



# ÉCOLOGIE DES SYNGNATHIDÉS DU BASSIN D'ARCACHON

*Université de La Rochelle*

**MASTER 2 GESTION DE L'ENVIRONNEMENT ET  
ÉCOLOGIE DU LITTORAL 2023-2024**

## **Remerciements**

Je tiens à remercier Thomas Fauvel pour son encadrement tout au long de mon stage, pour sa confiance, et pour m'avoir initié à l'univers de la modélisation, notamment au monde « mystérieux » des statistiques bayésiennes. Je remercie également toute l'équipe du parc pour leur soutien quotidien et pour m'avoir accueilli dans un cadre bienveillant. Une pensée spéciale pour toute l'équipe d'ESC et les autres stagiaires du parc, qui ont contribué à créer une ambiance positive et enrichissante. Merci aussi à Christophe Heurteaux, Patrick Louisy, Éric Feunteun, et Xavier de Montaudouin pour leur collaboration sur le poster, et particulièrement à Xavier de Montaudouin pour ses données, son aide, et ses conseils.

## **Présentation de la structure d'accueil**

L'Office Français de la Biodiversité (OFB) est un établissement public engagé dans la sauvegarde et la restauration de la biodiversité terrestre, aquatique et marine, en France métropolitaine et Outre-mer. Placé sous la tutelle des ministères chargés de l'environnement et de l'agriculture, l'OFB lutte contre le déclin de la biodiversité, contre les pollutions, la surexploitation, l'introduction d'espèces exotiques et contre les conséquences des changements globaux. Pour atteindre ces objectifs, l'OFB coordonne un réseau comprenant 27 réserves naturelles, essentielles à la préservation de la biodiversité, ainsi que 8 parcs marins, parmi lesquels le Parc naturel marin du Bassin d'Arcachon (PNMBA). Le Parc naturel marin du Bassin d'Arcachon s'étend sur 435 km<sup>2</sup> le long de la côte d'Aquitaine, abritant une diversité d'écosystèmes entre lagune et océan. Il englobe le domaine public maritime de l'intra-Bassin ainsi que les eaux atlantiques jusqu'à 3 milles nautiques au large, couvrant ainsi plus de 144 kilomètres de côte et englobant 10 communes littorales. Le PNMBA, dont le siège est établi au Teich, se positionne comme un acteur dans la sauvegarde de ce milieu fragile et remarquable qu'est le Bassin d'Arcachon. Créé par décret le 5 juin 2014, le Parc est le fruit d'une gestion concertée visant la protection des milieux marins. Son Conseil de gestion, composé d'acteurs locaux, assure une gouvernance participative. Cette initiative s'appuie sur les ressources et l'expertise de l'Office français de la biodiversité. Son plan de gestion, établi pour 15 ans, définit 20 objectifs à long terme, incluant la préservation des milieux marins et des patrimoines culturels, le développement durable des activités maritimes ainsi que la sensibilisation du public. Ce plan constitue la feuille de route du Parc pour assurer la gestion et la protection de cet environnement exceptionnel, en garantissant un bon état de la qualité de l'eau, une gestion durable des activités et une meilleure connaissance du milieu marin.

## Sommaire :

Remerciements.....	1
Introduction.....	2
Matériels et méthodes .....	5
1. Site de l'étude .....	5
2. Présentation des espèces étudiées .....	6
3. Présentation des données issues du chalutage et des plongées.....	7
4. Exposition des stations.....	8
5. Présentation du modèle .....	8
4.1. Analyse des Données de Captures et de Plongées.....	9
4.2. Effet de l'année .....	9
4.3. Effet de l'exposition de la station.....	10
4.4. Observabilité .....	10
4.5. Modélisation des observations par chalutage .....	11
4.6. Modélisation des observations en plongées .....	11
4.7. Ajustement du Modèle .....	13
Résultats.....	13
1. Statistiques descriptives pour les données de plongées.....	13
2. Statistiques descriptives pour les données de chalut .....	18
3. Répartition géographique des observations.....	21
4. Modèle hiérarchique bayésien .....	22
4.1. Convergence des chaînes .....	22
4.2. Effet de l'exposition de la station.....	24
4.3. Observabilité et paramètres d'influences .....	24
4.4. Variations interannuelles.....	27
Discussion.....	29
1. Analyse des Préférences d'Habitat .....	29
2. Paramètres d'influence sur l'observabilité.....	30
3. Analyse de l'observabilité par espèce .....	31
4. Analyse de cooccurrence .....	32
5. Variations interannuelles.....	33

6. Perspectives .....	35
Conclusion .....	36
Références bibliographiques .....	38
Annexes .....	44
Résumé.....	51
Abstract .....	51

## Introduction

La conservation mondiale des poissons marins n'a été formellement évaluée qu'à partir de 1996, suite au premier atelier de la Liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) consacré à ces espèces, qui a débouché sur la proposition de la première liste rouge (Vincent & Hall, 1996). En effet, de nombreuses menaces pèsent sur ces écosystèmes marins, avec la surexploitation comme première cause de l'effondrement des écosystèmes côtiers. Cependant, d'autres menaces telles que la destruction de l'habitat, les introductions d'espèces exotiques et le changement climatique continuent de les affecter (Jackson *et al.*, 2001). La pêche ciblée et la pollution impactent davantage les grands poissons marins, tandis que la perte ou la dégradation de l'habitat affecte de manière disproportionnée les petits poissons marins (Olden *et al.*, 2007). Certaines espèces de poissons sont particulièrement vulnérables en raison de caractéristiques telles que leur faible effort de reproduction, leur faible mobilité adulte et leur haute spécificité d'habitat (Vincent *et al.*, 2011).

Les Syngnathidés illustrent bien ces vulnérabilités. Composée de plus de 300 espèces réparties dans 57 genres, cette famille est largement distribuée dans les habitats tempérés et tropicaux, principalement le long des zones côtières peu profondes des océans Atlantique et Indo-Pacifique (Claassens *et al.*, 2022). Leur faible mobilité et leurs domaines vitaux restreints les rendent particulièrement vulnérables et favorisent donc le déclin de leur population (Foster & Vincent, 2004; Vincent *et al.*, 2005). Ils possèdent des adaptations morphologiques ainsi que des comportements alimentaires et reproducteurs qui en font des organismes hautement spécialisés (Ahnesjö & Craig, 2011). La majorité des espèces sont cryptiques et vivent dans des environnements côtiers hautement structurés tels que les récifs coralliens, les lits d'algues, les forêts de laminaires et les herbiers marins, ce qui leur confère une niche écologique restreinte (Scapin *et al.*, 2018). En raison de ces caractéristiques écologiques et biologiques, les Syngnathidés sont particulièrement sensibles à la dégradation ou à la perte de leur habitat (Vincent *et al.*, 2011; Foster & Vincent, 2004). La destruction des structures appelées "pieds d'ancrage" auxquelles les adultes de certaines espèces s'accrochent à l'aide de leurs queues préhensiles entraîne un déclin de leur population (Stump *et al.*, 2023). De plus, ces espèces dépendent étroitement d'habitats côtiers eux-mêmes menacés par le développement des activités anthropiques. Ce développement inclut des activités telles que l'aquaculture, le dragage et les pratiques de pêche destructrices, comme le chalutage de fond, qui représentent également une menace pour les populations de Syngnathidés (Caldwell & Vincent, 2012; Curtis *et al.*, 2007; Pollom *et al.*, 2021). De plus, la connaissance de la manière et de la mesure dont la perte d'habitat peut affecter les populations n'est pas toujours claire (Bosso *et al.*, 2024). D'autres menaces incluent le trafic maritime, qui peut leur nuire par le biais

du mouillage, de la pollution sonore et de la diminution de la qualité de l'eau (Palma *et al.*, 2019). Leurs comportements sociaux et reproducteurs complexes, tels que les parades nuptiales et la formation de liens de couple monogames saisonniers, peuvent être perturbés par la fragmentation et la perte d'habitat, entraînant une diminution de la reproduction, souvent exacerbée par l'effet *allee* (Stump *et al.*, 2023).

En tant qu'espèces emblématiques, les Syngnathidés sont souvent représentés dans l'Art et les récits, ce qui suscite un engouement considérable du public pour leur conservation (Yasué *et al.*, 2012). Ce sont des espèces parapluies : espèce dont la conservation entraîne la protection d'un grand nombre d'autres espèces partageant le même habitat. Elles sont souvent utilisées comme outil pour sensibiliser et obtenir l'engagement des parties prenantes afin de protéger leurs habitats et les espèces qui les composent (Zacharias et Roff, 2001). Cela les rend particulièrement efficaces pour la conservation des habitats menacés (Shokri *et al.*, 2009; Vincent *et al.*, 2011).

Ces espèces sont également utilisées dans la médecine traditionnelle chinoise comme objets de curiosité et capturées comme prises accessoires dans les pêcheries. Dans certains pays, les pêcheurs de subsistance tirent une partie substantielle de leurs revenus de la capture de Syngnathidés (Claassens *et al.*, 2022; Tiralongo *et al.*, 2014). Les hippocampes sont également d'importants prédateurs benthiques, habitant les coraux, herbiers marins, mangroves et autres écosystèmes (Vincent *et al.*, 2007). Ainsi, ces espèces ont une importance écologique, économique et culturelle considérable (Tiralongo *et al.*, 2014).

C'est dans cette optique que le congrès mondial de la nature de l'UICN dans la résolution 95/2020 a encouragé l'utilisation des Syngnathidés pour promouvoir la protection et la restauration des habitats de transition et côtiers importants pour ces espèces, tout en exhortant les gouvernements à appliquer des règlements sur la pêche, la gestion des zones et la protection des habitats (IUCN World Conservation Congress, 2020).

En dépit de cette volonté et en raison de leur distribution dispersée et de leur faible densité, les données écologiques sur les Syngnathidés restent limitées (Foster et Vincent, 2004; Woodall *et al.*, 2018). Le déclin de nombreuses populations sauvages de Syngnathidés suscite une préoccupation mondiale depuis les années 1990 (Vivas *et al.*, 2024). Malgré un intérêt scientifique croissant ces dernières années, la distribution géographique et les tendances en termes d'abondance restent mal documentées (Lazic *et al.*, 2022). Ce manque de données se reflète dans les statuts de conservation des espèces. Selon Lourie *et al.* (2016), il existe 41 espèces d'hippocampes dans le monde. D'après la liste rouge des espèces menacées de l'UICN, 12 de ces espèces sont considérées comme menacées, tandis que 28 sont classées dans la catégorie "données insuffisantes". Le manque global d'informations concernant l'utilisation des habitats, la dynamique des populations et le cycle de vie limitent sévèrement les actions de gestion efficaces pour la conservation des Syngnathidés (Vincent *et al.*, 2011).

Au cours de la dernière décennie, les collaborations croissantes entre les citoyens et les scientifiques ont renforcé l'engagement du public et les efforts de conservation à l'échelle mondiale (Kelly *et al.*, 2020). Les plongeurs sous-marins, en particulier, sont les principaux contributeurs à certaines initiatives de sciences participatives marines, tant en termes de quantité de données collectées que de durée de participation (Bosso *et al.*, 2024). Ainsi, leur utilisation en plongée sous-marine se révèle être un outil précieux pour acquérir des informations et sensibiliser le public. Les sciences participatives offrent de nombreux avantages, mais elles présentent également

des inconvénients qui doivent être considérés pour garantir la qualité des données collectées. Parmi les avantages, ces initiatives permettent de collecter un volume important de données sur de vastes zones géographiques et sur des périodes prolongées, ce qui serait difficilement réalisable par des scientifiques seuls en raison des contraintes de temps, d'effectif et de budget (Kelly *et al.*, 2020). Les projets de sciences participatives offrent également des opportunités d'éducation pour les plongeurs. En participant à des initiatives de surveillance des écosystèmes marins, les plongeurs acquièrent des compétences en identification des espèces et en collecte de données scientifiques. Cela renforce également leur compréhension et leur engagement envers la conservation marine (Goffredo *et al.*, 2010). Cependant, les sciences participatives présentent aussi plusieurs inconvénients, la plupart liés à l'hétérogénéité des protocoles et des niveaux d'expertise. La qualité des données collectées peut varier en fonction des compétences et de l'expérience des volontaires, ce qui peut entraîner des incertitudes quant à la qualité des résultats (Dickinson *et al.*, 2010). Des biais spatio-temporels peuvent également survenir, car les observations peuvent être concentrées dans des zones et des périodes spécifiques, en fonction de l'accessibilité et des préférences des plongeurs (Thiel *et al.*, 2014). De plus, la plongée sous-marine elle-même présente des limitations liées à la profondeur, aux conditions de visibilité et aux capacités des plongeurs à détecter et identifier les espèces. Ces facteurs peuvent entraîner une représentation inégale des données (Edgar *et al.*, 2017). Bien que les méthodes statistiques puissent corriger certains de ces biais, ils restent une préoccupation importante pour la fiabilité des données collectées (Edgar *et al.*, 2017).

Le Bassin d'Arcachon est un site possédant une importante diversité de Syngnathidés avec 9 espèces observées (Denis & Heurtaux, 2023) : *Hippocampus guttulatus*, *H. hippocampus*, *Entelurus aequoreus*, *Nerophis ophidion*, *N. lumbriciformis*, *Syngnathus acus*, *S. rostellatus*, *S. abaster* et *S. typhle*. Ces espèces réalisent tout leur cycle de vie dans le Bassin et sont donc considérées comme patrimoniales pour le territoire. Cette richesse en biodiversité fait du Bassin d'Arcachon un lieu idéal pour l'étude de ces espèces, offrant une opportunité pour mieux comprendre leur écologie et leur dynamique de population. Le statut de ces espèces reflète le manque de données à l'échelle mondiale. En effet, *Hippocampus guttulatus* et *Hippocampus hippocampus* sont classées comme "Données Insuffisantes" à l'échelle mondiale (IUCN, 2023, *Hippocampus guttulatus* ; IUCN, 2023, *Hippocampus hippocampus*). Malgré ce manque d'informations, elles sont soumises à des réglementations européennes et internationales telles que la Convention sur la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe (1979) et leur commerce est réglementé par la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (1973). Depuis 2013, ces deux espèces sont également incluses sur la liste de la Commission pour la Protection du Milieu Marin de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR) des espèces et habitats menacés et/ou en déclin (Commission OSPAR, 2013a; Commission OSPAR, 2013b). Tandis que les 7 espèces de syngnathes présentes sur le Bassin d'Arcachon sont classées en « Préoccupation mineure », à l'exception de *Syngnathus acus* qui est classée "Données Insuffisantes" au niveau mondial et en « Moindre Préoccupation » à l'échelle européenne.

