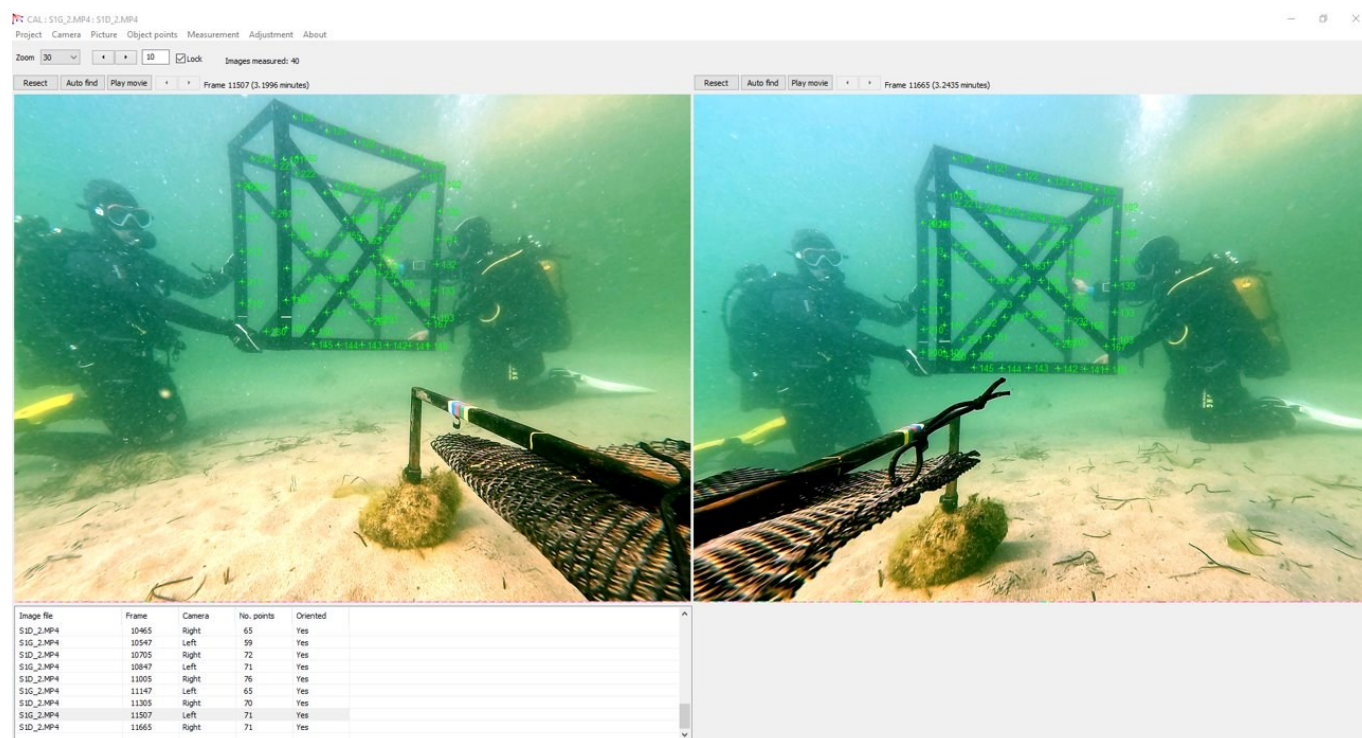


Figure 6 : Mise en évidence des marqueurs de calibration sur le logiciel CAL © PatriNat

Le processus de calibration est ensuite lancé automatiquement par le logiciel et les informations de précisions et d'erreurs des mesures sont enregistrées. Un fichier de calibration est généré et exporté. Celui-ci sera importé au moment de la réalisation de mesure sur des enregistrements vidéo issues des campagnes de suivi. Un protocole de calibration plus détaillé est fourni directement dans le volet « aide » du logiciel. L'enregistrement vidéo du passage de la barre en métal est analysé sur le logiciel EventMeasure (version 5.61) de Seagis.

Différentes cibles sont présentes sur la barre avec un écart connu. La comparaison entre la mesure réelle (donnée constructeur) et la mesure obtenue par le logiciel permet de quantifier l'erreur des mesures associée à chaque support stéréo. Un protocole détaillé d'utilisation du logiciel pour réaliser des annotations et des mesures est fourni directement dans le volet « aide » du logiciel.

2.1.1.3. Déploiement au cours de la campagne

Les supports sont embarqués à bord du navire Emeraude Explorer de la station marine du MNHN à Dinard (Figure) et déployés sur les différents sites de suivi. Ils sont reliés à une bouée en surface afin de signaler la position aux navires environnant et pour permettre la récupération des supports. Sur chacun des sites 6 supports (3 pélagiques et 3 benthiques) sont immergés plus d'une heure sur des fonds de types rocheux, de manière à avoir un minimum d'1h de temps d'analyse des vidéos. Les supports sont espacés d'au moins 100m les uns des autres. La position géographique précise que chaque support et la profondeur sont relevées (position GPS du navire et profondeur enregistrée par le profondimètre).



Figure 7 : Logistique durant la phase d'immersion des caméras stéréos appâtées © P. Thiriet - PatriNat

2.1.2. Metabarcoding sur ADNe

Les méthodes basées sur l'étude de l'ADNe consistent à prélever des échantillons dans l'environnement en vue de l'extraction de l'ADN qui y est contenu et de son séquençage par des approches de type metabarcoding. Cette méthode reste relativement simple à déployer, bien que devant répondre à des critères stricts de non-contamination et de bonne conservation de l'ADNe. Elle permet *in fine* d'obtenir des données sur la diversité taxonomique, phylogénétique et fonctionnelle des peuplements de poissons (Merten et al., 2023) et des communautés de vertébrés marins. La complétude des bases de références, les marqueurs moléculaires choisis et la distance évolutive entre les espèces étudiées doivent être considérés pour évaluer la précision des résultats obtenus. Malgré ces limites, qui tendent à s'effacer avec l'essor de cette approche, l'atout principal de cette méthode réside en l'exhaustivité (relative) des listes d'espèces, dont la détection d'espèces cryptiques ou rares (e.g. élasmobranches à statut et amphihalins compris), difficiles à observer par des méthodes traditionnelles (e.g. BRUV). Par exemple, le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), espèce côtière discrète, est régulièrement détecté par ADNe dans des zones marines où il est connu pour être distribué, mais où il n'est que ponctuellement observé en mer (Jung, 2024). Cependant, le point faible de la méthode est la résolution spatiale médiocre bien moins précise que des observations directes (ha vs m²), et l'impossibilité d'obtenir des données d'abondances/biomasses.

Ainsi, la méthode de l'ADN environnemental (ADNe) permet d'imprimer sur une large étendue la richesse spécifique ambiante et représente de ce fait une approche complémentaire aux suivis classiques pour mieux évaluer les effets des parcs éoliens sur les peuplements de poissons et la mégafaune marine.

2.1.2.1. Matériel utilisé

L'ensemble du matériel utilisé pour les prélèvements d'eau ainsi que le protocole détaillé est présenté en Annexe 1.

2.1.2.2. Déploiement au cours de la campagne

Le protocole consiste en la filtration d'eau de mer soit en surface soit au fond. En surface, le prélèvement se fait depuis un bateau, à faible allure (~4kts), pendant 30min. A l'avant du bateau, deux pompes sont positionnées et réglées sur un débit de 1l/min (volume final filtré = 30l), permettant la réalisation d'un duplicat pour chaque station échantillonnée (Figure 8.A). Les coordonnées GPS des points de départ (début de filtration) et d'arrivée (fin de filtration) sont enregistrées (position GPS du navire). Les traces GPS sont disponibles pour certains sites.

Les prélèvements de fond, sont généralement réalisés en plongée par l'utilisation d'une pompe sous-marine montée sur un scooter sous-marin (Figure 8.C). L'utilisation spécifique d'une double tête pour la pompe sous-marine permet d'assurer la collecte de duplicat. Les prélèvements sont réalisés à une profondeur d'environ 30m (cote marine) pendant 30min à une allure de ~2kts. Le plongeur rase le substrat et fait l'effort de filtrer de l'eau dans les trous formés par les amas de blocs (en vue de capter des espèces cryptobenthiques). Les coordonnées GPS liées à l'immersion des plongeurs sont enregistrées (position GPS du navire). Dans le cas de la présente campagne, ces prélèvements ont été réalisés depuis la surface en immergeant la pompe à l'aide d'un bout jusqu'à la profondeur souhaitée. Dans ce cas, il n'a pas été possible de raser au mieux le fond et de cibler des zones de trous. Une fois la filtration terminée, les prélèvements d'eau (filtres) sont fixés avec une solution tampon directement à bord (Figure 8.D).

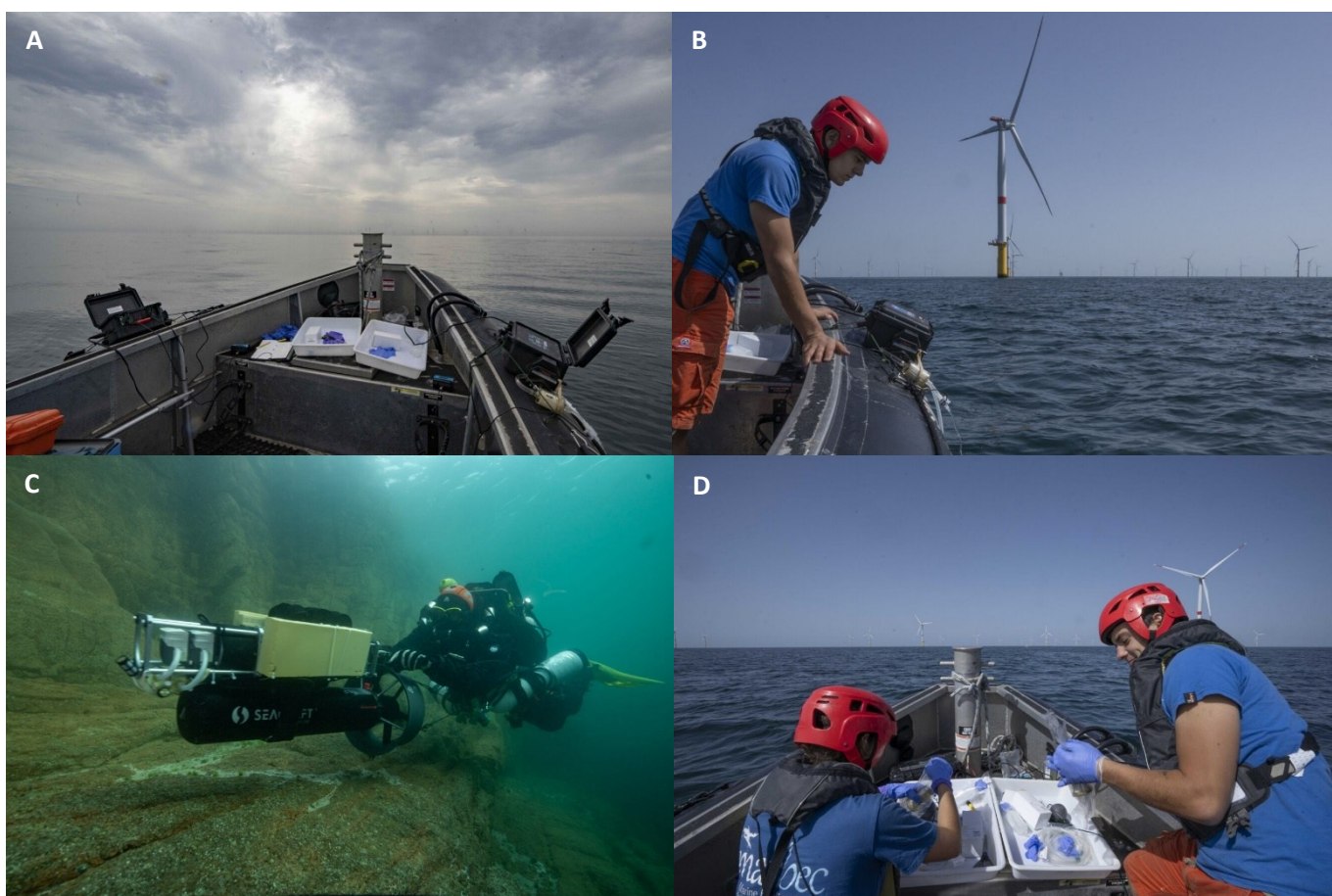


Figure 8 : Mise en pratique de la méthode ADNe en surface (bateau) et en profondeur (>20m) en plongée
© P. Thiriet - PatriNat

2.1.2.3. Traitement des échantillons

Les échantillons collectés sont envoyés au prestataire Spygen à l'issue de la campagne. Celui-ci est en charge de réaliser les différentes étapes de biomoléculaire et bio-informatique. Celles-ci sont détaillées ci-dessous.

a. Extraction de l'ADN

Pour l'extraction d'ADN, chaque capsule de filtration contenant du tampon CL1 sera agitée pendant 15 min sur un agitateur S50 (Ingenieurbüro CAT, M. Zipperer GmbH, Ballrechten-Dottingen Allemagne) à 800 rpm et le tampon sera ensuite vidé dans un tube de 50 mL avant d'être centrifugé pendant 15 min à 15 000 g. Le surnageant sera enlevé à l'aide d'une pipette stérile, laissant 15 mL de liquide au fond du tube. Par la suite, 33 mL d'éthanol et 1,5

mL d'acétate de sodium 3M seront ajoutés à chaque tube de 50 mL, puis les tubes seront conservés pendant au moins une nuit à -20°C. Ils seront ensuite centrifugés à 15 000 g pendant 15 min à 6°C puis les surnageants seront jetés. Après cette étape, 720 µL de tampon ATL du kit d'extraction DNeasy Blood & Tissue (QIAGEN GmbH, Hilden Allemagne) seront ajoutés. Les tubes seront ensuite vortexés et les surnageants transférés dans des tubes de 2 mL contenant 20 µL de Proteinase K (Qiagen GmbH). Les tubes seront enfin incubés à 56°C pendant deux heures. Par la suite, l'extraction d'ADN sera réalisée en utilisant le NucleoSpin® Soil (MACHEREY-NAGEL GmbH & Co., Düren Allemagne) en suivant les recommandations du fournisseur. L'élution sera réalisée en ajoutant deux fois 100 µL de tampon SE. Des contrôles négatifs seront systématiquement effectués pour chaque batch d'extraction lors de cette étape afin de vérifier la qualité des analyses. Les contrôles négatifs seront amplifiés et séquencés en parallèle des échantillons dans les mêmes conditions que celles décrites dans le paragraphe b ci-dessous. Après l'extraction d'ADN, (Biggs et al., 2015) les échantillons seront testés pour l'inhibition par qPCR en ajoutant un contrôle positif dans l'extrait ADN. Si l'échantillon est considéré comme étant inhibé à l'issue de ce test, il sera dilué par 5 avant l'amplification.

Ce protocole, décrit dans Pont et al., 2018, a été spécialement conçu par SPYGEN pour maximiser l'extraction de l'ADN à partir des filtres VigiDNA 0.45 et 0.2µm (SPYGEN).

b. Amplification et séquençage des extraits d'ADN

Pour la détection des poissons, l'analyse sera effectuée à l'aide des amorces teleo (Valentini et al., 2016). Le marqueur teleo est l'une des deux paires d'amorces les plus utilisées, avec MiFish-U (Miya et al., 2015). Ce marqueur est conçu pour amplifier spécifiquement les poissons. Il a été démontré que ce marqueur était plus performant que MiFish-U à la fois in silico et in situ (Bylemans et al., 2018 ; Polanco-Fernandez et al., 2021). Les deux amorces amplifient une région du gène mitochondrial 12S qui a une résolution taxonomique similaire au gène COI (Deagle et al., 2014). De plus, les amorces qui amplifient la région 12S sont moins sujettes aux amplifications non spécifiques qui réduisent la détection des espèces cibles comme pour les marqueurs localisés sur COI (Collins et al., 2019). MiFish-U a une résolution taxonomique plus spécifique à condition que la base de données de référence contienne un nombre important d'espèces. Néanmoins, teleo est capable de récupérer un plus grand nombre d'espèces et une plus grande variété taxonomique et il a une couverture phylogénétique plus large incluant les Actinopterygii, Chondrichthyes et Hyperoartia (Polanco-Fernandez et al., 2021).

Les échantillons seront amplifiés avec 12 répétitions PCR, car le nombre de répétitions techniques doit être élevé pour la détection d'espèces rares (Ficetola et al., 2015) et ce niveau de réplication élevé a été validé in situ (Biggs et al., 2015). Les amorces spécifiques au groupe seront étiquetées en 5' avec un code barre unique de 8 nucléotides pour chaque échantillon (avec au moins trois différences entre chaque paire de tags), permettant l'assignation de chaque séquence avec l'échantillon correspondant durant l'analyse des séquences. Les tags des amorces forward et reverse seront identiques pour chaque échantillon. En effet des études ont démontré que l'utilisation d'un couple de tags uniques par échantillon est essentielle pour réduire les taux de faux positifs dans les analyses qui visent à identifier les événements rares, et indiquent fortement que les adaptateurs jumelés doivent être mis en œuvre pour toutes les applications sensibles (MacConaill et al., 2018). Des contrôles négatifs seront effectués systématiquement par batch d'amplification lors de cette étape afin de vérifier la qualité des analyses. Les contrôles négatifs seront ensuite séquencés en parallèle des échantillons dans les mêmes conditions. Après amplification, les échantillons et les contrôles seront purifiés et titrés avant la préparation des librairies. Les librairies de séquençage seront construites par l'approche de ligation sur le pool d'amplicon sans étapes de PCR pour l'indexation. Ce protocole a été choisi car l'efficacité de la PCR n'est pas réduite, comme dans le cas des approches PCR en une seule étape et en deux étapes, qui peut être causée par des amorces avec des fragments aspécifiques trop longs (Bohmann et al., 2021). De plus, ce protocole réduit le risque de contaminations croisées entre les produits PCR, les « tag-jumps » (Schnell et al., 2015) et le risque de « index-hopping » (MacConaill et al., 2018). Des blancs expérimentaux seront effectués en excluant aléatoirement des combinaisons de tags dans les librairies, mais seront

analysés en parallèle pour estimer le taux d'erreur lié au séquençage. Les échantillons seront séquençés à l'aide d'un séquenceur Illumina HighSeq avec une profondeur de séquençage théorique de 1 000 000 séquences par échantillon.

c. Assignation taxonomique

La qualité des assignations taxonomiques dépend du (ou des) couple(s) d'amorce(s) utilisé(s) (i.e. de sa capacité à discriminer les espèces entre elles) ainsi que de la disponibilité de bases de références les plus complètes possibles, afin d'être en mesure d'assigner taxonomiquement à l'espèce un maximum de ces séquences

Après le séquençage, les lectures sont traitées pour supprimer les erreurs et analysées à l'aide de programmes implémentés dans notre logiciel d'analyse bioinformatique utilisant les outils OBITools. Les séquences identiques sont regroupées, et les séquences trop courtes (< 20 paires de bases) ou comportant moins de 10 occurrences sont exclues. L'ensemble des séquences restantes est ensuite nettoyé pour éliminer les erreurs liées à la PCR.

Comme toutes les amorces, le couple d'amorces teleo utilisé pour les poissons (Actinoptérygiens, Chondrichthyens et Agnathes) n'est pas toujours résolutif à l'espèce car certaines espèces génétiquement proches ont la même séquence d'ADN sur ce marqueur. Ainsi, certains taxons ne pourront pas être différenciés et sont donc identifiés au niveau du genre lors des assignations taxonomiques. Dans le cas où l'espèce partageant la même séquence que l'espèce cible n'est pas présente dans la zone d'étude, l'assignation à l'espèce pourra être déduite. Dans le cas contraire, le niveau taxonomique amont le plus proche sera spécifié.

2.1.3. Pêche expérimentale

Les méthodes liées à la pêche permettent de réaliser des typologies de peuplements (en plus des typologies de métiers ou d'usages), d'améliorer l'expertise en matière d'identification des espèces, de travailler sur des questions de saisonnalité ou cycles de vie (période présence, reproduction, migrations), ou encore de mieux comprendre les impacts de la pêche côtière, etc. Ces méthodes permettent de recueillir des données sur les espèces ou des richesses spécifiques, avec des informations sur les abondances, les tailles, la biomasse et ainsi déduire les captures par unité d'effort (CPUE). Cette méthode offre cependant une couverture spatio-temporelle plutôt faible. Par ailleurs, les méthodes de pêches scientifiques génèrent de la mortalité entraînant de ce fait un problème majeur d'éthique, en particulier pour les captures d'espèces rares ou vulnérables

Les informations présentées dans cette section sont issues du rapport final 47997 « Etat de référence de la ressource halieutique par éolien en mer Iles d'Yeu et de Noirmoutier » produit par Setec.

Les données de pêche expérimentale ont été transmises par l'intermédiaire du GIS EMYN, avec l'accord du producteur de données.

2.1.3.1. Méthode de collecte

Le protocole mis en œuvre a pour objectif de décrire les peuplements benthodémersaux. Le site d'étude étant constitué de fonds rocheux, un filet trémail a été utilisé. Celui-ci est composé de 3 nappes dont les mailles sont de 47 mm pour la nappe centrale et de 220 mm pour les nappes extérieures. La hauteur du filet est 1.40 m et quelques flotteurs sont positionnés sur la partie supérieure de celui-ci.

Les métadonnées suivantes seront renseignées pour chaque traine :

- Enregistrement des coordonnées de pose des engins (début et fin)
- La date et l'heure de filage et la date et l'heure de virage ;

- Le navire de pêche utilisé ;
- Les personnes réalisant les échantillonnages ;
- Les conditions météo-océaniques le jour du prélèvement et les jours précédents ;
- Les conditions de marée ;
- Toute autre information jugée pertinente

La détermination de l'ensemble des individus est réalisée à bord du navire et jusqu'au rang taxonomique de l'espèce. Tous les poissons sont dénombrés et mesurés sur un échantillon représentatif de 30 individus (en mm) par espèce. Le poids total de chaque espèce est relevé (en g).

2.1.3.2. Stratégie spatiale et déploiement au cours de la campagne

L'étude des peuplements de poissons était initialement répartie sur 3 périodes cibles en 2022 et 2023 : le printemps (avril à juin), l'été (juillet à septembre) et l'automne (octobre à décembre). Suite à différentes contraintes techniques, seule la campagne 2023 de juin a été réalisée.

La campagne s'est déroulée sur 3 jours en condition diurne. Les stations sont réparties de façon à avoir 8 stations sur le champ d'étude intérieur et 8 autour dans le secteur Nord-Est afin de rester sur le substrat rocheux (bandes sableuses au sud).

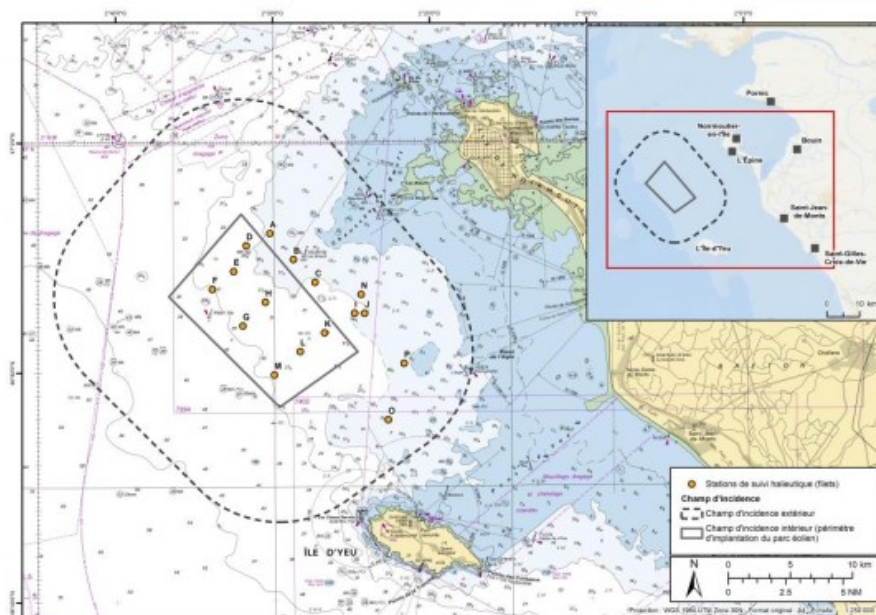


Figure 9 : Stratégie spatiale d'échantillonnage en filet trémail ©Setec

L'échantillonnage de chaque station se déroule ainsi :

- Pose du filet en jour n, la position géographique ainsi que la date et l'heure d'immersion sont notées.
- Relève du filet en jour n+1, sur la fiche passerelle sont notées la date et l'heure de la relève.
- Pour chaque engin, chaque individu présent est identifié, sexé pour les crustacés, raies et requins, mesuré et pesé.
- La filière est ensuite remise à l'eau sur une autre station.

