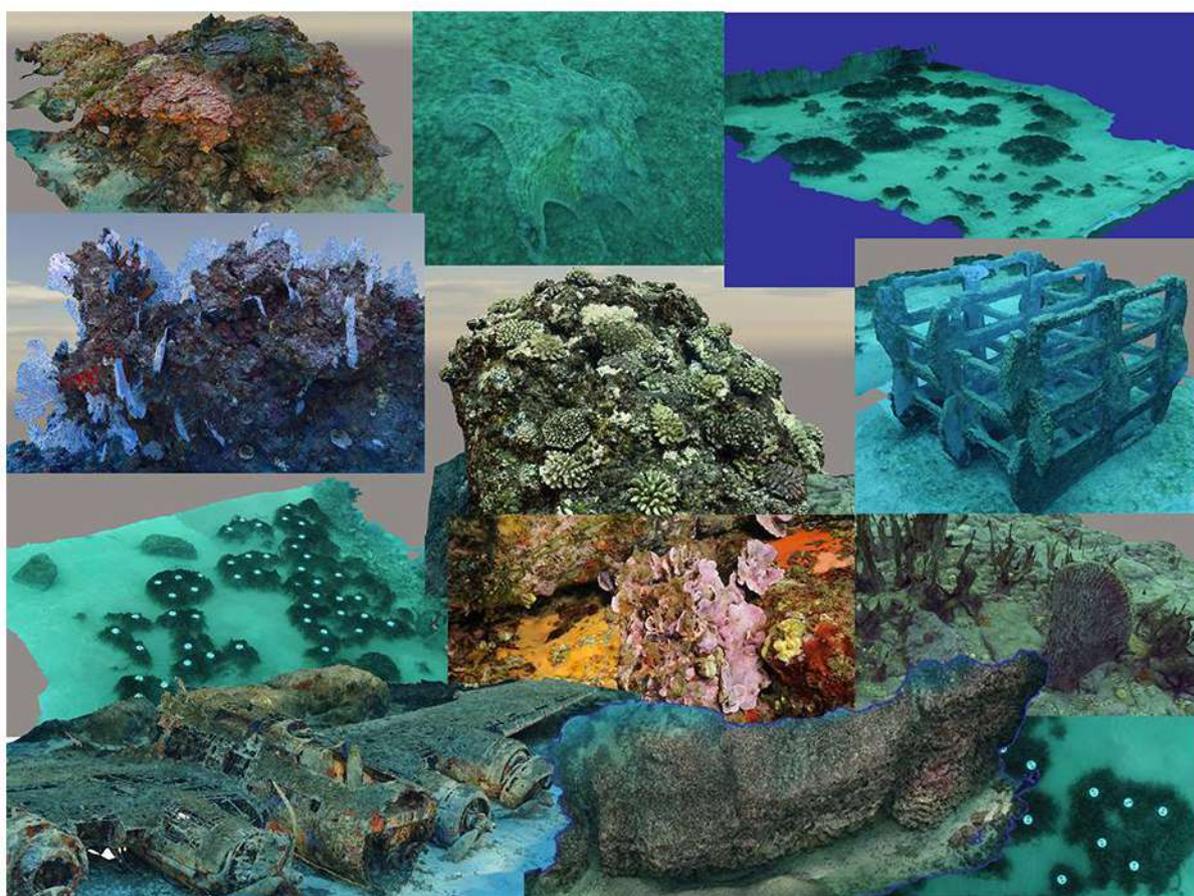


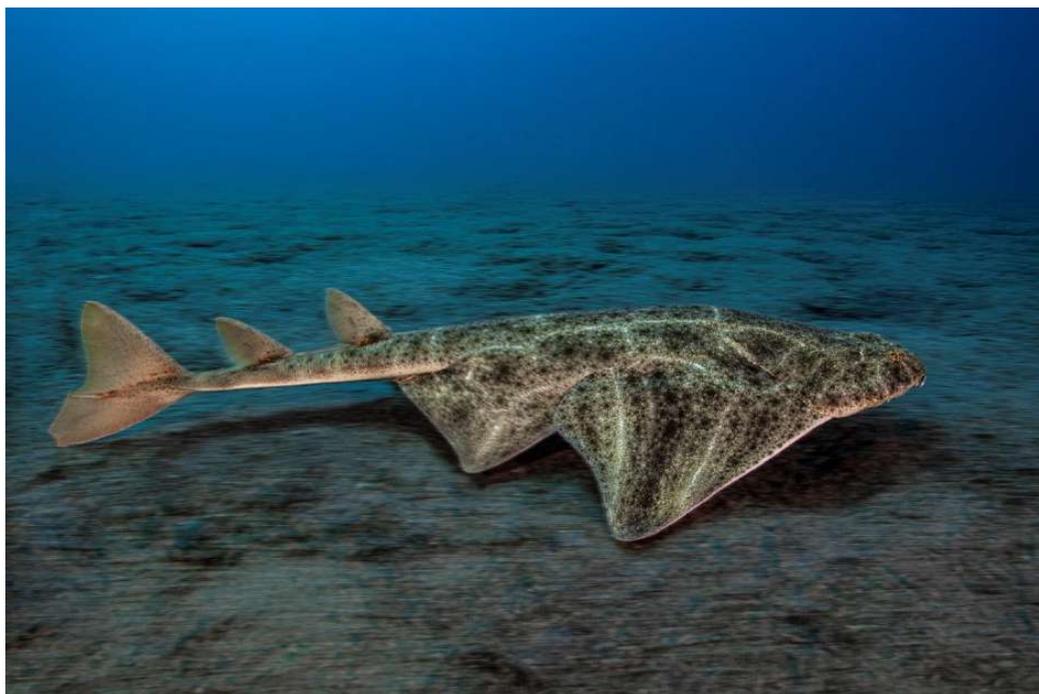
## Surveillance Biologique 2020

- Suivi des populations de poissons-



  
**ANDROMÈDE**  
OCÉANOLOGIE

7, place Cassan - Carnon Plage  
34 130 Manguio - France  
Tél. : 04.67.66.32.48  
[contact@andromede-ocean.com](mailto:contact@andromede-ocean.com)



ANGE DE MER (SQUATINA SQUATINA), BASTIA, -40 M (© LAURENT BALLESTA) DETECTE PAR ADNE (PISCIS).

**Coordination Andromède :**

HOLON Florian, [florian.holon@andromede-ocean.com](mailto:florian.holon@andromede-ocean.com)



**Coordination Agence de l'Eau RMC :**

BOISSERY Pierre, [Pierre.BOISSERY@eaurmc.fr](mailto:Pierre.BOISSERY@eaurmc.fr)



**Participants aux missions de terrain :**

AGEL Noémie, BLANDIN Agathe, BOCKEL Thomas, DELARUELLE Gwenaëlle, DETER Julie, HOLON Florian, GUILBERT Antonin, GENTIL Yanick, MAURON Stephen, MARRE Guilhem, PAVY Thomas.

**Traitement des données et rédaction :**

MARRE Guilhem, BOCKEL Thomas, DELARUELLE Gwenaëlle, FERY Célia, MARRE Guilhem.

**Ce document doit être cité sous la forme suivante :**

*ANDROMEDE Océanologie, 2021. Surveillance biologique 2020 : Suivi des populations de poissons sur les sites TEMPO et RECOR. Contrat Andromède Océanologie / Agence de l'eau. 32 pages.*

# Édito

Depuis l'entrée en vigueur de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau 2000/60/CE (DCE), les États membres se sont engagés à atteindre un bon état écologique des masses d'eau d'ici 2020 (Parlement Européen, 2000).

La Directive cadre Stratégie pour le Milieu Marin 2008/56/CE (DCSMM) a renforcé cette volonté pour le milieu marin. Pour cela, il s'agit de suivre l'état des écosystèmes marins, mesurer les impacts liés aux pressions des activités humaines et mettre en œuvre une gestion intégrée permettant une utilisation durable des ressources.

C'est dans ce contexte réglementaire que la société Andromède Océanologie a développé depuis 2010, en partenariat avec l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, de nombreux réseaux de surveillance axés sur des thématiques variées tels que TEMPO (Herbier de posidonie), RECOR (Récifs coralligènes), CALME (bruit acoustique), CALOR (Température de fond), PISCIS (Poissons).

Ces réseaux permettent de suivre un grand nombre de mesures à différentes échelles (individus, populations, communautés, paysages) et mettent en commun leur logistique de terrain. Cette mutualisation des moyens permet de limiter les coûts et d'effectuer des suivis sur les mêmes sites afin de faciliter la mise en lien des données entre elles.

**Ce document présente les résultats des acquisitions sur les poissons par ADNe (réseau PISCIS) pour l'année 2020 en région Corse.** Tous les résultats de ces réseaux de surveillance sont consultables sur la plateforme en ligne MEDTRIX (<http://plateforme.medtrix.fr>) dans les projets dédiés.



# Sommaire

SUIVI DES POPULATIONS DE POISSONS ET EVOLUTIONS METHODOLOGIQUES .....	2
<b>I. CONTEXTE ET OBJECTIFS .....</b>	<b>2</b>
<b>II. METHODOLOGIE.....</b>	<b>3</b>
<i>II.A. Protocole d'échantillonnage.....</i>	<i>3</i>
<i>II.B. Matériel de prélèvement et d'analyse.....</i>	<i>4</i>
<i>II.C. Analyse des données .....</i>	<i>6</i>
<b>III. RESULTATS.....</b>	<b>8</b>
<i>III.A. Description des assemblages ichtyologiques.....</i>	<i>8</i>
<i>III.B. Comparaison ADN environnemental et Caméra .....</i>	<i>18</i>
<b>IV. SYNTHÈSE .....</b>	<b>20</b>
BIBLIOGRAPHIE .....	21
ANNEXE : LISTE DES ESPECES OBSERVEES PAR ADNE .....	24

## Suivi des populations de poissons et évolutions méthodologiques



Ce chapitre présente les résultats des suivis des poissons par ADN environnemental réalisés en 2020 en région Corse regroupant 19 sites d'échantillonnage.



# Suivi des populations de poissons et évolutions méthodologiques

## I. Contexte et objectifs

La Méditerranée est considérée comme un haut-lieu de biodiversité au vu du nombre et de la diversité d'espèces qu'elle accueille (Myers et al., 2000). On dénombre à ce jour plus de 600 espèces de poissons marins en mer Méditerranée, dont une partie majoritaire provient de l'Atlantique (Quignard and Tomasini, 2000). La partie orientale abrite plus de 66 % de cette diversité en raison du gradient thermo halin allant d'Est en Ouest (Malak et al., 2012). De même que l'Atlantique a approvisionné la partie occidentale de la Méditerranée, la partie orientale a été alimentée en espèces d'origine Indopacifique par le canal de Suez (George and Athanassiou, 1967; Golani, 2000, 2005). Parmi les 600 espèces de poissons de la mer Méditerranée, 74 sont considérées comme endémiques. Ces dernières peuplent en majorité la partie occidentale de la Méditerranée, notamment le long des côtes liguriennes, tyrrhéniennes et tunisiennes (Malak et al., 2012). La situation géographique de la Méditerranée, située entre l'Atlantique et la mer rouge, lui octroie un flux d'espèces exotiques agissant comme une « pompe à diversité ». Cette dernière augmente la biodiversité (Quignard and Tomasini, 2000).