En outre, la régression des herbiers marins dans la zone du Bassin d'Arcachon représente une perte potentielle d'habitat pour ces espèces qui y sont généralement inféodés (Curtis & Vincent, 2005). Entre 1989 et

2019, les herbiers de zostères ont subi une forte régression, avec une diminution de 44 % pour les herbiers de *Nanozostera noltei* et de 85 % pour les herbiers de *Zostera marina* (Rigouin *et al.*, 2022; Trut *et al.*, 2018). De plus, des témoignages de plongeurs locaux signalent une diminution des observations de Syngnathidés, ce qui pourrait indiquer une dégradation de leur habitat et donc de leur état de conservation.

C'est dans cette optique, que le Parc Naturel Marin du Bassin d'Arcachon (PNMBA) a établi un partenariat avec l'association Ocean'Obs<sup>1</sup> en 2014, permettant au parc de bénéficier des données d'observation fournies par les plongeurs sur les Syngnathidés. À terme, les résultats de cette étude permettront de répondre à une des finalités du plan de gestion du PNMBA : un bon état de conservation de la faune marine accomplissant tout son cycle de vie dans le Bassin d'Arcachon (PNMBA, 2017). En effet, la valorisation des données pour permettre une meilleure conservation de ces espèces ainsi que la mobilisation citoyenne au travers des sciences participatives sont de réels enjeux du plan de gestion du PNMBA. Ces données, bien que très abondantes, sont opportunistes et recueillies dans des conditions d'observation très variables. Elles sont réalisées par des plongeurs aux niveaux d'expérience divers et sans recherche d'exhaustivité ni de représentativité dans le choix des sites étudiés. Cette variabilité pose des défis pour l'analyse des données, d'où l'utilité de les croiser avec des données collectées selon des protocoles standardisés et mieux encadrés.

C'est donc dans ce contexte qu'une collaboration entre le PNMBA et l'Université de Bordeaux s'est mise en place. Cette collaboration permet d'intégrer dans l'étude les données issues de pêches scientifiques au chalut depuis 2001 et de compléter celles de plongée recueillies depuis 2012, constituant ainsi un jeu de données de plus de 20 ans. Ce suivi est le premier en Europe à rassembler de telles données de long terme sur une communauté de Syngnathidés. Il permet de discuter de la complémentarité des approches académiques et participatives et de leur pertinence au service de l'écologie de la conservation de cette famille.

Cette étude vise à comprendre les facteurs qui influencent les populations de Syngnathidés dans le bassin d'Arcachon et à suivre leur évolution au fil du temps, en s'appuyant sur deux sources de données distinctes : les observations issues du chalutage et celles réalisées lors de plongées. Dans un premier temps, les deux bases de données ont été homogénéisées et nettoyées. Pour atteindre l'objectif principal, une exploration statistique des données a été réalisée, suivie d'une modélisation des observations en intégrant ces deux sources.

## **Matériels et méthodes**

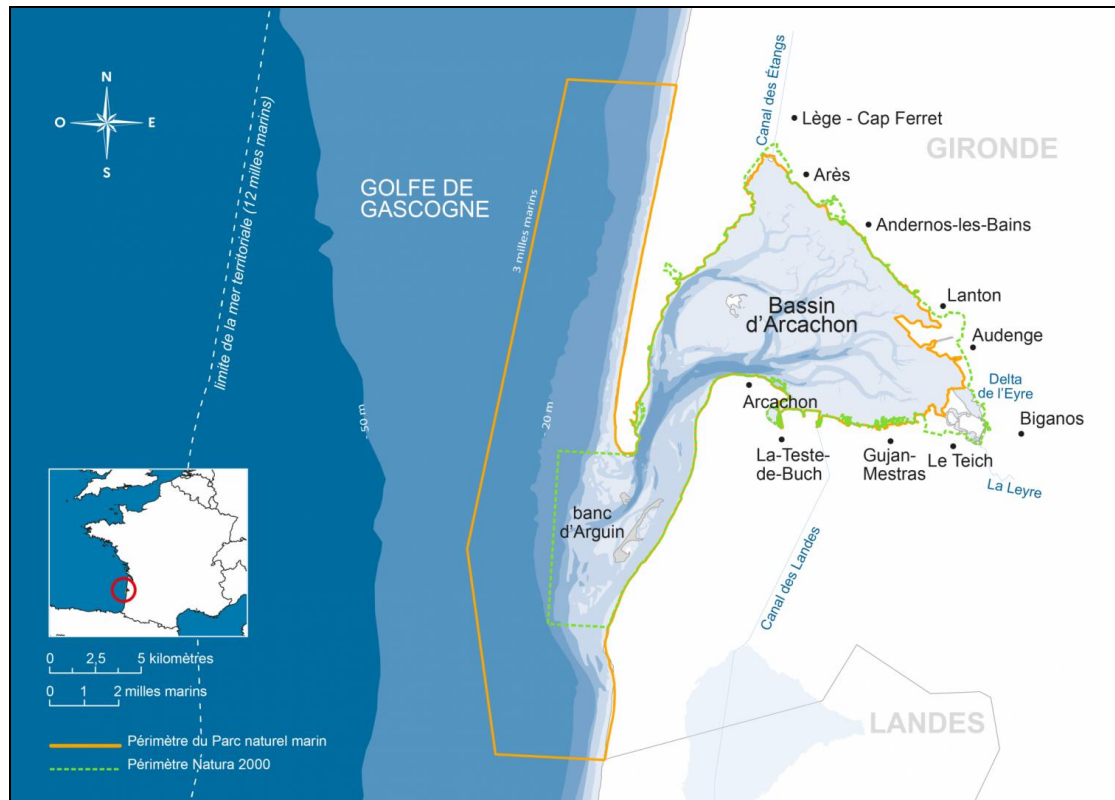
### **1. Site de l'étude**

Le site d'étude s'étend sur le périmètre du PNMBA. Il inclut donc le Bassin d'Arcachon ainsi qu'une partie de la côte Atlantique avec les plages Océanes situées au Nord et au Sud du Bassin. Le Bassin d'Arcachon est une lagune côtière méso-tidale dans le Golfe de Gascogne sur la côte sud-ouest de la France (44°40 N, 1°10 W) (Figure 1). Sa surface totale est de 174km<sup>2</sup>, un tiers de cette surface est occupé par des chenaux subtidiaux (59km<sup>2</sup>) et deux

---

<sup>1</sup> <https://www.oceanobs.fr>

tiers par des estrans (115km<sup>2</sup>) (Cognat, 2019). Le bassin est relié à l'océan Atlantique par des passes étroites (Cayocca, 2001). Il abrite les plus grands herbiers de zostères naines (*Nanozostera noltei*) d'Europe ainsi que des herbiers de zostères marines (*Zostera marina*). Le Bassin d'Arcachon, par ces nombreuses dynamiques et spécificités, possède une importante diversité d'habitats (bancs de sable, vasières, herbiers de zostères, prés salés, etc.), qui jouent un rôle essentiel pour la reproduction et l'alimentation des espèces peuplant cette lagune (Bouchet *et al.*, 1997 ; Blanchet 2004).



**Figure 1:** Carte de situation de la zone d'étude qui comprend tout le périmètre du PNMBA (PNMBA, 2022)(Projection : WGS 84).

## 2. Présentation des espèces étudiées

Les espèces étudiées dans cette étude incluent *Hippocampus guttulatus*, *Hippocampus hippocampus*, *Entelurus aequoreus*, *Nerophis ophidion*, *Nerophis lumbriciformis*, *Syngnathus acus*, *Syngnathus rostellatus*, *Syngnathus abaster*, et *Syngnathus typhle*, toutes appartenant à la famille des Syngnathidés. Ces espèces partagent certaines caractéristiques morphologiques et comportementales.

Les deux hippocampes, *Hippocampus guttulatus* et *Hippocampus hippocampus*, sont ovovivipares, les mâles portant les œufs dans une poche incubatrice ventrale jusqu'à l'éclosion (Foster & Vincent, 2004). Ils habitent principalement les herbiers marins de la Méditerranée et de l'Atlantique Nord-Est, où leur morphologie unique, avec des plaques osseuses et des excroissances cutanées, leur offre un camouflage efficace (Curtis & Vincent, 2006; Kitsos *et al.*, 2008).

Les poissons-aiguilles, tels qu'*Entelurus aequoreus* et les espèces de *Nerophis* (*N. ophidion* et *N. lumbriciformis*), adoptent des stratégies de camouflage dans les herbiers marins et les algues. *Entelurus aequoreus*

se distingue par un corps mince, allongé et une coloration cryptique parmi les algues brunes, ce qui lui confère un avantage dans ces habitats côtiers (Fries *et al.*, 1895). Contrairement aux hippocampes, les mâles de ces espèces portent les œufs directement sur la surface ventrale, sans poche incubatrice (Wilson *et al.*, 2003). *Nerophis ophidion* présente une inversion des rôles sexuels, avec une compétition entre femelles pour l'accès aux mâles incubateurs. Tandis que, *Nerophis lumbriciformis* est plus fréquemment trouvé dans la zone intertidale, avec un dimorphisme sexuel en taille et couleur (Berglund *et al.*, 1989; Rosenqvist, 1990; Dawson, 1986).

Les espèces de *Syngnathus* (*S. acus*, *S. rostellatus*, *S. abaster*, et *S. typhle*) partagent une morphologie allongée et une vie associée aux herbiers marins, où elles coexistent souvent et se nourrissent de petits crustacés. Ces espèces présentent un dimorphisme sexuel, les mâles portant les œufs dans une poche ventrale fermée ou sous la queue, selon l'espèce (Franco *et al.*, 2006a; Vincent *et al.*, 1995). Les rôles sexuels inversés sont également observés chez *S. typhle*, où les mâles limitent le taux de reproduction des femelles (Berglund *et al.*, 1986).

L'identification des syngnathes dans leur habitat naturel est souvent complexe en raison de leur grande similarité morphologique. En effet, pour pallier ces difficultés, dans leur étude Gurkan et Innal (2018) recommandent l'utilisation de méthodes morphométriques et génétiques pour différencier précisément ces espèces. Dans cette étude, en raison des similitudes morphologiques et de la proximité écologique de ces espèces, ainsi que du faible nombre d'observations pour certaines d'entre elles, elles seront regroupées sous la sous-famille des syngnathes.

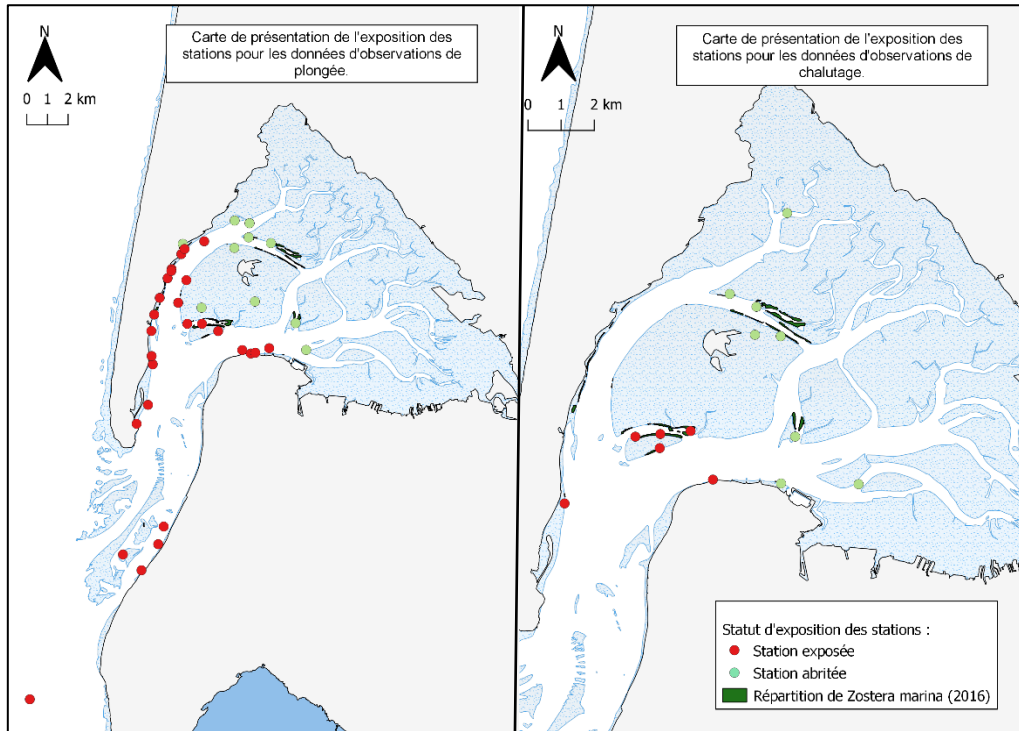
### **3. Présentation des données issues du chalutage et des plongées**

Deux types de données d'observations sont utilisés dans cette étude : un premier issu des plongées participatives, et un second provenant de missions de chalutage léger suivant un protocole précis.

Les données issues des sciences participatives proviennent de l'association de plongée Ocean'Obs. Depuis 2012, un programme participatif de suivi des Syngnathidés du Bassin d'Arcachon a été lancé par la mission de préfiguration du PNMBA. Ce projet repose sur les observations de plongeurs volontaires, consignées sur des fiches récapitulatives (Annexe 1). Le PNMBA et Ocean'Obs collaborent pour récolter les observations réalisées par les différents plongeurs au cours de leurs plongées, qu'elles soient biologiques ou de loisirs. Ces fiches permettent de recueillir des informations sur le dénombrement des Syngnathidés par espèce. Au cours de ces dix années d'étude, 35 stations ont été étudiées, totalisant environ 1364 heures de plongée et 1519 immersions. Les données utilisées pour cette étude incluent le dénombrement des Syngnathidés par espèce ainsi que les paramètres des plongées.

Les données de chalutage proviennent de campagnes en mer réalisées par l'Université de Bordeaux depuis 2001. Le protocole initial avait pour objectif d'évaluer l'abondance relative de l'ensemble de la faune dans les herbiers marins. Cependant, dans le cadre de notre étude, nous nous intéressons spécifiquement aux données concernant les Syngnathidés. Plusieurs fois par an, entre avril et octobre, un trait de filet est effectué sur une zone géoréférencée. Le filet utilisé a une largeur de 2 mètres, avec une maille de 1 cm, il est traîné sur environ 50 à 150 mètres selon les conditions de navigation et la taille de l'herbier. Sur chaque herbier, deux coups de filets sont réalisés. Pour chaque trait de filet, les Syngnathidés capturés sont dénombrés. Ces 22 années d'étude ont permis l'analyse de 14 stations, représentant un linéaire de 236 km.