2.2. Stratégie spatiale d'échantillonnage

2.2.1. Critère de sélection des sites

Il était initialement convenu de déployer les méthodes BRUV et ADNe selon une stratégie d'échantillonnage dite « Control - Impact ». Pour cela, deux sites à l'intérieur du parc, un au niveau de la zone de raccordement puis quatre sites contrôles à l'extérieur du parc ont été identifiés. Cependant, suite à des contraintes d'accès au parc il n'a pas été possible de positionner les deux stations au cœur du parc, par conséquent ces dernières ont été positionnées en périphérie proche du parc (Figure 10).

Les sites contrôles ont été sélectionnés selon plusieurs critères :

- la présence de substrat rocheux de manière à pouvoir comparer dans le temps les peuplements de poissons inféodés aux substrats durs (récifs naturels vs récifs artificiels)
- une bathymétrie similaire entre les sites intérieurs et extérieurs et permettant de distinguer les communautés récifales des communautés benthopélagiques
- La disposition selon un gradient côte-large (proxy d'un grand nombre de pressions anthropiques).
- Intérêt du site vis-à-vis des enjeux de gestion (DHFF, DCE,...)



Figure 10 : Carte des sites échantillonnés à l'occasion de la campagne 2023 dans le secteur de Yeu-Noirmoutier ©Marine Delesalle - PatriNat

2.2.2. Description de la campagne

La campagne a été réalisée entre le 5 et le 13 septembre 2023, 4 sites ont été échantillonnés sur le secteur de Yeu-Noirmoutier, 1 dans le secteur des Sables d'Olonne (Figure 11 ; Figure 12 ; Figure 13) et 6 dans le secteur de St Nazaire.

Dans le secteur de St Nazaire 6 sites ont été échantillonnés via des prélèvements ADNe en surface (12 réplicats, Tableau 1), des prélèvements ADNe au fond (4 réplicats, Tableau 2) et des caméras stéréos appâtées ont été immergées sur 4 sites (24 réplicats, Tableau 3).

Dans le secteur de Yeu-Noirmoutier, 4 sites ont été échantillonnés via des prélèvements ADNe en surface (8 réplicats, Tableau 1), des prélèvements ADNe au fond (2 réplicats uniquement pour le site Parc Yeu-Noirmoutier nord et sud, Tableau 2) des caméras stéréos appâtées ont été immergées (24 réplicats, Tableau 3).

Dans le secteur des Sables d'Olonnes 1 site a été échantillonné via 2 des prélèvements d'ADNe en surface (2 réplicats, Tableau 1) et l'immersion de supports stéréos appâtées (6 réplicats, Tableau 3).

Le détail des sites et prélèvements effectués est précisé dans les tableaux ci-dessous.

Tableau 1 : Bilan des réplicats échantillonnés par méthode ADNe surface

Secteur	Site	Type de prélèvement	Réplicat	Date	Heure début	Latitude début	Longitude début	Latitude fin	Longitude fin
St Nazaire	Ile du pilier	surface	tribord	06/09/2023	18h10	47,0391	-2,3598	47,0386	-2,3510
St Nazaire	Ile du pilier	surface	bâbord	06/09/2023	18h10	47,0391	-2,3598	47,0386	-2,3510
St Nazaire	Balise des Chevaux	surface	tribord	08/09/2023	15h19	47,0618	-2,4171	47,0381	-2,4395
St Nazaire	Balise des Chevaux	surface	bâbord	08/09/2023	15h19	47,0618	-2,4171	47,0381	-2,4395
St Nazaire	Parc Saint Nazaire Station Electrique	surface	tribord	05/09/2023	13h32	47,1633	-2,5837	47,1410	-2,6149
St Nazaire	Parc Saint-Nazaire Station Electrique	surface	bâbord	05/09/2023	13h32	47,1633	-2,5837	47,1410	-2,6149
St Nazaire	Parc Saint-Nazaire Ouest	surface	tribord	05/09/2023	14h37	47,1800	-2,6782	47,1713	-2,6313
St Nazaire	Parc Saint-Nazaire Ouest	surface	bâbord	05/09/2023	14h37	47,1800	-2,6782	47,1713	-2,6313
St Nazaire	Plateau du Four	surface	bâbord	08/09/2023	11h18	47,3045	-2,6552	47,2843	-2,6449
St Nazaire	Plateau du Four	surface	tribord	08/09/2023	11h18	47,3045	-2,6552	47,2843	-2,6449
St Nazaire	Basse Capella	surface	tribord	08/09/2023	12h56	47,2633	-2,7060	47,2581	-2,6852
St Nazaire	Basse Capella	surface	bâbord	08/09/2023	12h56	47,2633	-2,7060	47,2581	-2,6852
Noirmoutier	Zone atterrissage centre	surface	bâbord	06/09/2023	14h22	46,8739	-2,3439	46,8741	-2,2887
Noirmoutier	Zone atterrissage centre	surface	tribord	06/09/2023	14h22	46,8739	-2,3439	46,8741	-2,2887
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier nord	surface	tribord	13/09/2023	11h11	46,9477	-2,5293	46,9285	-2,5046
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier nord	surface	bâbord	13/09/2023	11h11	46,9477	-2,5293	46,9285	-2,5046
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier sud	surface	bâbord	13/09/2023	16h09	46,8078	-2,4807	46,8264	-2,4514
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier sud	surface	tribord	13/09/2023	16h09	46,8078	-2,4807	46,8264	-2,4514
Yeu	Ile d'Yeu sud-ouest	surface	bâbord	07/09/2023	19h56	46,7014	-2,3761	46,7153	-2,3994
Yeu	Ile d'Yeu sud-ouest	surface	tribord	07/09/2023	19h56	46,7014	-2,3761	46,7153	-2,3994
Sables d'Olonne	Grande barge	surface	tribord	07/09/2023	15h43	46,5041	-1,8486	46,4866	-1,8081
Sables d'Olonne	Grande barge	surface	bâbord	07/09/2023	15h43	46,5041	-1,8486	46,4866	-1,8081

Tableau 2 : Bilan des répliqués échantillonnés par méthode ADNe fond

Secteur	Site	Type de prélèvement	Répliquat	Date	Heure début	Latitude	Longitude	Prof. min (CM)	Prof. max (CM)
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier nord	fond	2	13/09/2023	10h50	46,9479	-2,5288	26	26
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier nord	fond	1	13/09/2023	10h50	46,9479	-2,5288	26	26
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier sud	fond	1	13/09/2023	15h58	46,8089	-2,4795	25	25
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier sud	fond	2	13/09/2023	15h58	46,8089	-2,4795	25	25
St Nazaire	Plateau du Four	fond	2	08/09/2023	11h05	47,3040	-2,6552	30	30
St Nazaire	Plateau du Four	fond	1	08/09/2023	11h05	47,3040	-2,6552	30	30
St Nazaire	Basse capella	fond	2	08/09/2023	12h40	47,2628	-2,7069	29	29
St Nazaire	Basse capella	fond	1	08/09/2023	12h40	47,2628	-2,7069	29	29

Tableau 3 : Bilan des répliqués échantillonnés par méthode stéréo-caméra appâtée (BRUV)

Quartier Maritime	Site	Rep.	Date	Heure imm.	Latitude	Longitude	Prof.	Support
St Nazaire	Balise des Chevaux	715	05/09/2023	18:09	47,0527	-2,4316	4,2	Pélagique
St Nazaire	Balise des Chevaux	709	05/09/2023	17:51	47,0582	-2,4200	4,5	Pélagique
St Nazaire	Balise des Chevaux	707	05/09/2023	17:32	47,0617	-2,4126	4,3	Pélagique
St Nazaire	Balise des Chevaux	706	05/09/2023	17:20	47,0621	-2,4154	14,4	Benthique
St Nazaire	Balise des Chevaux	708	05/09/2023	17:41	47,0574	-2,4178	15,9	Benthique
St Nazaire	Balise des Chevaux	714	05/09/2023	18:00	47,0516	-2,4296	17,2	Benthique
St Nazaire	Ile du Pilier	727	06/09/2023	12:04	47,0473	-2,3781	4,4	Pélagique
St Nazaire	Ile du Pilier	720	06/09/2023	11:34	47,0426	-2,3813	11,1	Pélagique
St Nazaire	Ile du Pilier	721	06/09/2023	11:43	47,0504	-2,3753	4,4	Pélagique
St Nazaire	Ile du Pilier	724	06/09/2023	11:57	47,0499	-2,3726	14,5	Benthique
St Nazaire	Ile du Pilier	729	06/09/2023	12:11	47,0476	-2,3757	12,4	Benthique
St Nazaire	Ile du Pilier	719	06/09/2023	11:41	47,0433	-2,3799	22,1	Benthique
St Nazaire	Basse Capella	800	11/09/2023	15 :42	46,4998	-1,8402	32,5	Benthique
St Nazaire	Basse Capella	801	11/09/2023	15 :48	46,4907	-1,8355	11,1	Pélagique
St Nazaire	Basse Capella	802	11/09/2023	15 :56	46,4970	-1,8548	11,3	Pélagique
St Nazaire	Basse Capella	805	11/09/2023	16 :04	46,4981	-1,8424	15,2	Benthique
St Nazaire	Basse Capella	809	11/09/2023	16 :11	46,4907	-1,8318	11,3	Pélagique
St Nazaire	Basse Capella	810	11/09/2023	16 :15	46,4972	-1,8499	18,8	Benthique
St Nazaire	Plateau du four	815	11/09/2023	18 :23	47,3032	-2,6534	17,4	Benthique
St Nazaire	Plateau du four	816	11/09/2023	18 :27	47,3027	-2,6565	11,5	Pélagique
St Nazaire	Plateau du four	817	11/09/2023	18 :49	47,3053	-2,6514	28,8	Benthique
St Nazaire	Plateau du four	824	11/09/2023	19 :01	47,3062	-2,6386	11	Pélagique
St Nazaire	Plateau du four	825	11/09/2023	19 :13	47,3045	-2,6371	17,2	Benthique
St Nazaire	Plateau du four	826	11/09/2023	18 :53	47,3057	-2,6485	11,4	Pélagique
Noirmoutier	Zone atterrage centre	741	06/09/2023	15:30	46,8740	-2,2968	11	Pélagique

Noirmoutier	Zone atterrage centre	743	06/09/2023	16:02	46,8734	-2,3207	11,1	Pélagique
Noirmoutier	Zone atterrage centre	742	06/09/2023	15:42	46,8736	-2,3086	11,1	Pélagique
Noirmoutier	Zone atterrage centre	732	06/09/2023	15:47	46,8737	-2,3052	15,8	Benthique
Noirmoutier	Zone atterrage centre	736	06/09/2023	15:35	46,8738	-2,3003	13,2	Benthique
Noirmoutier	Zone atterrage centre	745	06/09/2023	16:17	46,8746	-2,3402	16	Benthique
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier nord	840	13/09/2023	12:46	46,9448	-2,5361	11,4	Pélagique
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier nord	841	13/09/2023	12:54	46,9461	-2,5229	11,5	Pélagique
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier nord	843	13/09/2023	13:10	46,9445	-2,5040	11,5	Pélagique
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier nord	842	13/09/2023	13:03	46,9434	-2,5002	27,1	Benthique
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier nord	838	13/09/2023	12:28	46,9479	-2,5288	32,4	Benthique
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier nord	839	13/09/2023	12:34	46,9512	-2,5221	28,6	Benthique
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier sud	864	13/09/2023	17:48	46,8005	-2,4422	11,6	Pélagique
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier sud	858	13/09/2023	17:29	46,8058	-2,4768	11,7	Pélagique
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier sud	856	13/09/2023	17:19	46,8051	-2,4861	11,6	Pélagique
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier sud	857	13/09/2023	17:23	46,8023	-2,4840	35,8	Benthique
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier sud	863	13/09/2023	17:57	46,8022	-2,4348	25,2	Benthique
Noirmoutier	Parc Yeu-Noirmoutier sud	859	13/09/2023	17:35	46,8088	-2,4794	32,3	Benthique
Yeu	Ile d'Yeu sud-ouest	751	07/09/2023	12:30	46,7005	-2,3885	11,3	Pélagique
Yeu	Ile d'Yeu sud-ouest	753	07/09/2023	12:44	46,6959	-2,3809	11,2	Pélagique
Yeu	Ile d'Yeu sud-ouest	750	07/09/2023	12:23	46,7060	-2,3965	11,2	Pélagique
Yeu	Ile d'Yeu sud-ouest	752	07/09/2023	12:38	46,7006	-2,3854	9,1	Benthique
Yeu	Ile d'Yeu sud-ouest	754	07/09/2023	12:50	46,6973	-2,3789	14,5	Benthique
Yeu	Ile d'Yeu sud-ouest	749	07/09/2023	12:15	46,7072	-2,3950	16,1	Benthique
Sables d'Olonne	Grande barge	762	07/09/2023	17:11	46,4999	-1,8402	11,3	Pélagique
Sables d'Olonne	Grande barge	760	07/09/2023	17:00	46,4907	-1,8355	11,3	Pélagique
Sables d'Olonne	Grande barge	763	07/09/2023	17:17	46,4970	-1,8549	10,3	Pélagique
Sables d'Olonne	Grande barge	761	07/09/2023	17:08	46,4981	-1,8424	26,2	Benthique
Sables d'Olonne	Grande barge	759	07/09/2023	16:53	46,4907	-1,8318	22,6	Benthique
Sables d'Olonne	Grande barge	764	07/09/2023	17:20	46,4973	-1,8499	23,1	Benthique

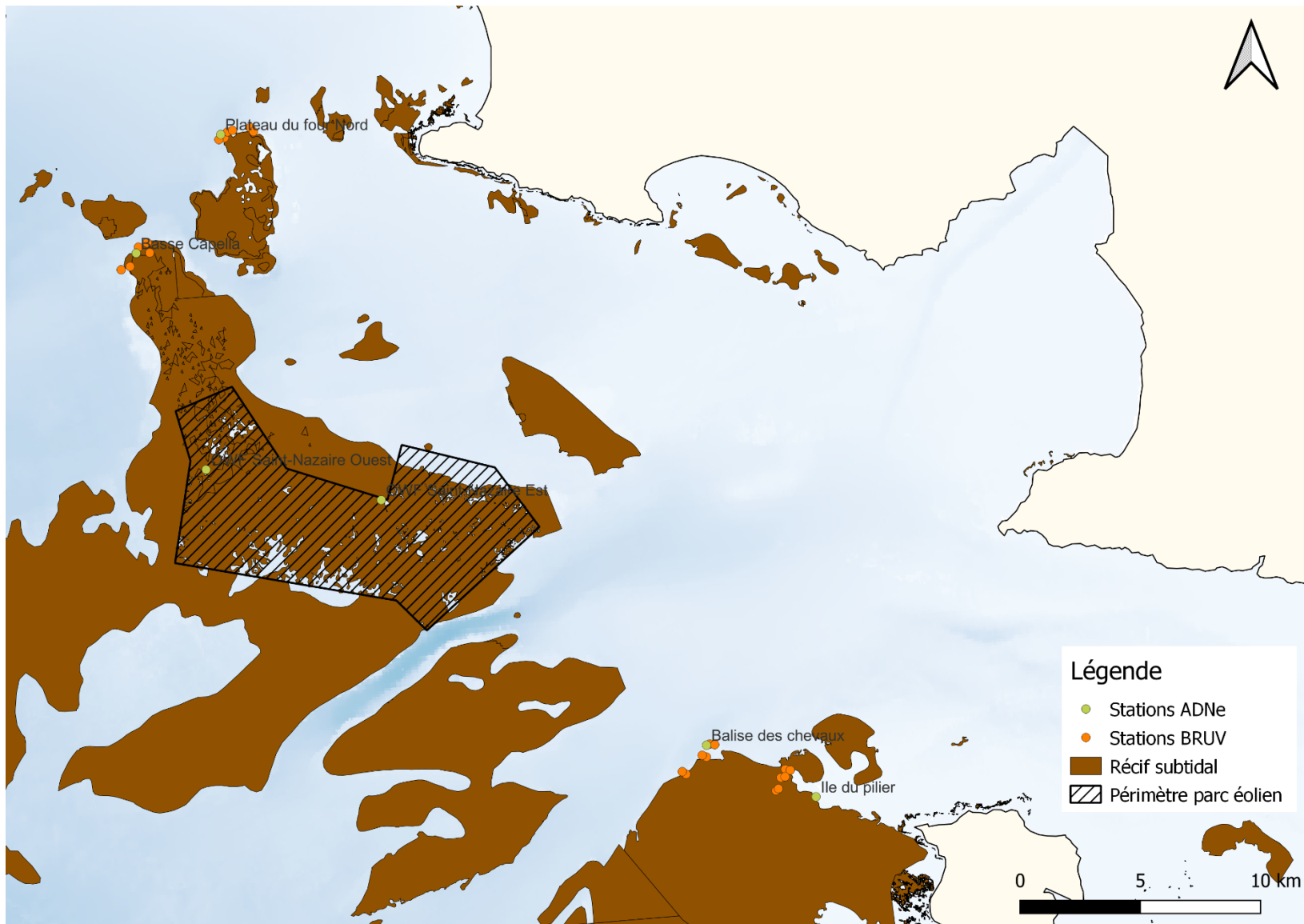


Figure 11 : Carte des stations échantillonnées par les différentes méthodes pour les différents sites au sein du secteur de Saint Nazaire ©Marine Delesalle - PatriNat

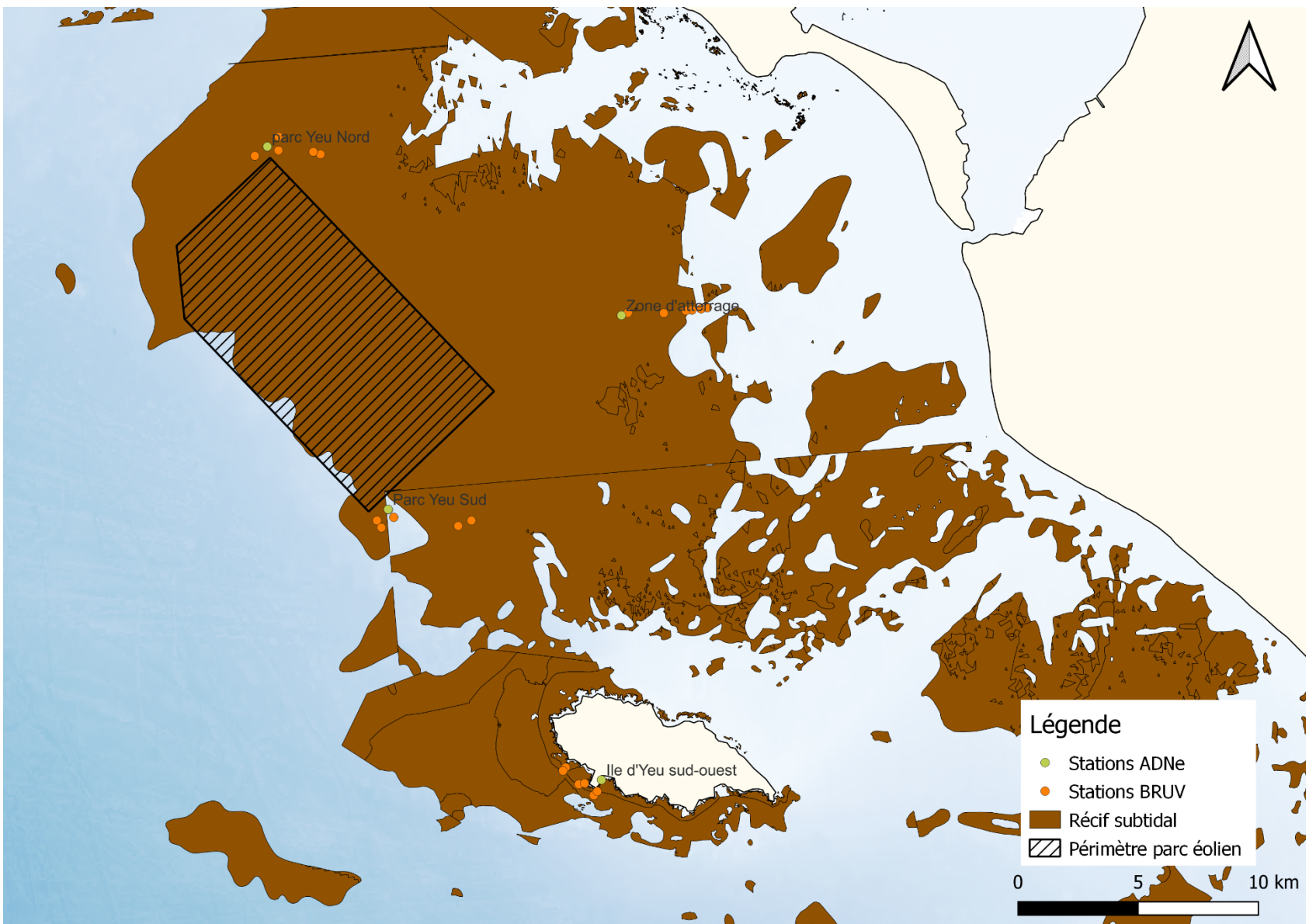


Figure 12 : Carte des stations échantillonnées par les différentes méthodes pour les différents sites au sein du secteur de Yeu-Noirmoutier ©Marine Delesalle - PatriNat

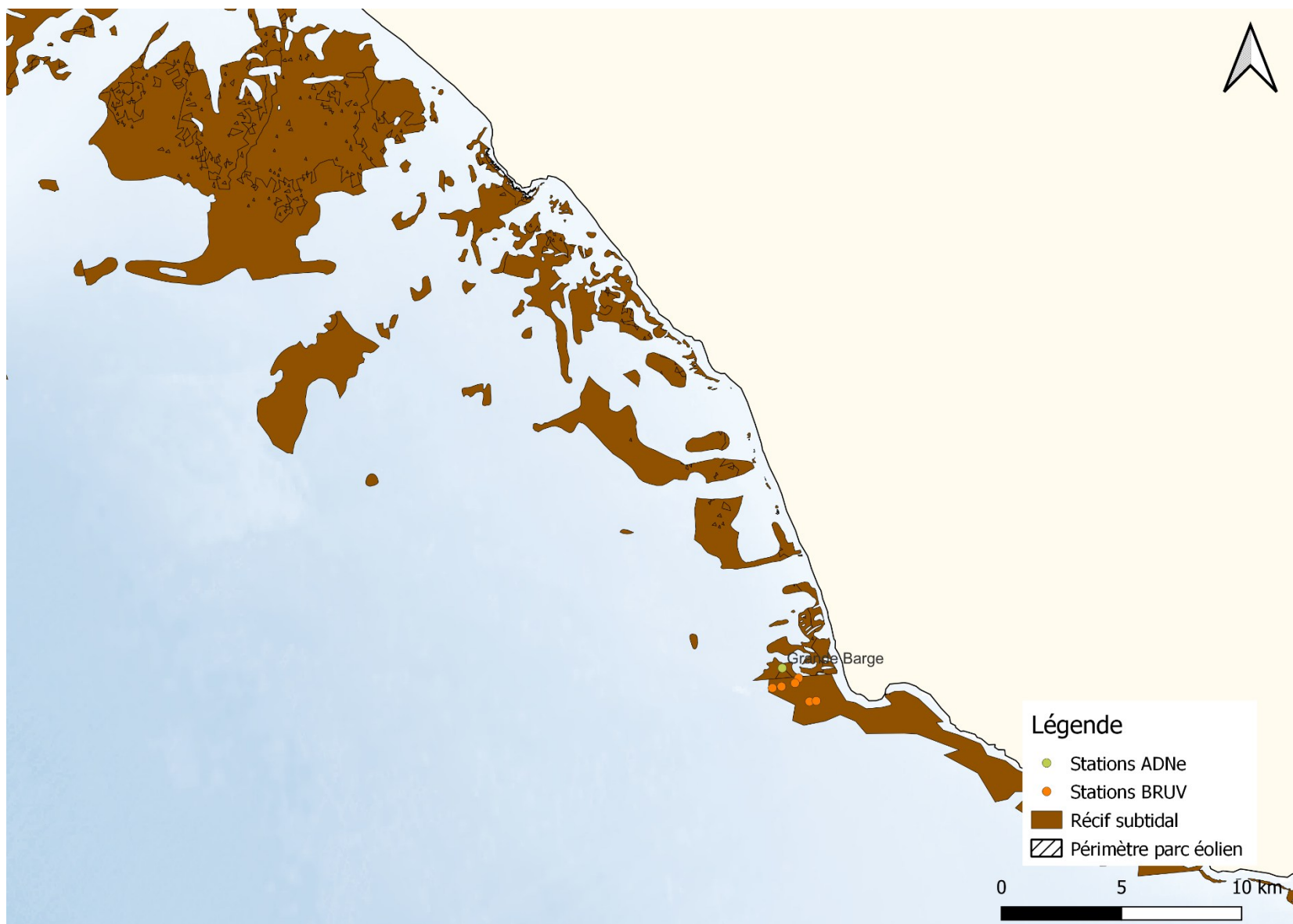


Figure 13 : Carte des stations échantillonnées par les différentes méthodes pour les différents sites au sein du secteur des Sables d'Olonne ©Marine Delesalle - PatriNat

2.3. Analyses des données

2.3.1. Mise au point et test de la méthode BRUV

a. Réglage des caméras :

La vitesse d'obturation correspond au temps durant lequel l'obturateur reste ouvert pour permettre à la lumière d'atteindre le capteur de la caméra. Les ISO représentent la sensibilité du capteur à la lumière. Ces réglages permettent d'améliorer la qualité de l'image et l'identification des poissons qui en découle. Lors de campagnes de terrain annexes, les réglages manuels et automatiques d'obturateur et d'ISO ont été comparés.