L'organisation fonctionnelle et biogéographique des communautés ichtyologiques côtières méditerranéennes est peu connue (Bouchoucha and Herve, 2013). Les études réalisées en France se sont essentiellement concentrées sur les Aires Marines Protégées ou ont concerné les espèces exploitées (Harmelin, 1987; Francour and Harmelin, 1989; Francour and Finelli, 1991; Bouchereau et al., 1992; Dufour et al., 2007; Lenfant et al., 2008; Seytre and Francour, 2008; Mouillot et al., 2011)

Le suivi des peuplements ichtyologiques nécessite de disposer d'une méthode non destructive, utilisable à large échelle et dans différentes situations, sur une gamme de profondeurs recouvrant une part importante de la zone côtière. Cette méthode doit être peu perturbatrice et sa mise en œuvre ne doit pas engendrer de coûts prohibitifs. Les méthodes jusqu'alors utilisées sont basées sur des captures (Lobry et al., 2006) et/ou des observations visuelles (Sale and Douglas, 1981) dont les plus communes (UVC, Underwater visual census) sont réalisées directement par des plongeurs (Harmelin-Vivien and Harmelin, 1975; Seytre and Francour, 2008) le long de transects ou en statique à partir d'un point d'observation. Les progrès technologiques et la diminution des coûts de matériel ont permis aux techniques basées sur la vidéo de se développer pour les suivis ichtyologiques. Ces techniques restent cependant limitées par les contraintes de visibilité et la nature mobile des organismes observés. La technologie de recherche de traces d'ADN dans l'environnement a fortement progressé ces dernières années et permet aujourd'hui un recensement non invasif et exhaustif des populations de poissons.

**Andromède Océanologie a démarré en 2015, en partenariat avec l'Agence de l'eau RMC, un réseau de surveillance des assemblages ichtyologiques marins côtiers de Méditerranée française (réseau PISCIS).** La première campagne océanographique (Juin 2015) a permis une évaluation globale des cortèges piscicoles, entre le delta du Rhône et la frontière maritime italienne, incluant la Corse. Un **programme d'acquisition vidéo** a ainsi été instauré. Lors des campagnes successives, des évolutions méthodologiques ont été apportées et une amélioration du protocole d'acquisition de données a été mise en place. **En 2020, la technique d'échantillonnage a évolué de la vidéo vers l'ADN environnemental.** Ce chapitre présente les résultats du réseau PISCIS pour la campagne 2020 en Corse, regroupant 19 sites d'échantillonnage.

Sur la base d'une méthode non invasive et exhaustive, l'ADN environnemental, **l'objectif est de décrire les cortèges ichtyologiques des fonds côtiers de la Corse.** Cette description est basée sur une analyse de la richesse spécifique, et de la répartition des groupes trophiques et des différents groupes d'espèces cibles en fonction des sites et des principaux habitats marins.

Les objectifs à moyen terme de cette étude sont d'identifier les relations qui existent entre ces descripteurs et les pressions anthropiques, les données acoustiques et les données de température.

Les objectifs à plus long terme sont d'évaluer la qualité des eaux côtières à travers une combinaison de descripteurs des communautés ichtyologiques afin de répondre aux objectifs environnementaux de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (2008/56/CU du 17 juin 2008, DCSMM).

## II. Méthodologie

### II.A. Protocole d'échantillonnage

Les sites échantillonnés en 2020 correspondent aux sites déjà suivis dans le cadre des réseaux de surveillance RECOR (récifs coralligènes) et TEMPO (herbiers de posidonie, sites en limite inférieure et sites à -15 mètres).



Tous les sites échantillonnés font l'objet d'une surveillance acoustique (réseau CALME) et sont équipés de capteurs de température (réseau CALOR). Des corrélations statistiques pourront ainsi être réalisées entre les données acoustiques, les données de température et les données biologiques.



La carte suivante présente les différents sites du réseau PISCIS en suivi en Corse en 2020, soit **19 stations (7 stations Coralligène, 8 stations Herbier à 15m, 1 station Herbier en limite inférieure et 3 transects surface)**.

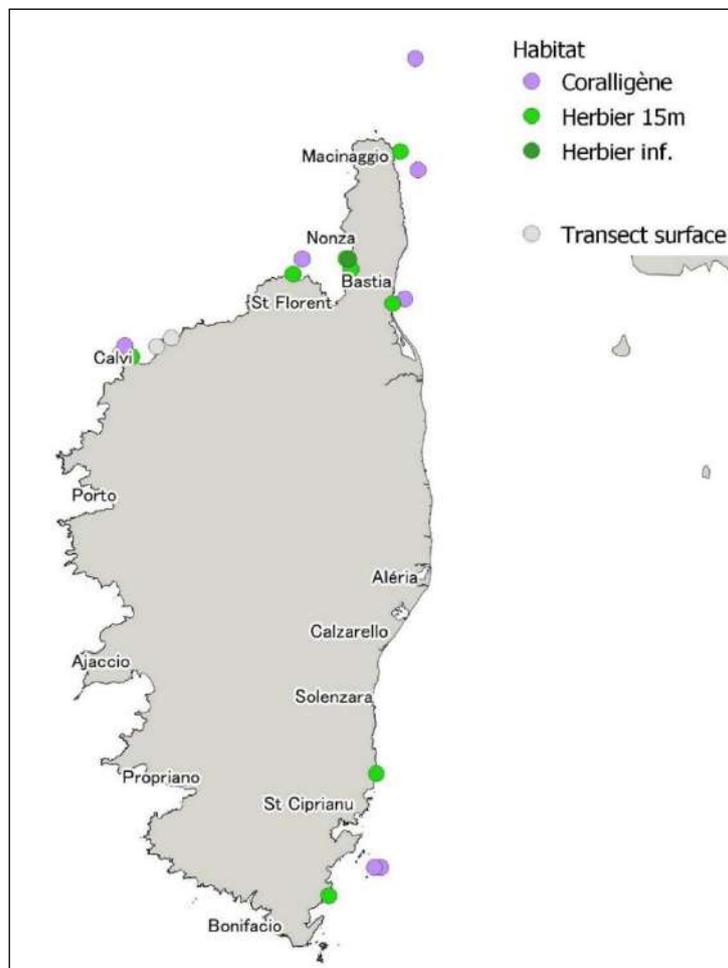


FIGURE 1 LOCALISATION DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE DU RÉSEAU PISCIS EN 2020 SELON L'HABITAT (19 STATIONS (7 STATIONS CORALLIGÈNE, 8 STATIONS HERBIER À 15M, 1 STATION HERBIER EN LIMITE INFÉRIEURE ET 3 TRANSECTS SURFACE)).



## II.B. Matériel de prélèvement et d'analyse

### Matériel de prélèvement

La collecte des échantillons d'ADN environnemental est réalisée à l'aide d'une technique développée par la société **SPYGEN** (<http://www.spygen.com/fr/>), permettant la filtration de 30 litres d'eau à travers une capsule de filtration à 0,2 µm. Plus précisément, les **kits VigiDNA MW1** sont utilisés. Ces kits stériles intègrent les consommables nécessaires pour l'échantillonnage et notamment un tuyau, une crépine, une capsule de filtration à très faible porosité (0,2 µm) et un tampon de conservation de l'ADN (CL1). Ces kits sont stériles afin de prévenir toute contamination par de l'ADN humain ou autres ADN.

### Type de transects

Deux types de transects sont réalisés :

Les **transects en surface** sont réalisés avec une pompe péristaltique alimentée par une batterie 12V. L'échantillonnage se fait par filtration de 30 litres d'eau de mer, en surface, par transect, depuis le bateau. Les transects sont réalisés au plus proche de la côte sur une distance de 5 km (1 aller /retour). La vitesse du bateau doit être de 10 km/h, afin de filtrer 30 L en 30 min sur 5km. L'ADNe est prélevé dans la capsule de filtration.

Les **transects en plongée** sont réalisés à l'aide d'une pompe étanche fixée sur un scooter sous-marin. Ainsi, l'échantillonnage se fait par filtration de 30 litres d'eau de mer, directement sur le fond, au plus près du substrat, pour optimiser les chances de détecter les espèces.



FIGURE 2 SYSTEMES D'ECHANTILLONNAGE D'ADN ENVIRONNEMENTAL : POMPE PERISTALTIQUE (A GAUCHE) ET POMPE ETANCHE (A DROITE).

Dans cette étude, les résultats des transects surfaces seront comparés aux résultats des transects réalisés en plongée sur chacune des biocénoses échantillonnées, dans l'encart « comparaison par habitat ».

Notre système étanche de filtration de l'eau de mer (pour directement recueillir l'ADNe au plus près de l'habitat à partir de la technique VigiDNA) a fait l'objet d'une déclaration d'invention entre l'université de Montpellier et les entreprises Andromède océanologie, Spygen et Subspace.

Cette méthode maximise notre **efficacité de détection** de l'ADNe potentiellement rare en mer et **évite les contaminations** liées à l'usage de multiples contenants (sacs ou bouteilles niskin) obligeant une filtration en surface après la plongée (Mouillot, Comm. pers.). Positionnée sur un scooter la pompe permet de filtrer 30 L d'eau à la profondeur voulue. La réalisation de transects de prélèvement permet d'optimiser les prélèvements sur les sites.



FIGURE 3 : POMPE ETANCHE CONÇUE PAR SUBSPACE, ANDROMEDE OCEANOLOGIE ET L'UNIVERSITE DE MONTPELLIER.

### Traitement des échantillons

L'extraction (réalisée en salle blanche), l'amplification, le séquençage de l'ADNe (technologie Miseq®) et les analyses bioinformatiques sont réalisés par SPYGEN, selon les protocoles présentés dans ces deux publications scientifiques : Valentini et al. 2016 et Pont et al. 2018. Les échantillons sont centrifugés à 15 000 g durant 15 min, à 6°C, après quoi le surnageant est éliminé et 360 µL de tampon ATL sont ajoutés. L'extraction est réalisée avec le kit d'extraction DNeasy Blood and Tissue (Qiagen). Avant la PCR, un tag est ajouté à chaque échantillon, afin de pouvoir l'identifier. Après l'amplification, les échantillons sont titrés par électrophorèse et purifiés. Le séquençage sera réalisé avec un séquenceur Illumina Miseq. 12 PCR seront réalisées sur chaque échantillon pour plus de robustesse, et une PCR de contrôle sera réalisée pour évaluer la contamination.