#### 4. Exposition des stations



**Figure 2 :** Carte de la répartition des stations en fonction de leur exposition pour les données de plongée et de chalutage (Projection : WGS 84).

La Figure 2 montre la répartition des stations utilisées pour les deux jeux de données : les observations de plongée (partie gauche de la carte) et les données de chalutage (partie droite de la carte). Bien que certaines stations soient géographiquement proches, leurs positions dans les deux jeux de données ne sont pas les mêmes, ce qui rend difficile une comparaison directe basée sur la proximité géographique. Pour cette raison, dans la suite de l'étude, notamment pour la modélisation, les stations ne sont pas traitées individuellement.

Afin de comparer et d'intégrer les deux jeux de données de manière cohérente, les stations sont regroupées en fonction de leur exposition. Cette classification distingue les stations exposées, situées sous l'influence directe du chenal du Piquey, qui draine les deux tiers de la masse d'eau à chaque marée, des stations abritées. Ce regroupement permet d'analyser les données en tenant compte des conditions environnementales similaires dans les deux jeux de données.

#### 5. Présentation du modèle

L'ensemble des graphiques et des tests statistiques ont été réalisés sous le logiciel RStudio version 4.2.2 (RStudio Team, 2022). La modélisation, notamment par l'utilisation de modèles hiérarchiques bayésiens et de

statistiques probabilistes, est un moyen efficace de corriger les biais inhérents aux sciences participatives. Ces approches améliorent ainsi la fiabilité et la représentativité des données, offrant des estimations robustes qui intègrent et corrigent systématiquement les biais potentiels (Gelman et Hill, 2007 ; Tulloch et Szabo, 2012).

#### 4.1. Analyse des Données de Captures et de Plongées

L'analyse des données de captures et de plongées a été réalisée en utilisant un modèle hiérarchique bayésien implémenté avec le package *rstan* (Stan Development Team, 2022). Le choix de ce type de modèle s'avère adapté car il permet de gérer des modélisations hiérarchiques complexes avec différentes sources de données. Ces modèles sont capables d'intégrer de l'information a priori. Dans le cadre d'un modèle bayésien, les données a priori représentent les connaissances ou les croyances préexistantes sur les paramètres avant d'observer les données. Ces informations a priori sont exprimées sous forme de distributions de probabilité, appelées priors, qui reflètent des attentes initiales sur les paramètres du modèle. Le modèle bayésien utilise ces a priori en les combinant avec les données observées (via la fonction de vraisemblance) pour obtenir une distribution a posteriori, qui représente la mise à jour de vos croyances après avoir pris en compte les nouvelles données. Cette approche est importante dans notre cas, étant donné que les sources de données utilisées n'ont pas le même degré de précision ou de fiabilité ainsi des a priori peuvent être fait sur chacune d'entre-elle. Contrairement aux méthodes fréquentistes, les statistiques bayésiennes utilisent une approche probabiliste pour estimer les paramètres en combinant les distributions a priori et la vraisemblance des données observées, produisant ainsi des distributions a posteriori qui tiennent compte des incertitudes et des variations inhérentes à chaque source de données.

Les données utilisées dans ce modèle incluent plusieurs types de variables : le nombre total d'observations, le nombre d'années, et les observations spécifiques pour les méthodes de chalutage et de plongée. Pour les données de chalutage, les observations sont sous forme de matrice, avec les années correspondantes, l'exposition des stations (abritée ou exposée, codé 1 ou 0), et la surface du trait de chalut. Pour les données de plongée, les variables incluent une matrice d'observations, les dates de plongée, l'exposition des stations, la durée des plongées, la visibilité pendant les plongées, et si la plongée a eu lieu de nuit ou de jour.

#### 4.2. Effet de l'année

Pour exprimer les variations interannuelles c'est un paramètre « *year\_effects* » qui est utilisé. Celui-ci inclue un coefficient d'auto-corrélation qui est une mesure de la corrélation entre les valeurs successives d'une série temporelle, c'est-à-dire comment les valeurs à un moment donné sont liées aux valeurs précédentes. Une auto-corrélation positive ( $\rho > 0$ ) signifie que les effets d'une année tendent à être similaires à ceux de l'année précédente, tandis qu'une auto-corrélation négative ( $\rho < 0$ ) indique que les effets d'une année tendent à être opposés à ceux de l'année précédente. Le modèle utilise une auto-régression d'ordre 1, où l'effet d'une année  $t$  dépend de l'effet de l'année  $t-1$ , ajusté pour un bruit aléatoire. Cela peut être exprimé comme suit :

$$\text{year\_effects}[s,t] = \rho[s] \cdot \text{year\_effects}[s,t-1] + \sigma_{\text{year}} \cdot \varepsilon[s,t]$$

Où :

- $\text{year\_effects}[s,t]$  est l'effet de l'année  $t$  pour la variable  $s$ .
- $\rho[s]$  est le coefficient d'auto-corrélation pour la variable  $s$ .

- $\sigma_{\text{year}}$  est l'écart-type des effets annuels.
- $\varepsilon[s,t]$  est un terme de bruit aléatoire suivant une distribution normale.

Cette modélisation permet de capturer les dynamiques temporelles, en reflétant la continuité ou les changements brusques des effets d'une année à l'autre.

#### 4.3. Effet de l'exposition de la station

Les effets de l'exposition de la station (*exposition\_effect*) capturent la variabilité entre les stations abritées et exposées. L'effet est modélisé à partir des deux méthodes d'acquisition de données. Il est modélisé comme un coefficient de régression dans le modèle :

$$\textit{exposition\_effect}[s] = \beta[s] \cdot \textit{STATUT}_i$$

Où :

- *exposition\_effect*[s] est l'effet du statut pour la variable s.
- $\beta[s]$  est le coefficient de régression pour le statut du site.
- *STATUT\_i* est la variable indiquant si le site est abrité ou exposé (1 ou 0).

Cette modélisation permet de capturer les différences entre les stations abritées et exposées, en reflétant l'impact de l'exposition des stations sur les captures et les observations de plongée.

#### 4.4. Observabilité

L'observabilité (« observability ») fait référence à la probabilité de détecter une espèce donnée lors d'une plongée. Ce paramètre est crucial, car la visibilité et les conditions de lumière (jour ou nuit) peuvent considérablement affecter la détection des espèces. Dans notre modèle, l'observabilité est modélisée en fonction de la visibilité et des conditions nocturnes, ajustées par des coefficients de régression spécifiques. Il est important de noter que nous avons posé l'hypothèse, certes forte, que la capturabilité lors des chalutages est de 100%. En revanche, pour les observations réalisées par les plongeurs, il a été établi, après consultation avec eux, que de nombreuses espèces échappent à la détection et que les conditions de plongée influencent de manière significative les observations.

$$\textit{observability}[s, i] = \beta_{\{o1\}} \cdot \textit{VISI}_i + \beta_{\{o2\}} \cdot \textit{NIGHT}_i + \beta_{\{season\}}$$

Où :

- *observability* [s, i] est l'observabilité pour la variable s et l'observation i.

- $\beta_{\{o1\}}$  et  $\beta_{\{o2\}}$  sont les coefficients de régression pour la visibilité et la condition de nuit, respectivement.
- $VISI_i$  est la visibilité lors de l'observation  $i$ .
- $\beta_{\{season\}}$  est le coefficient de régression pour la saison.
- $NIGHT_i$  indique si l'observation  $i$  a eu lieu de nuit (1) ou de jour (0).

#### 4.5. Modélisation des observations par chalutage

Les données de captures sont modélisées en utilisant une distribution de Poisson avec un lien logarithmique. Cette distribution est appropriée pour modéliser des données de comptage. Le modèle relie la moyenne du processus de comptage aux prédicteurs via une fonction log-linéaire :

$$\mu_i = \exp(\text{linpred}_c)$$

Ou :

$$\text{linpred}_c = \log(\text{SURFACE}_c[i]) + \text{intercept}_c[s] + \text{beta}[s] * \text{EXPOSITION}_c[i] + \text{year\_effects}[s, \text{ANNEE}_c[i]] + \text{site\_effect}_c[s, i]$$

Et :

- $\mu_i$  est la moyenne de la distribution de Poisson pour l'observation  $i$ .
- $\log(\text{SURFACE}_c[i])$  est la surface du trait de chalut.
- $\text{intercept}_c[s]$  est l'intercept spécifique pour les données de captures.
- $\text{beta}[s]$  est le coefficient de régression pour l'exposition de la station.
- $\text{year\_effects}[s, \text{ANNEE}_c[i]]$  représente les effets annuels pour les données de captures.
- $\text{site\_effect}_c[s, i]$  représente l'effet spécifique du site pour les données de captures.

#### 4.6. Modélisation des observations en plongées

Les données de plongée sous-marine présentent souvent un grand nombre d'observations sans détection d'espèces, appelées "zéros". Pour mieux modéliser ces données, un modèle à excès de zéros est utilisé. En effet, ces modèles sont particulièrement utiles pour les études sous-marines, où certaines espèces peuvent ne pas être détectés même lorsqu'elles sont présentes. En prenant en compte cette possibilité de non-détection, les modèles à excès de zéros permettent une meilleure estimation de la présence, de l'abondance et de la probabilité de détection des espèces marines, comme l'ont montré Wenger et Freeman (2008).

Ce modèle combine deux processus distincts :

- 1- **Processus de zéros** : Ce processus génère uniquement des zéros, représentant les cas où l'espèce est réellement absente

- 2- **Processus de comptage** : Ce processus suit une distribution de Poisson, qui génère des comptages, y compris parfois des zéros, lorsque l'espèce est présente mais peut ne pas être détectée.

Pour chaque plongée, la probabilité d'observer un zéro (c'est-à-dire l'absence d'espèces) est modélisée à l'aide d'une fonction logit. La fonction logit modélise la probabilité d'un événement en la transformant en une valeur qui peut être utilisée dans des modèles linéaires, tout en assurant que cette probabilité reste entre 0 et 1. Si l'observation est zéro, cela peut indiquer soit une absence réelle de l'espèce, soit un résultat du processus Poisson générant un zéro.

Le modèle est formulé avec deux formules :

**1- Processus de zéros :**

$$\Pr(Y_i = 0) = \pi_i + (1 - \pi_i) * \exp(-\lambda_i)$$

Ou :

- $\pi_i$  est la probabilité que l'espèce soit vraiment absente.
- $\exp(-\lambda_i)$  est la probabilité d'obtenir un zéro même si l'espèce est présente, selon un processus Poisson où  $\lambda_i$  est le taux moyen d'occurrence.

Ici, la probabilité totale d'observer un zéro combine les deux possibilités : soit l'espèce est absente ( $\pi_i$ ), soit elle est présente mais non détectée ( $(1 - \pi_i) \times \exp(-\lambda_i)$ ).

**2- Processus de comptage (pour  $y > 0$ )**

$$\Pr(Y_i = y) = (1 - \pi_i) * (\lambda_i^y * \exp(-\lambda_i) / y!)$$

Ou :

- $\lambda_i^y * \exp(-\lambda_i) / y!$  : est la formule de la distribution de Poisson, qui donne la probabilité d'observer exactement  $y$  individus, avec  $\lambda_i$  représentant le taux moyen de comptage.

Cette formule montre que si l'espèce est présente (avec probabilité  $1 - \pi_i$ ), alors le nombre d'individus observés suit une distribution de Poisson.

Ensuite, pour modéliser le paramètre  $\lambda_i$  de la distribution de Poisson, qui correspond au taux moyen d'occurrence d'une espèce lors d'une plongée, nous utilisons la relation suivante :

$$\lambda_i = \exp(\text{linpred}_d)$$

Ou :

$$\text{linpred}_d = \log(\text{DUREE}_d[i]) + \text{intercept}_d[s] + \text{observability}[s, i] + \text{beta}[s] * \text{EXPOSITION}_d[i] + \text{year\_effects}[s, \text{ANNEE}_d[i]] + \text{site\_effect}_d[s, i]$$

Ou :

- $\pi_i$  est la probabilité de détection nulle pour l'observation  $i$ .
- $\lambda_i$  est le paramètre de la distribution de Poisson.
- $\log(\text{DUREE}_d[i])$  est la durée de la plongée.
- $\text{intercept}_d[s]$  est l'intercept spécifique pour les données de plongées.
- $\text{observability}[s, i]$  représente l'observabilité pour chaque plongée.
- $\text{beta}[s]$  est le coefficient de régression pour le statut du site.
- $\text{year\_effects}[s, \text{ANNEE}_d[i]]$  représente les effets annuels pour les données de plongées.
- $\text{site\_effect}_d[s, i]$  représente l'effet spécifique du site pour les données de plongées.

#### 4.7. Ajustement du Modèle

Le modèle a été ajusté en utilisant trois chaînes de Markov, chaque chaîne comportant 4000 itérations dont 2000 itérations de warmup. Les itérations sont le nombre total de fois que chaque chaîne de Markov explore l'espace des paramètres pour obtenir des échantillons. Le warmup, ou période de chauffe, correspond aux premières itérations utilisées pour permettre à la chaîne de converger vers la région d'intérêt de l'espace des paramètres. Ces itérations de warmup sont ensuite écartées de l'échantillonnage final afin de ne conserver que les échantillons après convergence. Le code Stan du modèle est spécifié dans le logiciel R (Annexe 2).

## Résultats

### 1. Statistiques descriptives pour les données de plongées

**Table 1:** Nombre de plongées par an (a) et nombre d'observations par espèce sur la période 2012-2021 pour les données de plongée (b).