Un angle de vue restreint permet de limiter la distorsion de l'image, source de biais potentiel pour les mesures stéréoscopiques. Courant 2024, nos partenaires Norvégiens du programme EuRockFish (Even Moland, Alf Ring, Portia Joy Nillos) nous ont communiqué qu'ils utilisaient le mode grand angle, qui permet d'avoir une vision plus large de la zone échantillonnée et des poissons filmés, en conservant un niveau acceptable de distorsion. Le mode Superview est également disponible sur les GoPro Hero 11. Afin de statuer sur la combinaison optimale (taille de l'image vs distorsion), de réglages de la taille de l'image, les modes linéaire, large et Superview en format 4/3 et 16/9 ont été comparés en piscine naturelle. Pour cela, différentes calibrations ont été réalisées, comparant les longueurs mesurées et théoriques en fonction du mode de la caméra et de la position du plongeur par rapport au dispositif. Une représentation graphique en boxplot facettés est complétée par une ANOVA ou un test non-paramétrique de Scheirer-Ray-Hare (package rstatix (Kassambara, 2021)). Pour identifier les différences significatives spécifiques, un test post hoc de Tukey (paramétrique) ou de Dunn (non-paramétrique) est appliqué.

b. Manipulation des caméras

Par ailleurs, la calibration des supports est sensible. Une fois le support calibré, il est déconseillé de le manipuler de manière répétée (Langlois *et al.*, 2020). Pourtant, les caméras sont sorties de leur caisson après chaque déploiement pour changer les batteries et vider les cartes SD. Afin de vérifier si la manipulation des caméras a un impact sur la calibration et *in fine* la précision des mesures, de nouvelles séquences avec la barre de calibration sont réalisées. L'action de remettre et d'enlever les caméras est réalisée quatre fois. Pour chacune de ces actions une séquence est tournée en mode 4/3 linéaire, dans laquelle un plongeur en position centrale effectue la chorégraphie de la barre de calibration. Les distances de la barre de calibration sont mesurées sur le logiciel EventMeasure©, puis les données sont analysées sur le logiciel Rstudio. Des graphiques en boxplot facettés permettent de comparer graphiquement les longueurs mesurées en fonction du nombre de manipulation. Une ANOVA ou un test de Scheirer-Ray-Hare (non-paramétrique) permet ensuite d'évaluer statistiquement les différences de longueurs mesurées en fonction du nombre de manipulations des caméras et du type de longueur.

c. Optimisation du dérushage des bandes vidéos:

En vue du déploiement de la méthode à l'échelle nationale et européenne, la question de réduction du temps de visionnage et de l'effort d'analyse durant la phase d'annotation des vidéos a été étudiée. L'hypothèse faite est que le temps de visionnage d'une heure, couramment utilisé dans la littérature, pourrait être réduit dans un contexte de surveillance en vue de se focaliser sur les espèces les plus dominantes du peuplement sans impacter la qualité des mesures. Afin de vérifier cette hypothèse le temps de première apparition de chaque espèce et la richesse taxonomique relative cumulée ont été analysés.

2.3.2. Comparaison des méthodes et apports respectifs

2.3.2.1. Diversité taxonomique et mesure de tailles à partir des BRUV

a. La sélection des vidéos

Avant l'analyse des données issues des vidéos stéréoscopiques, un tableau des métadonnées est complété. Celui-ci renseigne pour chaque vidéo : le temps de chaque vidéo (gauche et droite) sur chaque réplicat, l'orientation du dispositif (bien tombé horizontal avec un champ de vision exploitable vs tombé la tête en haut ou sur le côté), les paramètres des caméras, la visibilité et l'éclairage. Ces données ont permis d'effectuer la sélection des vidéos à analyser. Les paramètres retenus sont : une bonne visibilité permettant à minima de voir l'appât, le support stéréo est orienté de manière horizontale sous l'eau (ni couché sur le côté ni dirigé vers la surface), le temps effectif d'observation est supérieur à 1h. Les remarques complémentaires concernant la visibilité, l'éclairage et le type d'habitat ont été gardées afin de prioriser les vidéos à analyser.

Parmi les vidéos sélectionnées, certaines présentaient des réglages différents (les premiers réplicats étaient réalisés en 5.3k avec une fréquence d'image de 30 ips, puis rapidement le 2.7k en 60 ips a été préféré et utilisé pour la suite. Pour la suite des analyses, les vidéos 5.3k ont été compressées grâce au logiciel DaVinci Resolve© afin de diminuer leur résolution et les rendre compatibles avec le logiciel EventMeasure©.

b. Les métriques :

L'estimation de l'abondance des poissons présente une certaine complexité car il est difficile de distinguer deux individus de la même espèce et gamme de taille. Il est donc impossible de faire la différence entre un individu passant plusieurs fois devant la caméra et plusieurs individus passant une seule fois devant la caméra. Pour résoudre ce problème, la métrique MaxN, calculée comme le nombre maximum d'individus compté simultanément pour chaque espèce, a été développée. C'est aujourd'hui une mesure courante de l'abondance relative appliquée aux BRUV (Colghan et al., 2017). Cette métrique est conservatrice. Elle garantit qu'aucun individu ne soit compté plus d'une fois (Schobernd et al., 2014). Elle permet également de comptabiliser les espèces rares et son obtention ne demande pas un effort d'analyse trop important. En effet, une fois le MaxN atteint les individus ne sont plus annotés (Figure 14). Par contre, cela ne permet pas de pouvoir décrire l'abondance au cours du temps. De plus, dans certains cas le nombre d'individus élevé obscurcit le champ de vision des caméras au point que d'autres individus ne puissent plus être vus. Une telle saturation entraîne une relation non linéaire entre le MaxN et l'abondance réelle (Schobernd et al., 2014).

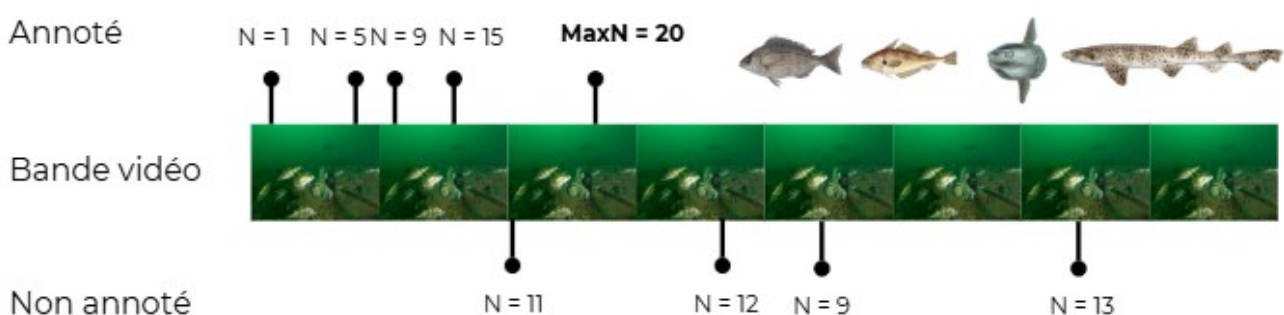


Figure 14 : Représentation schématique de l'annotation du MaxN (Maximum d'individus comptés sur une frame pour chaque espèce) : comptabilise espèces rares, Facilité d'analyse mais Pas d'abondance au cours du temps, saturation, mesure des tailles ©Lauriane Guérin - PatriNat

Une autre métrique, MeanCount a été suggérée comme une alternative à MaxN. Cette métrique, linéairement liée à l'abondance réelle (Schobernd et al., 2014), permet de faire une moyenne des individus comptés sur des images individuelles sélectionnées de manière systématique ou aléatoire sur l'ensemble de la vidéo. Toutefois, les arrêts images ne bénéficient pas du mouvement de la vidéo facilitant l'identification des espèces. De plus, comme la vidéo n'est pas visionnée en entier, MeanCount a tendance à exagérer les observations nulles, à ne pas comptabiliser les espèces rares et est moins précis que MaxN (Whitmarsh et al., 2016). Afin de limiter ce biais, les intervalles entres les images annotées peuvent être raccourcis mais cela a une conséquence sur l'effort d'analyse non négligeable.

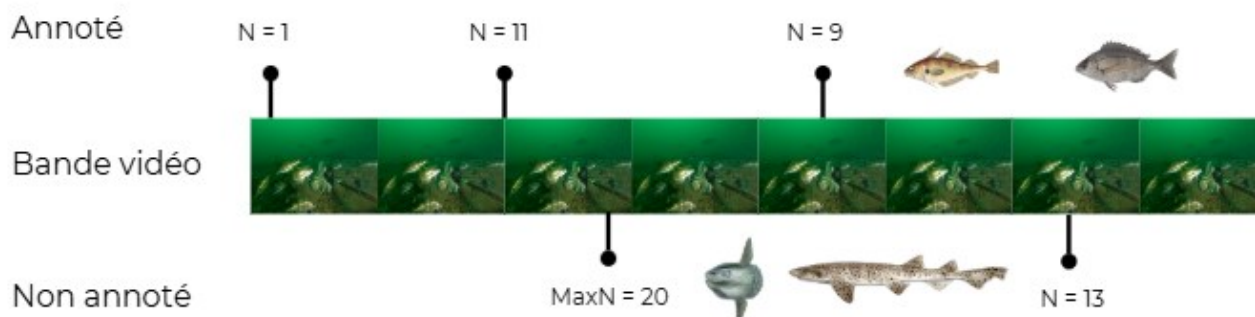


Figure 15 : représentation schématique de l'annotation du Meancount (Moyenne des individus comptés sur des frames sélectionnées de manière systématique ou aléatoire sur l'ensemble de la vidéo pour chaque espèce) : Linéairement liée à l'abondance réelle mais exagère les observations nulles, ne comptabilise pas les espèces rares, images fixes, pas d'abondance au cours du temps ©Lauriane Guérin - PatriNat

Tout comme MeanCount, le MaxN Period permet de décrire l'abondance relative au cours du temps et de réduire le biais lié aux structures en taille des peuplements. Cette métrique revient à estimer le maximum d'individus par espèces sur une période de la vidéo (Colghan et al., 2017). Dans le cas où les périodes recouvrent la totalité de la vidéo, cette métrique permet de retrouver le MaxN de base. Bien que l'obtention de cette métrique soit plus couteuse en temps d'analyse, elle pourrait représenter un bon intermédiaire entre MaxN et MeanCount. Dans le cadre de l'étude, la métrique MaxN Period a été retenue comme métrique permettant de qualifier l'abondance. Les vidéos ont été visionnées dans leur entièreté et annotées en périodes de 10 min.

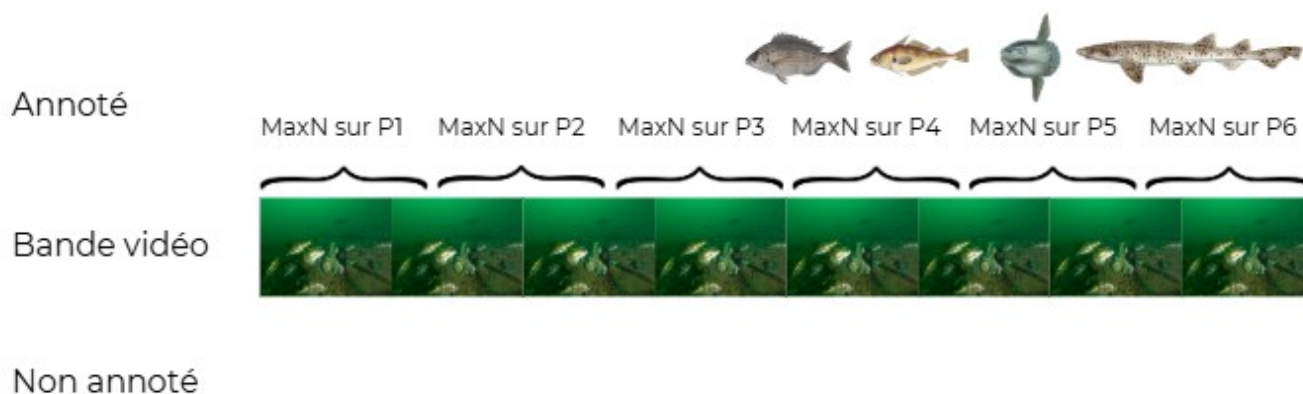


Figure 16 : représentation schématique de l'annotation du MaxN Period (Maximum d'individus comptés sur une frame pour chaque espèce à une période donnée) : abondance au cours du temps et comptabilise les espèces rares mais temps d'analyse important ©Lauriane Guérin - PatriNat

TABLE 2 : Tableau comparatif des différentes métriques associées aux annotations vidéo : maximum d'individus comptés pour chaque espèce (MaxN), moyenne des individus comptés aléatoirement ou à intervalle de temps régulier (MeanCount), maximum d'individus comptés pour chaque espèce sur une période donnée (MaxNPeriod), oui (vert), non (rouge), intermédiaire (jaune), manque d'informations (gris)

	MaxN	MeanCount	MaxNPeriod
Comptabilise les espèces rares	Vert	Rouge	Jaune
Conservatrice	Vert	Rouge	Vert
Liée à l'abondance réelle	Rouge	Vert	Gris
Mesure des tailles représentatives de la structure des peuplements	Rouge	Vert	Jaune
Abondance au cours du temps	Rouge	Vert	Vert
Facilité d'obtention de la métrique	Vert	Rouge	Jaune
Utilisation dans la littérature	Vert	Rouge	Jaune

Sur chaque période, les poissons sont comptés jusqu'à leur maximum d'abondance par le même observateur. L'ensemble des individus apparaissant dans le champ sont dénombrés, même lorsqu'ils sont coupés. Par convention, les annotations sont réalisées sur la vidéo de gauche excepté si la vidéo de droite offre un meilleur angle de vue (e.g. masquage d'une partie du champ de vision par un relief ou un organisme benthique). L'identification est faite à l'échelle taxonomique la plus fine. Les identifications sont également vérifiées par un observateur plus expérimenté en cas de doute. Les remarques spécifiques (ex livrée particulière) sont également ajoutées aux annotations.

De plus, dans l'optique de créer une banque d'image compatible à l'entraînement d'intelligence artificielle, chaque individu compté sur le MaxN Period est encadré grâce à la fonctionnalité "bounding box" du logiciel.

c. Les mesures de taille

Sur chaque MaxN Period, les mesures de taille ont été effectuées sur une liste fermée d'espèces. Cette sélection a porté sur différents critères :

- Des espèces présentant des traits de vie différents et représentatives des observations
- Des espèces communes aux données de pêche afin de faciliter les comparaisons de méthode

La sélection d'espèces sur lesquelles les mesures de taille ont été effectuées est la suivante : tacaud (*Trisopterus luscus*), vieille (*Labrus bergylta*), chinchard commun (*Trachurus trachurus*) et la blennie gattorugine (*Parablennius gattorugine*). En effet, le tacaud et la vieille ont des modes de vie démersaux, le chinchard à un mode de vie pélagique et la blennie gattorugine est plutôt un poisson benthique. Le chinchard est la seule espèce à avoir été

captée à la fois par les BRUVs pélagiques et benthiques, tandis que la vieille et le tacaud pourront être comparés aux données de pêche expérimentale.

Les distributions de longueur sont visualisées à l'aide de courbes de densité, avec le nombre d'individus mesurés (N) indiqué pour chaque méthode et espèce.

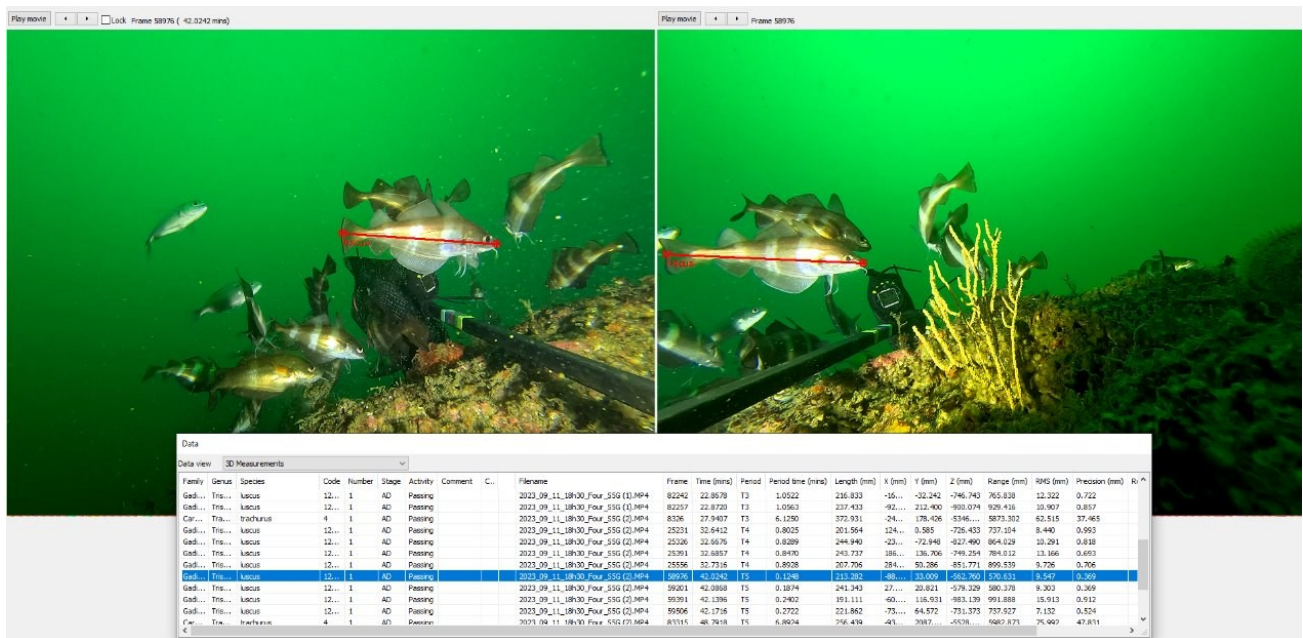


Figure 17 : Visualisation de l'interface du logiciel EventMeasure© lors de la mesure d'un tacaud (*Trisopterus luscus*) ©Lauriane Guérin - PatriNat

2.3.2.2. Analyses des métriques biologiques

Toutes les données ont été nettoyées et analysées sous R. L'ensemble du jeu de données a été mobilisé pour la comparaison entre les méthodes vidéo et de metabarcoding sur ADN environnemental. Cependant, lorsque ces données ont été comparées aux données de pêche expérimentale collectées en juin 2023 au sein de l'emprise du futur parc et dans ses environs proches afin de réaliser un état de référence avant construction, seul les sites proches ont été conservés. Les données provenant du secteur de St-Nazaire et des Sables d'Olonnes n'ont donc pas été prises en compte dans ces analyses.

Afin de comparer les différentes méthodes d'échantillonnage, des courbes de raréfaction (échantillonnage aléatoire, 100 permutations), des diagrammes de Venn et les probabilités d'occurrence relative des taxons ont été calculées et représentées graphiquement. Une distinction a été réalisée entre les caméras benthiques et pélagiques, sauf lors de la réalisation du diagramme de Venn afin de comparer les méthodes de pêche expérimentale, de vidéo et de metabarcoding sur ADNe, par souci de lisibilité (aucune espèce n'a été retrouvée que sur ces vidéos).

2.3.3. Qualification de l'état 0

2.3.3.1. Analyse NMDS à partir des données BRUV sur la zone d'étude étendue

A partir des données issues des BRUVs benthiques, une analyse multivariée a été réalisée afin de comparer la composition des communautés entre les différents sites d'étude. Pour cela, une analyse de type Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) a été effectuée à partir de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis. Les données ont préalablement été transformées en racine carrée afin de réduire l'influence des espèces les plus abondantes et

d'accentuer les variations dans les abondances relatives. L'analyse permet de visualiser la structuration des sites selon trois zones : parc éolien, contrôle nord et contrôle sud. Les sites ont été répartis de la manière suivante :

- Contrôle Nord : Plateau du Four, Basse Capella, Balise des chevaux et Ile du Pilier
- Contrôle Sud : Yeu Sud-Ouest et Grande Barge
- Parc : Parc Yeu-Noirmoutier Nord et Parc Yeu Noirmoutier Sud

2.3.3.2. Analyses univariées à partir des données ADNe et BRUV sur la zone d'étude restreinte

Les données utilisées pour ces analyses couvrent le secteur de Yeu Noirmoutier (zone du parc éolien de St Nazaire exclue) et ont été regroupées de la manière suivante :

- Contrôle Nord : Ile du pilier, Balise des chevaux
- Contrôle Sud : Ile Yeu Sud-ouest
- Parc : OWF Yeu Noirmoutier Nord, OWF Yeu Noirmoutier Sud
- Atterrage : OWF Yeu Noirmoutier Atterrage centre
- Contrôle atterrage : Grande barge

Une base de données traits fonctionnels a été constituée permettant d'annoter chaque taxon avec des traits écologiques, biologiques et de conservation (longueur maximale, niveau trophique, statut UICN, etc.). Les traits fonctionnels proviennent de deux bases de données : une base compilée spécifiquement pour le projet (*Com. personnelle Ulysse Flandrin, 2025*) et la base Quimbayo et al. (2021). Parmi les traits utilisés figurent notamment, le caractère cryptobenthique (Crypto) de l'espèce selon la classification de Brandl et al. (2018), la longueur maximale (LRFI), le niveau trophique (TopPred), le statut de conservation (RedList) et la vulnérabilité de l'espèce (Cheung et al., 2005) (Vulnerability)

Pour chaque méthode et chaque site, une série d'indicateurs a été calculée à partir des matrices de présence/absence par échantillon. Ces indicateurs incluent :

- Richesse spécifique (R)
- Nombre d'espèces cryptobenthiques (Crypto)
- Nombre d'élastomobranche (Elasmo)
- Ratio d'espèces pélagiques/benthiques (DeBRa)
- Nombre d'espèces listées CR, EN, VU ou NT sur la Liste Rouge de l'UICN (RedList)
- Proportion de grands poissons récifaux (LRFI) : espèce dont la taille à maturité/maximale > 20cm
- Nombre de prédateurs supérieurs (TopPred) : taille \geq 50cm et niveau trophique \geq 4
- Vulnérabilité intrinsèque (Vulner) ; l'indice (variant de 0 à 100) est calculé à partir de plusieurs variables propres à chaque espèce telles que la taille maximale, l'âge à maturité, la longévité, le paramètre K, le taux de mortalité naturel, la fécondité.
- Espèces à intérêt commercial (Commercial)

Des visualisations graphiques ont été générées pour chaque indicateur à l'aide de ggplot2, en comparant les zones d'étude (Parc, Atterrage, Contrôle) et les deux méthodes (ADNe vs BRUV). Le point noir présent sur chacune des figures correspond à la moyenne de l'indice pour l'ensemble des stations d'une même catégorie (Contrôle vs Parc vs Atterrage).

Les traitements ont été réalisés sous R à l'aide des packages suivants : tidyverse, vegan, ggVennDiagram, pheatmap, patchwork, ggdendro, picante, readxl, units, RColorBrewer.

2.3.4. Détection des mammifères par metabarcoding de l'ADNe

Les échantillons d'ADN environnemental (ADNe) prélevés sur les différents sites (voir section 2.1.2.3 pour les détails du traitement de ces échantillons) ont été analysés à l'aide des amorces Mamm01 (5'-CCGCCCGTCACYCTCCT ; 5'-GTAYRCTTACCWTGTTACGAC ; *Taberlet et al., 2018*), spécifiquement conçues pour cibler les mammifères. Ces amorces amplifient une région du gène mitochondrial 12S, avec pour objectif de détecter la présence éventuelle de mammifères, notamment de mammifères marins.

L'assignation taxonomique finale, c'est-à-dire la traduction des données de séquences en groupes taxonomiques identifiés, a été réalisée par l'ISYEB. Cette étape a impliqué l'utilisation en tant que références des données de séquences d'ADN disponibles sur la GenBank, selon un protocole établi dans le cadre de la thèse de Rachel Haderlé sur l'ADNe. Ce protocole (*Haderlé et al., 2024*) prend en compte des informations de similarité moléculaire (en comparant les séquences aux données accessibles sur la GenBank), des données taxonomiques et des critères de distribution géographique. L'application de ce protocole permet non seulement de vérifier l'assignation taxonomique, mais aussi de générer une liste de taxons hypothétiques dans les cas où les assignations ne peuvent pas être effectuées au niveau de l'espèce.