Afin de pouvoir assigner un taxon aux séquences génétiques amplifiées dans nos échantillons ADNe, il est nécessaire de construire une base de référence taxonomique au préalable avec les espèces pour lesquelles une séquence d'ADN de 12S contenant l'amorce utilisée est déjà connue. Nous utilisons pour cela la liste des poissons de la mer Méditerranée de FishBase (<http://fishbase.mnhn.fr>), et les informations taxonomiques trouvées sur NCBI ([www.ncbi.nlm.nih.gov](http://www.ncbi.nlm.nih.gov)), que nous comparons à la liste des séquences du fragment de gène mitochondrial 12S des Actinoptérygiens et Chondrichtyens de la base de données European Nucleotide Archive ([www.ebi.ac.uk/ena](http://www.ebi.ac.uk/ena)). Nous avons complété ces bases 12S récemment ; nous sommes donc en mesure d'identifier plus de 90% des espèces des côtes méditerranéennes occidentales.

Les séquences sont alignées avec le logiciel U-GENE. Pour chaque espèce, nous renseignons également son statut de conservation IUCN, son habitat et sa provenance (native, endémique, introduite). Les séquences de mauvaise qualité sont éliminées. Les séquences identiques sont regroupées en exemplaire unique afin de ne conserver qu'un seul exemplaire de chaque séquence.

La méthode d'assignation est réalisée avec la fonction ecotag du package ObiTools. Le programme utilise 3 entrées : les séquences devant être assignées, une base de données taxonomique renseignant les relations entre taxons, et la base de référence des poissons de méditerranée, dont l'identifiant unique permet de les relier à la taxonomie. Ecotag compare chaque séquence à la base de référence et calcule la similarité comme le ratio entre la longueur de la plus longue chaîne commune et la longueur du plus court alignement correspondant. Ecotag ne garde ensuite que les séquences qui ont la plus grande similarité et leur assigne le taxid du taxon





Descripteurs	Formules	Composants	Finalités
Richesse spécifique			nombre d'espèces comptées sur un point d'échantillonnage
Indicateur de diversité fonctionnelle			diversité des traits écologiques (régime alimentaire, croissance, reproduction, taille etc..) au sein d'un site
Large Reef Fish Indicator			nombre d'espèces de poissons de récif de grande taille (20 cm ou plus à l'âge adulte)
Indicateur crypto-benthique			nombre d'espèces de poissons de récif de petite taille 10 cm ou moins à l'âge adulte)
Indicateur UICN			Nombre d'espèces présente sur la liste rouge de l'UICN
Indicateur non indigène			Nombre d'espèces invasives ou exotiques présentes sur le site échantillonné
Indicateur thermique			température "préférée" des espèces de poissons sur un site

Ces indicateurs sont calculés à différentes échelles :

-  **Site** (trois habitats confondus) ;
-  **Site-Habitat** (habitat pour chaque site) ;
-  **Habitat** (tous sites confondus).

Les données sont analysées à l'aide de modèles et de méthodes statistiques classiques (modèle linéaire, test de Fisher, test de Student, ...) pour faire ressortir les relations entre indicateurs et variables explicatives.

### **La plateforme MEDTRIX**

Les principaux résultats du réseau PISCIS pour les années 2015-2020 sont disponibles en ligne sur la plateforme MEDTRIX (réseau PISCIS, <https://plateforme.medtrix.fr/>) :

- la **localisation de l'ensemble de sites** d'échantillonnage ;
- les **principaux descripteurs** par site : pour les années 2015-2019 des indicateurs de biomasse sont présentés (analyse des caméras vidéos), pour 2020 d'autres indicateurs ont été développés.



### III. Résultats

Comme tout inventaire faunistique, un inventaire ichtyologique fait face à un défi majeur : la mobilité des espèces observées. Au-delà des caractéristiques de l'habitat et de la méthode de comptage employée, les espèces identifiées et leur abondance peuvent varier significativement en fonction de la saison, de l'heure, des conditions météorologiques, ... C'est pourquoi aucun inventaire, sauf cas très particulier (zone isolée et délimitée), ne peut se prétendre complètement exhaustif. Idéalement, il faudrait répéter ce type d'inventaire plusieurs fois, à différentes dates, à différentes heures, dans différentes conditions météorologiques, afin de consolider le jeu de données et de s'assurer qu'il soit bien représentatif des cortèges qui peuplent chacun des sites. Les résultats qui suivent sont donc à considérer avec prudence.

#### III.A. Description des assemblages ichtyologiques

L'objectif de cette partie est de fournir une vue d'ensemble des peuplements de poissons sur les sites échantillonnés lors des campagnes océanographiques, en présentant les valeurs des différents descripteurs (par site, par habitat, par groupe trophique) et en analysant leurs distributions.



FIGURE 5 : CARANGUES ET BARRACUDAS EN MEDITERRANEE © LAURENT BALLESTA.

#### Liste des taxons observés

**45 familles, 77 genres et 99 espèces différentes ont été détectés en Corse en 2020.** La liste des espèces détectées est disponible en annexe.

## Richesse spécifique

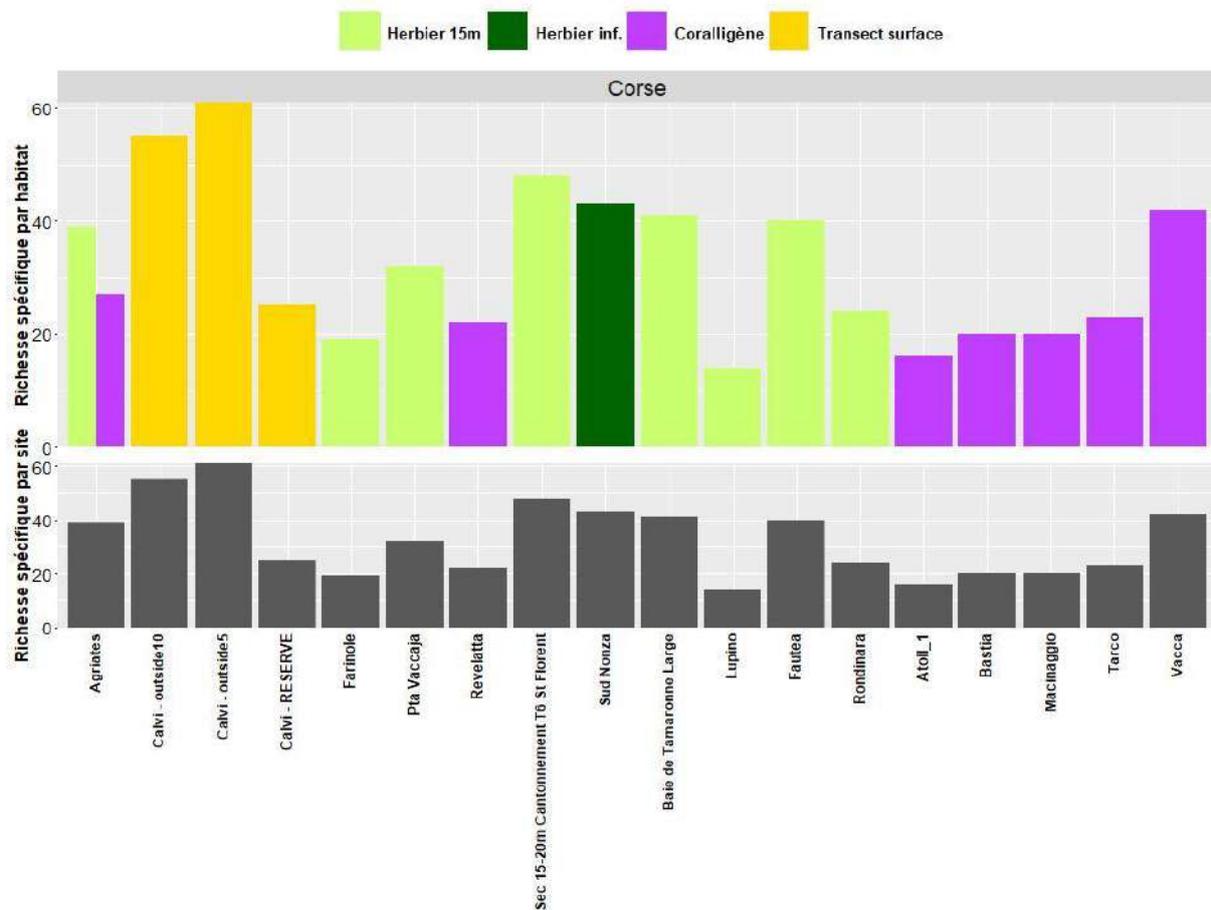


FIGURE 6 : RICHESSE SPECIFIQUE PAR SITE ET PAR HABITAT

La richesse spécifique est en moyenne légèrement supérieure sur l'herbier à 15 m et sur les transects surface (non significatif, ns).

Les sites présentant la plus forte richesse spécifique sont les sites de Calvi situés à l'extérieur et dans la réserve. Le site « Calvi Outside 5 » est le seul où a été détecté la Baudroie commune *Lophius piscatorius* en 2020. Les autres sites sont situés dans le golfe de St Florent : Sec 15-20m, Sud-Nonza.

On note que la richesse spécifique est inférieure à l'extérieur par rapport à l'intérieur de la réserve sur le site de Calvi.

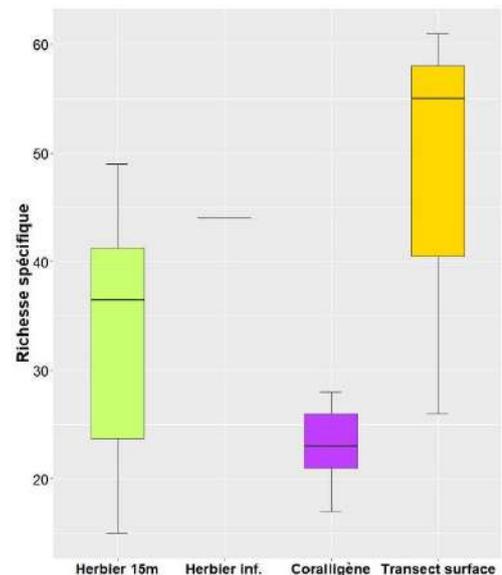


FIGURE 7 RICHESSE SPECIFIQUE PAR HABITAT EN COMPARAISON AUX TRANSECTS SURFACE





FIGURE 8 : UNE BEAUDROIE, *LOPHIUS PISCATORIUS* (PROJET MER-VEILLE, ANDROMEDE OCEANOLOGIE)