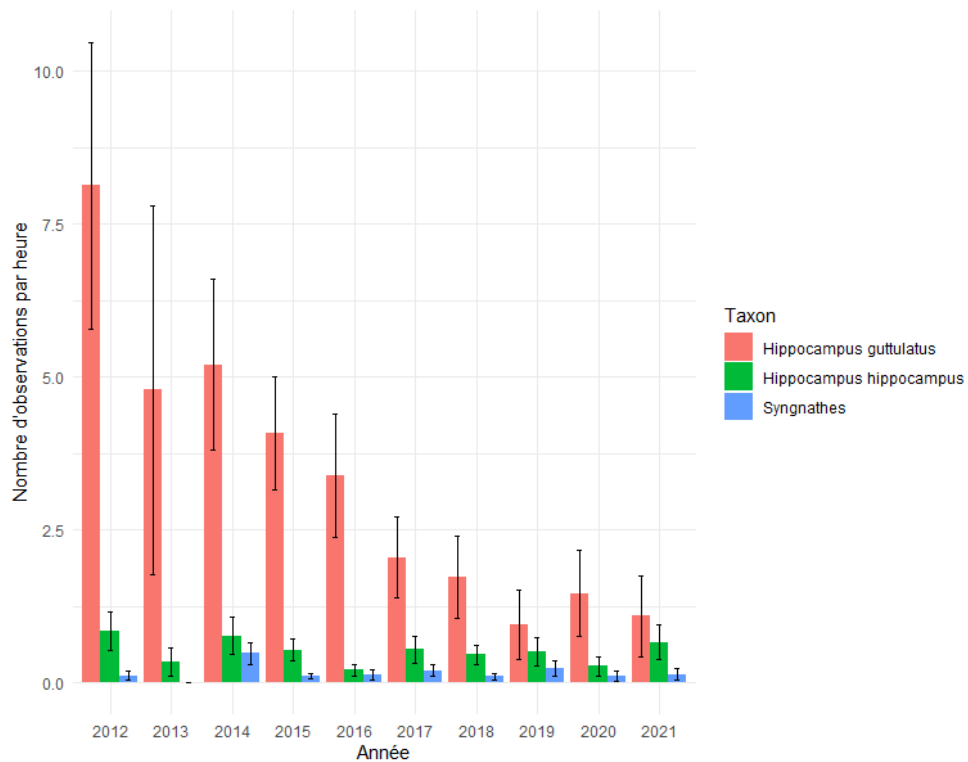
a		b	
	Nombre d'observations	Année	Nombre de plongées
<i>Hippocampus guttulatus</i>	5178	2012	176
<i>Hippocampus hippocampus</i>	803	2013	43
<i>Syngnathus acus</i>	188	2014	245
<i>Entelurus aequoreus</i>	52	2015	235
<i>Nerophis ophidion</i>	48	2016	165
<i>Syngnathus typhle</i>	29	2017	223
<i>Syngnathus rostellatus</i>	2	2018	119
<i>Syngnathus abaster</i>	1	2019	144
<i>Nerophis lumbriciformis</i>	0	2020	68
		2021	101

Ce sont 1519 plongées qui ont été réalisées depuis 2012, avec une moyenne d'environ 152 plongées par an. Avec un maximum de plongée réalisé en 2014 (Table 1.b). L'espèce la plus observée est *Hippocampus guttulatus* avec 5178 observations sur la période d'étude de 2012 à 2021 suivie par *Hippocampus hippocampus*. Pour les syngnathes l'espèce la plus observée est *Syngnathus acus* (Table 1.a).

**Table 2:** Nombre d'observations par espèce et par station de 2012 à 2021.

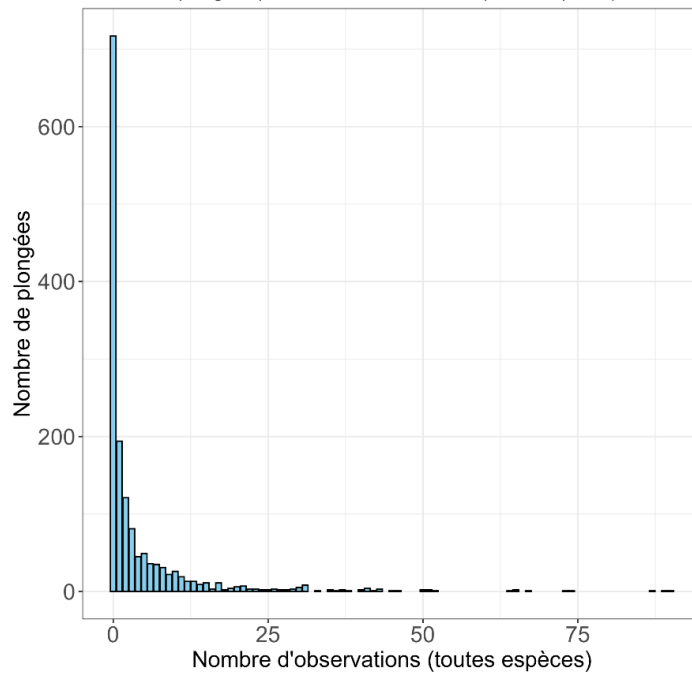
Station	<i>Hippocampus guttulatus</i>	<i>Hippocampus hippocampus</i>	Syngnathes	Total
Herbe	1472	143	37	1652
La vigne	1231	131	103	1465
Villa Algerienne	689	39	24	752
Grand Piquey	394	115	9	518
Chenal Courbey	221	92	5	318
Piraillan	381	29	2	412
Doulis	167	43	9	219
Grand Banc Sud	168	27	2	197
Nord la vigne	163	20	11	194
Hortense	31	45	15	91
Belisaire	33	10	20	63
St Yves	25	28	12	65
Courbey Est	69	13	3	85
Sud Canelon	12	2	0	14
Canon (jetee nord)	14	11	0	25
Les Jalles	38	4	0	42
Sud Jetee Thiers	5	3	1	9
Escarpe Chenal piquey	10	9	1	20
Nord Canelon	4	2	0	6
Courbey	6	3	0	9
Galouneys	3	2	1	6
Chenal Ares	1	2	0	3
Petite anse	1	0	5	6
Mapouchet	1	1	0	2
Tatchot	1	1	0	2
Cabaleyrots	2	0	0	2
Sud RN Banc d'Arguin	2	0	0	2
Chenal Ile Ouest	0	0	7	7
Nord belisaire	0	0	0	0
Blockaus Les sabloneys	0	0	0	0
Bateau en ciment	0	0	0	0
Mimbeau	0	0	0	0
La Roche Velaine	0	0	0	0
Port Maguide	0	0	0	0
Nord Chenal du Teychan	0	0	0	0

La Table 2 présente le nombre d'observations de trois taxons par station de 2012 à 2021. La station ayant enregistré le plus d'observations est l'Herbe avec 1652 observations, suivie de la Vigne avec 1465 observations. *Hippocampus guttulatus* est l'espèce la plus fréquemment observée. En revanche, des stations comme Chenal Ile Ouest et Bateau en ciment ont enregistré très peu ou aucune observation, ce qui montre une variation importante de la fréquence des observations selon les stations. Les stations avec le plus grand nombre d'observations sont situées dans le Nord du Bassin, notamment l'Herbe, la Vigne et la Villa Algérienne.



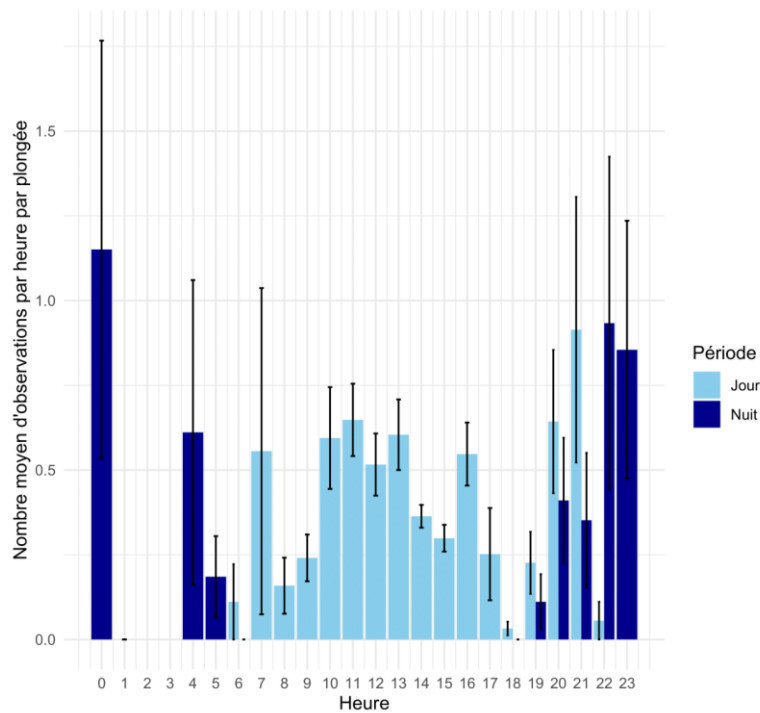
**Figure 3:** Evolution temporelle des observations de Syngnathidés par heure de 2012 à 2021.

La Figure 3 montre les observations par heure des Syngnathidés dans le Bassin d'Arcachon de 2012 à 2021, incluant *Hippocampus guttulatus*, *Hippocampus hippocampus*, et les syngnathes. Les barres d'erreur représentent l'intervalle de confiance de 95% à la moyenne pour chaque année. En 2012, les observations d'*Hippocampus guttulatus* étaient les plus élevées, atteignant environ 8 par heure, mais ont rapidement diminué à environ 4,5 en 2013. En 2014, il y a eu une légère hausse à plus de 4 par heure, suivie d'une tendance à la baisse jusqu'en 2021, où les observations étaient en dessous de 4 observations par heure. Pour *Hippocampus hippocampus*, les observations ont stagné autour de 0,5 à 1 observation par heure jusqu'en 2021. Les syngnathes ont toujours eu des taux d'observation les plus bas, débutant à 0,1 par heure en 2012, atteignant un pic à presque 0,5 en 2014, et restant entre 0,1 et 0,15 jusqu'en 2021. Dans l'ensemble une tendance à la diminution des observations est notable.



**Figure 4:** Nombre de plongées par nombre d'observations toutes espèces confondu.

La Figure 4, montre la distribution du nombre de plongées en fonction du nombre d'observations (toutes espèces confondues). La majorité des plongées n'ont aucune ou très peu d'observations. En effet, environ 47% des plongées ont enregistré zéro observation. Ce qui est représentatif de la rareté des Syngnathidés dans de nombreuses zones explorées. Le nombre de plongées diminue rapidement avec l'augmentation du nombre d'observations, indiquant que les plongées avec plus de 20 observations sont extrêmement rares.



**Figure 5:** Nombre moyen d'observations par plongée selon l'heure et la période jour ou nuit.

La Figure 5 présente le nombre moyen d'observations par heure par plongée des Syngnathidés dans le Bassin d'Arcachon, différenciant les périodes de jour (barres bleues claires) et de nuit (barres bleues foncées). Les barres d'erreur représentent l'erreur standard des observations pour chaque heure. Les plongées réalisées pendant la journée montrent une distribution relativement uniforme des observations d'environ 0,5 à 1 observation par heure entre 10h et 16h, avec des pics notables entre 12h et 14h. Les plongées nocturnes révèlent une variabilité plus importante des observations. On observe des pics d'observations autour de 1h, 5h et entre 20h et 22h, avec des moyennes d'observations par heure atteignant parfois plus de 1,5. Les barres d'erreur, représentant l'erreur standard, sont particulièrement grandes pour certaines heures, notamment durant la nuit. Cette variabilité indique une dispersion importante des données, suggérant des fluctuations dans les observations des Syngnathidés. Ces barres d'erreur larges mettent en évidence la nécessité d'un plus grand nombre de plongées pour réduire l'incertitude et obtenir des estimations plus précises.

Afin de comparer les observations par plongée entre les périodes de jour et de nuit des tests statistiques ont été réalisés. D'abord le test de Kolmogorov-Smirnov a révélé que les données ne suivent pas une distribution normale ( $p$ -value  $< 0,001$ ). En conséquence, le test non paramétrique de Wilcoxon a été utilisé. La différence entre les observations diurnes et nocturnes n'est pas statistiquement significative ( $p$ -value = 0,058), bien que proche du seuil de 0.05.

L'analyse en composantes principales conjointes (ACPC) a été réalisée pour explorer la structure des données. Cependant, les résultats montrent que cette méthode n'est pas suffisante pour expliquer la variance des données. Pour les données de plongée, les premières dimensions principales (Dim 1 et Dim 2) expliquent respectivement 0,45 % et 0,44 % de la variance totale. Ces faibles pourcentages indiquent que les premières dimensions principales ne capturent pas de manière significative la variance des données dans les deux cas. Ce faible pourcentage de variance expliquée par les premières dimensions suggère que la structure des données est trop complexe pour être bien représentée par l'ACPC seule. Par conséquent, bien que l'ACPC ait été appliquée, elle ne permet pas d'expliquer efficacement la variance des données issues de nos deux sources. C'est donc une analyse des corrélations qui a été réalisée.

Le test de Shapiro-Wilk a montré que les variables continues ne respectent pas les conditions de normalité, avec des  $p$ -values inférieures à 0,001 pour toutes les variables. Par conséquent, c'est une méthode non paramétrique qui est utilisée pour évaluer les relations entre ces variables : la corrélation de Spearman.

**Table 3:** Matrice de Corrélation de Spearman entre les Variables des données de plongée, avec Indication des Niveaux de Significativité ( \*\*\*  $p \leq 0,001$ , \*\*  $p \leq 0,01$ , \*  $p \leq 0,05$ , .  $p \leq 0,1$  )

	Profondeur	Durée	Visibilité	<i>Hippocampus hippocampus</i>	<i>Hippocampus guttulatus</i>	Syngnathes
Profondeur	1	-0.05.	0.07**	-0.17***	-0.43***	-0.16***
Durée	-0.05.	1	0.18***	0.2***	0.25***	0.12***
Visibilité	0.07**	0.18***	1	0.02	0.08**	0.08**
<i>Hippocampus hippocampus</i>	-0.17***	0.2***	0.02	1	0.37***	0.11***
<i>Hippocampus guttulatus</i>	-0.43***	0.25***	0.08**	0.37***	1	0.17***
Syngnathes	-0.16***	0.12***	0.08**	0.11***	0.17***	1

Les étoiles indiquent les niveaux de significativité : \*\*\*  $p \leq 0.001$ , \*\*  $p \leq 0.01$ , \*  $p \leq 0.05$ , .  $p \leq 0.1$ .

Les étoiles associées aux valeurs de corrélation proviennent du test de corrélation de Spearman, qui évalue la force et la direction des relations entre deux variables continues. « \*\*\* » indique une p-value  $\leq 0,001$ , « \*\* » une p-value  $\leq 0,01$ , « \* » une p-value  $\leq 0,05$ , et une p-value  $\leq 0,1$ . La Table 3 présente la matrice des corrélations de Spearman, révélant que la profondeur est significativement et négativement corrélée avec *Hippocampus hippocampus* (-0,17\*\*\*), *Hippocampus guttulatus* (-0,43\*\*\*) et syngnathes (-0,16\*\*\*), suggérant une moindre présence de ces espèces en profondeur. La visibilité est faiblement mais significativement corrélée avec *Hippocampus guttulatus* (0,08\*\*) et les syngnathes (0,08\*\*). Enfin, *Hippocampus hippocampus* et *Hippocampus guttulatus* présentent une corrélation modérée et très significative (0,37\*\*\*), tandis que les syngnathes montrent des corrélations faibles mais significatives avec *Hippocampus hippocampus* (0,11\*\*\*) et *Hippocampus guttulatus* (0,17\*\*\*).