3. Résultats et discussion

3.1. Mise au point et test de la méthode BRUV

Ainsi, 22 vidéos pélagiques issues de 9 sites d'échantillonnage sur 10, et 23 vidéos benthiques issues de 8 sites d'échantillonnage sur 10 ont été retenues. Sur 60 stéréo-BRUVs déployés, 45 paires de vidéos (gauches et droites) se sont révélées exploitables (soit 75%). Seul le site de la zone d'atterrissage ne présentait aucune vidéo exploitable, à cause de la visibilité médiocre (site à dominance sableuse avec ressac) et de la mauvaise orientation des BRUVs déployés. Les analyses des 45 vidéos gauches représentent 152 heures avec en moyenne 5.3 heures passées sur une vidéo benthique et 1.5 heure passée sur une vidéo pélagique.

Les vidéos ont été regardées dans leur entièreté mais la durée diffère d'une vidéo à une autre (hétérogénéité dans l'autonomie des batteries et conditions d'exploitation). Afin de pouvoir comparer les sites d'échantillonnage entre eux, le temps d'observation commun de 60 min (6 périodes de 10 min) est défini. Cette durée est majoritairement appliquée dans la littérature. En une heure, une complétude de 66% des poissons détectés serait atteinte contre 83% en deux heures (Unsworth et al., 2014).

Sur les vidéos analysées, 10336 poissons ont été comptabilisés. Ils sont issus de 17 familles différentes et 30 espèces ont clairement été identifiées. Cependant 50% des vidéos pélagiques n'ont comptabilisées aucun poisson. C'est pourquoi les données issues des BRUVs pélagiques ont parfois été retirées dans la suite des analyses. Une compilation vidéo est disponible pour fournir un aperçu des vidéos analysées : [Compilation NectonYN 2023](#). Les supports pélagiques ont permis de capturer des images de chinchard et la bonite à dos rayé (Figure 18.A et D) tandis que les supports benthiques ont permis de capturer des espèces telles que la grande roussette, les tacauds, le poulpe et le congre (Figure 18.B, C, E et F).

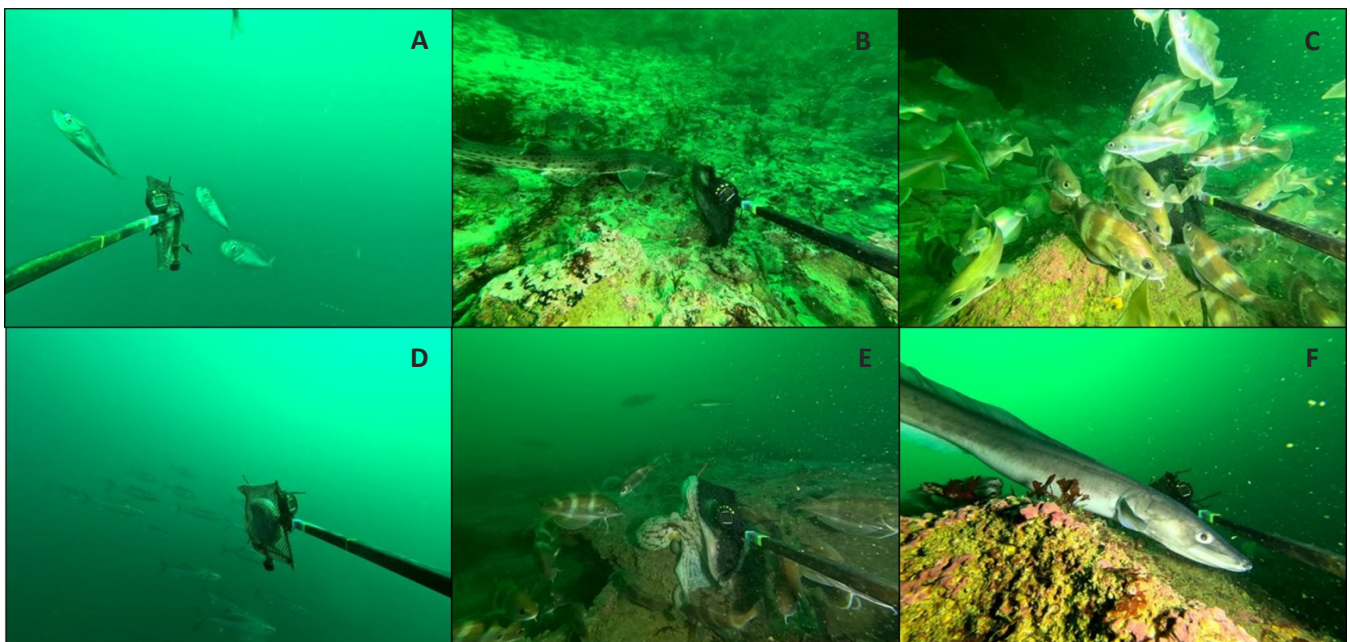


Figure 18 : Présentation de différents types d'espèces capturées en image par les BRUVs déployés *Trachurus trachurus* (A), *Scyliorhinus stellaris* (B), *Trisopterus luscus* (C), *Sarda sarda* (D), *Octopus vulgaris* et *Trisopterus luscus* (E), *Conger conger* (F) ©PatriNat

a. Réglages des caméras :

L'analyse des vidéos de la campagne NectonYN 2023 a montré qu'une résolution de 2.7K avec 60 images par seconde était la résolution optimale pour avoir une bonne qualité d'image et une taille de fichier supportable sur les logiciels d'analyse. Durant le déploiement des nouveaux supports d'autres réglages concernant l'obturateur et

les ISO ont été testés et comparés visuellement. Finalement les réglages de départ : obturateur fixe 1/120 et les ISO auto donnent le meilleur rendu. Différentes balances des blancs n'ont cependant pas été testées. Cela pourrait être faire l'objet de tests supplémentaires lors de la calibration des nouveaux dispositifs, dans l'optique de garantir la meilleure qualité d'image possible

Différents modes concernant le champ de vision des caméras ont également été testés. Une comparaison visuelle a montré que les modes large et Superview offraient un angle de vue plus grand que le mode linéaire. Cependant le mode Superview ne permet pas d'effectuer la calibration. En effet, l'effet de distorsion étant trop important, le logiciel CAL ne peut pas fournir de mesures de calibration précises. Ainsi les séquences correspondantes aux modes 4/3 Large et 4/3 Linéaire sont les seules à avoir été comparées. D'après les résultats obtenus (Figure 19), les mesures seraient moins fiables lorsque le plongeur se situe sur les bordures de la vidéo (droite et gauche). Elles auraient tendance à être surestimées. Mais aucune différence visuelle n'est observée entre les modes Large et Linéaire. Les analyses statistiques confirment en partie ces observations. Le test de Scheirer-Ray-Hare n'a révélé aucune différence significative entre le mode de la caméra et les longueurs mesurées. Il a cependant détecté une différence significative entre la position du plongeur et les longueurs mesurées. Cette différence se situe entre la position droite et avancée du plongeur (p -value = 0.04). Ainsi, un plus grand angle de vue (mode 4/3 Large) n'impacte pas significativement les mesures. C'est pourquoi c'est le mode 4/3 Large qui sera gardé comme réglage par défaut lors des prochains suivis. En outre, il a été également montré visuellement que les mesures effectuées sur les bordures d'image (gauche et droite) étaient plus éloignées des mesures réelles. Ainsi, il est recommandé de privilégier les mesures au centre de l'image lors de l'analyse des vidéos.

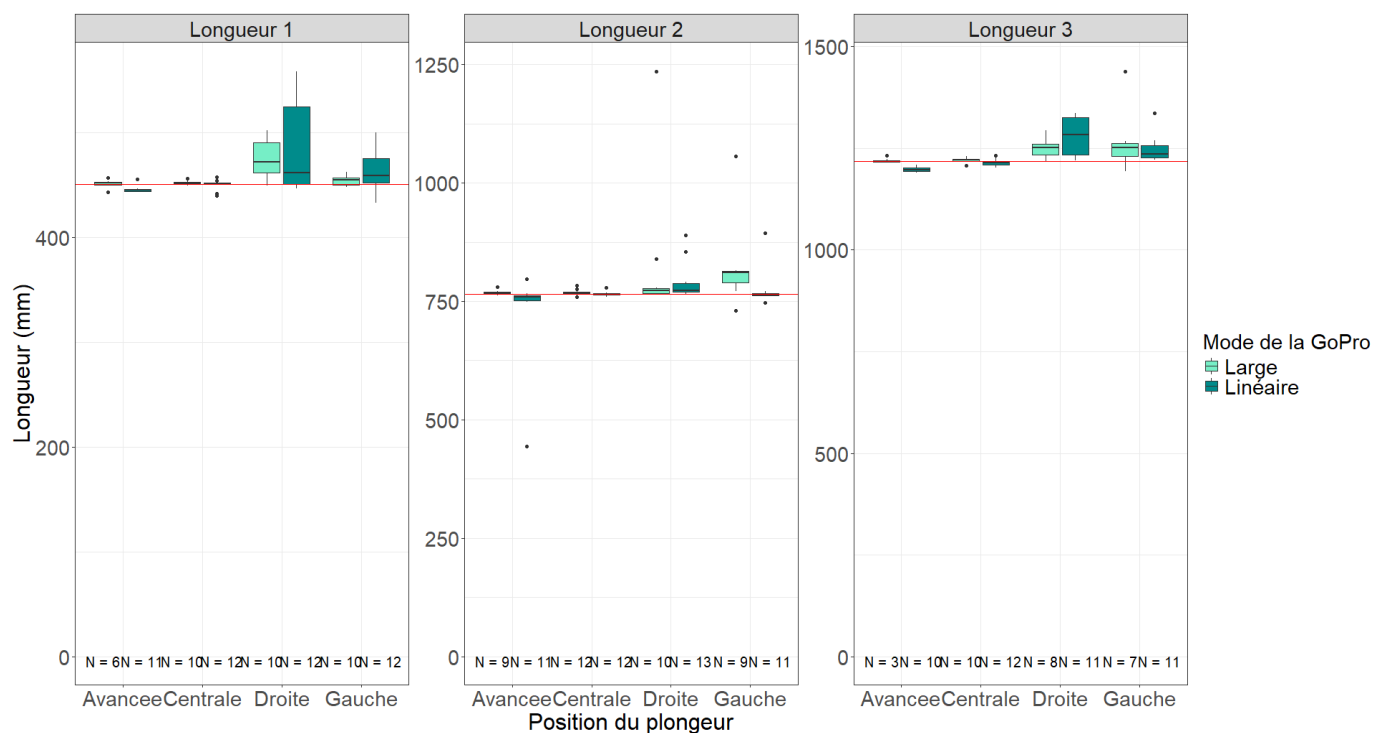


Figure 19 : Mesures des différentes longueurs (1, 2, 3) en mm en fonction de la position du plongeur (avancée, centrale, droite, gauche) et du mode vidéo choisi (4/3 Large ou 4/3 Linéaire). Les longueurs réelles sont représentées par les intercepts rouges : longueur 1 = 451 mm, longueur 2 = 765 mm, longueur = 1217 mm)

b. Manipulation des caméras

Après la calibration d'un support stéréo, il est conseillé de toucher le moins possible aux caissons et aux caméras afin de ne pas altérer la calibration du système (Langlois *et al.*, 2020). Cependant, les batteries des caméras et les cartes mémoires doivent être changées entre chaque immersion. Le potentiel effet délétère sur la calibration de la

sortie et remise des caméras dans leur caisson (afin de changer les batteries et les cartes mémoires) a été testé. D'après la Figure 20, les longueurs mesurées sur la barre de calibration sont très proches des longueurs réelles. De plus, les valeurs ne semblent pas évoluer en fonction du nombre de manipulations (action de remettre et enlever les caméras). Ces observations sont confirmées par le test de Scheirer-Ray-Hare réalisé. Celui-ci indique qu'il n'y a pas de différence significative entre le nombre de manipulations et les longueurs mesurées (p -value > 0.05). Ainsi les résultats montrent que la manipulation des caméras n'impacte pas de manière significative les mesures effectuées. Ce test permet de valider la fiabilité de calibration des supports développés par PatriNat.

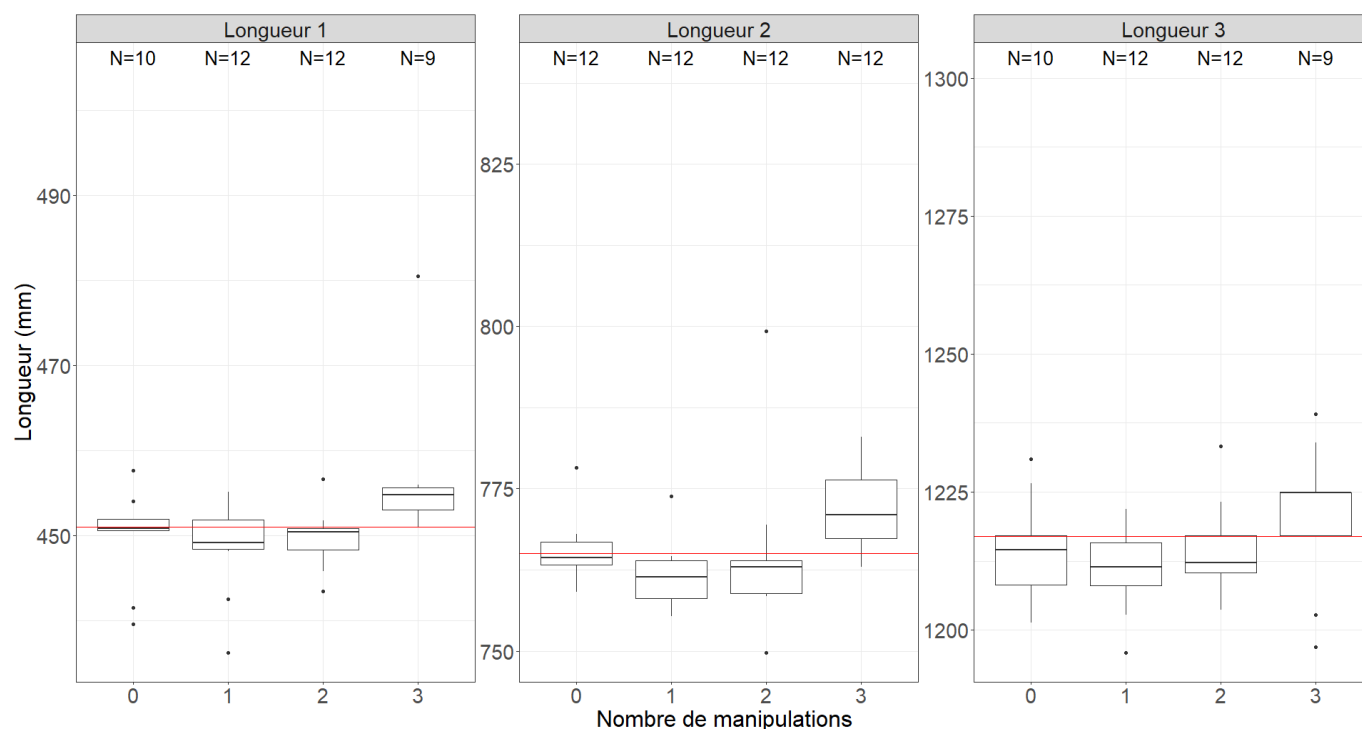


Figure 20 : Mesures des différentes longueurs (1, 2, 3) en mm en fonction du nombre de manipulations des caméras (1 manipulation correspond à une action d'enlever et de remettre les caméras). Le mode vidéo est 4/3 Linéaire et le plongeur est en position centrale. Les longueurs réelles sont représentées par les intercepts rouges : longueur 1 = 451 mm, longueur 2 = 765 mm, longueur 3 = 1217 mm)

c. Optimisation du temps de dérushage :

L'aspect chronophage d'analyse des vidéos est sûrement l'inconvénient le plus important de la méthode BRUV. Il demande un temps de travail important et la donnée n'est pas disponible directement. C'est pourquoi, il est intéressant de se demander si le temps de dérushage des vidéos ne pourrait pas être réduit en adaptant la méthode. Dans cette étude, la relation entre la fréquence d'occurrence des taxons et le temps moyen de première apparition (T1st) montre que la majorité des taxons sont détectés rapidement avec les BRUVs benthiques : T1st inférieur à 30 min (Figure 21). Cela est le cas pour des espèces peu courantes telles que le bar (*Dicentrarchus labrax*) et le sar à tête noire (*Diplodus vulgaris*), et également pour les espèces les plus courantes, présentes dans plus de 50% des vidéos benthiques telles que le chinchard (*Trachurus trachurus*), le cténolabre (*Ctenolabrus rupestris*), et le tacaud (*Trisopterus luscus*). Ce temps de première apparition relativement court, suggère qu'une observation précoce pourrait suffire à leur détection dans certains cas.

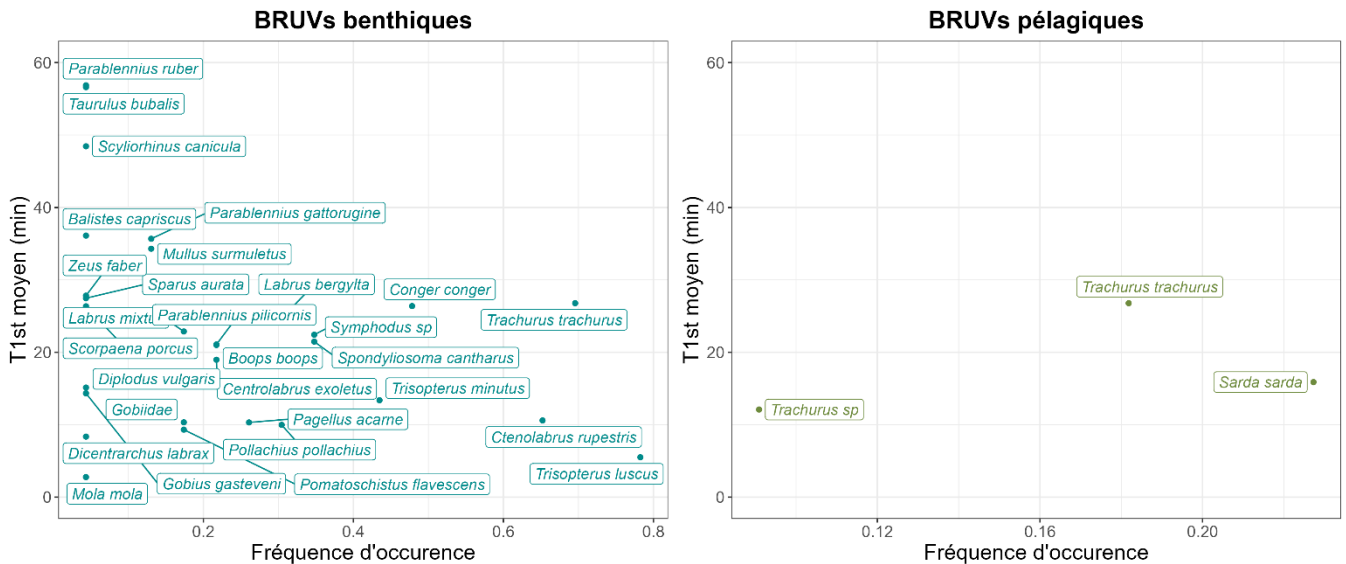


Figure 21 : Temps de première apparition (T1st) moyen en fonction de la fréquence d'occurrence de chaque taxon identifié sur les vidéos issues des déploiements des BRUVs benthiques et pélagiques

Par ailleurs, la Figure 22 montre que dès la première période, environ 50 % de la richesse totale est détectée en médiane. Ce pourcentage augmente de manière marquée, pour atteindre environ 80 % dès la troisième période. À partir de la quatrième période, la majorité des observations ont permis d'atteindre plus de 90 % de la richesse spécifique, et le plateau des 100 % est atteint vers la sixième période.

Dans un contexte de surveillance, cette courbe en plateau suggère qu'il serait envisageable de réduire le temps de visionnage à 30 ou 40 minutes. Cela permettrait de détecter une large majorité d'espèces, tout en optimisant l'effort d'analyse. Cependant, ces résultats ne se basent que sur le déploiement de 23 BRUVs benthiques. Afin de pouvoir conclure à ce sujet, d'autres données à analyser seraient nécessaires. De plus, le meilleur moyen de diminuer le temps allouer à l'analyse vidéo reste le développement d'intelligences artificielles (IA).

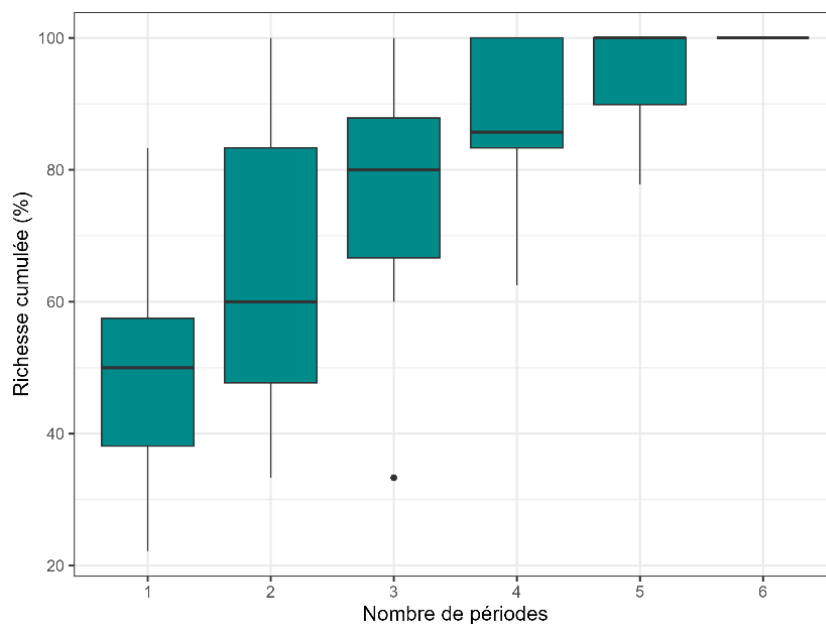


Figure 22 : Richesse taxonomique cumulée relative des BRUV benthiques en fonction du nombre de périodes (une période correspond à 10 min de visionnage continu)

Concernant les BRUVs pélagiques, beaucoup moins d'espèces ont été identifiées ; 50% des vidéos ne présentaient aucune annotation. Le faible nombre de taxons observé en milieu pélagique découle d'une densité d'espèce moindre comparé au milieu benthique. La distribution spatiale est plus clustérisée chez ces espèces grégaires et navigantes (e.g. *Trachurus trachurus*, *Sardina pilchardus*, *Engraulis encrasicolus*, *Scomber scombrus*, *Sprattus sprattus*). Ces résultats confirment que les caméras appâtées ne sont pas adaptées pour les suivis des poissons pélagiques côtiers, et qu'il faut favoriser les méthodes opérant à plus large échelle spatiale. Cela concerne les méthodes d'échosondage et de pêche/observations sur détection. Pour autant, dans un contexte éolien, les supports pélagiques pourront continuer à être déployés après implantation des éoliennes contrairement aux engins de pêche. De plus, avec un système de flottaison adapté, ils pourront être immergés à différentes profondeurs le long des pylônes pour suivre l'activité pélagique et évaluer le potentiel effet "Dispositif de concentration de poissons" (DCP).

3.2. Comparaison des méthodes et apports respectifs

L'analyse des apports respectifs de chacune des méthodes a été faite à deux échelles distinctes. Dans un premier cas, l'ensemble du jeu de données de Yeu-Noirmoutier et St Nazaire a été regroupé et analysé ensemble. Il s'agit des analyses portant sur l'ADNe vs BRUV benthique vs BRUV pélagique (section 3.2.1).

Dans un second temps, l'analyse a porté sur la comparaison des trois méthodes : ADNe, BRUV et filet trémail. Dans ce cas de figure seul le jeu de données Yeu-Noirmoutier a été mobilisé. Dans ces analyses la méthode BRUV correspond au regroupement des données collectées par les BRUV benthiques et pélagiques.

3.2.1. Comparaison de la diversité taxonomique en ADNe vs BRUV pélagique et BRUV benthique

Le metabarcoding sur ADNe est la méthode permettant de détecter la plus grande diversité taxonomique, avec 89 taxons identifiés, suivie par les BRUV benthiques (34 taxons) puis les BRUV pélagiques (3 taxons). Seulement trois taxons de poissons ont été identifiés grâce aux BRUV pélagiques dont 1 taxon également identifiés par ADNe et un identifié également par le BRUV benthique. Chaque méthode permet la détection d'espèces différentes, en plus ou moins grand nombre. Aucun taxon n'est détecté par les 3 méthodes dans ce jeu de donnée. Par contre 70 taxons sont détectés uniquement par metabarcoding sur ADNe, 15 par BRUV benthique et 1 par BRUV pélagique (Figure 23).