## Indicateur de diversité fonctionnelle

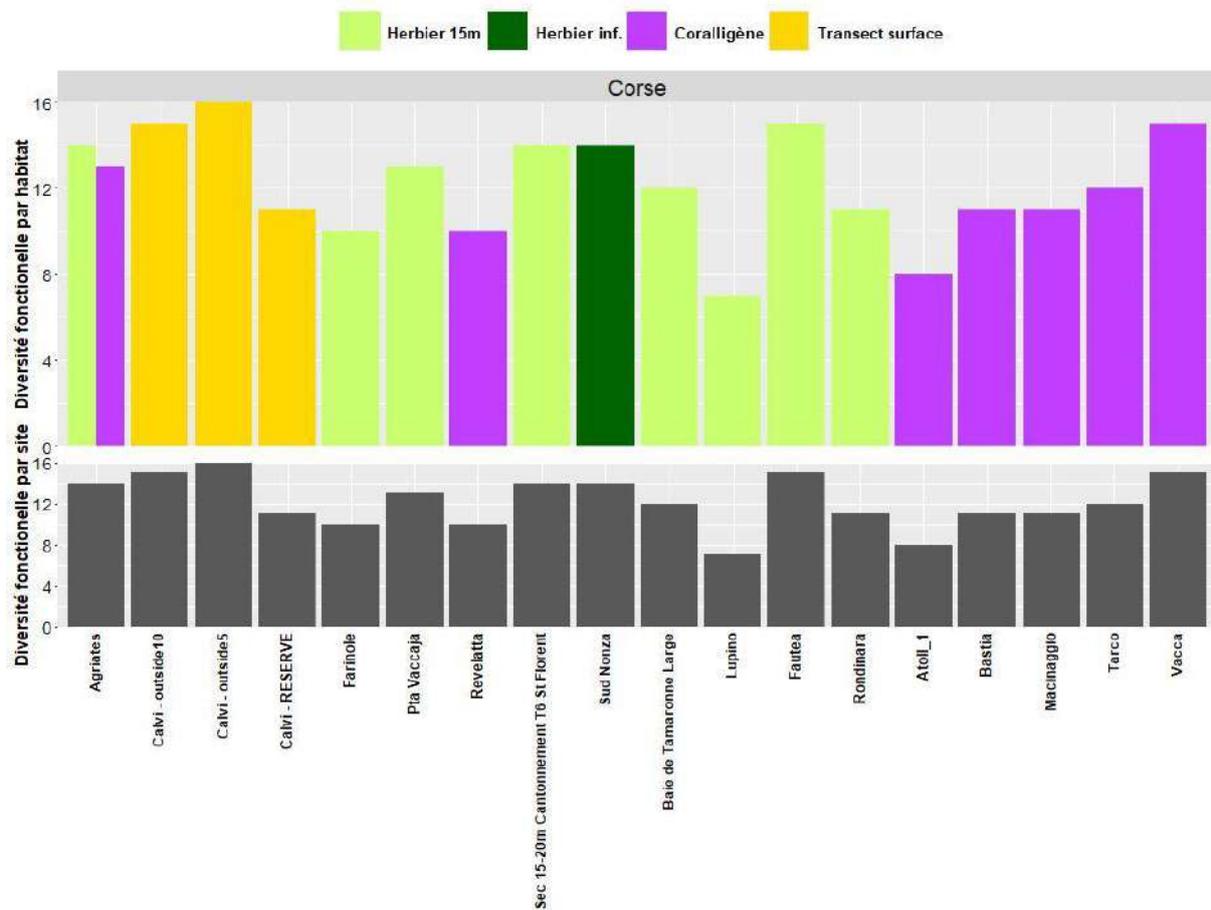


FIGURE 10 : INDICATEUR DE DIVERSITE FONCTIONNELLE PAR SITE ET PAR HABITAT

La diversité fonctionnelle est variable en fonction des sites et des habitats et est en moyenne **légèrement supérieure sur les transects surface** (ns).

Les sites présentant la plus forte diversité fonctionnelle sont à nouveau le site de Calvi (hors de la réserve), suivi par deux sites localisés sur la côte Est : Fautea (herbier – Nord du golfe de Porto-Vecchio) et Vacca (coralligène - au sud du golfe de Porto-Vecchio).

La diversité fonctionnelle semble aussi supérieure à l'extérieur de la réserve de Calvi comparé à l'intérieur.

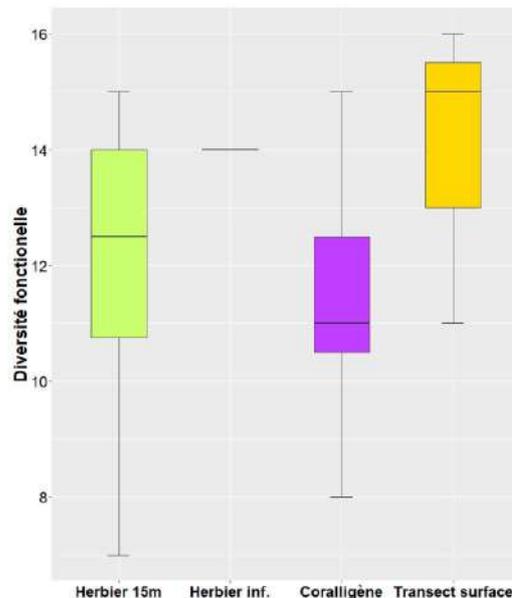


FIGURE 9 : INDICATEUR DE DIVERSITE FONCTIONNELLE PAR HABITAT EN COMPARAISON AUX TRANSECTS SURFACE



**Indicateur des espèces de poissons de récif de grande taille (LRFI)**

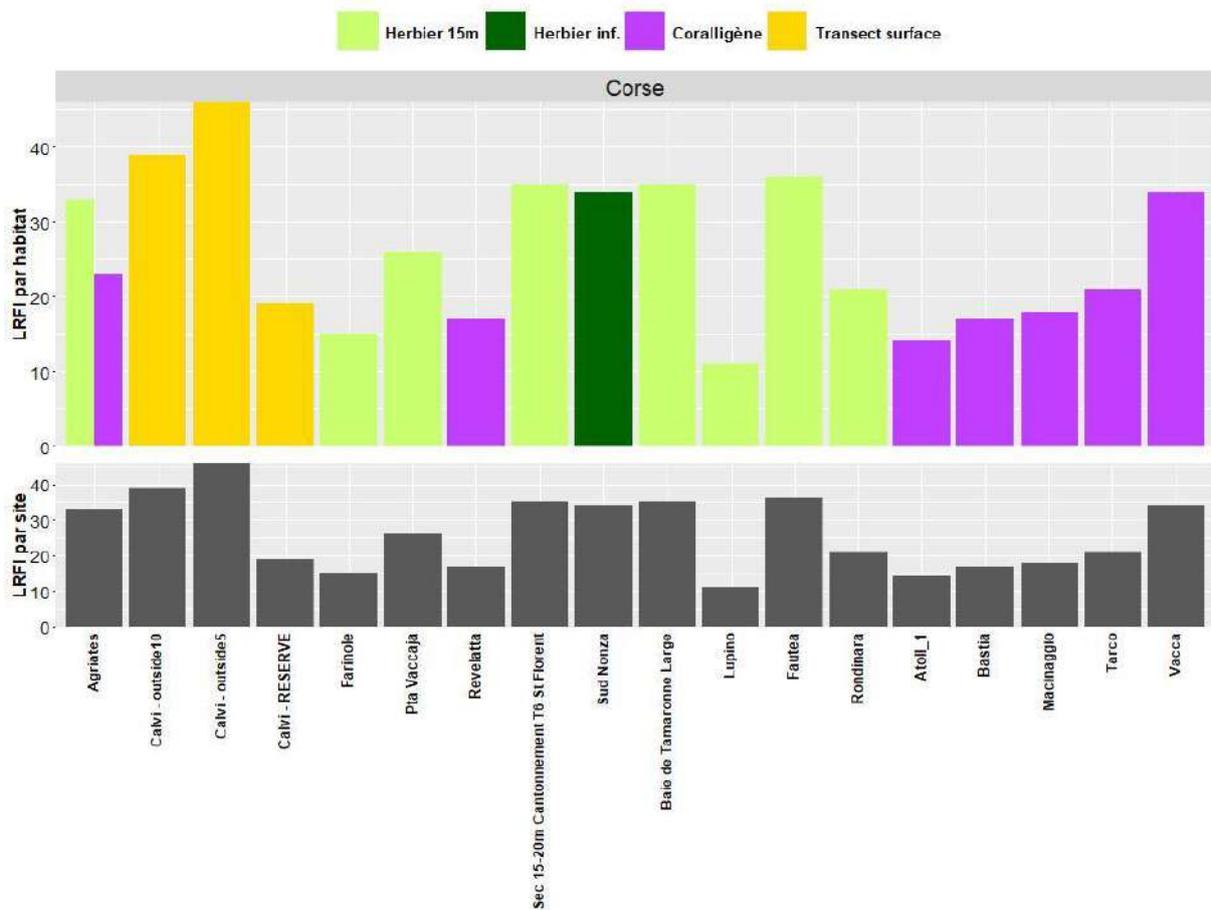


FIGURE 12 : INDICATEUR LRFI PAR SITE ET PAR HABITAT

L'indicateur des espèces de poissons de récif de grande taille est variable en fonction des sites et des habitats et est en moyenne **légèrement supérieur sur les transects surface** (ns).

Les sites présentant le plus fort LRFI sont à nouveau les sites de Calvi situés à l'extérieur et dans la réserve, suivis par les sites de Fautea, Baie de Tamaronne et du cantonnement de St Florent. Le site « Calvi Outside 5 » est le seul où ont été détectés, en plus de baudroie commune, les deux poissons de récifs de grande taille *Bothus podas* et *Pegusa nasuta*.

L'indicateur des espèces de poissons de récif de grande taille semble aussi supérieur à l'extérieur de la réserve de Calvi comparé à l'intérieur.

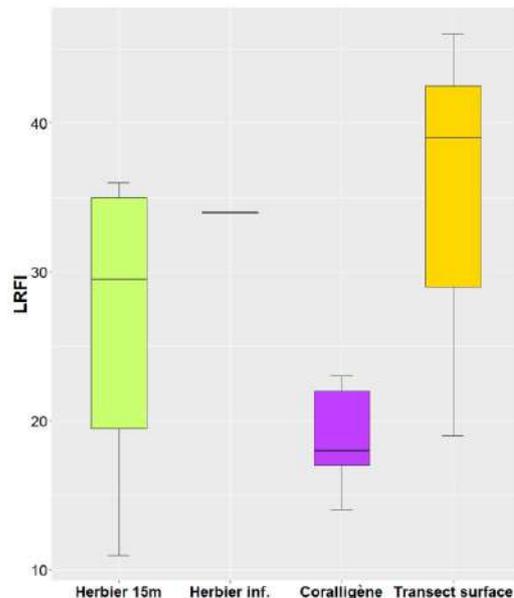


FIGURE 11 : INDICATEUR LRFI PAR HABITAT EN COMPARAISON AUX TRANSECTS SURFACE



FIGURE 13 *BOTHUS PODAS* ET *PEGUSA NASUTA* (PROJET MER-VEILLE, ANDROMEDE OCEANOLOGIE)