## 2. Statistiques descriptives pour les données de chalut

**Table 4:** Nombre de traits de chalut par station (a) et nombre d'observations par espèce (b) de 2001 à 2021.

a	Station	Nombre de traits de chalut	b	Espèce	Total
	Belisaire	53		<i>Hippocampus guttulatus</i>	741
	Courbey Est	50		<i>Syngnathus typhle</i>	515
	Chenal Ile Est	36		<i>Hippocampus hippocampus</i>	261
	Chenal Ile Ouest	24		<i>Syngnathus acus</i>	282
	Courbey Sud Ouest	24		<i>Nerophis ophidion</i>	235
	Chenal Ile Nord	22		<i>Entelurus aequoreus</i>	119
	Grand Banc Sud	22		Total général	2153
	Courbey Nord Est	16			
	Lucarnan	6			
	Mapouchet	6			
	Matelle	6			
	Eyrac	2			
	Graveyron	2			
	Lahillon	2			

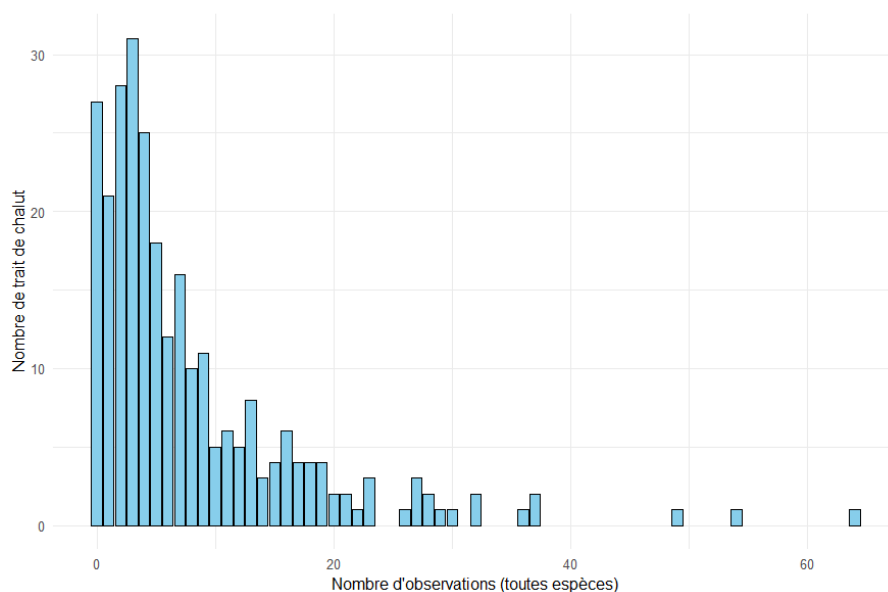
La Table 4 se divise en deux parties. La première partie (a) présente le nombre de traits de chalut effectués dans différentes stations entre 2001 et 2021. La station Bélisaire se distingue avec le plus grand nombre de traits de chalut, soit 53, suivie de près par « Courbey Est » avec 50 traits. D'autres stations comme « Chenal Ile Est », « Chenal Ile Ouest », et « Courbey Sud-Ouest » affichent également des nombres notables de traits de chalut, respectivement 36, 24, et 24. La seconde partie de la Table (b) détaille le nombre total d'observations pour différentes espèces au cours de la même période. L'espèce la plus fréquemment observée est *Hippocampus guttulatus* avec un total de 741 observations, suivie de *Syngnathus typhle* avec 515 observations. D'autres espèces, telles que *Hippocampus hippocampus*, *Syngnathus acus*, et *Nerophis ophidion* sont également représentées avec

respectivement 261, 282, et 235 observations. Enfin, *Entelurus aequoreus* a été observée 119 fois, complétant ainsi le total général de 2153 observations pour toutes les espèces mentionnées.

**Table 5:** Nombre d'observations par taxon et par station avec somme par espèce de 2001 à 2021.

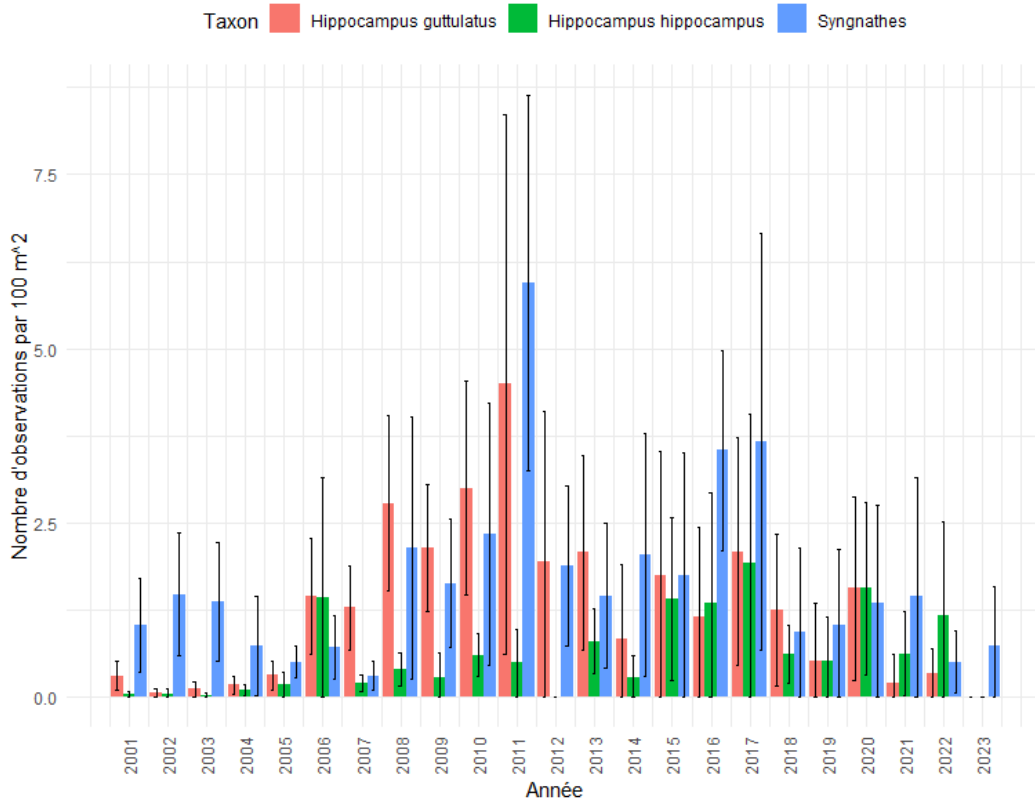
Station	<i>Hippocampus guttulatus</i>	<i>Hippocampus hippocampus</i>	Syngnathes	Total
Belisaire	175	61	601	837
Courbey Est	103	14	224	341
Courbey Sud Ouest	104	12	94	210
Chenal Ile Est	126	52	44	222
Grand Banc Sud	13	17	88	118
Chenal Ile Ouest	102	18	11	131
Chenal Ile Nord	36	37	20	93
Courbey Nord Est	37	4	34	75
Lucarnan	19	34	1	54
Matelle	8	4	6	18
Graveyron	0	0	18	18
Eyrac	11	5	0	16
Mapouchet	3	1	10	14
Lahillon	4	2	0	6

La Table 5 présente la répartition des observations de trois groupes taxonomiques par station, sur la période de 2001 à 2021. Les données montrent que la station de Bélisaire se distingue par le plus grand nombre d'observations, avec un total de 837, dont une majorité provient du groupe des syngnathes (601 observations). Les stations "Courbey Est" et "Courbey Sud-Ouest" suivent avec respectivement 341 et 210 observations, également dominées par les syngnathes. En revanche, les stations « Lahillon » et « Mapouchet » affichent les plus faibles nombres d'observations, avec seulement 6 et 14 observations respectivement.



**Figure 6:** Nombre de trait de chalut par nombre d'observations toutes espèces confondues.

La Figure 6 montre une distribution asymétrique où la majorité des observations se situe entre 0 et 20, avec une concentration particulièrement élevée entre 0 et 10, représentant 50% des cas. Environ 26 traits de chalut n'ont enregistré aucune observation, soit 9% des traits. La forme asymptotique de la distribution indique que, bien que la plupart des traits de chalut aient un faible nombre d'observations, le nombre de traits diminue progressivement avec des valeurs d'observations plus élevées, devenant de plus en plus rares.



**Figure 7:** Évolution des observations de Syngnathidés par 100 m<sup>2</sup> dans le Bassin d'Arcachon de 2001 à 2023 pour les données de chalutage.

La Figure 7 montre les observations de Syngnathidés par 100 m<sup>2</sup> dans le Bassin d'Arcachon de 2001 à 2023. Entre 2001 et 2007, les observations étaient généralement basses, avec des valeurs oscillant entre 0 et environ 1 par 100 m<sup>2</sup> pour toutes les espèces. De 2008 à 2011, une augmentation des observations est notable, culminant en 2011 avec environ 6 observations par 100 m<sup>2</sup> pour les syngnathes. En 2012, les observations d'*H. guttulatus* et des syngnathes étaient autour de 2 par 100 m<sup>2</sup>. Les années 2014 et 2015 montrent une relative stabilité avec des observations variant entre 1,5 et 2,5 par 100 m<sup>2</sup>. En 2016 et 2017, une augmentation notable des observations de syngnathes est observée, culminant à environ 4 par 100 m<sup>2</sup> en 2017. De 2018 à 2021, les observations fluctuent avec une tendance générale à la baisse, restant relativement basses et oscillant entre 0,5 et 2,5 par 100 m<sup>2</sup>. Les années 2022 et 2023 continuent de montrer des fluctuations à des niveaux bas, autour de 0,5 à 2 par 100 m<sup>2</sup>. Les barres d'erreur, représentant l'intervalle de confiance des observations, sont relativement grandes pour certaines années, notamment en 2011, 2016 et 2017, indiquant une variabilité importante dans les données et suggérant des fluctuations interannuelles significatives.

L'ACPC a également été appliquée aux données de chalutage, mais les résultats montrent des limitations similaires. Les premières dimensions principales expliquent respectivement 1,99 % et 1,67 % de la variance totale, indiquant que l'ACPC seule ne peut pas expliquer efficacement la variance des données. Par conséquent, une analyse des corrélations a été réalisée. Les tests de Shapiro-Wilk effectués sur les variables continues montrent que les données de chalutage ne suivent pas une distribution normale, avec des p-values inférieures à 0,05 pour chaque variable. La corrélation de Spearman a donc été utilisée pour analyser les relations entre les variables.

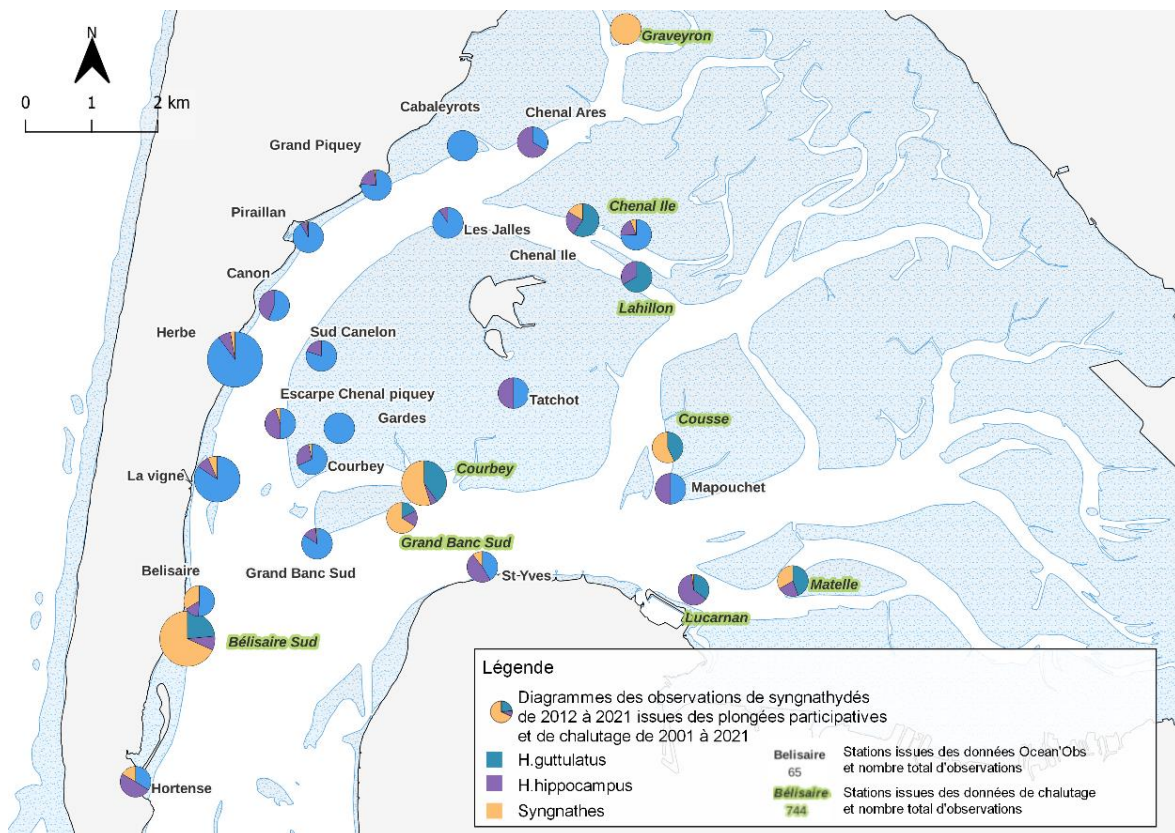
**Table 6:** Matrice de Corrélation de Spearman entre les Variables des données de plongée, avec Indication des Niveaux de Significativité ( \*\*\*  $p \leq 0,001$ , \*\*  $p \leq 0,01$ , \*  $p \leq 0,05$ , .  $p \leq 0,1$  )

	Surface	<i>Hippocampus hippocampus</i>	<i>Hippocampus guttulatus</i>	Syngnathes
Surface	1	-0.04	0.17**	0.26***
<i>Hippocampus hippocampus</i>	-0.04	1	0.38***	-0.17**
<i>Hippocampus guttulatus</i>	0.17**	0.38***	1	-0.1
Syngnathes	0.26***	-0.17**	-0.1	1

Les étoiles indiquent les niveaux de significativité : \*\*\*  $p \leq 0.001$ , \*\*  $p \leq 0.01$ , \*  $p \leq 0.05$ , .  $p \leq 0.1$ .