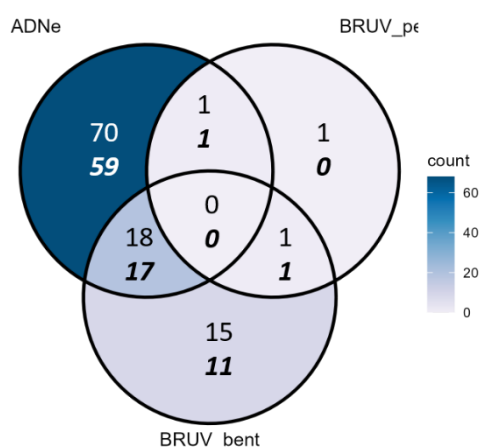


Figure 23 : Diagramme de Venn mettant en évidence les similitudes et les différences de diversité spécifique échantillonnées par les différentes méthodes (ADNe, BRUV pélagique et BRUV. Le nombre de taxons (en haut) et d'espèces (en bas, gras, italique) détectés par les trois méthodes

Concernant l'effort d'échantillonnage, celui-ci n'est pas suffisant pour capturer toute la diversité taxonomique du peuplement de poissons, l'asymptote n'étant atteinte pour aucune des méthodes hormis les BRUV pélagiques (Figure 24).

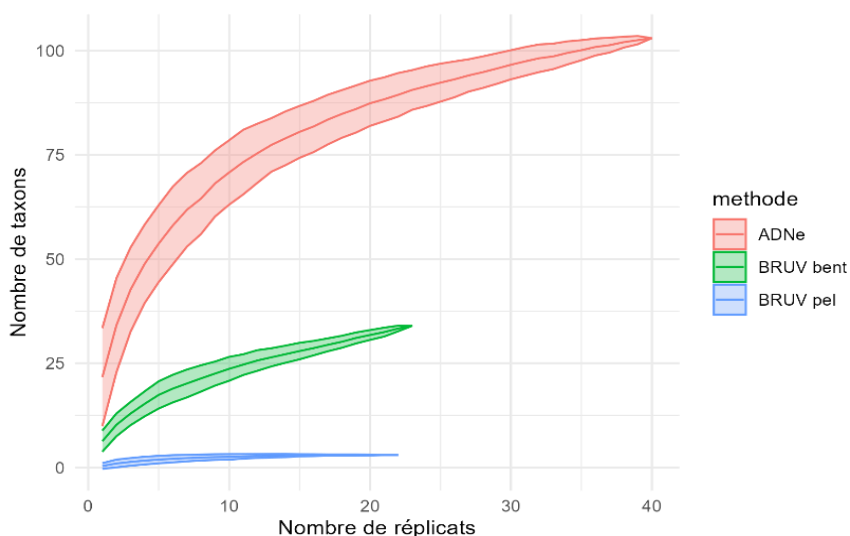


Figure 24 : Accumulation de la richesse taxonomique en fonction du nombre d'échantillon et de la méthode considérée

3.2.2. Analyse de la diversité taxonomique et des probabilités d'occurrences en ADNe vs BRUV vs filet

Le metabarcoding sur ADNe est la méthode permettant de détecter la plus grande diversité taxonomique, avec 70 taxons identifiés, suivie par les BRUV (27 taxons) et la pêche au filet (21 taxons). Chaque méthode permet la détection d'espèces différentes, en plus ou moins grand nombre. Seulement 5 taxons sont détectés par les 3 méthodes, avec 7 taxons détectés seulement par metabarcoding sur ADNe et pêche au filet et 12 par metabarcoding et BRUV. Deux taxons sont détectés seulement par la pêche au filet et les BRUV (Figure 25)

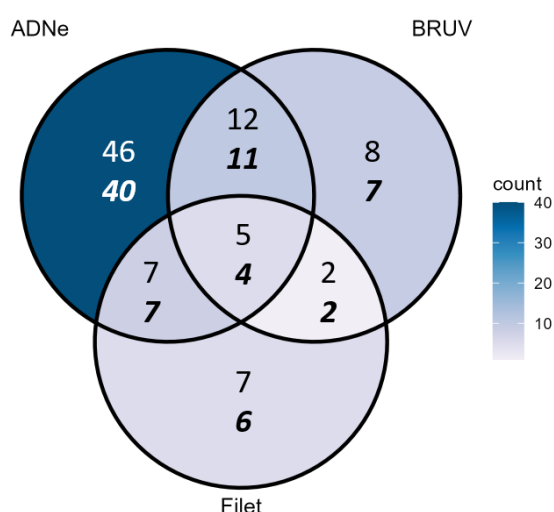


Figure 25 : Diagramme de Venn mettant en évidence les similitudes et les différences de diversité spécifique échantillonnées par les différentes méthodes (ADNe, BRUV et Filet trémail). Par souci de lisibilité, les données collectées par les BRUV pélagiques et benthiques sont regroupées. Le nombre de taxons (en haut) et d'espèces (en bas, gras, italique) détectés par les trois méthodes

Concernant l'effort d'échantillonnage, celui-ci n'est pas suffisant pour capturer toute la diversité taxonomique du peuplement de poissons, l'asymptote n'étant atteinte pour aucune des méthodes hormis les BRUV pélagiques (Figure 26).

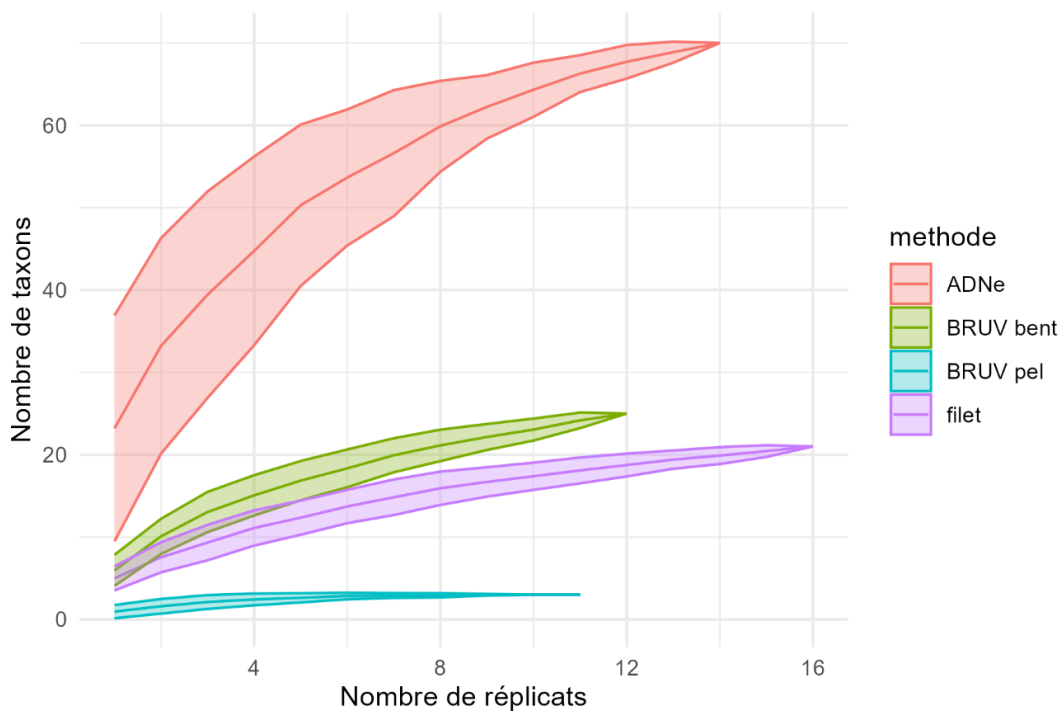


Figure 26 : Accumulation de la richesse taxonomique en fonction du nombre d'échantillon et de la méthode considérée

Les occurrences de chaque taxon varient grandement entre les méthodes (Figure 27). Les taxons les plus fréquents pour une méthode donnée ne le sont pas forcément pour les autres. Les 5 taxons détectés par les 3 méthodes (sans distinction du BRUV pélagique du BRUV benthique) sont le congre *Conger conger*, les labres appartenant au genre *Symphodus sp.*, le crénilabre de Baillon *Symphodus bailloni*, le tacaud *Trisopterus luscus* et la vielle *Labrus bergylta*. Ces deux derniers présentent de fortes occurrences quelle que soit la méthode utilisée (BRUV pélagiques exclus) et sont des espèces généralement très communes en milieux rocheux. A contrario, la sardine *Sardina pilchardus* est présente dans 85,71 % des échantillons d'ADNe, mais est peu représentée dans les données de pêche au filet (18,75 %) et est totalement absente des données de pêche au BRUV. A noter, la présence de cette espèce a également été attestée lors des prélèvements en ADNe effectué en juin 2023 dans le cadre d'un projet connexe (Projet Viz-eDNA – MNHN/PatriNat). Cette précédente campagne n'incluant pas l'utilisation des BRUV (et donc des appâts à base de sardine), cela vient confirmer la présence de l'espèce dans le secteur. Par ailleurs les sardines étant des espèces pélagiques elles sont de ce fait peu capturables par les filets maillants posés au sol, ce qui explique les différences d'occurrences obtenues.

Certaines espèces, comme le chinchard *Trachurus trachurus* et le capelan *Trisopterus minutus* sont très fréquents dans les données des BRUV et pourtant complètement absents des données ADNe et filet (Figure 27). Par contre l'ADNe a, par contre, permis d'identifier les genres *Trachurus* et *Trisopterus* ce qui permet d'émettre l'hypothèse que le marqueur utilisé n'est pas suffisamment discriminant pour les espèces appartenant aux familles des carangidés et des gadidés.

Les trois méthodes permettent donc de détecter la présence de taxons différents et donc d'échantillonner différentes fractions du peuplement. Cela s'explique par la sélectivité de chacune des méthodes, notamment, par les peuplements ciblés (dans le cas des BRUV et de la pêche) par chacune de ces méthodes (pélagiques vs benthique) mais également par les limites propres à chacune de ces méthodes (e.g. complétude des bases de référence en ADNe, détectabilité/visibilité en BRUV, capturabilité pour la pêche).

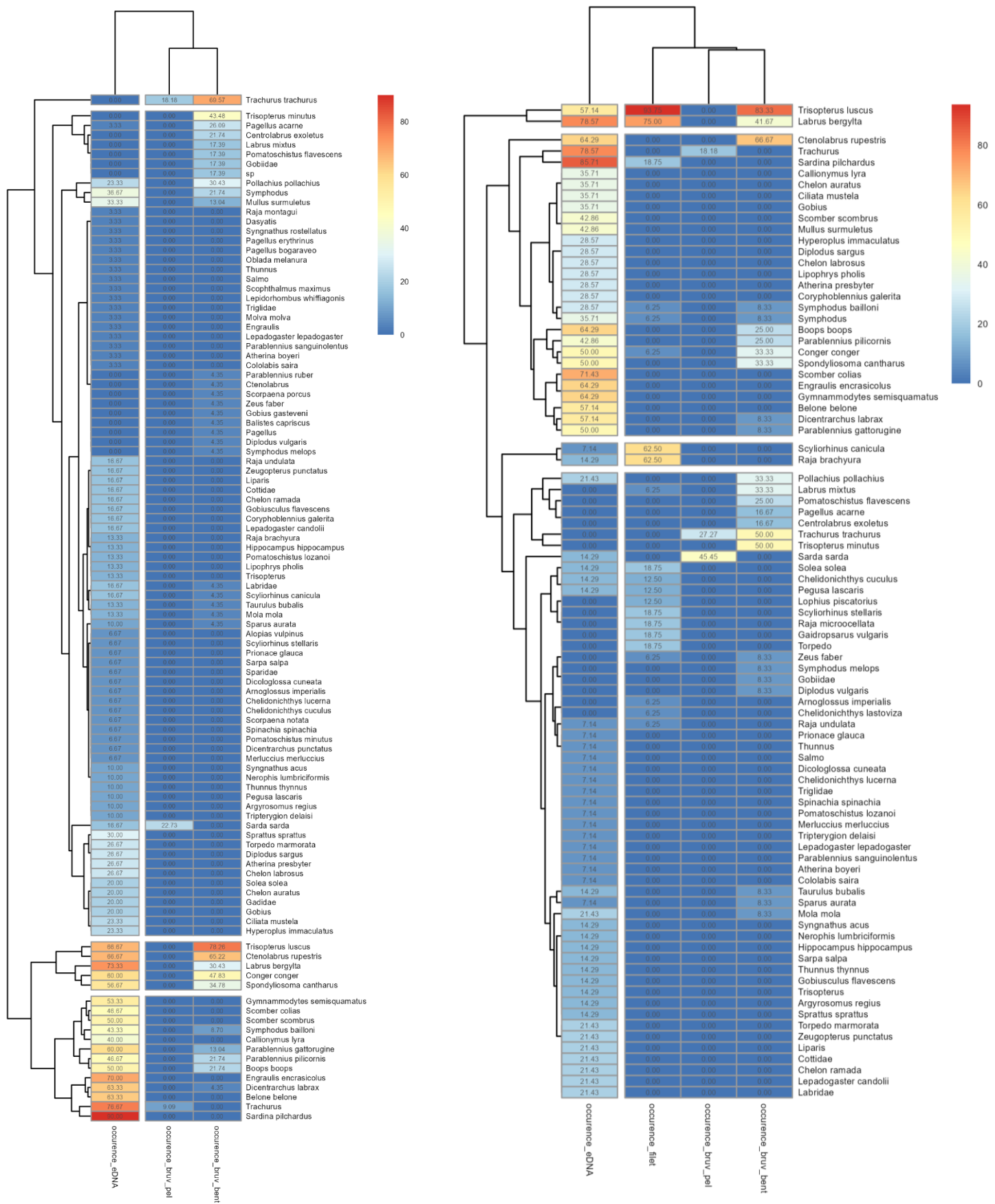


Figure 27 : Carte de chaleur avec dendrogramme représentant la probabilité d'occurrence des différentes espèces échantillonnées par chaque méthode (C). A gauche : comparaison entre les méthodes ADNe, BRUV pélagiques et BRUV benthiques ; à droite : comparaison entre les méthodes ADNe, BRUV (pélagiques & benthiques) et filet

Par ailleurs, les résultats indiquent que les espèces dont la taille (taille maximale – Base de trait de vie, com. Perso.) est inférieure à 10cm sont détectées uniquement par ADNe, il s'agit principalement d'espèces appartenant à la famille des blennies et des gobies (e.g. *Coryphoblennius galerita*, *Lepadogaster candolii*, *Lepadogaster lepadogaster*, *Gobiusculus flavescens*). Les BRUV ont permis de détecter une espèce dont la littérature indique une taille de 12,7cm (e.g. *Parablennius pilicornis*), puis des espèces connues pour avoir des tailles supérieures à 18cm (e.g. *Ctenolabrus rupestris* ; *Centrolabrus exoletus*). Les filets ont permis de capturer des espèces à partir de 20cm (e.g. *Symphodus bailloni*) jusqu'à 300cm (e.g. *Conger conger*). Ces résultats permettent de mettre en évidence la complémentarité de chacune de ces méthodes par rapport aux types d'espèces ciblées.

3.2.3. Analyse des tailles des individus à partir des méthodes BRUVs vs pêche expérimentale

Sur les 4 espèces (*Labrus bergylta*, *Parablennius gattorugine*, *Trachurus trachurus* et *Trisopterus luscus*) choisies pour réaliser les mesures de taille, en moyenne seulement 20% des individus comptabilisés ont pu être mesurés. En effet, les mesures réalisées sur les images des BRUVs se sont révélées plus compliquées que prévu pour plusieurs raisons :

- Lorsque l'individu est loin, il est difficile de noter distinctement ses extrémités (bouche, fourche) et donc de le mesurer. Parfois même, la mesure ne peut pas être effectuée par le logiciel.
- Du fait de la distorsion de l'image, certains individus identifiés en bordure ont des mesures imprécises qui sont retirées de la suite des analyses.
- Certaines espèces de petite taille, vivant cachées, telle que la blennie sont difficilement visibles en totalité. Il y a donc peu de mesures possibles.
- Plus le banc de poisson est important, plus il est difficile de mesurer la totalité. En effet, un effet de saturation se produit, empêchant la mesure d'un grand nombre d'individus.

La Figure 28 illustre les distributions de longueur de ces quatre espèces en fonction de trois méthodes d'échantillonnage : BRUV Benthique, BRUV Pélagique et Filet. On observe des différences notables selon les espèces et les méthodes utilisées.

Pour *Labrus bergylta*, la méthode par filet domine en nombre d'individus (N=73) et cible principalement des poissons de taille intermédiaire (300–350 mm), tandis que la méthode BRUV Benthique détecte très peu d'individus (N=3), mais de tailles plus grandes, suggérant un biais de capture selon la méthode. Toutefois les deux méthodes ont permis de capturer des vieilles adultes.

À l'inverse, *Parablennius gattorugine* n'a été observée qu'avec le BRUV Benthique (N=2), sur une plage de taille restreinte, ce qui reflète une faible abondance.

Pour *Trachurus trachurus*, les deux méthodes BRUV sont représentées, avec une dominance de la méthode Benthique (N=46) et un pic marqué autour de 200 mm en BRUV Pélagique (N=24), indiquant peut-être une sélectivité différente des habitats ou une variation de taille selon la profondeur.

Enfin, *Trisopterus luscus* est très bien représenté par BRUV Benthique (N=310) et également capturé par filet (N=75), avec des pics de densité distincts selon les méthodes, suggérant une large répartition de tailles et une plus grande accessibilité de cette espèce aux différentes techniques.

Ainsi, contrairement aux BRUVs, la méthode de pêche expérimentale permet de mesurer la totalité des poissons pêchés. Mais cette méthode est contrainte par la taille des mailles utilisées et tend à capturer des individus de taille plus homogène. Ces résultats mettent en évidence l'importance de combiner plusieurs méthodes pour obtenir une

image plus complète des communautés ichthyologiques, chaque technique présentant des biais liés au comportement, à l'habitat ou à la taille des poissons.

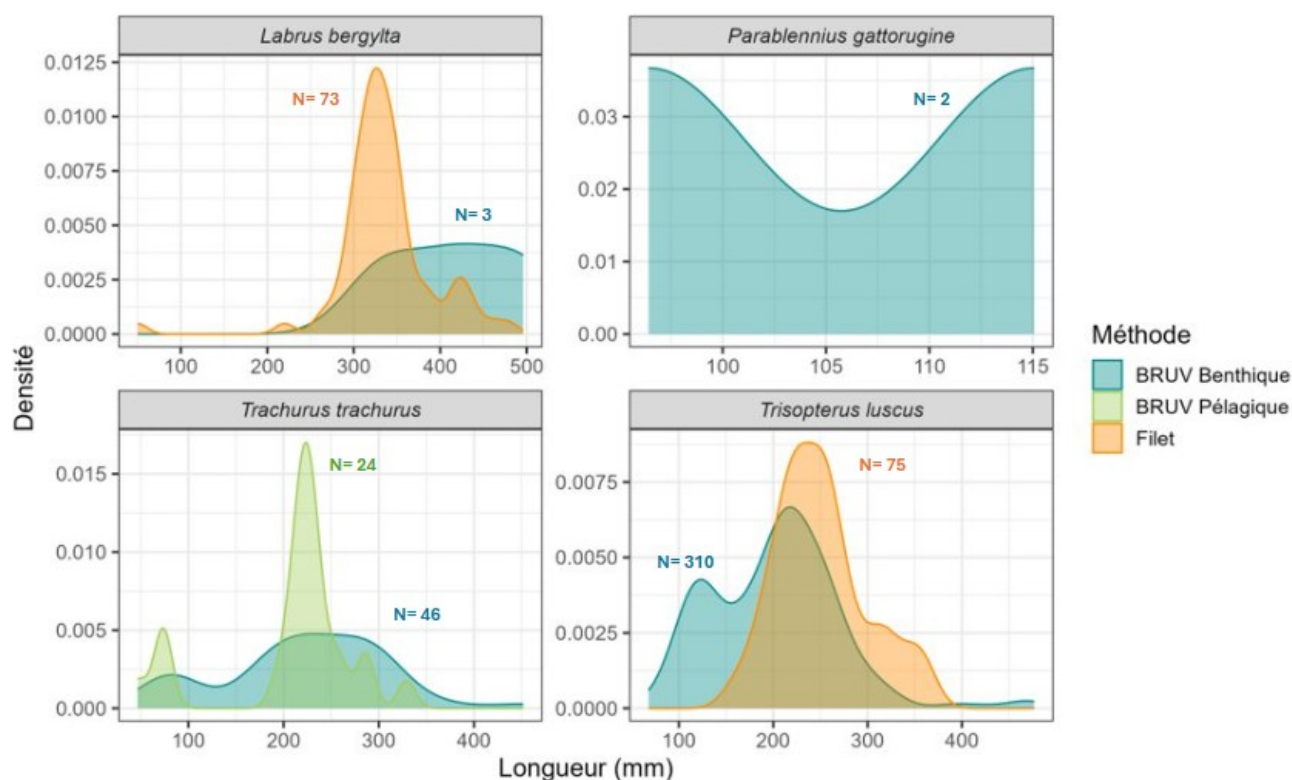


Figure 28 : Comparaison de la distribution des tailles des poissons (*Labrus bergylta*, *Parablennius gattorugine*, *Trachurus trachurus* et *Trisopterus luscus*) selon 3 méthodes d'échantillonnage (BRUV benthique, BRUV pélagique et Filet de pêche). Les effectifs (N) indiqués sur les graphiques correspondent au nombre d'individus mesurés.

3.3. Qualification de l'état 0

3.3.1. Analyse NMDS à partir des données BRUV sur la zone d'étude étendue

La Figure 29 présente une analyse NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) visant à comparer la composition des communautés de poissons observées par les BRUV entre trois zones : Contrôle-Nord, Contrôle-Sud et en limite de parc. Chaque zone est visualisée par un polygone englobant ses stations d'échantillonnage, illustrant la dispersion et les éventuels recouvrements dans l'espace multivarié. On constate que la zone limite de parc (en orange) chevauche largement les zones Contrôle-Nord et Contrôle-Sud, ce qui suggère une proximité écologique importante entre les communautés de ces zones.

Toutefois, il est important de souligner que les échantillons de la zone « Parc » ont été prélevés uniquement en périphérie du futur site éolien, en raison de contraintes d'autorisation. De ce fait, ils ne représentent pas nécessairement fidèlement les conditions écologiques du cœur du site d'implantation. Cette limite méthodologique doit être prise en compte, car elle restreint la portée des conclusions quant à l'état initial (état 0) du futur site impacté. Dans le cadre d'une démarche BACI, qui vise à comparer l'évolution d'une zone impactée (ici, le parc éolien) par rapport à des zones témoins avant et après l'installation, cette situation reste néanmoins exploitable. Le chevauchement initial important entre les zones est en soi une condition favorable, car il garantit que les communautés sont similaires avant l'impact, ce qui est un prérequis fondamental pour détecter un effet réel après l'installation.

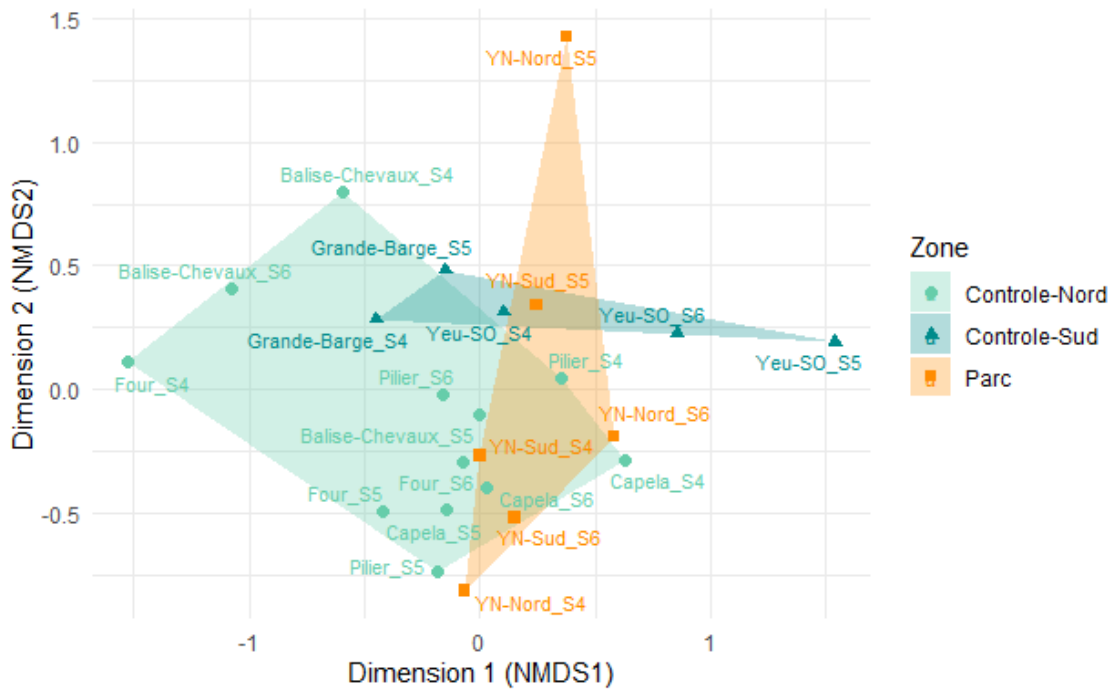


Figure 29 : Analyse NMDS (Bray-Curtis, transformation en racine carrée) illustrant la structure des communautés selon les zones d'étude

Dans l'analyse réalisée ci-dessus le choix a été fait de préserver les sites très éloignés (e.g. Plateau du four, Basse Capella) de la zone d'étude. La distance de ces sites par rapport à la zone d'étude pourrait être considérée comme une limite à l'interprétation des résultats obtenus du fait de l'influence potentiel des paramètres environnementaux locaux. Cependant, dans le cas où un design d'échantillonnage ne peut être déployé de manière optimale (e.g. réplicats dans l'espace et dans le temps) en raisons de différentes contraintes (e.g. humaines ou budgétaire) il est recommandé de sélectionner plusieurs sites contrôles présentant des caractéristiques écologiques (substrats, profondeur, conditions physique,...) comparables à la zone d'étude mais également situés suffisamment loin de la zone d'étude. En effet, les sites témoins trop proches de la zone d'étude pourraient bénéficier indirectement des effets de protection (la zone du parc est ici considérée comme une zone « protégée » du fait des interdictions des activités sur la zone) et donc biaiser les résultats et les interprétations (*Guidetti, 2002*). Cependant ce type de design, dit dégradé, peut également présenter des limites qu'il convient de considérer dans l'interprétation des résultats.