**Indicateur crypto-benthique (CB)**

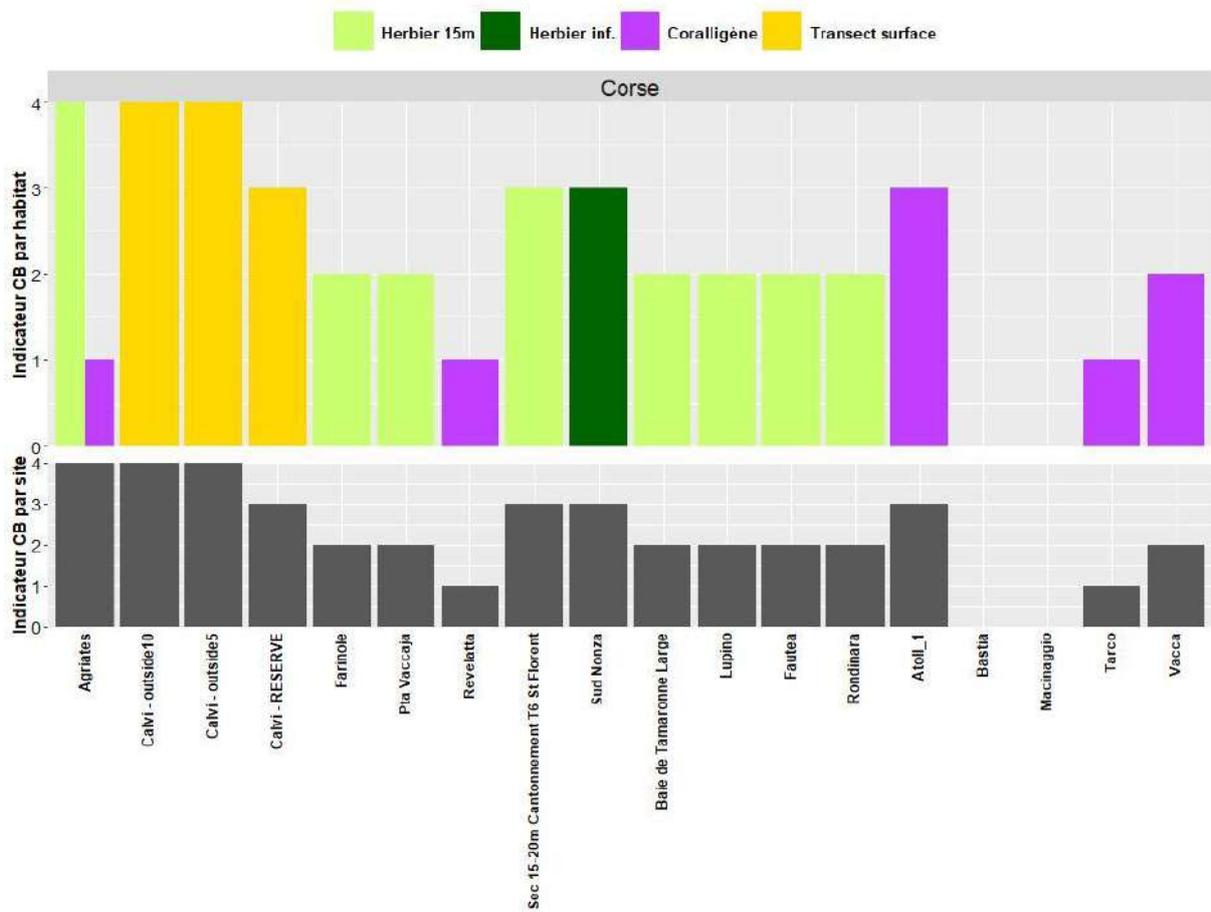


FIGURE 15 : INDICATEUR CRYPTO-BENTHIQUE PAR SITE ET PAR HABITAT

L'indicateur crypto-benthique est variable en fonction des sites et des habitats et en moyenne **légèrement supérieur sur les transects surface** (F=6.6, p-value<0.005).

Les sites présentant le plus fort indicateur crypto-benthique sont à nouveau les sites de Calvi situés à l'extérieur ou dans la réserve, ainsi que le site « Agriates ». Ces sites sont les seuls sur lesquels a été détectée l'espèce crypto-benthique *Gobius paganellus*.

L'indicateur crypto-benthique semble aussi supérieur à l'extérieur de la réserve de Calvi comparé à l'intérieur.

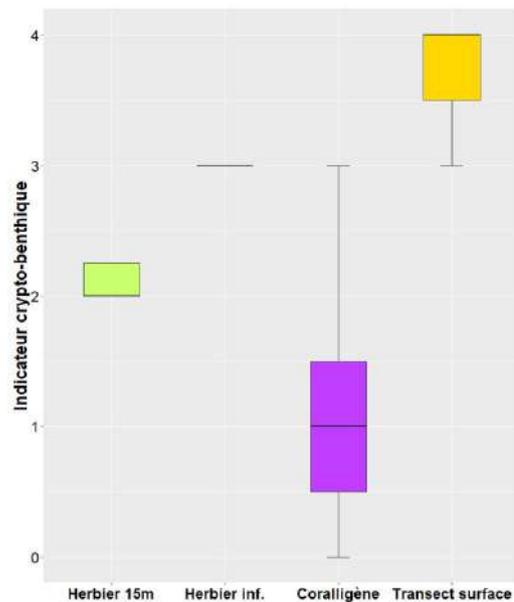


FIGURE 14 : INDICATEUR CRYPTO-BENTHIQUE PAR HABITAT EN COMPARAISON AUX TRANSECTS SURFACE

## Indicateur liste rouge UICN

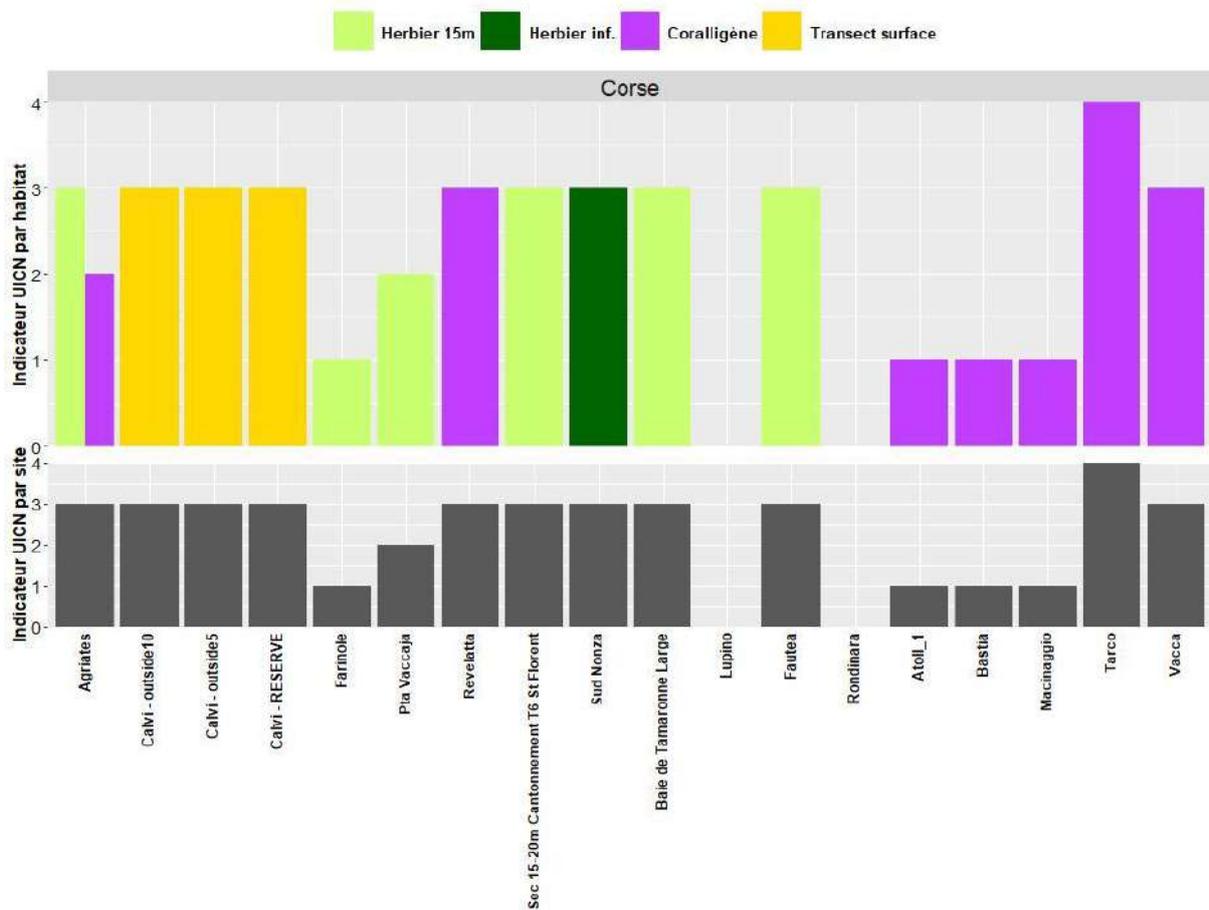


FIGURE 16 : INDICATEUR UICN PAR SITE ET PAR HABITAT

L'indicateur UICN est assez homogène en fonction des sites et des habitats (ns).

Le site de Tarco présente un indicateur UICN plus élevé que les autres car il s'agit du **seul site où a été observé en 2020 l'ange de mer (*Squatina squatina*)**, classé sur la liste rouge de l'IUCN en danger critique.