La Table 6 présente la matrice de corrélation de Spearman pour les variables continues Surface, *Hippocampus hippocampus*, *Hippocampus guttulatus* et Syngnathes dans les données de chalut. Le paramètre Surface présente une corrélation positive modérée avec *Hippocampus guttulatus* (0,17\*\*) et Syngnathes (0,26\*\*\*), avec une significativité plus élevée pour Syngnathes. En revanche, la corrélation entre Surface et *Hippocampus hippocampus* (-0,04) n'est pas significative. Les espèces *Hippocampus hippocampus* et *Hippocampus guttulatus* montrent une corrélation positive modérée (0,38\*\*\*), avec un niveau de significativité élevé. À l'inverse, la corrélation entre *Hippocampus hippocampus* et Syngnathes est négative et significative (-0,17\*\*). Enfin, *Hippocampus guttulatus* et Syngnathes montrent une corrélation négative très faible (-0,10).

### 3. Répartition géographique des observations



**Figure 8:** Répartitions des observations de Syngnathidés sur le Bassin d'Arcachon à partir des deux sources de données.

La Figure 8 est une carte qui présente les observations de différents taxons de Syngnathidés dans le Bassin d'Arcachon de 2012 à 2021, en utilisant des données issues de plongées participatives et de chalutages. Les

diagrammes circulaires indiquent la répartition des trois taxons principaux : *Hippocampus guttulatus*, *Hippocampus hippocampus*, et les syngnathes. Chaque diagramme montre la proportion relative de ces taxons dans les observations totales pour chaque station.

Les stations situées au nord-ouest du Bassin d'Arcachon, telles que Graveyron et Chenal Île, sont principalement dominées par des observations d'Hippocampes, en particulier *Hippocampus guttulatus* (Figure 8). En revanche, dans les stations situées plus au sud explorées au chalut, comme Bélisaire Sud et Courbey, la proportion de syngnathes est supérieure, bien que ces stations enregistrent également un nombre important d'observations d'Hippocampes.

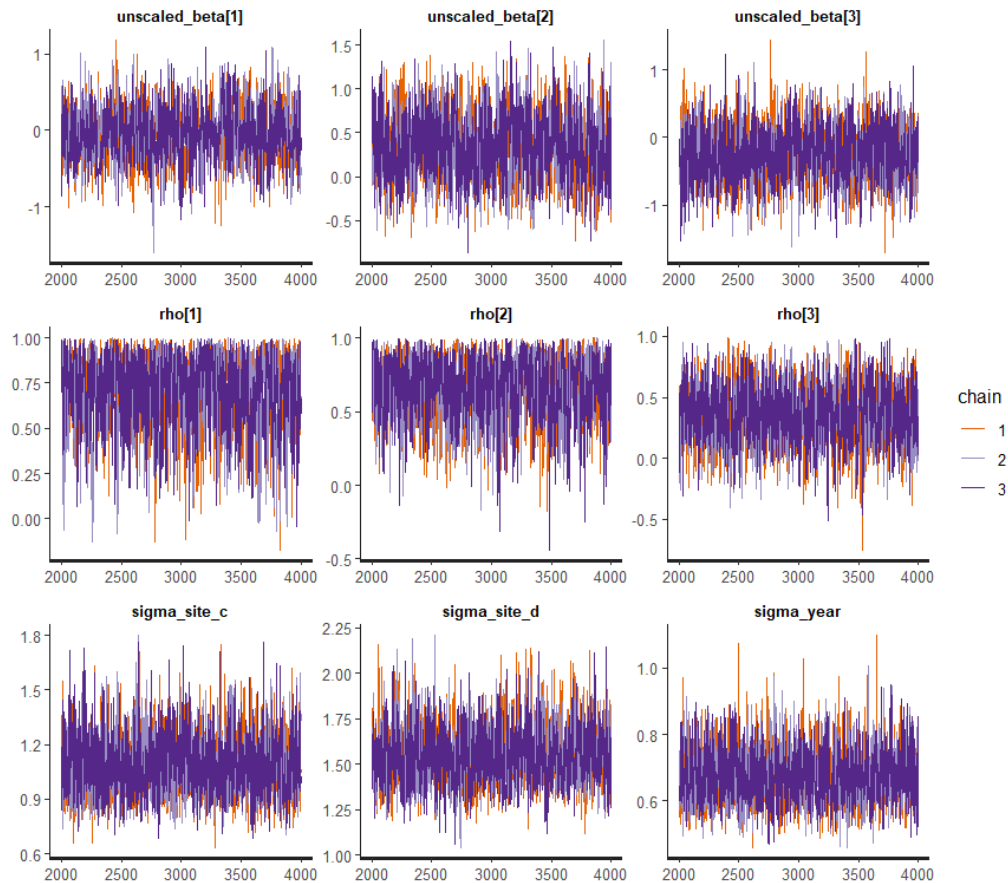
Il est important de noter que le nombre total d'observations et l'effort de prospection varient considérablement d'une station à l'autre, ce qui peut influencer la répartition apparente des taxons. Ces variations doivent être prises en compte lors de l'interprétation des données, car elles peuvent refléter autant des différences dans l'abondance réelle des espèces que des biais liés à l'effort d'échantillonnage.

#### **4. Modèle hiérarchique bayésien**

##### 4.1. Convergence des chaînes

Pour garantir la validité et la robustesse des résultats obtenus dans cette analyse bayésienne, une sélection spécifique de paramètres a été réalisée pour évaluer la convergence des chaînes MCMC. Les paramètres choisis sont essentiels pour capturer les effets principaux, la variabilité spatiale et temporelle, ainsi que pour s'assurer de la stabilité des prédictions.

Le paramètre « `unscaled_beta` » a été inclus car il représente l'effet principal de l'exposition de la station sur les espèces étudiées. Le paramètre « `rho` », qui modélise les corrélations temporelles est également vérifié pour garantir que le modèle capture correctement les dépendances entre les différentes années d'observation. Les hyperparamètres « `sigma_site_c` » et « `sigma_site_d` », représentant la variabilité spatiale entre les stations pour les méthodes de chalut et de plongée respectivement, ont été sélectionnés pour s'assurer que les variations non expliquées entre les stations sont bien modélisées. Le paramètre « `sigma_year` », qui modélise la variabilité annuelle, permet d'évaluer les tendances temporelles. Sa convergence est vérifiée pour garantir que les effets des années sont correctement intégrés dans le modèle.



**Figure 9:** Graphiques des traces des chaînes MCMC pour les paramètres principaux du modèle.

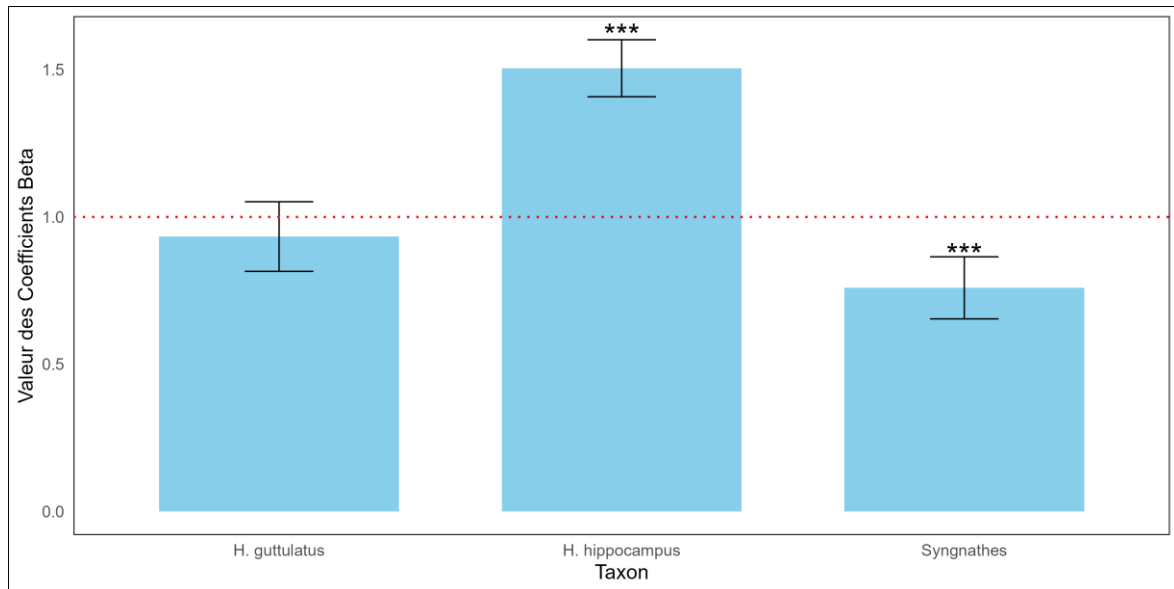
Les graphiques de trajectoire présentés ci-dessus (Figure 9) montrent les traces des chaînes MCMC pour les paramètres « *unscaled\_beta* », « *rho* », « *sigma\_site\_c* », « *sigma\_site\_d* » et « *sigma\_year* ». Les chaînes de Markov pour chacun de ces paramètres apparaissent bien mélangées et ne montrent aucun signe de dérive ou de tendance, ce qui est un indicateur positif de convergence. De plus, les différentes chaînes semblent se superposer de manière cohérente pour chaque paramètre, ce qui suggère que les chaînes ont atteint une distribution stationnaire commune. En conclusion, ces graphiques indiquent une bonne convergence des paramètres sélectionnés dans le modèle bayésien.

**Table 7:** Récapitulatif des Rhat des paramètres principaux pour une évaluation de la convergence de chacun.

Paramètre	Rhat
<i>unscaled_beta[1]</i>	1.010
<i>unscaled_beta[2]</i>	1.000
<i>unscaled_beta[3]</i>	1.020
<i>rho[1]</i>	1.000
<i>rho[2]</i>	1.000
<i>rho[3]</i>	1.010
<i>sigma_site_c</i>	1.010
<i>sigma_site_d</i>	1.000
<i>sigma_year</i>	1.020

De plus, la Table 7, qui présente les Rhat des paramètres montre une bonne convergence de l'ensemble des paramètres. En effet, les Rhat des différents paramètres sont tous très proches de 1 ce qui indique que les chaînes ont convergé de manière satisfaisante.

## 4.2. Effet de l'exposition de la station

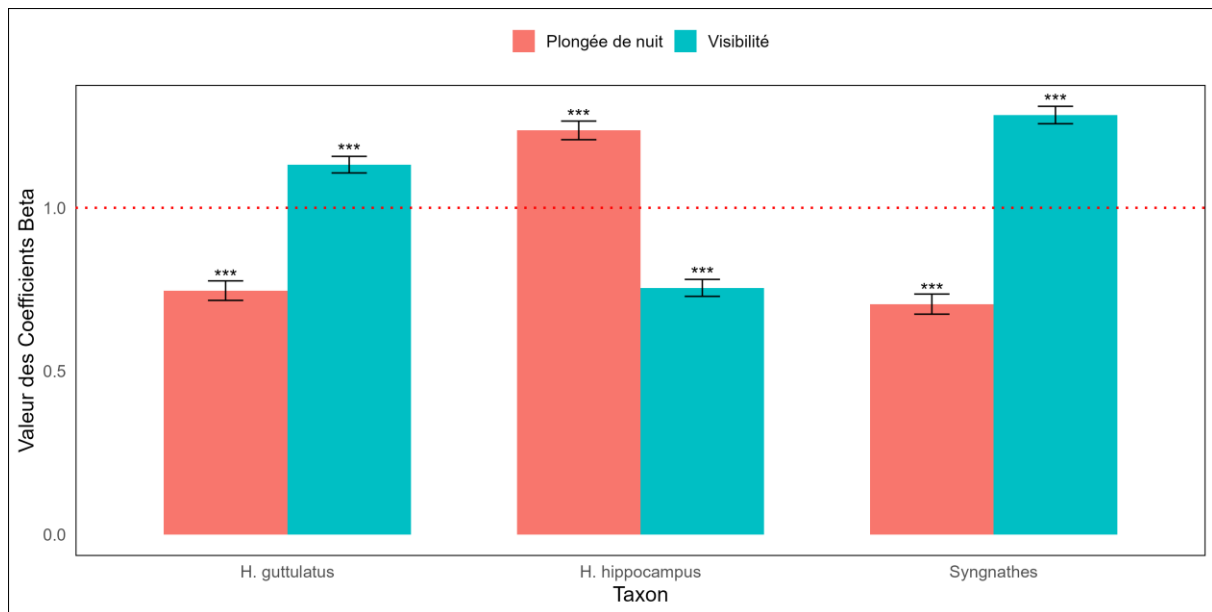


**Figure 10:** Histogramme des valeurs de coefficients beta (indicateurs de l'effet de l'exposition de la station) pour les différents taxons communs aux deux sources de données. La barre d'erreur correspond à l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne. Les étoiles indiquent un niveau de significativité statistique par rapport à la valeur 1 ( $p < 0.05$  : \*,  $p < 0.01$  : \*\*,  $p < 0.001$  : \*\*\*).

La Figure 10 montre les coefficients Beta pour *H. guttulatus*, *H. hippocampus*, et les syngnathes, illustrant l'effet des stations abritées ou exposées sur leur présence. Les données étant normales (test de Shapiro-Wilk,  $p > 0.05$ ), un test t a comparé les coefficients Beta à l'hypothèse nulle de 1. Les résultats révèlent que les coefficients Beta pour *H. hippocampus* et les syngnathes diffèrent significativement de 1 ( $p < 0.05$ ), indiquant des variations notables entre les types de stations. En revanche, pour *H. guttulatus*, le coefficient Beta de 0,93 n'indique pas de différence significative ( $p > 0.05$ ), suggérant une légère réduction de leur présence dans les stations abritées.

## 4.3. Observabilité et paramètres d'influences

Pour estimer l'observabilité plusieurs paramètres sont pris en compte: la visibilité, le fait que les plongées soient de nuit ou de jour ainsi que la saisonnalité.



**Figure 11:** Histogramme des valeurs de coefficients beta\_o (indicateurs de l'effet de la visibilité et de la plongée de nuit) pour les différents taxons communs aux deux sources de données. La barre d'erreur correspond à l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne. Les étoiles indiquent un niveau de significativité statistique par rapport à la valeur 1 ( $p < 0.05$  : \*,  $p < 0.01$  : \*\*,  $p < 0.001$  : \*\*\*).