3.3.2. Analyses univariées à partir des données ADNe et BRUV sur la zone d'étude restreinte

Les résultats de l'analyse de la richesse spécifique à l'échelle du secteur Yeu-Noirmoutier à partir des données BRUV ne permettent pas de distinguer des communautés ichtyologiques différentes entre les secteurs du Parc et les stations de contrôles. L'apport des données ADNe, de par l'exhaustivité de la méthode, permet d'apporter des éléments complémentaires.

L'analyse montre une richesse spécifique en moyenne ($R=13$) moins importante sur le secteur du parc par rapport aux sites contrôles (Contrôle Nord : $R = 21$; Contrôle Sud : $R = 39$) ainsi qu'une plus grande richesse spécifique dans le secteur Sud par rapport au secteur Nord.

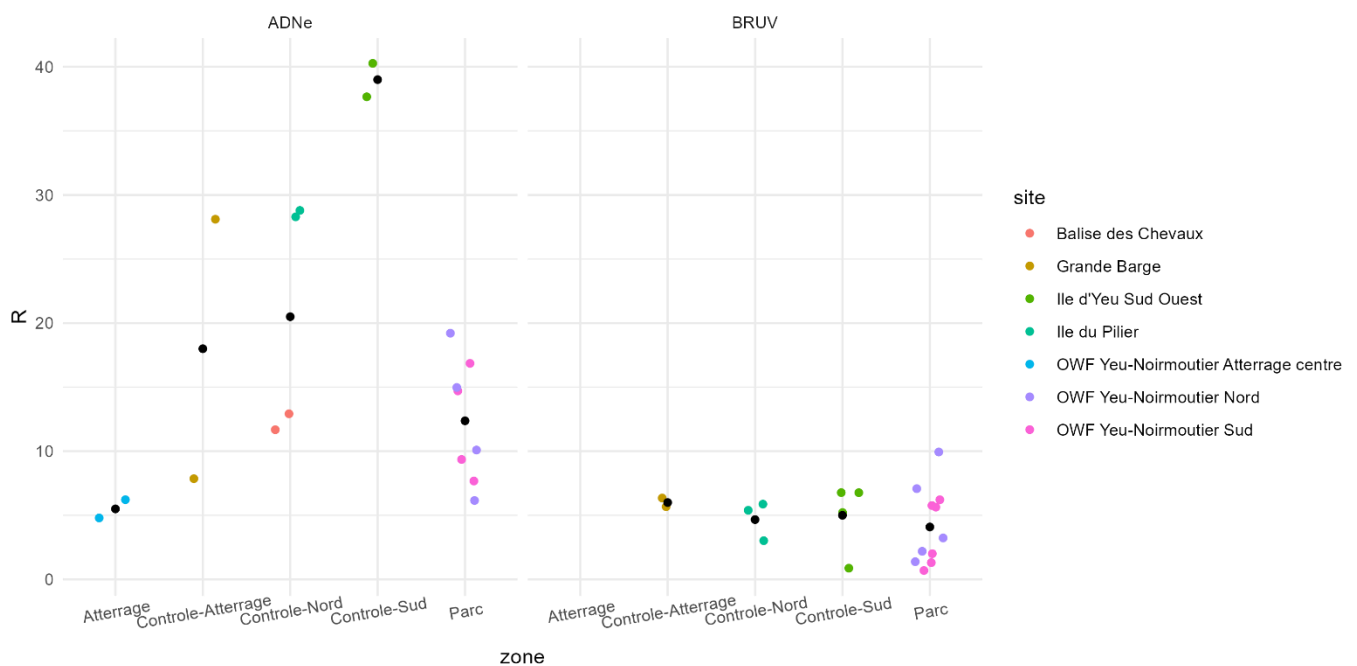


Figure 30 : Représentation de la richesse spécifique sur la zone d'étude Yeu-Noirmoutier selon les méthodes utilisées. Le point noir correspond à la moyenne des valeurs pour chacun des secteurs. A gauche : par metabarcoding sur ADNe ; à droite : par BRUV pélagique et benthique

Pour la plupart des indicateurs calculés les résultats obtenus à partir des données BRUV ne permettent pas de discriminer finement les sites en terme de composition en espèces. Cela peut notamment s'expliquer par la sélectivité de la méthode et sa faible capacité à détecter des espèces crypto-benthiques, pélagiques ou des espèces à faible occurrences (e.g. élasmobranches).

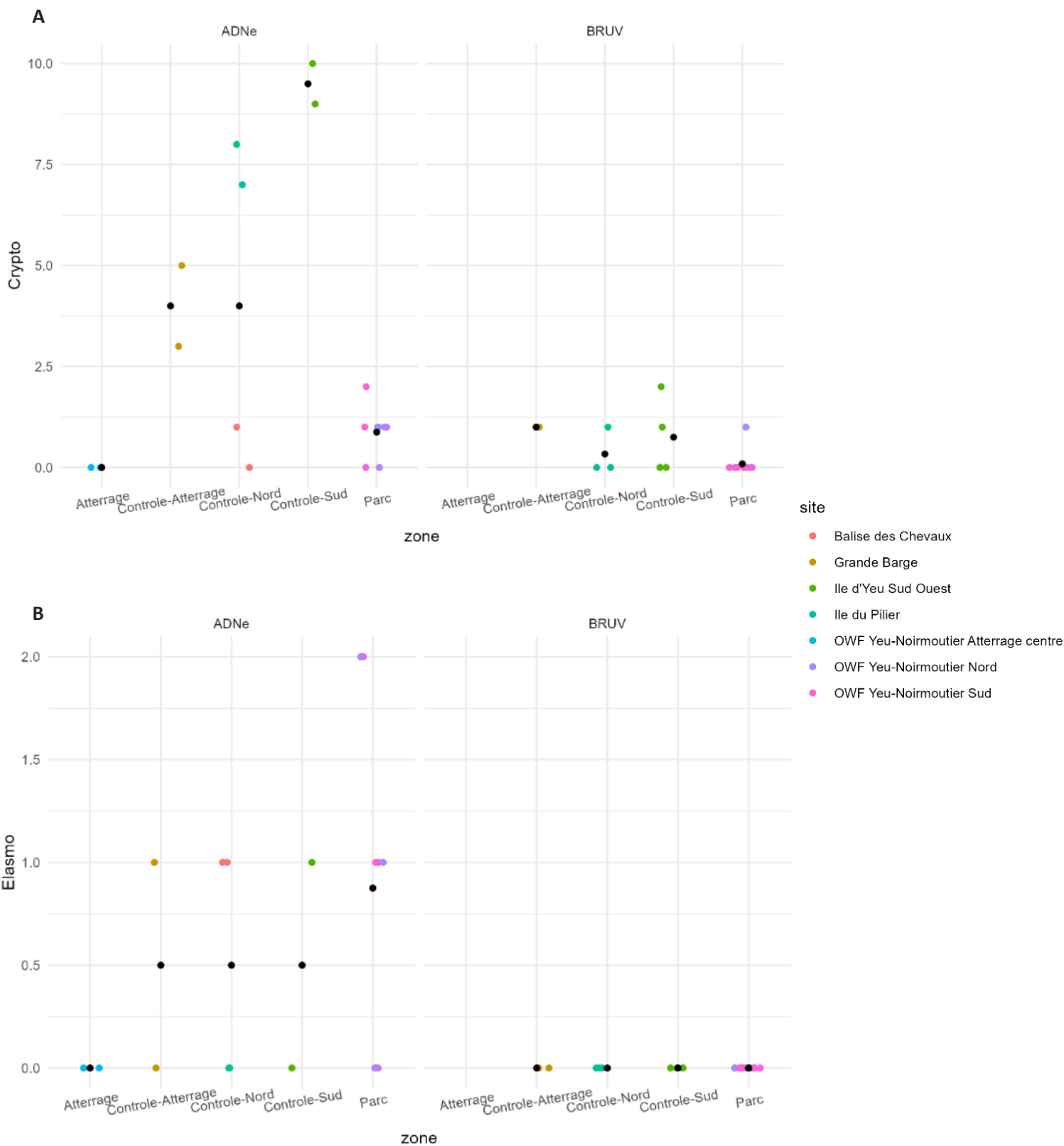
Les résultats obtenus à partir des données ADNe mettent en évidence un faible nombre d'espèce cryptobenthiques détectées au sein du parc et à contrario des zones de Contrôles Nord et Sud dans lesquelles ces espèces sont davantage représentées (Figure 31.A). Notons tout de même une différence notable au sein des stations Contrôle Nord avec deux stations présentant une diversité en espèces cryptobenthiques très différente (Ile du Pilier ~ 7,5 sp contre 0,5 sur Balise des Chevaux). Concernant les élasmobranches (Figure 31.B), très peu d'espèces ont été détectées sur le secteur. Le site du parc présente en moyenne un nombre plus important d'élasmobranches par rapport aux autres sites, mais toujours dans de très faibles proportions. L'indice RedList (Figure 31.D), correspondant au nombre d'espèces listées UICN suit la même tendance que l'indice « Elasmo » avec globalement peu d'espèces listées détectées sur l'ensemble des secteurs et une moyenne légèrement plus importante sur les stations « Contrôle Sud » et « Parc ». Ces tendances similaires entre les indices Elasmo et RedList peuvent notamment s'expliquer par le fait que beaucoup d'élasmobranches sont également des espèces à statut du fait de leur caractéristiques biologiques (e.g. faible fécondité, croissance lente, maturité tardive,...) les rendant particulièrement sensibles aux pressions anthropiques, notamment la pêche.

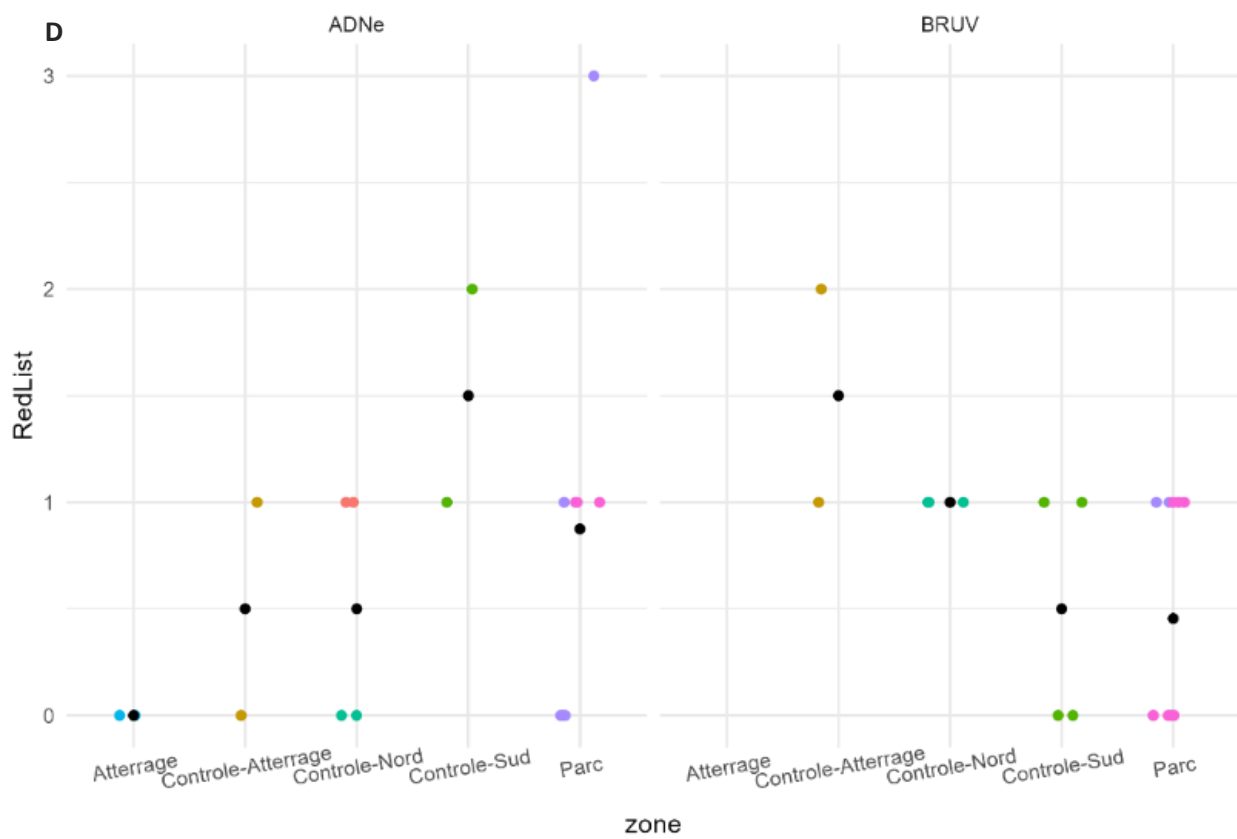
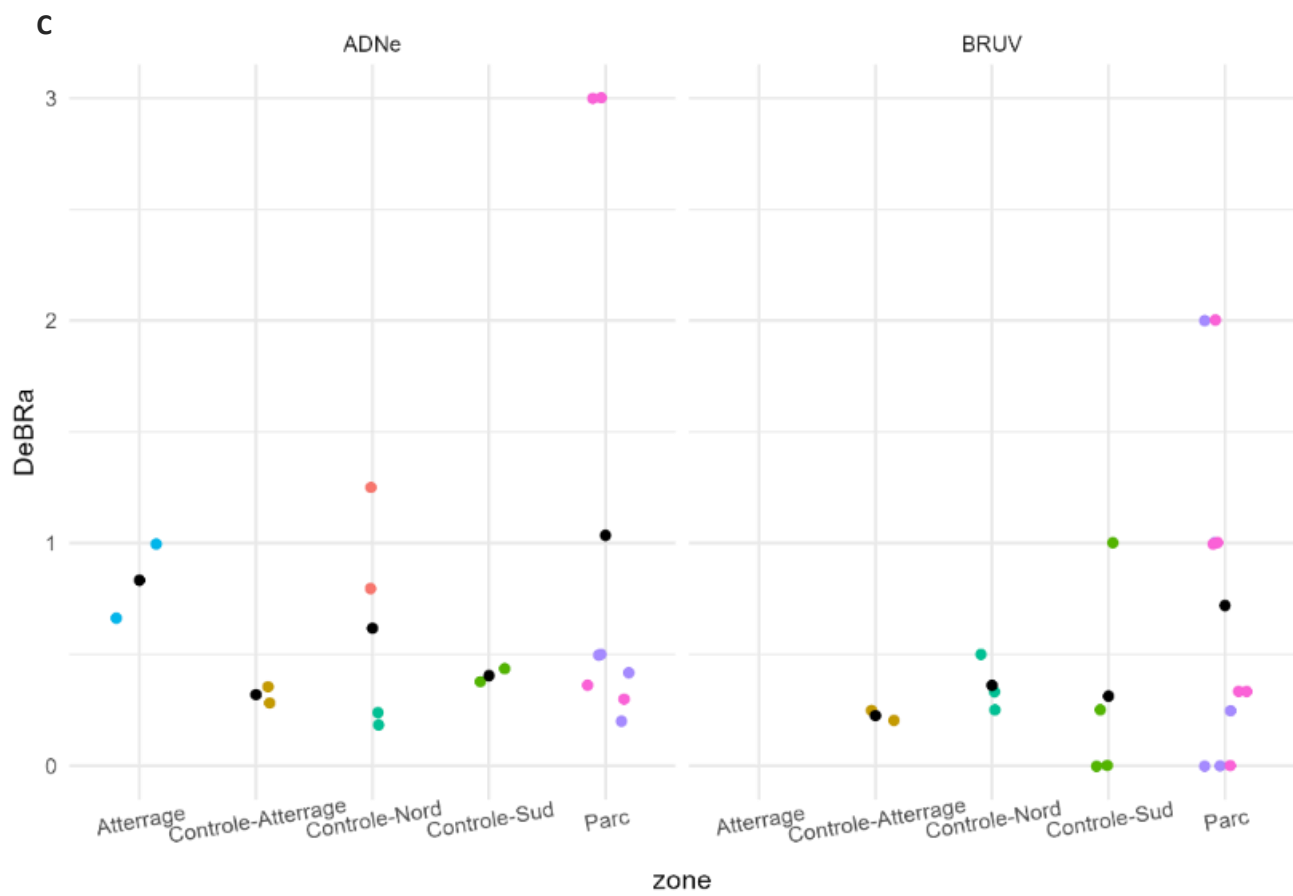
En terme de présence des tops prédateurs (Figure 31.E), les résultats mettent en évidence des sites contrôles plus riches (entre 3 et 4 sp selon les secteurs) en espèces de haut niveau trophique par rapport aux sites situés en proximité du parc (~1,5 sp). Cette même tendance se retrouve également dans les résultats des indices « LRFI » (Figure 31.F) (Contrôle Sud ~27 sp ; Contrôle Nord ~ 16 sp contre une moyenne de ~11sp sur le secteur du Parc) et « Commercial » (Figure 31.G) (Contrôle Sud ~17,5 sp ; Contrôle Nord ~ 11 sp contre une moyenne de ~6sp sur le secteur du Parc).

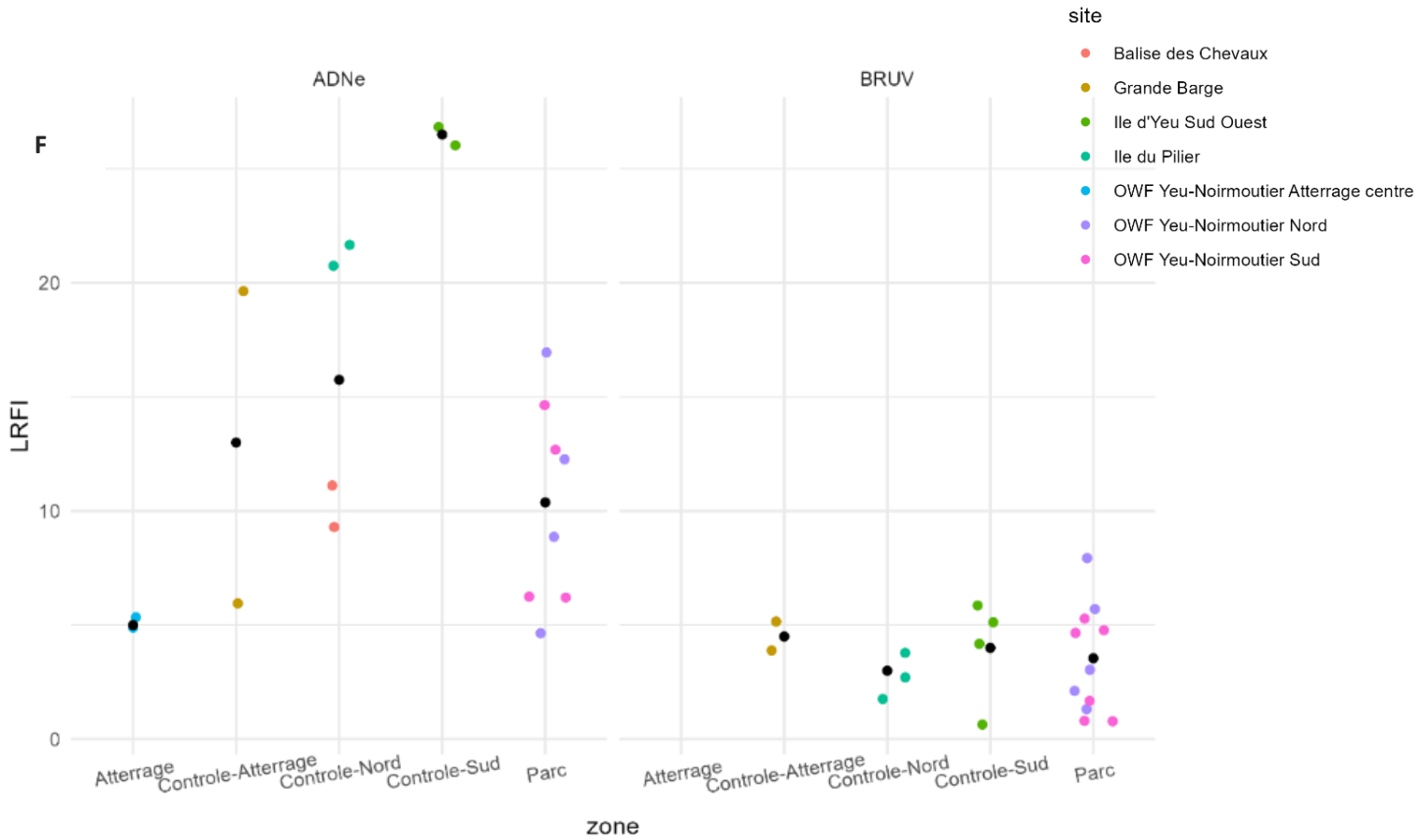
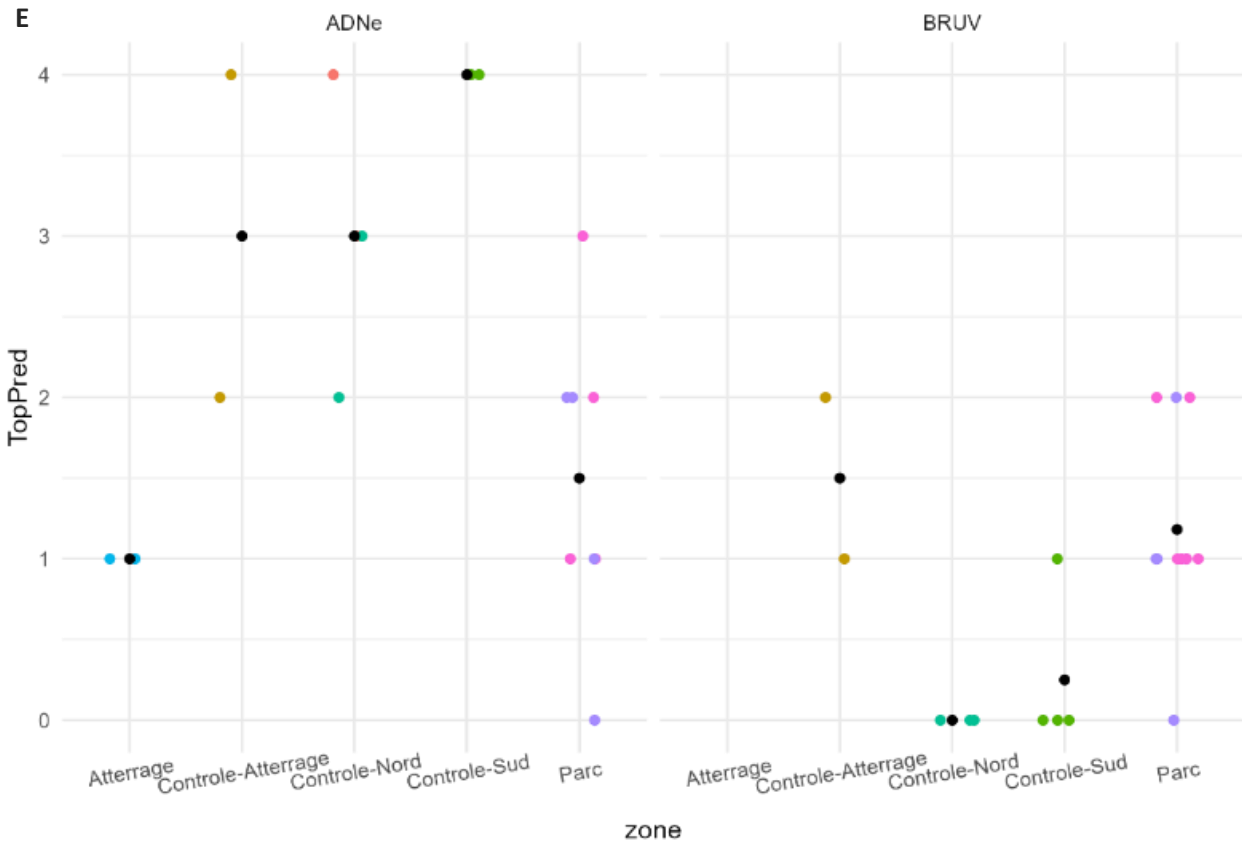
L'indice DeBRa (Figure 31.C) est en moyenne inférieur à un sur l'ensemble des sites à l'exception des sites du parc signifiant que la proportion d'espèces benthiques prédomine par rapport aux espèces pélagiques sur l'ensemble du secteur à l'exception de la zone du parc qui présente un ratio moyen proche de 1. La prédominance des espèces

benthiques sur le secteur pourrait notamment s'expliquer par la présence de l'habitat rocheux très représenté sur la zone d'étude.