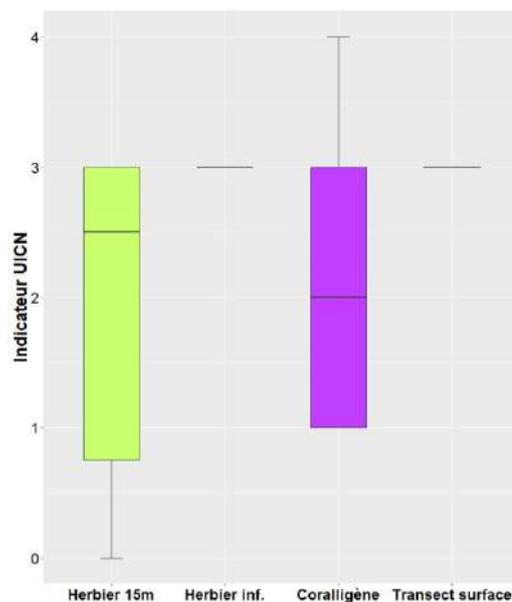


FIGURE 17 : INDICATEUR UICN PAR HABITAT EN COMPARAISON AUX TRANSECTS SURFACE



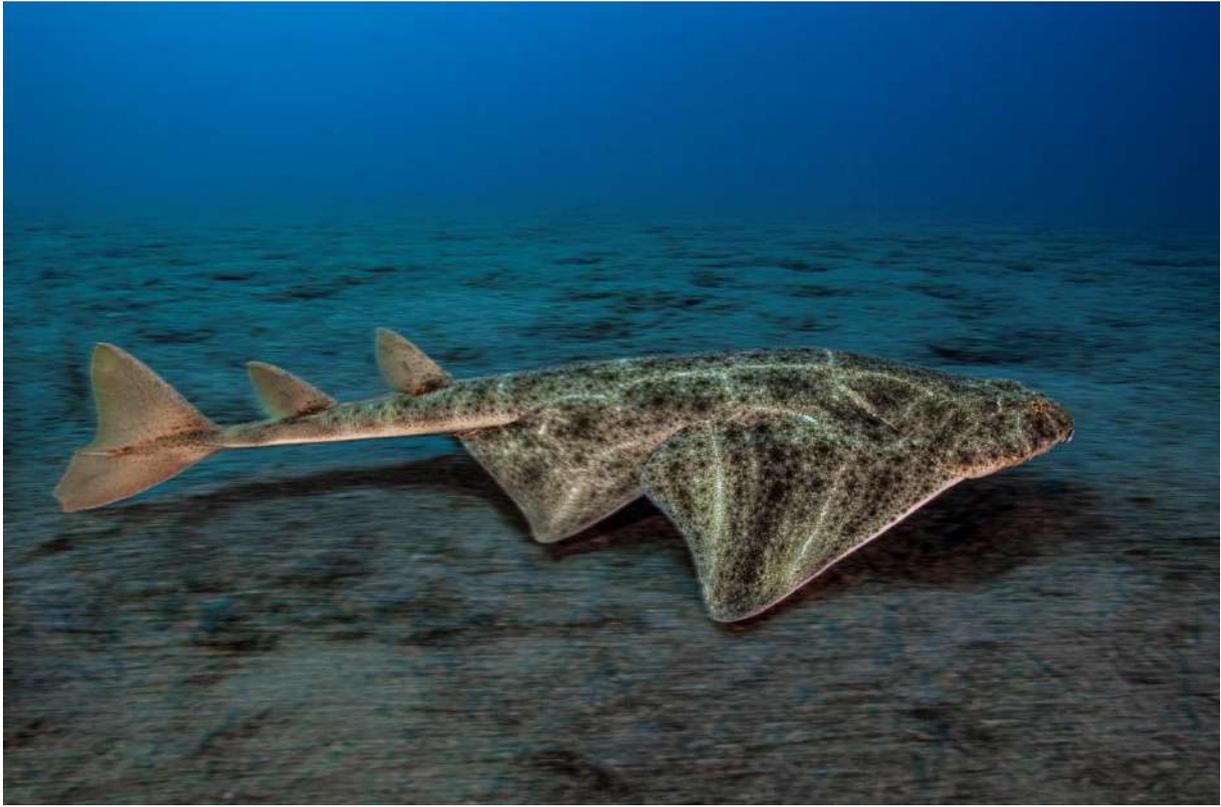


FIGURE 18 : ANGE DE MER (*SQUATINA SQUATINA*), BASTIA, -40 M (© LAURENT BALLESTA).

## Indicateur non indigène

Aucune espèce envahissante n'a été détectée sur la campagne PISCIS en Corse en 2020.

## Indicateur thermique

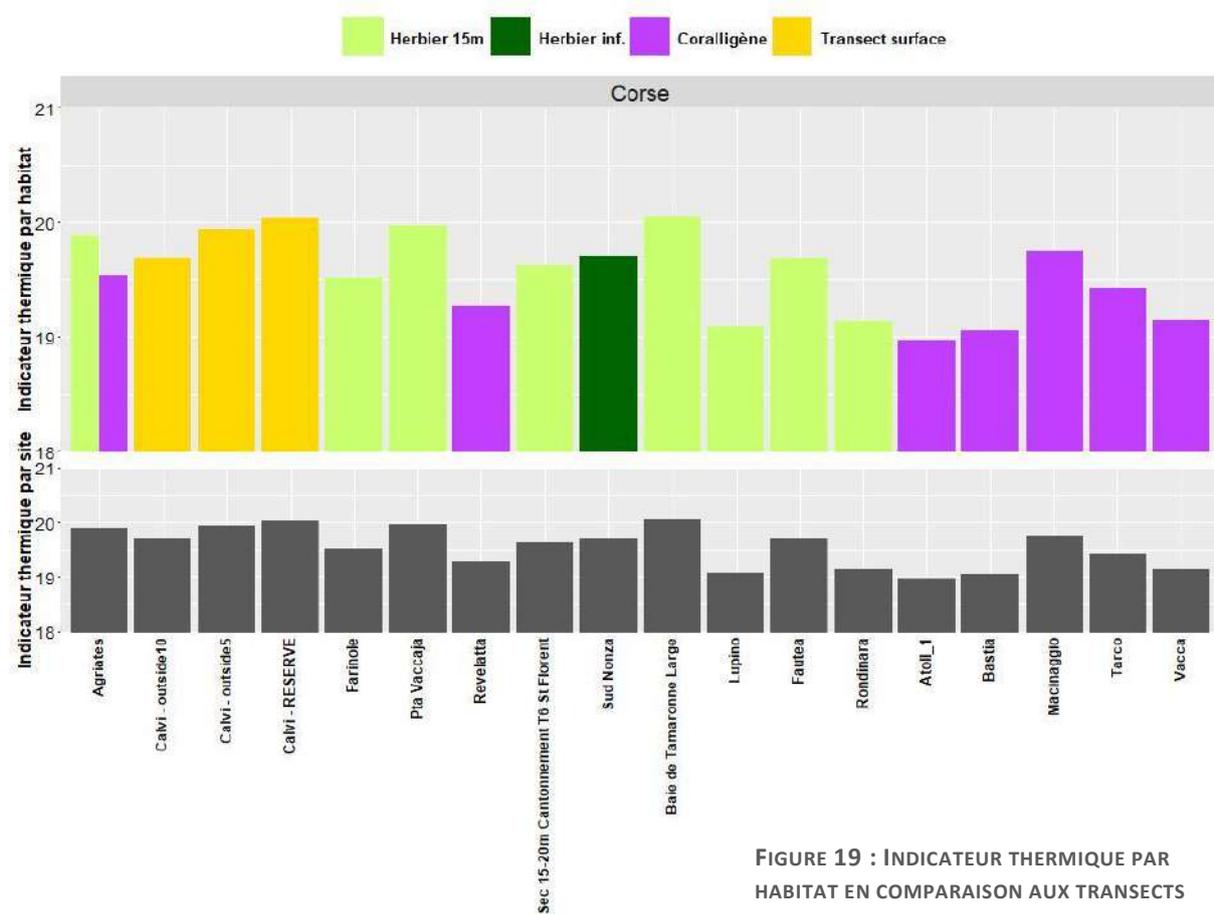
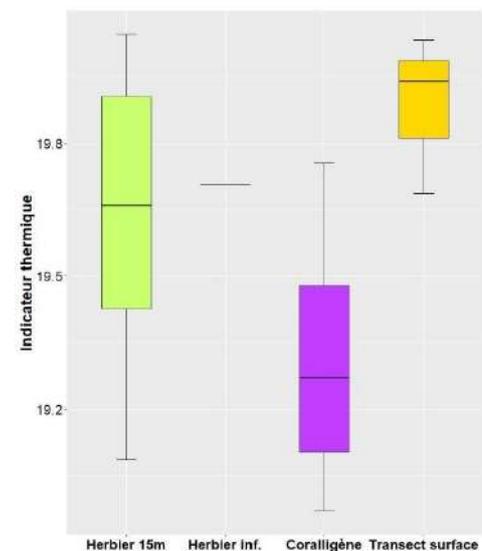


FIGURE 19 : INDICATEUR THERMIQUE PAR HABITAT EN COMPARAISON AUX TRANSECTS SURFACE

FIGURE 20 : INDICATEUR THERMIQUE PAR SITE ET PAR HABITAT

L'indicateur thermique est variable en fonction des sites et des habitats (ns).

L'indicateur thermique est en moyenne inférieur pour l'habitat coralligène, ce qui est cohérent avec la profondeur moyenne plus importante pour cet habitat comparé aux autres habitats analysés.



### III.B. Comparaison ADN environnemental et Caméra

Nous comparons les méthodologies de suivi des populations de poissons entre la caméra 360° (2015 à 2019) et l'ADN environnemental (2020), sur la région Corse. Cette comparaison est réalisée sur les indicateurs communs aux deux méthodes (liste d'espèces observées/détectées et richesse spécifique).

#### Richesse spécifique

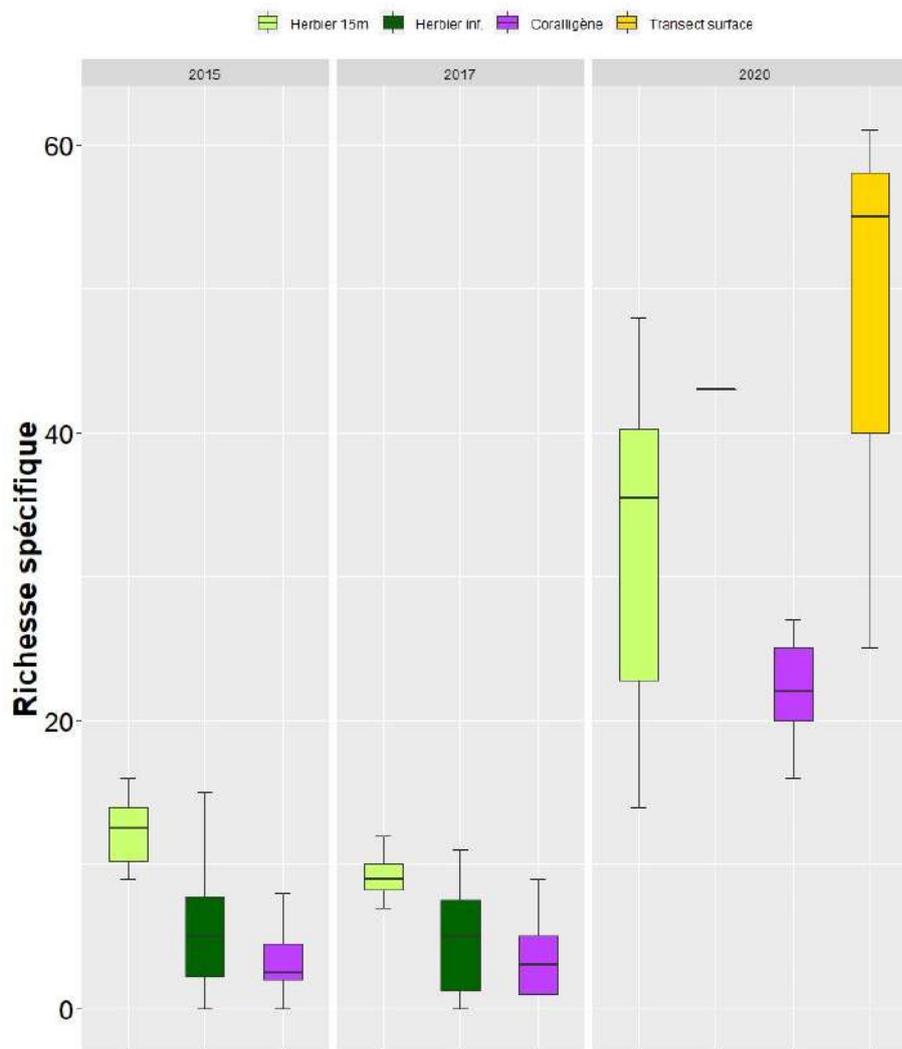


FIGURE 21 : RICHESSE SPECIFIQUE PAR HABITAT (EN COMPARAISON AUX TRANSECTS SURFACE EN 2020) ET ANNEE

La figure ci-dessus présente la richesse spécifique par habitat, année et méthode d'échantillonnage (caméra 360° en 2015 et 2017 et ADN en 2020).