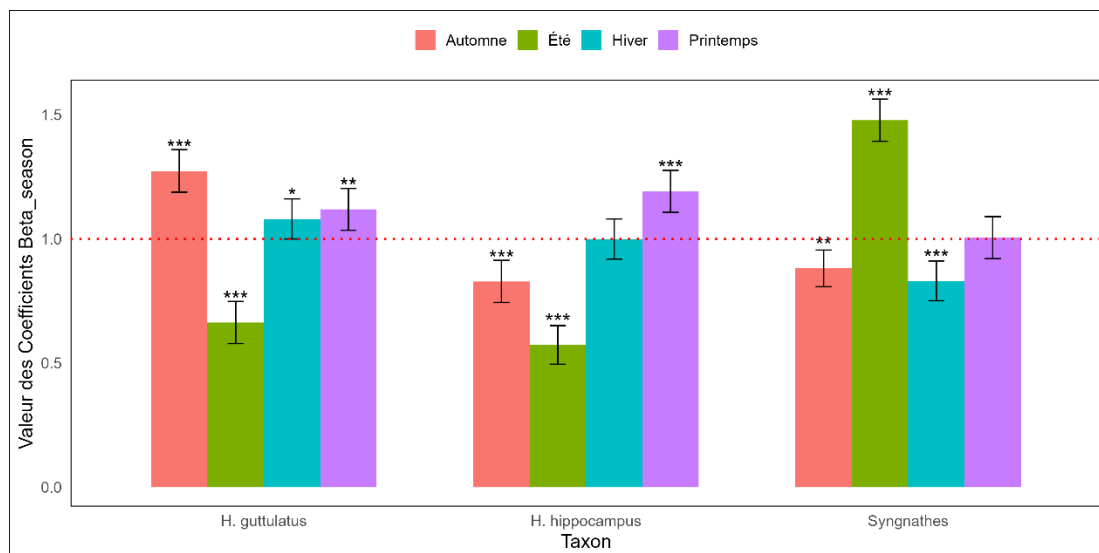
Les intervalles de confiance à 95% autour des coefficients Beta\_o, représentés par les barres d'erreur, montrent une bonne précision des estimations (Figure 11). Les données ont été testées pour la normalité à l'aide du test de Shapiro-Wilk, qui n'a pas révélé de déviation significative par rapport à une distribution normale ( $p > 0,05$ ). Un test t a été utilisé pour comparer les valeurs de Beta\_o à l'hypothèse nulle de 1.

Les coefficients Beta\_o pour les trois taxons montrent l'effet de la visibilité et de la plongée de nuit sur la détectabilité de chaque taxon (Figure 11). Les résultats suggèrent que, bien que les conditions de visibilité et la plongée de nuit influencent la détectabilité des taxons, cet effet varie en fonction du taxon considéré.

Pour *H. guttulatus*, la visibilité a un effet modéré sur la détectabilité, avec un coefficient de 1,13 et un intervalle de confiance [1,10 ; 1,16]. Cela indique que la visibilité peut légèrement augmenter la détectabilité des individus. En revanche, le coefficient pour la plongée de nuit est de 0,75 avec un intervalle de confiance [0,72 ; 0,77], ce qui montre que la plongée de nuit tend à réduire la densité perçue des individus, suggérant une diminution notable de la détectabilité.

Pour *H. hippocampus*, la plongée de nuit exerce un effet plus marqué que la visibilité. Le coefficient pour les plongées nocturnes est de 1,24 avec un intervalle de confiance [1,20 ; 1,27], ce qui suggère une augmentation significative de la détectabilité pendant les plongées de nuit. En revanche, un coefficient de 0,75 pour la visibilité, avec un intervalle de confiance [0,73 ; 0,77], indique que cette dernière réduit la densité perçue des individus, influençant négativement la détectabilité.

Quant aux syngnathes, la visibilité a un effet notable avec un coefficient de 1,28 et un intervalle de confiance [1,25 ; 1,35], suggérant que la visibilité améliore la détectabilité de ce groupe. Cependant, la plongée de nuit a un effet inverse avec un coefficient de 0,70 et un intervalle de confiance [0,68 ; 0,83], indiquant une diminution significative de la détectabilité lors des plongées nocturnes.



**Figure 12:** Histogramme des valeurs de coefficients beta saisonniers pour les différents taxons. Ces coefficients indiquent les variations saisonnières de la présence des taxons. La barre d'erreur correspond à l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne. Les étoiles indiquent un niveau de significativité statistique par rapport à la valeur 1 ( $p < 0.05$  : \*,  $p < 0.01$  : \*\*,  $p < 0.001$  : \*\*\*).

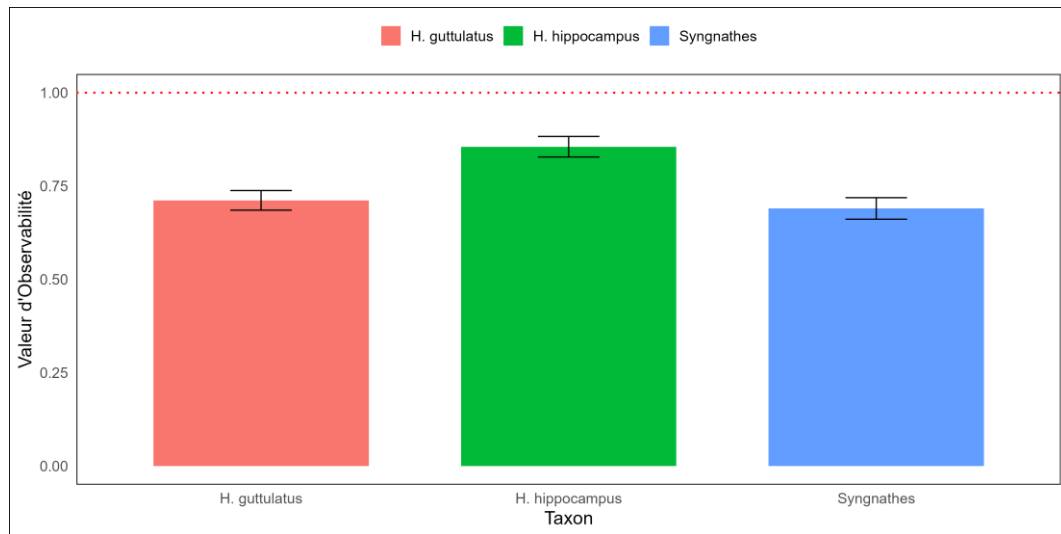
Les données ayant été testées pour la normalité (test de Shapiro-Wilk,  $p > 0.05$ ) et les coefficients étant des moyennes basées sur de nombreuses observations, un test t a été utilisé pour comparer les coefficients Beta à l'hypothèse nulle de 1. La Figure 12 est un histogramme qui présente les valeurs des coefficients beta saisonniers qui est un paramètre de l'observabilité.

Pour *H. guttulatus*, les coefficients saisonniers montrent des variations importantes entre les saisons. Le coefficient pour l'automne est significativement supérieur à 1 ( $p < 0.001$ ), avec une augmentation de la présence. Le printemps montre également une présence accrue mais de manière moins significative ( $p < 0.01$ ). En revanche, l'été présente un coefficient significativement inférieur à 1 ( $p < 0.001$ ), indiquant une diminution de la présence pendant cette saison. L'hiver, avec une significativité intermédiaire ( $p < 0.01$ ), montre une légère augmentation de la présence par rapport à la moyenne.

Pour *H. hippocampus*, les coefficients saisonniers révèlent une variation plus marquée. Le coefficient pour le printemps est significativement supérieur à 1 ( $p < 0.05$ ), indiquant une augmentation de la présence. L'été présente le coefficient le plus bas, très significativement inférieur à 1 ( $p < 0.001$ ), reflétant une diminution de la présence pendant cette saison. L'automne et l'hiver, avec des coefficients proches de 1, montrent une stabilité relative de la présence avec une significativité variable (automne  $p < 0.001$ , hiver non significatif).

Concernant les syngnathes, les coefficients saisonniers montrent également des variations significatives. L'été présente un coefficient significativement supérieur à 1 ( $p < 0.001$ ), indiquant une augmentation marquée. Le

printemps, malgré un coefficient proche de 1, reste non significatif. En revanche, l'automne et l'hiver présentent des coefficients inférieurs à 1 ( $p < 0.001$  pour les deux), suggérant une diminution pendant ces saisons.



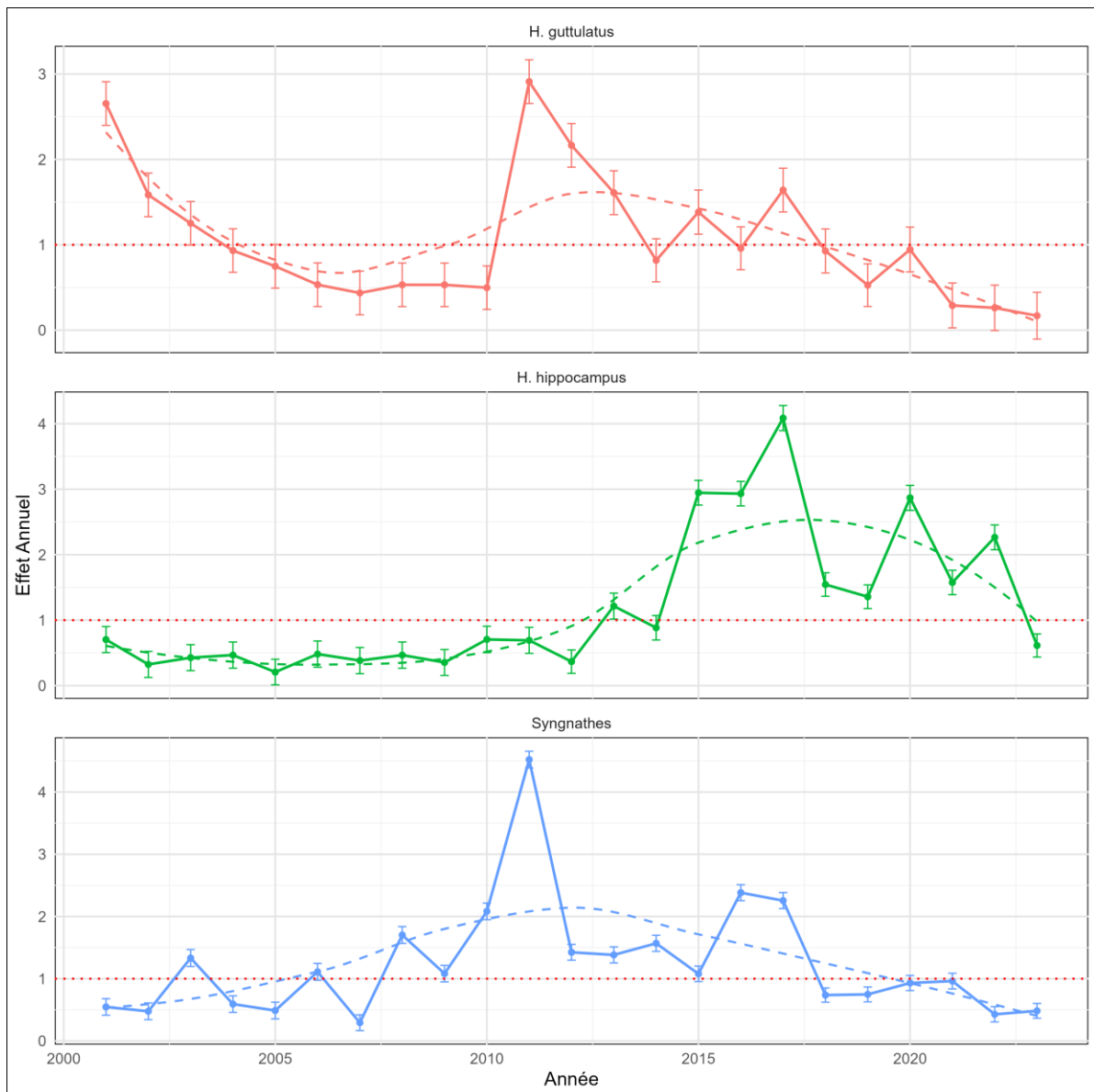
**Figure 13:** Histogramme des valeurs d'observabilité des taxons lors des plongées. L'observabilité est une mesure de la probabilité de détecter les taxons pendant les plongées, en fonction de facteurs tels que la visibilité et si la plongée a eu lieu de nuit. La barre d'erreur correspond à l'intervalle de confiance à 95 % de la moyenne.

Les valeurs d'observabilité pour *Hippocampus guttulatus*, *Hippocampus hippocampus*, et les syngnathes lors des plongées montrent des différences légères entre les taxons (Figure 13). *H. hippocampus* a la plus grande valeur d'observabilité avec une moyenne de 0,86 [0,83 ; 0,88], indiquant qu'il est plus facilement détecté lors des plongées. *H. guttulatus* suit avec une observabilité moyenne de 0,71 [0,69 ; 0,74], et les syngnathes ont la plus faible observabilité avec une moyenne de 0,69 [0,66 ; 0,72].

Les intervalles de confiance à 95% autour des moyennes d'observabilité montrent que les estimations sont précises, comme le montrent les petites tailles des intervalles (Figure 13).

Après avoir effectué le test de normalité de Shapiro-Wilk, il a été constaté que les données ne suivent pas une distribution normale ( $p$ -value  $< 0.001$ ). En raison de cette non-normalité, des tests non paramétriques ont été utilisés pour comparer les observabilités entre les trois taxons. Le test de Kruskal-Wallis a été réalisé pour évaluer les différences globales entre les espèces. Les résultats ne montrent pas de différences significatives entre les moyennes d'observabilité ( $p$ -value  $> 0.05$ ), suggérant que les observabilités des trois espèces ne diffèrent pas de manière significative.

#### 4.4. Variations interannuelles



**Figure 12:** Graphiques des effets annuels pour chaque taxon. Les effets annuels montrent les variations annuelles dans la présence des taxons. La barre d'erreur correspond à l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne la courbe en pointillé est une courbe lissée des effets annuels.

Pour *Hippocampus guttulatus*, les données révèlent une variation distincte des effets annuels au cours de trois grandes périodes (Figure 14). De 2001 à 2007, une diminution régulière de l'effet annuel est observée. Par exemple, les valeurs passent de 2,65 [2,40 ; 2,91] à 0,93 [0,68 ; 1,19]. Cette diminution reflète une réduction progressive des observations au fil des ans. Entre 2008 et 2011, une augmentation marquée des effets annuels est observée, culminant en 2011. En effet, en 2011, l'effet annuel atteint 2,91 [2,66 ; 3,17]. Enfin, de 2012 à 2023, les données montrent une nouvelle diminution progressive des effets annuels, avec des valeurs descendant de 1,64 en 2012 [1,38 ; 1,90] à 0,29 en 2023 [0,16 ; 0,52]. Ces valeurs, inférieures à 1 dans les dernières années, indiquent une baisse continue des observations de l'espèce.