L'indice de vulnérabilité varie en moyenne relativement peu entre les différents sites (entre ~38 et ~44) ce qui correspond, d'après la classification établie (Cheung et al., 2005) à une vulnérabilité qualifiée de « modérée ».







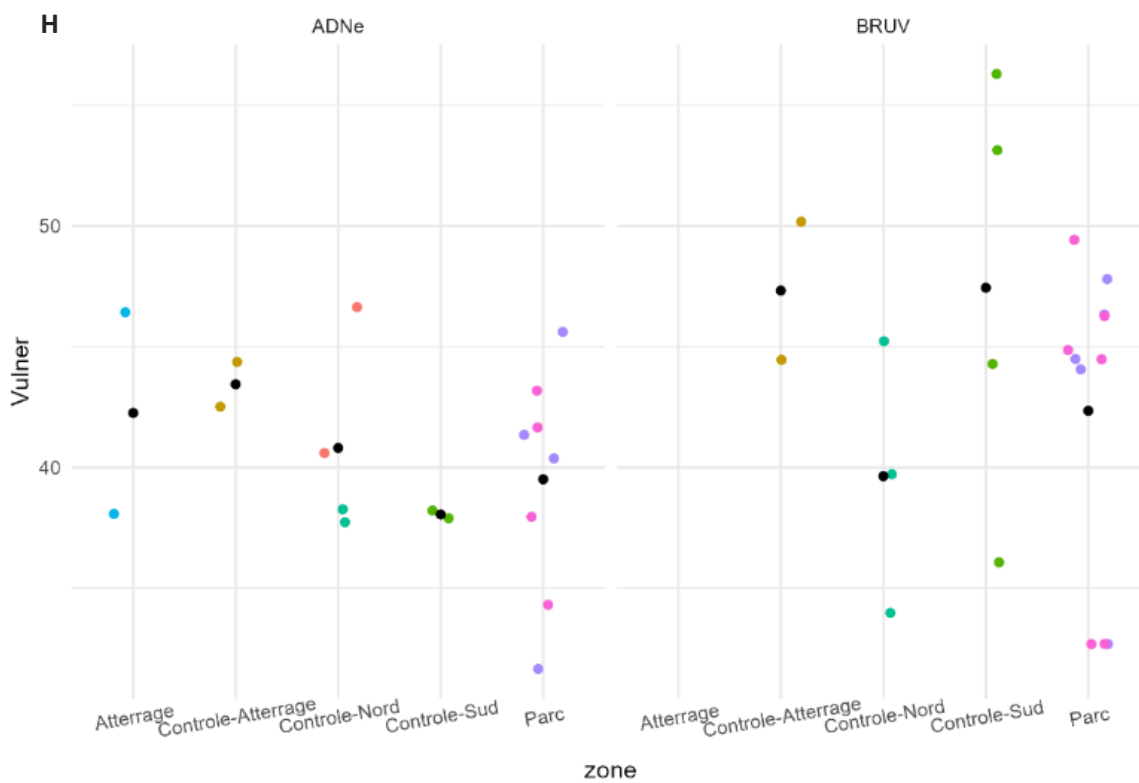
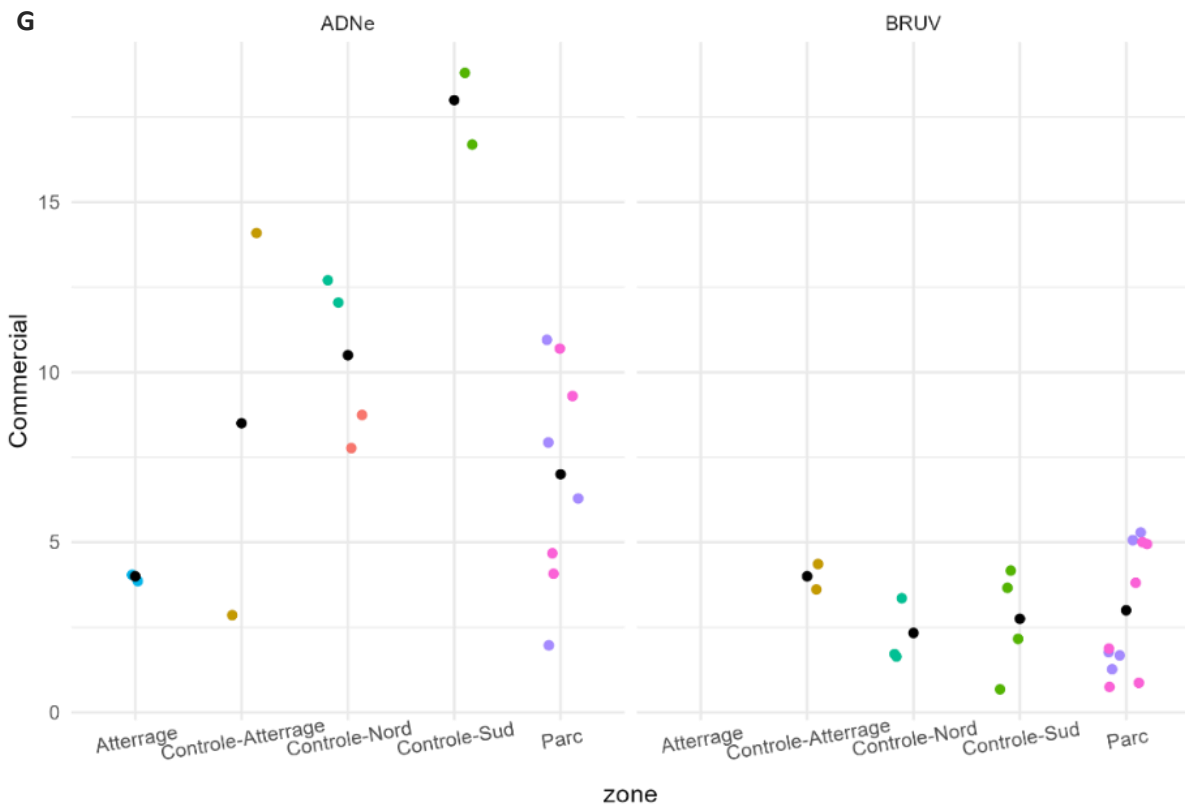


Figure 31 : Indices de peuplement calculés sur la zone d'étude Yeu-Noirmoutier à partir de deux méthodes. Le point noir correspond à la moyenne des valeurs pour chacun des secteurs. A gauche : par metabarcoding sur ADNe ; à droite : par BRUV pélagique et benthique

L'état 0 réalisé dans le cadre de cette étude n'a pas pu intégrer de station d'échantillonnage au sein du périmètre géographique du parc. Ainsi les données collectées et les résultats associés doivent être analysés avec précaution, en particulier si ces données sont mobilisées dans le cadre d'un suivi long terme visant à évaluer l'impact de l'implantation des EMR sur les communautés de poissons.

Les analyses réalisées à partir des données BRUV suggèrent une proximité écologique importante entre les communautés des différentes zones étudiées (Saint Nazaire, Yeu-Noirmoutier et Sables d'Olonne). La mobilisation des données ADNe permet d'affiner les résultats à travers le calcul des différents indices et a permis de qualifier plus précisément les peuplements de poissons dans les différents secteurs (à l'exception des stations du parc éolien de St Nazaire et du site contrôle Nord associé non intégrés dans cette dernière analyse).

3.4. Séquences d'ADN déterminées et assignations taxonomiques des mammifères

L'analyse des prélèvements d'ADN environnemental (ADNe) à l'aide d'amorces spécifiques aux mammifères a permis la détection de trois MOTUs distincts. Parmi ceux-ci, un a pu être identifié jusqu'à l'espèce, tandis que les deux autres ont été assignés à la sous-famille. Ces MOTUs appartiennent à trois ordres de mammifères différents : les Chiroptères, les Cétartiodactyles et les Rongeurs (Rodentia).

Aucun mammifère n'a été détecté sur les sites suivants : Zone_Atterrage_centre, Île_du_Pilier et Parc_Yeu_Noirmoutier_Nord.

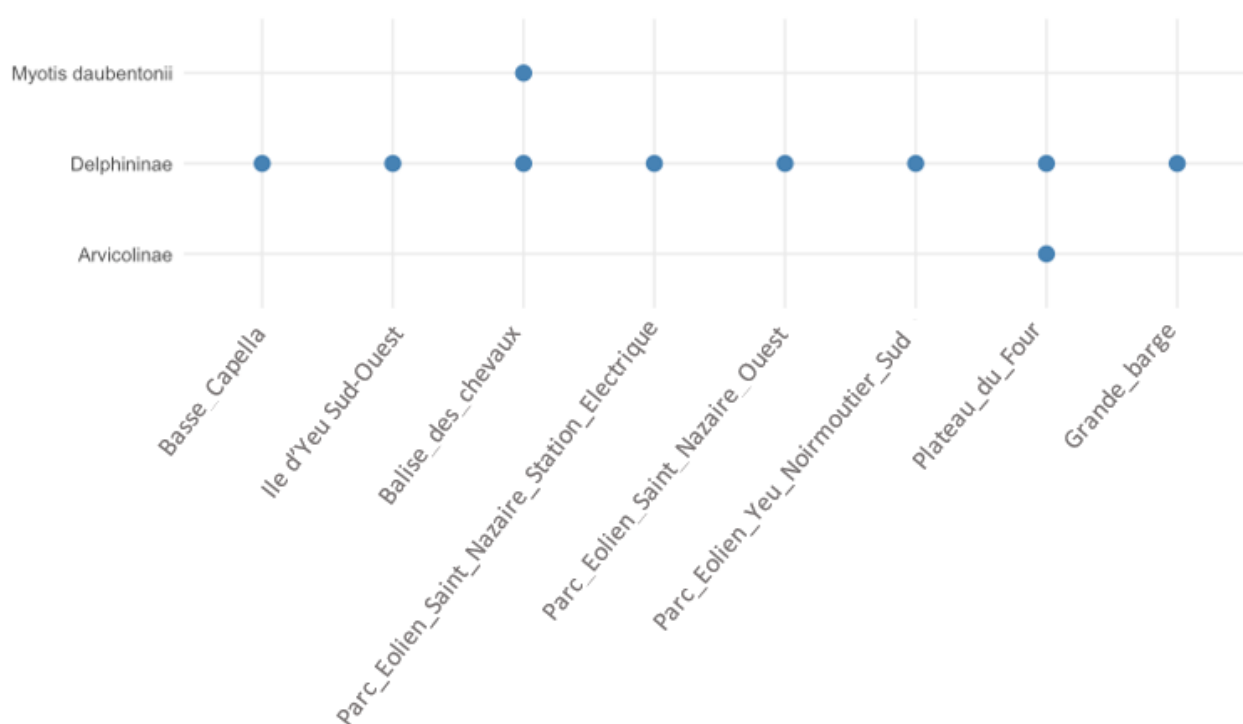


Figure 32 : Détection des mammifères sur les différents sites échantillonnés pour l'ADNe. Les sites Zone_Atterrage_centre, Île_du_Pilier et Parc_Yeu_Noirmoutier_Nord NE ne sont pas inclus ici, car aucun mammifère n'y a été détecté.

Delphininae : Ce MOTU correspond probablement à *Delphinus delphis*, *Tursiops truncatus* ou, moins vraisemblablement, *Stenella coeruleoalba*. La distinction moléculaire entre ces espèces de delphininae est connue pour être difficile (Alfonsi et al. 2012, Haderlé et al. 2024) Il a été détecté sur 8 des 11 sites analysés, soit plus de 70 % des stations. Les sites concernés sont : Noirmoutier_Balise_des_Chevaux, Les_Sables_d'Olonne, les deux stations

situées dans le parc éolien de Saint-Nazaire, Île_d'Yeu, Plateau_du_Four, ainsi que l'un des deux sites à proximité du parc Yeu/Noirmoutier (le site situé au sud, mais non celui au nord).

Myotis daubentonii : Le Murin de Daubenton est une espèce de chauve-souris généralement associée aux milieux aquatiques. Répandue à travers une grande partie de l'Europe, cette espèce n'a été détectée qu'une seule fois, sur le site de Noirmoutier_Balise_des_Chevaux.

Arvicolinae : Ce MOTU est probablement attribuable à un campagnol du genre *Microtus* (non identifié à l'espèce). Il n'a été détecté qu'une seule fois, sur le site Plateau_du_Four.

L'identification des espèces au sein de la sous-famille des Delphininae reste difficile avec les amorces 12S utilisées ici, en raison d'un manque de résolution du code-barres pour discriminer certaines espèces proches. Ce problème concerne particulièrement les Delphininae, dont la famille (Delphinidae) résulte d'un événement de radiation évolutive rapide et relativement récent (Amaral et al., 2012), ce qui complique considérablement la taxonomie du groupe. En conséquence, l'attribution taxonomique entre les 11 espèces de Delphininae actuellement reconnues est souvent incertaine (Alfonsi et al., 2013 ; Jung, 2017). Une approche multi-marqueurs ainsi que l'utilisation d'amorces plus spécifiques, pourrait améliorer significativement la résolution taxonomique. Malgré cette limite, la présence très généralisée des Delphininae dans l'ensemble de la zone échantillonnée est notable.

La détection d'une chauve-souris aquatique, *Myotis daubentonii*, constitue un résultat remarquable et très spécifique, jamais observé dans nos précédents jeux de données ADNe. Ce type de détection atteste à la fois de la sensibilité et de la portée écologique du metabarcoding, capable d'identifier des taxons discrets et relativement peu abondants.

Enfin, la détection ponctuelle d'un représentant des Arvicolinae (probablement *Microtus* sp.) illustre la possibilité d'identifier ponctuellement des mammifères terrestres non inféodés aux milieux aquatiques. Ces occurrences, bien que rares, peuvent refléter une présence opportuniste à proximité des zones d'échantillonnage, ou la dérive d'ADN depuis les bassins versants terrestres vers les milieux marins.

Conclusion

L'étude réalisée dans le cadre du projet avait pour objectif :

- (1) Mettre au point, tester puis optimiser la méthode de suivi par vidéo stéréoscopique appâtée (BRUV) ;
- (2) Valider l'apport respectif de chacune des méthodes (BRUV, ADNe, filets) et leur complémentarité ;
- (3) Réaliser un état initial des poissons benthopélagiques et récifaux ainsi que des cétacés pour d'améliorer les connaissances sur la biodiversité local mais également dans l'objectif d'évaluer sur le long terme l'impact de l'implantation des éoliennes sur ces composantes de la biodiversité.

L'étude a permis de valider la conception des BRUV, leur configuration ainsi que de tester leur déploiement en milieu naturel. Le réglage des caméras a été défini avec une résolution de 2.7K avec 60 images par seconde, obturateur fixe 1/120 et l'utilisation des ISO auto. Différents modes concernant le champ de vision des caméras ont également été testés pour finalement retenir le mode 4/3 large dans les prochains suivis. Sur l'ensemble des vidéos collectées par les BRUV, 75% se sont avérées exploitables. L'aspect chronophage d'analyse des vidéos étant certainement l'inconvénient le plus important de la méthode BRUV, nous avons cherché à optimiser cet aspect-là. Il a ainsi été montré que le temps de visionnage de chacune des vidéos pouvait être réduit à 30 ou 40 minutes tout en permettant de détecter une large majorité d'espèces. A terme, le développement d'intelligence artificielles pour automatiser la reconnaissance des individus pourrait permettre de diminuer considérablement le temps allouer à l'analyse vidéo.

Concernant les BRUV pélagiques, ils ont permis d'identifier beaucoup moins d'espèces. Le faible nombre de taxons observé en milieu pélagique découle d'une densité d'espèce moindre comparé au milieu benthique. Ces résultats confirment que les caméras appâtées ne sont pas adaptées pour les suivis des poissons pélagiques côtiers, et qu'il faudrait favoriser les méthodes opérant à plus large échelle spatiale telles que l'échosondage ou encore les méthodes de pêches/observations sur détection. Cependant, les BRUV pélagiques peuvent s'avérer utiles pour observer les structures une fois celles-ci posées. Il est donc nécessaire à ce stade de les déployer pour réaliser l'état de référence des zones d'implantations des parcs éoliens. Cependant l'utilisation de l'échosondage en complément permettrait de mieux prendre en compte la fraction pélagique du peuplement, ainsi que sa répartition spatiale à l'échelle des structures, mais également du parc et de ses alentours.

Concernant l'apport respectif de chacune des méthodes, le metabarcoding sur ADNe est la méthode permettant de détecter la plus grande diversité taxonomique, suivie par les BRUV et la pêche au filet. Les trois méthodes permettent de détecter la présence de taxons différents et donc d'échantillonner différentes fractions du peuplement. Les espèces de très petites tailles (<10 cm) ont été identifiées uniquement par ADNe (blennies et gobies), alors que l'utilisation des filets permet de capturer des individus d'une taille minimale de 20cm. Par ailleurs l'analyse de la taille des individus (ciblée sur 4 espèces) à partir des données BRUV et de la pêche confirme le fait que les méthodes de pêches permettent de capturer des individus de taille plus homogène par rapport aux individus capturés par les BRUV. Cependant que pour l'ensemble des méthodes l'effort d'échantillonnage lors de la campagne a été insuffisant pour capturer toute la diversité taxonomique du peuplement de poissons. Rappelons également que la période d'échantillonnage n'a pas été la même entre la méthode de d'échantillonnage par pêche (juin) et le déploiement des BRUVS et de l'ADNe (septembre).

Les résultats concernant les différences observées selon les méthodes s'expliquent notamment par la sélectivité et les spécificités de chacune des méthodes au regard des peuplements ciblés (pélagique vs benthiques), des métriques échantillonnées et les biais inhérents à chacune des méthodes (e.g. taille de la maille, utilisation d'un appât, marqueur utilisé pour le traitement des échantillons d'eau,...). Ainsi, nous recommandons la combinaison de plusieurs méthodes de suivis afin d'obtenir des informations complémentaires permettant de mieux caractériser la diversité ichtyologique.

Pour finir, l'état 0 réalisé à partir des données BRUV suggère une proximité écologique importante entre les communautés de poissons des différentes zones étudiées (Saint Nazaire, Yeu-Noirmoutier et Sables d'Olonne). La mobilisation des données ADNe a cependant permis d'affiner les résultats à travers le calcul des différents indices permettant de qualifier plus précisément les peuplements de poissons dans les différents secteurs. Concernant les mammifères marins une espèce appartenant à la sous-famille des Delphininae a pu être détecté, s'agissant probablement de l'espèce *delphinus delphis* ou *tursops truncatus*. L'identification des espèces au sein de la sous-famille des Delphininae reste difficile avec les amorces 12S utilisées ici, en raison d'un manque de résolution du code-barres pour discriminer certaines espèces proches.

Pour finir, les métriques collectées (e.g. diversité spécifique et fonctionnelle, taille, abondance et biomasse) à partir des différentes méthodes permettent de répondre aux besoins de surveillance dans le cadre des politiques publiques dont la DCSMM (sous réserve de développement d'indicateurs) mais également aux besoins de suivis réglementaires dans le cadre de l'implantation d'EMR. Ainsi, mutualiser les suivis représenterait un réel intérêt pour optimiser les coûts associés à la surveillance et améliorer les connaissances sur l'impact des différentes sources de pressions sur la biodiversité marine.

Bibliographie

- Alfonsi E, Méheust E, Fuchs S, Carpentier F-G, Quillivic Y, Viricel A, Hassani S, Jung J-L (2013) The use of DNA barcoding to monitor the marine mammal biodiversity along the French Atlantic coast. *ZooKeys* 365: 5-24. <https://doi.org/10.3897/zookeys.365.5873>
- Alfonsi E, Hassani S, Carpentier F-G, Le Clec'h J-Y, Dabin W, Van Canneyt O, et al. (2012) A European Melting Pot of Harbour Porpoise in the French Atlantic Coasts Inferred from Mitochondrial and Nuclear Data. *PLoS ONE* 7(9): e44425. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044425>
- Ana R. Amaral, Jennifer A. Jackson, Luciana M. Möller, Luciano B. Beheregaray, M. Manuela Coelho, Species tree of a recent radiation: The subfamily Delphininae (Cetacea, Mammalia), *Molecular Phylogenetics and Evolution*, Volume 64, Issue 1, 2012, Pages 243-253, ISSN 1055-7903, <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2012.04.004>.
- Bicknell, Anthony W. J., Emma V. Sheehan, Brendan J. Godley, Philip D. Doherty, et Matthew J. Witt. 2019. « Assessing the Impact of Introduced Infrastructure at Sea with Cameras: A Case Study for Spatial Scale, Time and Statistical Power ». *Marine Environmental Research* 147 (mai): 126-37. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.04.007>.
- Biggs, J., Ewald, N., Valentini, A., Gaboriaud, C., Dejean, T., Griffiths, R.A., Foster, J., Wilkinson, J.W., Arnell, A., Brotherton, P., Williams, P., Dunn, F., 2015. Using eDNA to develop a national citizen science-based monitoring programme for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Biol Conserv* 183, 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.029>
- Bohmann, K., Elbrecht, V., Carøe, C., Bista, I., Leese, F., Bunce, M., Yu, D.W., Seymour, M., Dumbrell, A.J., Creer, S., 2021. Strategies for sample labelling and library preparation in DNA metabarcoding studies. *Mol Ecol Resour.* <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13512>
- Blampied, Samantha R., Sian E. Rees, Martin J. Attrill, Francis C. T. Binney, et Emma V. Sheehan. 2022. « Removal of Bottom-Towed Fishing from Whole-Site Marine Protected Areas Promotes Mobile Species Biodiversity ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 276 (octobre): 108033. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.108033>.
- Brandt, Miriam, AC Dragon, Ansgar Diederichs, MA Bellmann, V Wahl, W Piper, Jacob Nabe-Nielsen, et Georg Nehls. 2018. « Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany ». *Marine Ecology Progress Series* 596 (mai). <https://doi.org/10.3354/meps12560>.
- Brandt, Miriam J., Ansgar Diederichs, Klaus Betke, et Georg Nehls. 2011. « Responses of Harbour Porpoises to Pile Driving at the Horns Rev II Offshore Wind Farm in the Danish North Sea ». *Marine Ecology Progress Series* 421 (janvier): 205-16. <https://doi.org/10.3354/meps08888>.
- Buyse, Jolien, Kris Hostens, Steven Degraer, et Annelies De Backer. 2022. « Offshore wind farms affect the spatial distribution pattern of plaice *Pleuronectes platessa* at both the turbine and wind farm scale ». *ICES Journal of Marine Science* 79 (6): 1777-86. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac107>.
- Bylemans, J., Gleeson, D.M., Hardy, C.M., Furlan, E., 2018. Toward an ecoregion scale evaluation of eDNA metabarcoding primers: A case study for the freshwater fish biodiversity of the Murray–Darling Basin (Australia). *Ecol Evol.* <https://doi.org/10.1002/ece3.4387>
- William W.L. Cheung, Tony J. Pitcher, Daniel Pauly, A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing, *Biological Conservation*, Volume 124, Issue 1, 2005, Pages 97-111, ISSN 0006-3207, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.017>.
- Coghlan, A.R., McLean, D.L., Harvey, E.S., Langlois, T.J. 2017. Does fish behaviour bias abundance and length information collected by baited underwater video? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 497: 143-151.
- Collins, R.A., Bakker, J., Wangensteen, O.S., Soto, A.Z., Corrigan, L., Sims, D.W., Genner, M.J., Mariani, S., 2019. Non-specific amplification compromises environmental DNA metabarcoding with COI. *Methods Ecol Evol.* <https://doi.org/10.1111/2041-210x.13276>

Couturier L., Curé C., Labach H., Martinez L., Vincent C., Jung J.-L. Comment évaluer les impacts d'un parc éolien en exploitation sur les mammifères marins ? Bulletin COME3T n°04 Plouzané : France Energies Marines, 2022, 20 pages. Edition : Mars 2022

Deagle, B.E., Jarman, S.N., Coissac, E., Pompanon, F., Taberlet, P., 2014. DNA metabarcoding and the cytochrome c oxidase subunit I marker: not a perfect match. *Biol Lett-uk* 10, 20140562. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2014.0562>

Degraer, Steven, Drew A. Carey, Joop W.P. Coolen, Zoë L. Hutchison, Francis Kerckhof, Bob Rumes, et Jan Vanaverbeke. 2020. « OFFSHORE WIND FARM ARTIFICIAL REEFS AFFECT ECOSYSTEM STRUCTURE AND FUNCTIONING: A Synthesis ». *Oceanography* 33 (4): 48-57.gal

Dorman S.R., Harvey E.S., Newman S.J. 2012. Bait Effects in Sampling Coral Reef Fish Assemblages with Stereo-BRUVs. *PLoS ONE* 7.