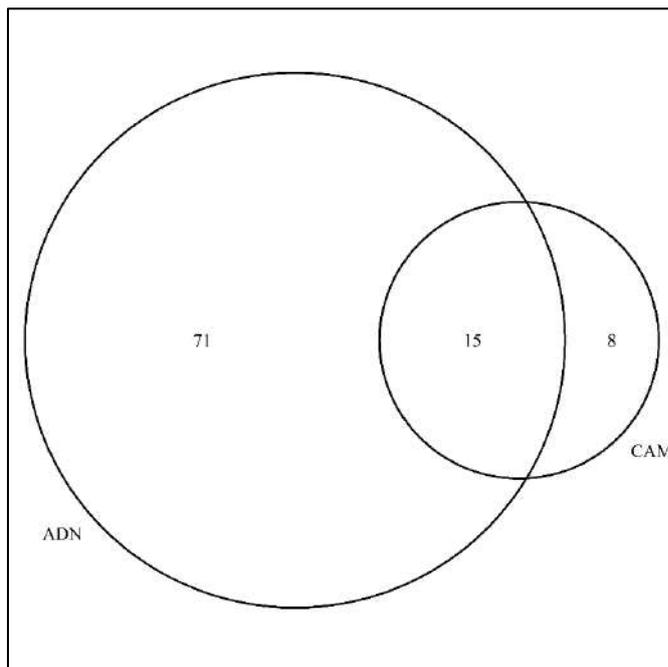
La richesse spécifique varie en fonction des habitats mais aussi en fonction de la méthode d'échantillonnage ( $F=149, p<10^{-15}$ ). On observe en effet pour les années de 2015 à 2019, qui regroupent un plus grand nombre de stations, une plus forte richesse spécifique sur l'herbier et particulièrement à 15 m de profondeur. **Les observations de 2020 semblent montrer une richesse spécifique plus élevée par ADN que par caméra, indépendamment de l'habitat.** Cette observation est détaillée par l'analyse des listes d'espèces ci-dessous.

## Liste d'espèces

La figure précédente montre une part importante des transects surface dans la richesse spécifique observée. Ces transects sont donc écartés des analyses ci-dessous.

TABLEAU 2 : COMPARAISON DU NOMBRE DE TAXONS DETECTES

	Caméra 360°	ADNe
Nombre de familles	10	37
Nombre de genres	15	67
Nombre d'espèces	23	86



Le tableau 8 et la figure ci-contre montre la différence dans le nombre de taxons détectés par chaque méthode.

On observe une **différence importante dans le nombre d'espèces observées par chaque méthode**, avec 15 espèces observées en commun par chacune des méthodes, 8 espèces observées uniquement par la caméra (les 3 espèces les plus observées sont *Symphodus mediterraneus* et *rostratus*, et *Sphyaena viridensis*) et 71 espèces observées uniquement par l'ADN (les 3 espèces les plus observées sont *Gobius xanthocephalus*, *Scorpaena scrofa*, et *Epinephelus marginatus*).

FIGURE 22 : DIAGRAMME DE VENN REPRESENTANT LE NOMBRE DE TAXONS DETECTES/OBSERVES PAR CHAQUE METHODE



FIGURE 23 : *EPINEPHELUS MARGINATUS* ET *SYMPHODUS MEDITERRANEUS* (PROJET MER-VEILLE, ANDROMEDE OCEANOLOGIE)



## IV. Synthèse

En région Corse, cette première mission PISCIS a permis l'échantillonnage de **19 sites-habitat** par ADN environnemental. Au total, **45 familles, 77 genres et 99 espèces différentes ont été détectés** lors de cette campagne. Plusieurs indicateurs ont pu être calculés à différents niveaux : site, site-habitat, habitat. Pour la majorité des indicateurs, les transects en surface présentent des valeurs **légèrement plus élevées** et l'habitat coralligène des valeurs **légèrement moins élevées** en moyenne que les autres habitats (herbier de posidonie 15 m et limite inférieure), mais cette tendance reste faible.

D'un point de vue géographique, on observe une richesse spécifique et un indicateur crypto-benthique plus élevés dans les secteurs de Calvi et dans le cantonnement de pêche de St Florent, une diversité fonctionnelle plus élevée également dans le secteur de Calvi et dans le secteur du golfe de Porto-Vecchio. Les résultats des analyses menées à l'extérieur et à l'intérieur de la réserve de Calvi montrent une richesse spécifique, une diversité fonctionnelle, des espèces de poissons de récif de grande taille et des espèces crypto-benthiques plus importantes en dehors de la réserve. Ces résultats confirment ceux **publiés le 28 Avril dans la revue *Proceedings of the Royal Society B*** (Boulanger et al., 2021) qui montrent « *une augmentation de la biodiversité en poissons en fonction de la distance à la réserve* ». Ce résultat inédit et surprenant révèle un nouveau paradoxe en conservation. L'autre résultat marquant de cette étude est « *la différence de composition en espèces entre les réserves et leur extérieur. Malgré la proximité géographique, ces sites présentent des espèces très différentes avec notamment bien plus d'espèces crypto-benthiques comme les gobies à l'extérieur des réserves, alors que les espèces vulnérables restent plus présentes à l'intérieur des réserves* ».

En 2020, la méthode d'échantillonnage du réseau PISCIS est passée de la caméra 360° à l'ADN environnemental. La comparaison des deux méthodes montre que l'ADNe permet de détecter **une plus grande diversité d'espèces** que la caméra, et donc une **détection plus exhaustive des populations de poissons**. En 2020, sur le site Tarco, ces analyses ADNe ont notamment permis de détecter pour la première fois l'ange de mer (*Squatina squatina*). Ces données ont été à l'origine du projet ANGE porté par l'Université de Montpellier en partenariat avec Andromède Océanologie et le Parc naturel marin du Cap Corse et de l'Agriate visant à mieux connaître la biologie de l'ange de mer, son habitat et les pressions qui s'y exercent.

Le réseau PISCIS, avec des stations sur l'ensemble de la côte, réparties sur les deux habitats prioritaires que sont l'Herbier de posidonie et le Coralligène, représente une **base solide pour un suivi à long terme des assemblages ichtyologiques de Méditerranée française**. Elles complètent les données biologiques issues des réseaux TEMPO et RECOR et fournissent des informations ponctuelles sur le **fonctionnement de ces écosystèmes**, c'est-à-dire sur les fonctions que ces écosystèmes assurent comme par exemple la fonction d'habitat. Pour les campagnes de surveillance 2021 à 2023, la méthode d'ADNe est privilégiée à la vidéo. Le calcul des indicateurs sera effectué sur un nombre important de points de surveillance, et à différents pas de temps. Ces **nombreuses acquisitions de données prévues pour les années à venir** sont très encourageantes et laissent présager des résultats très intéressants à moyen terme vers une meilleure compréhension de la distribution des assemblages ichtyologiques en Méditerranée française, qui seront intégrés dans le prochain atlas de surveillance biologique.

Les données du réseau PISCIS permettront aussi de mettre à jour **les grilles d'interprétation des différents indicateurs de l'état écologique du coralligène et de l'herbier** développés pour l'[atlas cartographique](#) grâce à l'amélioration des connaissances et à l'acquisition de nouvelles données avec les campagnes postérieures à 2019. En effet, pour chaque indicateur nous avons réalisé un classement des valeurs en couvrant toute la distribution des valeurs observées pour cet indicateur sur l'ensemble des données de la surveillance. Le score attribué dépend donc de la distribution globale des valeurs sur toutes les données de surveillance.

# Bibliographie

- Airoidi, L. (2003). The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 41, 161–236.
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance: NON-PARAMETRIC MANOVA FOR ECOLOGY. *Austral Ecology* 26, 32–46. doi:10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x.
- Ballesteros, E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 44, 123–195.
- Beijbom, O., Edmunds, P. J., Kline, D. I., Mitchell, B. G., and Kriegman, D. (2012). Automated annotation of coral reef survey images. in *2012 IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR)* (Providence, RI: IEEE), 1170–1177. doi:10.1109/CVPR.2012.6247798.
- Bouchereau, J.-L., Tomasini, J. A., Russ, C., and Jouvenel, J. Y. (1992). Inventaire des poissons peuplant la réserve naturelle des îles Lavezzi. *Travaux scientifiques du Parc naturel régional et des réserves naturelles de Corse*, 1–11.
- Bouchoucha, M., and Herve, G. (2013). Développement d'un indicateur poisson (DCSMM) : programmation 2012.
- Clarke, K. R., and Gorley, R. N. (2006). *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth, UK: PRIMER-E.
- Darling, E. S., Graham, N. A. J., Januchowski-Hartley, F. A., Nash, K. L., Pratchett, M. S., and Wilson, S. K. (2017). Relationships between structural complexity, coral traits, and reef fish assemblages. *Coral Reefs* 36, 561–575. doi:10.1007/s00338-017-1539-z.
- Deter, J., Descamp, P., Ballesta, L., Boissery, P., and Holon, F. (2012a). A preliminary study toward an index based on coralligenous assemblages for the ecological status assessment of Mediterranean French coastal waters. *Ecological Indicators* 20, 345–352. doi:10.1016/j.ecolind.2012.03.001.
- Deter, J., Descamp, P., Boissery, P., Ballesta, L., and Holon, F. (2012b). A rapid photographic method detects depth gradient in coralligenous assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 418–419, 75–82. doi:10.1016/j.jembe.2012.03.006.
- Diaz, S., and Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 646–655. doi:10.1016/S0169-5347(01)02283-2.
- Dufour, F., Guidetti, P., and Francour, P. (2007). Comparaison des inventaires de poissons dans les aires marines protégées de Méditerranée: influence de la surface et de l'ancienneté. *Cybium* 31, 19–31.
- Ferrari, R., Bryson, M., Bridge, T., Hustache, J., Williams, S. B., Byrne, M., et al. (2016). Quantifying the response of structural complexity and community composition to environmental change in marine communities. *Global Change Biology* 22, 1965–1975. doi:10.1111/gcb.13197.
- Francour, P., and Finelli, F. (1991). Complément à l'inventaire des poissons marins de la réserve de Scandola (Corse, Méditerranée nord-occidentale). *Travaux scientifiques du Parc naturel régional et des réserves naturelles de Corse*, 35–53.
- Francour, P., and Harmelin, J. G. (1989). Inventaire de la faune ichthyologique marine de Port-Cros (Mediterranée occidentale). *Scientific Reports of the Port Cros National Park (France)*. no. 14.
- Froese, R. and Pauly, D. *FishBase*. World Wide Web electronic publication.
- George, C. J., and Athanassiou, V. (1967). A two year study of the fishes appearing in the seine fishery of St George Bay, Lebanon. *Annali Del Museo Civico Di Storia Naturale de Genova* 76, 237–294.