Ficetola, G.F., Pansu, J., Bonin, A., Coissac, E., Giguët-Covex, C., Barba, M., Gielly, L., Lopes, C.M., Boyer, F., Pompanon, F., Rayé, G., Taberlet, P., 2015. Replication levels, false presences and the estimation of the presence/absence from eDNA metabarcoding data 15. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12338>

Galparsoro, Ibon, Iratxe Menchaca, Joxe Mikel Garmendia, Ángel Borja, Ana D. Maldonado, Gregorio Iglesias, et Juan Bald. 2022. « Reviewing the Ecological Impacts of Offshore Wind Farms ». *Npj Ocean Sustainability* 1 (1): 1-8. <https://doi.org/10.1038/s44183-022-00003-5>.

Griffin, Ross A., Gary J. Robinson, Ashley West, Ian T. Gloyne-Phillips, et Richard K. F. Unsworth. 2016. « Assessing Fish and Motile Fauna around Offshore Windfarms Using Stereo Baited Video ». *PLOS ONE* 11 (3): e0149701. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149701>

Guidetti, P. 2002. « The Importance of Experimental Design in Detecting the Effects of Protection Measures on Fish in Mediterranean MPAs ». *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12 (6): 619-34. <https://doi.org/10.1002/aqc.514>.

Haderlé R, Ung V, Jung J-L (2024) VeTAPRH: A Taxonomic Assignment Protocol for Vertebrates Applied to eDNA Metabarcoding Data, Including Molecular, Taxonomic and Ecological Criteria. *Biodiversity Information Science and Standards* 8: e141746. <https://doi.org/10.3897/biss.8.141746>

Haderlé R, Bouveret L, Chazal J, Girardet J, Iglésias S, Lopez P-J, Millon C, Valentini A, Ung V, Jung J-L (2024) eDNA-based survey of the marine vertebrate biodiversity off the west coast of Guadeloupe (French West Indies). *Biodiversity Data Journal* 12: e125348. <https://doi.org/10.3897/BDJ.12.e125348>

Hal, R. van, A. B. Griffioen, et O. A. van Keeken. 2017. « Changes in Fish Communities on a Small Spatial Scale, an Effect of Increased Habitat Complexity by an Offshore Wind Farm ». *Marine Environmental Research* 126 (mai): 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.01.009>.

Halouani, Ghassen, Ching-Maria Villanueva, Aurore Raoux, Jean Claude Dauvin, Frida Ben Rais Lasram, Eric Foucher, François Le Loc'h, et al. 2020. « A Spatial Food Web Model to Investigate Potential Spillover Effects of a Fishery Closure in an Offshore Wind Farm ». *Journal of Marine Systems* 212 (décembre): 103434. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2020.103434>.

Hannah, R.W., & Blume, M.T.O. 2014. The Influence of Bait and Stereo Video on the Performance of a Video Lander as a Survey Tool for Marine Demersal Reef Fishes in Oregon Waters. *Marine and Coastal Fisheries* 6: 181-189.

Henry S, Heerah K, Jung J-L, Martinez L et Miaud C. Les parcs éoliens flottants peuvent-ils générer un risque d'enchevêtrement et de blessure pour la mégafaune marine ? Bulletin COME3T n°09 Plouzané : France Energies Marines, 2023, 20 pages. Edition : juillet 2023

Heyns-Veale, E. R., A. T. F. Bernard, N. B. Richoux, D. Parker, T. J. Langlois, E. S. Harvey, et A. Götz. 2016. « Depth and Habitat Determine Assemblage Structure of South Africa's Warm-Temperate Reef Fish ». *Marine Biology* 163 (7): 158. <https://doi.org/10.1007/s00227-016-2933-8>.

Jung J.-L. L'ADN environnemental pour observer les mammifères marins dans des aires marines protégées : résultats des campagnes menées dans les Antilles et en Irlande. In "L'inventaire de la biodiversité aujourd'hui : nouvelles méthodes et découvertes" Journée de l'ISYEB 2023. Editions ISTE. 2024

- Jung, J.-L. (2017). *Approches moléculaires pour l'étude de la biodiversité des mammifères marins. Systématique, phylogénie et taxonomie*. Université de Bretagne Occidentale, 2017.
- Langlois, Tim, Jordan Goetze, Todd Bond, Jacquomo Monk, Rene A. Abesamis, Jacob Asher, Neville Barrett, et al. 2020. « A Field and Video Annotation Guide for Baited Remote Underwater Stereo-Video Surveys of Demersal Fish Assemblages ». *Methods in Ecology and Evolution* 11 (11): 1401-9. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13470>.
- Letessier, T.B., Juhel, J.B., Vigliola, L., Meeuwig, J.J. 2015. Low-cost small action cameras in stereo generates accurate underwater measurements of fish. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 466: 120-126.
- MacConaill, L.E., Burns, R.T., Nag, A., Coleman, H.A., Slevin, M.K., Giorda, K., Light, M., Lai, K., Jarosz, M., McNeill, M.S., Ducar, M.D., Meyerson, M., Thorner, A.R., 2018. Unique, dual-indexed sequencing adapters with UMIs effectively eliminate index cross-talk and significantly improve sensitivity of massively parallel sequencing. *Bmc Genomics* 19, 30. <https://doi.org/10.1186/s12864-017-4428-5>
- Merten, Véronique, Oscar Puebla, Till Bayer, Thorsten B. H. Reusch, Janina Fuss, Julia Stefanschitz, Katja Metfies, Julian B. Stauffer, et Henk-Jan Hoving. s. d. « Arctic Nekton Uncovered by EDNA Metabarcoding: Diversity, Potential Range Expansions, and Pelagic-Benthic Coupling ». *Environmental DNA* n/a (n/a). Consulté le 22 mars 2023. <https://doi.org/10.1002/edn3.403>.
- Miya, M., Sato, Y., Fukunaga, T., Sado, T., Poulsen, J., Sato, K., Minamoto, T., Yamamoto, S., Yamanaka, H., Araki, H., Kondoh, M., Iwasaki, W., 2015. MiFish, a set of universal PCR primers for metabarcoding environmental DNA from fishes: detection of more than 230 subtropical marine species. *Royal Society Open Science* 2. <https://doi.org/10.1098/rsos.150088>
- Pérez-Arjona, I. (Isabel), V. (Víctor) Espinosa, V. Puig, P. Ordóñez, E. (Ester) Soliveres, P. Poveda, J. Ramis, F. (Fernando) de-la-Gándara, et J. L. (José Luis) Cort. 2014. « Effects of Offshore Wind Farms Operational Noise on Bluefin Tuna Behaviour ». In . *Centro Oceanográfico de Murcia*. <http://www.repositorio.ieo.es/ieo/handle/10508/2226>.
- Polanco-Fernandez, A., Richards, E., Flück, B., Valentini, A., Altermatt, F., Brosse, S., Walser, J., Eme, D., Marques, V., Manel, S., Albouy, C., Dejean, T., Pellissier, L., 2021. Comparing the performance of 12S mitochondrial primers for fish environmental DNA across ecosystems. *Environ Dna*. <https://doi.org/10.1002/edn3.232>
- Pont, D., Rocle, M., Valentini, A., Civade, R., Jean, P., Maire, A., Roset, N., Schabuss, M., Zornig, H., Dejean, T., 2018. Environmental DNA reveals quantitative patterns of fish biodiversity in large rivers despite its downstream transportation. *Sci Reports* 8, 10361. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28424-8>
- Kassambara, A. 2021. rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. R package version 0.7.1.
- Reubens, J. T., S. Degraer, et M. Vincx. 2014. « The Ecology of Benthopelagic Fishes at Offshore Wind Farms: A Synthesis of 4 Years of Research ». *Hydrobiologia* 727 (1): 121-36. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1793-1>.
- Schnell, I.B., Bohmann, K., Gilbert, M.T.P., 2015. Tag jumps illuminated – reducing sequence-to-sample misidentifications in metabarcoding studies. *Mol Ecol Resour* 15, 1289–1303. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12402>
- Schobernd, Z.H., Bacheler, N.M., Conn, P.B. 2014. Examining the utility of alternative video monitoring metrics for indexing reef fish abundance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71: 464–471.
- Stenberg, C, Jg Støttrup, M van Deurs, Cw Berg, Ge Dinesen, H Mosegaard, Tm Grome, et Sb Leonhard. 2015. « Long-Term Effects of an Offshore Wind Farm in the North Sea on Fish Communities ». *Marine Ecology Progress Series* 528 (mai): 257-65. <https://doi.org/10.3354/meps11261>.
- Taberlet, Pierre, and others, *Environmental DNA: For Biodiversity Research and Monitoring* (Oxford, 2018; online edn, Oxford Academic, 22 Mar. 2018), <https://doi.org/10.1093/oso/9780198767220.001.0001>, accessed 3 May 2025.
- Thompson, Paul M., David Lusseau, Tim Barton, Dave Simmons, Jan Rusin, et Helen Bailey. 2010. « Assessing the Responses of Coastal Cetaceans to the Construction of Offshore Wind Turbines ». *Marine Pollution Bulletin* 60 (8): 1200-1208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.03.030>.

Unsworth, R.K.F., J.R. Peters, R.M. McCloskey, et S.L. Hinder. 2014. « Optimising Stereo Baited Underwater Video for Sampling Fish and Invertebrates in Temperate Coastal Habitats ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 150 (octobre): 281–287. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.03.020>.

Valentini, A., Taberlet, P., Miaud, C., Civade, R., Herder, J., Thomsen, P.F., Bellemain, E., Besnard, A., Coissac, E., Boyer, F., Gaboriaud, C., Jean, P., Poulet, N., Roset, N., Copp, G.H., Geniez, P., Pont, D., Argillier, C., Baudoin, J., Peroux, T., Crivelli, A.J., Olivier, A., Acqueberge, M., Brun, M.L., Møller, P.R., Willerslev, E., Dejean, T., 2016. Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Mol Ecol* 25, 929–942. <https://doi.org/10.1111/mec.13428>

Van Hal, R., Griffioen, A.B., Van Keeken, O.A. 2017. Changes in fish communities on a small spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. *Mar. Environ. Res.* 126: 26–36.

Verfuss, Ursula K., Carol E. Sparling, Charlie Arnot, Adrian Judd, et Michael Coyle. 2016. « Review of Offshore Wind Farm Impact Monitoring and Mitigation with Regard to Marine Mammals ». In *The Effects of Noise on Aquatic Life II*, édité par Arthur N. Popper et Anthony Hawkins, 1175–1182. *Advances in Experimental Medicine and Biology*. New York, NY: Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8_147.

Wellington, Claire M., Euan S. Harvey, Corey B. Wakefield, Tim J. Langlois, Alan Williams, William T. White, et Stephen J. Newman. 2018. « Peak in Biomass Driven by Larger-Bodied Meso-Predators in Demersal Fish Communities between Shelf and Slope Habitats at the Head of a Submarine Canyon in the South-Eastern Indian Ocean ». *Continental Shelf Research* 167 (septembre): 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2018.08.005>.

Whitmarsh, S., Fairweather, P.G., Huvneers, C. 2016. What is Big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. *Fish Biology and Fisheries* 27.



Protocole d'échantillonnage en surface pour milieu marin

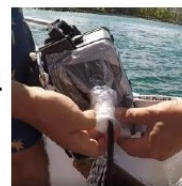
INFORMATIONS IMPORTANTES

- Ce protocole concerne l'échantillonnage de surface en milieu marin, côtier ou au large, depuis une **embarcation motorisée**.
- Chaque kit est composé de :
 - Deux capsules de filtration VigiDNA® 0.2µm ayant chacune deux bouchons et une étiquette;
 - Un (ou deux) sachet(s) « Athena tubing kit MW1 » contenant deux paires de gants, un tuyau (un tube en silicone opaque d'1,50 m et un tube en silicone transparent de 30 cm reliés par 1 raccord conique), avec une crépine, un fil de nylon de 2m;
 - Deux sachets « CL1 Buffer kit » avec une paire de gants, un entonnoir et une bouteille de tampon de conservation CL1.
- Ce kit doit être utilisé avec une pompe péristaltique Athéna alimentée par une batterie externe 12v, 22Ah (la pompe peut être louée avec la batterie, le câble d'alimentation et le chargeur).
- Après avoir mis les gants, il est impératif de ne pas toucher des zones sources de contamination d'ADN (peau, équipements, matériels de terrain...);
- Les deux filtrations de 30 minutes doivent être réalisées au même endroit. La filtration doit être réalisée à l'avant du bateau sur le côté pour éviter les contaminations venant du bateau. Le préleveur ne doit pas toucher l'eau en amont de la filtration en cours.
- Avant l'intervention sur site et entre chaque site d'échantillonnage, le plomb de traîne doit être nettoyé à l'aide de lingettes javérisées ou javel avec pulvérisateur ou de Virkon® S. Sur l'embarcation, un espace dédié aux manipulations, éloigné de toute source de contamination ADN, doit également être nettoyé.
- La détectabilité du groupe cible est fortement dépendante de la qualité de l'échantillonnage et donc du bon respect de ce protocole.
- Il est indispensable de remplir correctement le fichier Excel fourni, de manière à bien noter la correspondance entre le numéro du filtre et le site étudié ainsi que toute information susceptible d'être utile pour l'analyse (ex : colmatage de la capsule). Le numéro du filtre sera l'unique identifiant de l'échantillon lors du rendu des résultats. Ce fichier Excel devra être envoyé à votre contact SPYGEN par mail en .xlsx (cf. 21. Préparer le renvoi du colis). **L'analyse des échantillons ne sera lancée qu'à réception de ce document.**

PROTOCOLE DÉTAILLÉ

1. Préparation de la pompe:

- a. Protégez la prise d'alimentation à l'aide d'un sachet plastique et d'adhésif.
- b. Attachez la pompe au bateau à l'aide de bouts. Positionnez la pompe soit par-dessus bord à 50 cm du niveau de l'eau dans des conditions de mer calme, soit sur « le garde-corps » du bateau afin de protéger la pompe des éclaboussures (dans ce cas il sera nécessaire de tenir la pompe tout au long de la filtration). Prenez garde à ce que le dos de la pompe soit face au large.
- c. Raccordez le câble d'alimentation à la pompe, et protégez le branchement contre les entrées d'eau en refermant le sachet plastique sur le câble.
- d. Placez la batterie sur une zone sèche, si possible dans une boîte/caisse avec couvercle pour la protéger des éclaboussures.
- e. Raccordez le câble d'alimentation à la batterie.

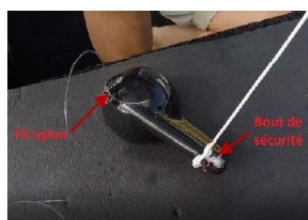


2. Mettez une paire de gants neufs se trouvant à l'intérieur du sachet «Tubing kit MW1».
3. Etalez un sac poubelle neuf ou une barquette sur le plan de travail afin d'éviter les contaminations par l'ADN. Lavez le avec une lingette javéalisée ou à l'aide de javel et d'un chiffon jetable.
4. Sortez la capsule de filtration de son emballage, collez l'étiquette présente dans la boîte sur la capsule de filtration et vérifiez que le numéro SPYXXXXX corresponde avec celui sur l'étiquette collée sur le dessus de la boîte.
NB: veillez à laisser les bouchons dans l'emballages plastiques pour le moment.
5. Sortez l'extrémité du tuyau sans crépine du sachet et insérez la capsule de filtration **en respectant le sens d'écoulement** (flèche « Flow » sur le côté de la capsule). Puis replacez la capsule dans le sac.

6. Préparation de la ligne de traîne

- a. Protégez la crépine en l'enveloppant dans un gant neuf (issu du sachet Tubing kit MW1) noué sur le tuyau. Ce gant sera retiré avant mise à l'eau en étape 9a.
- b. Nettoyez le plomb de traîne à la javel.
- c. Attachez le haut du plomb de traîne à un « bout de sécurité » d'environ 2.5m de longueur.
- d. Attachez le bas du plomb de traîne au fragment court du fil de nylon (côté crépine).
- e. Attachez le bout de sécurité, ainsi que le fragment long du fil de nylon, au bateau en ajustant la longueur afin d'éviter de créer une tension sur le tuyau, ou un coude trop important pouvant perturber la filtration.

7. Placez le tuyau dans la tête de pompe de l'Athena en vérifiant qu'il n'y ait pas de coude. La partie du tuyau connectée à la capsule doit sortir sur le dessus de la tête de pompe.



Attache du bout de sécurité et du fil de nylon sur le plomb de traîne



Placement de la capsule sur la tête de pompe

PROTOCOLE DÉTAILLÉ

8. Placez le bateau au point départ du transect.
9. Mise à l'eau
 - a. Soulevez le plomb en le tenant par le bout de sécurité, retirez le gant de la crépine sans toucher cette dernière et passez l'ensemble par-dessus bord. Prenez garde à ce que la crépine ne touche pas l'embarcation.
 - b. Mettez le plomb dans l'eau en relâchant progressivement le bout de sécurité. Vérifiez qu'il n'y ait ni tension ni coude sur le tuyau. La tension doit être portée sur le fil de nylon.
 - c. Vérifiez que la crépine soit **immergée à environ 50cm** de la surface.



Mise à l'eau du plomb de traîne et de la crépine

10. Mise en route de la pompe
 - a. Ouvrez la pompe et appuyez sur « **Pump on** ».
 - b. Appuyez sur « **Reverse** ».
 - c. Appuyez sur « **+** » jusqu'à atteindre la vitesse de rotation correspondant à un débit de 1L/min. Cette vitesse varie selon la pompe, elle est indiquée sur l'étiquette autocollante à l'intérieur de la pompe.
 - d. Notez le point GPS correspondant au début du transect.
11. Filtrez l'eau durant 30 minutes en gardant une **vitesse réduite** (2 à 3 nœuds) afin que la crépine ne remonte pas à la surface. Notez la profondeur régulièrement (toute les 5min environ).
NB : en cas de transect en aller/retour, notez le point GPS de retournement.
12. Une fois la filtration terminée, remontez la ligne de traîne par le bout de sécurité et expulsez l'eau restante dans la capsule en filtrant de l'air. Faites attention à ce que l'extrémité du tuyau ne touche rien lors de la purge.
13. Arrêtez la pompe en pressant « **Pump Off** » et posez le plomb et le tuyau sur le plan de travail.
14. Changez votre paire de gants (kit tuyau ou supplémentaire) et décrochez la capsule du tuyau.
15. Fermez le bas de la capsule à l'aide du premier bouchon. Placez l'entonnoir sur le haut de la capsule et versez doucement le tampon de conservation jusqu'à atteindre le haut de la capsule (cf. photo ci-dessous). Posez ensuite l'entonnoir sur la bouteille de tampon ouverte.
NB : En cas de basse température, il est possible que la solution tampon CL1 cristallise, empêchant ainsi son écoulement dans la capsule de filtration. Il est alors recommandé de réchauffer le flacon, dans ses mains par exemple, jusqu'à disparition des cristaux et de bien le secouer avant de verser son contenu dans la capsule.

— Limite de remplissage du tampon de conservation



Flèche FLOW qui indique le sens d'écoulement

PROTOCOLE DÉTAILLÉ

16. Fermez le haut de la capsule à l'aide du second bouchon, puis retournez le filtre, enlevez le premier bouchon du bas de la capsule et versez le reste du tampon de conservation à l'aide de l'entonnoir.
17. Refermez le bas de la capsule puis agitez la vigoureusement pendant environ 1 min. La capsule doit être mise en position horizontale et tournée régulièrement pendant l'agitation.
18. Rangez la capsule dans sa boîte **en respectant le sens « Flow » (flèche vers le bas)**. Vérifiez que le petit bouchon blanc soit bien fermé. Jetez le reste du matériel.
19. Stockez la capsule à température ambiante à l'abri de la lumière en évitant les fortes variations de température et renvoyez-la à SPYGEN dans un délai d'un mois.
20. Si vous utiliserez le même tuyau pour réaliser le répliquat terrain, recommencez ce protocole en ignorant les étapes 1-2 et 6 à 9.
NB : dans ce cas, ne pas remonter le plomb de traine et la crépine sur le bateau à l'étape 12 mais les remettre à l'eau après la purge de la capsule.
21. Préparer le **renvoi du colis** :
 - **Confection du colis** :
 - Placez les boîtes verticalement avec le filtre à l'endroit (flèche « flow » vers le bas).
 - Calez les boîtes à l'intérieur du carton, à l'aide de rembourrage.
 - Attention le transport de batteries en lithium est réglementé et nécessite une documentation spécifique (à valider auprès des transporteurs). Si vous utilisez UPS, mettez la fiche spéciale pour le transport de batterie en lithium et collez l'étiquette « attention batterie lithium » sur le carton.
 - **Mode d'envoi** : Par transporteur ou par la Poste (attention, **évitez Colissimo**).
 - **Quand envoyer le colis?** : Dès que possible pour respecter le délai de location de la pompe.
 - **Adresse de renvoi** :

SPYGEN
 17 rue du Lac Saint-André
 73370 Le Bourget du Lac
 France



Pensez à envoyer le document reprenant les informations de votre terrain en format .xlsx par mail à votre contact SPYGEN.

L'analyse de vos échantillons ne sera lancée qu'à partir du moment où ce document sera reçu.

RÉSUMÉ

L'UAR PatriNat travaille au développement de méthodes de suivis complémentaires afin d'évaluer l'état écologique des communautés de poissons côtiers pour la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM). Ces travaux s'inscrivent dans le cadre de mise en œuvre de la surveillance DCSMM mais ont plus globalement l'objectif de répondre aux besoins des différentes politiques publiques (DCSMM, DHFF, DCE), des gestionnaires d'AMPs et autres espaces maritimes (cantonnements, ZPF, EMR), mais également aux besoins de connaissances et de recherches.

Considérant le contexte actuel d'extension des énergies marines renouvelables (EMR) et les lacunes de connaissances sur les effets potentiels des EMR sur l'ichtyofaune et les mammifères marins, l'observation des effets des parcs éoliens sur les poissons est un besoin qui a été plus récemment inclus dans le cahier des charges de la surveillance de la biodiversité.

Le projet NectonYN visait à développer et tester la méthode de suivi par vidéo stéréoscopique appâtée (BRUV) et évaluer sa complémentarité avec d'autres méthodes de suivi (ADNe et pêches expérimentales). Celle-ci a été testée dans le cadre de la réalisation de l'état initial peuplements de poissons benthopélagiques et récifaux ainsi que des cétacés dans le secteur des parcs éoliens de Saint Nazaire et Yeu-Noirmoutier.

Les tests menés ont permis de valider la configuration technique des BRUV et d'optimiser l'analyse des vidéos, en réduisant le temps de visionnage à 30–40 minutes par séquence, tout en conservant une bonne capacité de détection des espèces. Bien que cette méthode soit efficace en milieu benthique, son application en milieu pélagique s'est révélée moins pertinente, en raison d'une faible densité d'espèces observées.

L'analyse comparative des méthodes a mis en évidence que l'ADNe permettait de détecter une plus grande diversité taxonomique, notamment les espèces de petite taille (gobies, blennies), tandis que la pêche au filet ciblait des individus de taille supérieure à 20 cm et plus homogènes. Les BRUV permettent d'échantillonner les mêmes métriques que les filets mais avec une sélectivité moindre et présente par ailleurs de nombreux avantages (e.g. non destructif, meilleure précision spatiale, observation du comportement des espèces,...).

Les données mobilisées pour réaliser l'état initial suggèrent une similarité écologique entre les communautés de poissons observées dans les différentes zones. Cette tendance est précisée par les données ADNe grâce au calcul d'indices de diversité. Une espèce de delphinidé a également été détectée, sans pouvoir être identifiée précisément.

Les méthodes employées fournissent des métriques utiles pour répondre aux exigences des politiques publiques et aux suivis réglementaires liés à l'implantation des éoliennes. Mutualiser ces suivis permettrait d'optimiser les efforts et de renforcer la compréhension des impacts sur la biodiversité marine.

PatriNat (OFB-MNHN-CNRS-IRD)
Centre d'expertise et de données sur le patrimoine naturel

Jardin des Plantes
CP41 – 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire
75005 Paris
www.patrinat.fr