- Golani, D. (2000). First record of the bluespotted cornetfish from the Mediterranean Sea. *Zootaxa* 947 56, 1–90.
- Golani, D. (2005). Checklist of the Mediterranean fishes of Israel. *Zootaxa*, 1–90.
- Graham, N. A. J., Jennings, S., MacNeil, M. A., Mouillot, D., and Wilson, S. K. (2015). Predicting climate-driven regime shifts versus rebound potential in coral reefs. *Nature* 518, 94–97. doi:10.1038/nature14140.
- Graham, N. A. J., and Nash, K. L. (2013). The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs* 32, 315–326. doi:10.1007/s00338-012-0984-y.
- Harmelin, J.-G. (1987). Structure and variability of the ichthyofauna in a Mediterranean protected rocky area (National Park of Port-Cros, France). *Marine ecology. Berlin* 8, 263–284.
- Harmelin-Vivien, M. L., and Harmelin, J. G. (1975). Présentation d'une méthode d'évaluation in situ de la faune ichtyologique. *Travaux scientifiques du Parc national de Port-Cros* 1, 47–52.
- Ifremer (2019). MARS 3D: Model for Applications at Regional Scale. Available at: [http://tds1.ifremer.fr/thredds/dodsC/MARC-MENOR1200-MARS3D\\_F2\\_SN-FOR\\_FULL\\_TIME\\_SERIE.html](http://tds1.ifremer.fr/thredds/dodsC/MARC-MENOR1200-MARS3D_F2_SN-FOR_FULL_TIME_SERIE.html) [Accessed October 28, 2019].
- Johnson, M. P., Frost, N. J., Mosley, M. W. J., Roberts, M. F., and Hawkins, S. J. (2003). The area-independent effects of habitat complexity on biodiversity vary between regions. *Ecol Letters* 6, 126–132. doi:10.1046/j.1461-0248.2003.00404.x.
- Kemker, R., McClure, M., Abitino, A., Hayes, T. L., and Kanan, C. (2018). Measuring Catastrophic Forgetting in Neural Networks. in *AAAI Conference on Artificial Intelligence*, 9.
- Kipson, S., Fourt, M., Teixidó, N., Cebrian, E., Casas, E., Ballesteros, E., et al. (2011). Rapid Biodiversity Assessment and Monitoring Method for Highly Diverse Benthic Communities: A Case Study of Mediterranean Coralligenous Outcrops. *PLoS ONE* 6, e27103. doi:10.1371/journal.pone.0027103.
- Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., and Warfe, D. M. (2012). Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia* 685, 1–17. doi:10.1007/s10750-011-0974-z.
- Lenfant, P., Dalias, N., Pastor, J., and Saragoni, G. (2008). Suivi temporel du peuplement ichthyique au sein et à proximité de la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls. *UMR 5244 CNRS-EPHE-UPVD*.
- Liebovitch, L. S., and Toth, T. (1989). A fast algorithm to determine fractal dimensions by box counting. *Physics Letters A* 141, 386–390. doi:10.1016/0375-9601(89)90854-2.
- Lobry, J., Lepage, M., and Girardin, M. (2006). L'échantillonnage de la diversité piscicole en estuaires: stratégie et représentativité dans le contexte de la Directive cadre européenne sur l'eau. *Ingénieries-EAT*, p-3.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Malden, Ma: Blackwell Pub.
- Malak, D. A., Livingstone, S. R., Pollard, D., Polidoro, B. A., Cuttelod, A., Bariche, M., et al. (2012). Aperçu du statut de conservation des poissons marins présents en mer Méditerranée. *IUCN Gland, Suisse et Málaga, Espagne*.
- Mouchet, M., Guilhaumon, F., Villéger, S., Mason, N. W. H., Tomasini, J.-A., and Mouillot, D. (2008). Towards a consensus for calculating dendrogram-based functional diversity indices. *Oikos* 117, 794–800. doi:10.1111/j.0030-1299.2008.16594.x.
- Mouillot, D., Albouy, C., Guilhaumon, F., Ben Rais Lasram, F., Coll, M., Devictor, V., et al. (2011). Protected and threatened components of fish biodiversity in the Mediterranean sea. *Current biology : CB* 21, 1044–50. doi:10.1016/j.cub.2011.05.005.
- Myers, N., Mittermeier, R. a., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. a. B., and Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858. doi:10.1038/35002501.

Piazzì, L., Atzori, F., Cadoni, N., Cinti, M. F., Frau, F., and Ceccherelli, G. (2018). Benthic mucilage blooms threaten coralligenous reefs. *Marine Environmental Research* 140, 145–151. doi:10.1016/j.marenvres.2018.06.011.

Price, D. M., Robert, K., Callaway, A., Lo Iacono, C., Hall, R. A., and Huvenne, V. A. I. (2019). Using 3D photogrammetry from ROV video to quantify cold-water coral reef structural complexity and investigate its influence on biodiversity and community assemblage. *Coral Reefs* 38, 1007–1021. doi:10.1007/s00338-019-01827-3.

Quignard, J. P., and Tomasini, J. A. (2000). Mediterranean fish biodiversity. *Biol. Mar. Medit* 7, 1–66.

R Core Team (2020). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Available at: <http://www.R-project.org/>.

Sale, P. F., and Douglas, W. A. (1981). Precision and accuracy of visual census technique for fish assemblages on coral patch reefs. *Environmental Biology of Fishes* 6, 333–339.

Sartoretto, S., Schohn, T., Bianchi, C. N., Morri, C., Garrabou, J., Ballesteros, E., et al. (2017). An integrated method to evaluate and monitor the conservation state of coralligenous habitats: The INDEX-COR approach. *Marine Pollution Bulletin* 120, 222–231. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.05.020.

Sartoretto, S., Verlaque, M., and Laborel, J. (1996). Age of settlement and accumulation rate of submarine “coralligène” (-10 to -60m) of the northwestern Mediterranean Sea; relation to Holocene rise in sea level. *Marine Geology* 130, 317–331.

Seytre, C., and Francour, P. (2008). Is the Cape Roux marine protected area (Saint-Raphaël, Mediterranean Sea) an efficient tool to sustain artisanal fisheries? First indications from visual censuses and trammel net sampling. *Aquatic Living Resources* 21, 297–305.

Tzeng, E., Hoffman, J., Saenko, K., and Darrell, T. (2017). Adversarial Discriminative Domain Adaptation. in 2017 IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR) (Honolulu, HI: IEEE), 2962–2971. doi:10.1109/CVPR.2017.316.

Valisano, L., Palma, M., Pantaleo, U., Calcinaï, B., and Cerrano, C. (2019). Characterization of North–Western Mediterranean coralligenous assemblages by video surveys and evaluation of their structural complexity. *Marine Pollution Bulletin* 148, 134–148. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.012>.

Willis, S. C., Winemiller, K. O., and Lopez-Fernandez, H. (2005). Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia* 142, 284–295. doi:10.1007/s00442-004-1723-z.



## Annexe : Liste des espèces observées par ADNe

Famille	Genre	Espec
Apogonidae	Apogon	imberbis
Belonidae	Belone	belone
Blenniidae	Aidablennius	sphinx
Blenniidae	Blennius	ocellaris
Blenniidae	Lipophrys	trigloides
Blenniidae	Parablennius	incognitus
Blenniidae	Parablennius	gattorugine
Blenniidae	Salaria	pavo
Bothidae	Bothus	podas
Carangidae	Seriola	dumerili
Carangidae	Trachurus	mediterraneus
Centranchidae	Spicara	maena
Centranchidae	Spicara	flexuosa
Centriscidae	Macroramphosus	scolopax
Cepolidae	Cepola	macrophthalma
Chlorophthalmidae	Chlorophthalmus	agassizi
Clupeidae	Sardina	pilchardus
Clupeidae	Sardinella	aurita
Congridae	Conger	conger
Dasyatidae	Dasyatis	thetidis
Exocoetidae	Cheilopogon	heterurus
Gobiidae	Buena	affinis
Gobiidae	Corcyrogobius	liechtensteini
Gobiidae	Crystallogobius	linearis
Gobiidae	Deltentosteus	collonianus
Gobiidae	Gobius	xanthocephalus

Gobiidae	Gobius	cruentatus
Gobiidae	Gobius	geniporus
Gobiidae	Gobius	paganellus
Gobiidae	Gobius	bucchichi
Gobiidae	Lebetus	guilleti
Gobiidae	Leusueurigobius	suerii
Gobiidae	Millerigobius	macrocephalus
Gobiidae	Odondebuena	balearica
Gobiidae	Pseudaphya	ferreri
Gobiidae	Speleogobius	trigloides
Gobiidae	Zebrus	zebrus
Haemulidae	Pomadasys	incisus
Istiophoridae	Istiophorus	albicans
Labridae	Coris	julis
Labridae	Symphodus	ocellatus
Labridae	Symphodus	tinca
Labridae	Symphodus	melanocercus
Labridae	Thalassoma	pavo
Lophiidae	Lophius	piscatorius
Molidae	Mola	mola
Moronidae	Dicentrarchus	labrax
Mugilidae	Chelon	labrosus
Mugilidae	Chelon	auratus
Mugilidae	Chelon	ramada
Mugilidae	Oedalechilus	labeo
Mullidae	Mullus	barbatus
Mullidae	Mullus	surmuletus
Muraenidae	Muraena	helena
Myctophidae	Ceratoscopelus	maderensis



Myctophidae	Myctophum	punctatum
Myctophidae	Notoscopelus	elongatus_N.
Myliobatidae	Myliobatis	aquila
Pomacentridae	Chromis	chromis
Potamotrygonidae	Taeniura	meyeni
Rajidae	Raja	asterias
Salmonidae	Salmo	salar
Sciaenidae	Sciaena	umbra
Scombridae	Euthynnus	alletteratus
Scombridae	Sarda	sarda
Scorpaenidae	Scorpaena	scrofa
Scorpaenidae	Scorpaena	porcus
Scorpaenidae	Scorpaena	notata
Scyliorhinidae	Scyliorhinus	canicula
Serranidae	Epinephelus	marginatus
Serranidae	Serranus	scriba
Serranidae	Serranus	cabrilla
Serranidae	Serranus	hepatus
Soleidae	Pegusa	nasuta
Sparidae	Boops	boops
Sparidae	Dentex	dentex
Sparidae	Diplodus	annularis
Sparidae	Diplodus	sargus
Sparidae	Diplodus	puntazzo
Sparidae	Diplodus	vulgaris
Sparidae	Lithognathus	mormyrus
Sparidae	Oblada	melanura
Sparidae	Pagellus	erythrinus
Sparidae	Pagellus	bogaraveo

Sparidae	Pagellus	acarne
Sparidae	Sarpa	salpa
Sparidae	Sparus	aurata
Sparidae	Spondyliosoma	cantharus
Sphyraenidae	Sphyraena	sphyraena
Squatinae	Squatina	squatina
Syngnathidae	Syngnathus	acus
Synodontidae	Synodus	saurus
Torpedinidae	Torpedo	marmorata
Trachinidae	Trachinus	draco
Tripterygiidae	Tripterygion	delaisi
Tripterygiidae	Tripterygion	melanurum
Tripterygiidae	Tripterygion	tripteronotum
Uranoscopidae	Uranoscopus	scaber
Xiphiidae	Xiphias	gladius



# Contact

7, place Cassan – Carnon Plage  
34 130 Mauguio - France  
Tél. : 04.67.66.32.48 - [contact@andromede-ocean.com](mailto:contact@andromede-ocean.com)

[www.andromede-ocean.com](http://www.andromede-ocean.com)