Les effets annuels pour *Hippocampus hippocampus* peuvent être clairement divisés en trois périodes distinctes, comme illustré dans la Figure 14. De 2001 à 2011, l'effet annuel reste relativement stable mais à un niveau bas, oscillant autour de 0,5. Par exemple, en 2005, l'effet annuel est estimé à 0,43 [0,23 ; 0,63], ce qui

indique peu d'observations de l'espèce durant cette période. Entre 2012 et 2017, une augmentation de l'effet annuel est observée, culminant en 2017 avec une valeur de 4,08 [3,89 ; 4,27]. Ce pic marqué illustre une reprise notable des observations d'*Hippocampus hippocampus*, contrastant nettement avec la période précédente. De 2018 à 2023, bien que l'effet annuel soit plus variable, il reste globalement supérieur à 1, suggérant que les observations de l'espèce demeurent relativement élevées par rapport à la première période.

Pour les syngnathes, les effets annuels montrent également trois périodes distinctes (Figure 14). De 2001 à 2007, on observe des fluctuations passant de 0,53 en 2002 [0,28 ; 0,78] à 1,21 en 2006 [1,02 ; 1,41]. La période de 2008 à 2011 présente une forte augmentation, atteignant un pic en 2011 avec une valeur de 4,52 [4,38 ; 4,65], ce qui indique une forte augmentation. Enfin, de 2013 à 2023, une diminution progressive avec des variations occasionnelles est observée. Les valeurs inférieures à 1 vers la fin de cette période reflètent une baisse continue des observations.

## Discussion

L'objectif principal de cette discussion est d'analyser et d'interpréter les préférences d'habitat, l'observabilité, les cooccurrences, ainsi que les variations interannuelles des populations de Syngnathidés dans le Bassin d'Arcachon. Cette analyse vise à révéler les facteurs écologiques et environnementaux qui influencent la distribution et la détectabilité de ces espèces. De plus, elle cherche à identifier les biais potentiels liés aux différentes méthodes d'échantillonnage utilisées. Enfin, la discussion se terminera par des recommandations pour orienter les futures recherches et améliorer les stratégies de conservation, en se basant sur les observations et les résultats obtenus.

### 1. Analyse des Préférences d'Habitat

Les coefficients Beta présentés dans la Figure 10 indiquent que *Hippocampus guttulatus* et les Syngnathes montrent une préférence pour les stations abritées par rapport aux stations exposées. Bien que pour *H. guttulatus* il n'y ait pas de différence significative avec la valeur de référence qui est de 1.

En revanche, *H. hippocampus* manifeste une préférence plus marquée pour les stations abritées, comme l'indique un coefficient de 1,51. Ces observations contrastent avec l'étude de Peiffer *et al.* (2024), qui a démontré que *H. hippocampus* tend à se trouver plus loin du rivage donc dans des zones moins abritées, alors que l'habitat de *H. guttulatus* est plus concentré dans les zones côtières moins exposées, comme les estuaires et les lagons côtiers.

Cependant, Garrick-Maidment & Jones (2004) ont rapporté que *H. hippocampus* montre une préférence marquée pour les habitats plus ouverts, définis par une végétation moins dense et une couverture relativement faible, créant ainsi des espaces dégagés. Ces habitats, présents à la fois dans les zones abritées et exposées, pourraient offrir des conditions plus favorables dans les zones abritées en raison des courants marins moins intenses. Dans les zones exposées, les habitats ouverts peuvent être moins propices à *H. hippocampus*. En effet, les forts courants y compliquent l'attachement aux potentiels points d'ancrages qui sont moins présents dans les zones d'habitat ouvert. Cela pourrait expliquer pourquoi *H. hippocampus* est plus souvent observé dans les zones

abritées. Pour valider cette hypothèse, il serait pertinent d'inclure la complexité de l'habitat dans les futures études, afin de mieux comprendre comment ces facteurs influencent la distribution et la détectabilité de l'espèce.

La Table 3, qui correspond à la matrice des corrélations de Spearman, montre une corrélation négative modérée et significative entre la profondeur et les variables *Hippocampus hippocampus*, *Hippocampus guttulatus* et les syngnathes, indiquant que ces espèces sont moins observées en profondeur. Ces résultats sont en accord avec les études antérieures basées sur les sciences participatives. En particulier, dans l'étude de Bosso *et al.* (2024), où les spécimens d'*Hippocampus guttulatus* ont été principalement rencontrés à des profondeurs de 6 à 15 mètres, tandis que ceux de *Hippocampus hippocampus* ont été principalement observés entre 0 et 10 mètres. Ces observations confirment nos résultats, où une diminution des observations de ces espèces est notée à des profondeurs plus importantes, suggérant une préférence pour des zones moins profondes. Il faut cependant noter que le facteur bathymétrique ne peut pas être très discriminant dans le bassin d'Arcachon puisque la localisation de l'habitat préférentiel (herbiers) se situe dans une étroite tranche d'eau (0 à 4 m).

## 2. Paramètres d'influence sur l'observabilité

Le test de Wilcoxon n'a pas révélé de différence statistiquement significative entre les observations de Syngnathidés réalisées pendant les plongées diurnes et nocturnes. Cependant, la variabilité accrue des moyennes d'observations nocturnes, illustrée dans la Figure 4, et les retours des plongeurs suggèrent une activité potentiellement plus intense durant la nuit, ce qui justifie une exploration plus approfondie. Cette variabilité, marquée par des fluctuations dans les moyennes d'observations et des barres d'erreur plus larges, a motivé l'inclusion de la variable "plongée de nuit" dans le modèle. Cette approche permet de mieux comprendre les comportements nocturnes des Syngnathidés et d'explorer cette piste.

Ainsi, les coefficients Beta\_o de la Figure 11 indiquent que la visibilité a un effet plus prononcé sur la détectabilité des syngnathes et de *H. guttulatus*, tandis que la plongée de nuit a un effet plus important sur la détectabilité de *H. hippocampus*. Pour les syngnathes, le coefficient de visibilité est de 1,28, suggérant que la visibilité améliore significativement leur détectabilité. Ces espèces sont particulièrement difficiles à observer de par leur petite taille et leur corps longiligne qui peut causer la confusion avec les éléments en suspension dans la colonne d'eau tel que les feuilles de zostère naine ou marine. Pour *H. guttulatus*, le coefficient de visibilité est de 1,13, indiquant également une amélioration de la détectabilité avec une meilleure visibilité. En revanche, la plongée de nuit montre un effet plus marqué pour *H. hippocampus* avec un coefficient de 1,24, ce qui pourrait être lié à un comportement plus actif qui le rendrait plus visible la nuit. Certaines espèces de Syngnathidés, comme *Hippocampus comes*, sont connues pour leur activité nocturne. La période nocturne leur permet de chasser efficacement tout en évitant les prédateurs (Perante *et al.*, 2002). Bien que *H. hippocampus* ne soit pas spécifiquement documenté comme une espèce nocturne, il est possible que des comportements similaires se manifestent chez cette espèce, renforçant ainsi sa détectabilité lors des plongées nocturnes. De plus, les adaptations visuelles chez les hippocampes, qui leur permettent de bien voir dans des conditions de faible luminosité, pourraient également contribuer à une activité nocturne de recherche alimentaire et donc cette meilleure détectabilité la nuit (Fritsches, Brill & Warrant, 2005).

Les périodes de reproduction pour *H. guttulatus* et *H. hippocampus* couvrent principalement les mois chauds de l'année. Pour *H. guttulatus*, la reproduction s'étend généralement d'avril à octobre, avec une activité maximale en été (Curtis & Vincent, 2007). Quant à *H. hippocampus*, sa reproduction se déroule principalement de mai à septembre (Lourie *et al.*, 1999), correspondant à la fin du printemps ainsi qu'aux saisons estivale et automnale.

D'après la Figure 12 qui présente les coefficients de variations saisonnières ceux-ci indiquent des différences modérées pour les trois taxons. *H. guttulatus* et *H. hippocampus* présentent des coefficients légèrement plus bas en été, ce qui peut sembler contre-intuitif, étant donné que cette période correspond à leur saison de reproduction.

Cela pourrait s'expliquer par le fait que, durant la reproduction, les hippocampes se concentrent dans des micro-habitats spécifiques, comme les zones de végétation dense, ce qui les rend moins visibles aux méthodes d'échantillonnage classiques (Curtis & Vincent, 2007). De plus, leur comportement discret et leur capacité à se camoufler pour éviter les prédateurs, particulièrement chez les mâles portant les jeunes, contribuent également à réduire leur visibilité pendant cette période (Foster & Vincent, 2004). Après la reproduction, il est également possible que les hippocampes se dispersent, un comportement connu sous le nom de dispersion post-reproductive. Ce phénomène, courant chez de nombreux poissons marins, consiste à quitter les zones de reproduction pour minimiser la compétition entre individus adultes et maximiser les chances de survie des juvéniles (Lowerre-Barbieri *et al.*, 2011). La dispersion vers des habitats plus variés et souvent plus éloignés pourrait ainsi entraîner une diminution de la densité d'observation perçue par les méthodes d'échantillonnage. En conséquence, cette combinaison de comportements pendant et après la reproduction pourrait expliquer pourquoi les coefficients sont plus bas en été, même si c'est une période de forte activité reproductive pour ces espèces. Cependant, cette baisse d'observabilité n'est pas observable au printemps ou en automne, bien que ces saisons fassent également partie de leur période de reproduction.

Contrairement aux hippocampes, les syngnathes montrent un pic notable en été. Cette divergence peut être due à des différences dans les stratégies reproductives et les comportements saisonniers entre ces groupes. Les syngnathes, qui ont tendance à être plus mobiles et à se concentrer davantage pendant les périodes de reproduction, pourraient expliquer ce pic estival (Moreira *et al.*, 1992). Contrairement à l'observation de Moreira *et al.* (1992), qui rapporte une diminution des coefficients après la période de reproduction chez *Syngnathus acus*, nos résultats montrent que les coefficients pour les syngnathes restent relativement stables après le pic estival. Cette divergence pourrait suggérer des différences locales dans les dynamiques de population.

### **3. Analyse de l'observabilité par espèce**

La Figure 13 montre que *H. hippocampus* présente la plus haute observabilité, suivi de près par *H. guttulatus* et enfin par les syngnathes. Ce résultat semble contre-intuitif étant donné que *H. guttulatus* est légèrement plus grand que *H. hippocampus* (Lourie *et al.*, 1999), ce qui aurait pu suggérer une meilleure détectabilité pour *H. guttulatus*. Cependant, la taille seule ne suffit pas à expliquer les différences d'observabilité constatées.

Il est possible que d'autres facteurs jouent un rôle plus important dans l'observabilité de ces espèces. Par exemple, une distribution plus étendue dans les habitats étudiés, ce qui augmenterait les chances d'être détectées lors des plongées. Les études montrent que *H. hippocampus* est souvent retrouvé dans une gamme plus large

d'habitats, ce qui pourrait expliquer sa meilleure détectabilité (Curtis & Vincent, 2005). De plus, *H. hippocampus* pourrait présenter un comportement plus actif ou être plus visible en raison de ses préférences d'habitat, qui incluent souvent des zones moins densément végétalisées, facilitant sa détection (Foster & Vincent, 2004). En revanche, *H. guttulatus*, bien qu'étant légèrement plus grand, pourrait être mieux adapté au camouflage grâce à ses excroissances cutanées et à sa coloration, ce qui le rend plus difficile à détecter dans des habitats complexes comme les herbiers marins (Lourie *et al.*, 1999). Globalement, il est important de noter que les espèces étudiées présentent l'homochromie et l'homotypie, c'est-à-dire qu'elles adoptent des couleurs et des formes qui leur permettent de se fondre dans leur environnement rendant leur observation complexe. Chez *Hippocampus guttulatus*, l'homotypie est particulièrement marquée par la présence d'excroissances qui se confondent avec les milieux complexes où on le retrouve (Louisy, 2019).

Enfin, la présence des syngnathes dans des habitats moins structurés, combinée à leur capacité de camouflage, peut également expliquer leur faible observabilité. Leur morphologie fusiforme et leur comportement discret les rendent particulièrement difficiles à repérer, même dans des conditions favorables (Foster & Vincent, 2004). Ils ont développé des stratégies de camouflage qui leur permettent d'échapper à la détection, contribuant à leur faible observabilité.

Ainsi, les différences d'observabilité entre ces espèces semblent être influencées par une combinaison de facteurs, incluant la distribution, le comportement et les adaptations spécifiques à l'habitat, plutôt que par la taille seule. L'observabilité est évaluée à partir des données de plongées seulement, ce qui introduit certains biais. En particulier l'expérience du plongeur, tant en termes de compétences technique que de connaissances naturalistes, qui joue un rôle crucial dans la détection des espèces. Un plongeur débutant, moins à l'aise sous l'eau et moins familier avec les espèces cryptiques comme les syngnathes, pourrait avoir plus de difficultés à repérer et identifier ces poissons par rapport à un plongeur expérimenté (Boakes *et al.*, 2016). De plus, des études montrent que les observateurs plus expérimentés sont généralement plus efficaces pour identifier la faune marine, réduisant ainsi le risque de sous-estimation de la présence d'espèces (Silvertown *et al.*, 2013). Ce facteur doit être pris en compte pour interpréter les données d'observabilité, car il peut introduire des biais significatifs dans les études basées sur des observations en plongée (Goffredo & Pensa, 2010).

#### **4. Analyse de cooccurrence**

Les analyses révèlent une corrélation positive modérée entre *H. hippocampus* et *H. guttulatus*, indiquant qu'elles tendent à être observées ensemble dans les mêmes zones de plongée (Figure 5). Ce phénomène est également observé dans les données de chalutage, renforçant l'idée d'une cooccurrence entre ces deux espèces (Figure 8).

En ce qui concerne les relations avec les syngnathes, *H. hippocampus* montre une faible corrélation positive en plongée, tandis que *H. guttulatus* présente une corrélation légèrement plus forte. Cependant, les données de chalutage révèlent des corrélations négatives faibles entre ces hippocampes et les syngnathes, suggérant des variations dans leur distribution spatiale ou des interactions écologiques différentes selon la méthode d'échantillonnage.

Par ailleurs, *H. guttulatus* s'avère être l'espèce la plus fréquemment observée dans les deux types de données (Tableaux 1a et 4b). En plongée, cette espèce domine les observations annuelles sur la période 2012-2021 (Figure 3). Cependant, bien que *H. guttulatus* soit également l'espèce la plus observée lors des chalutages, les syngnathes surpassent cette espèce en termes de densité par m<sup>2</sup> (Figure 7). Cette divergence souligne des questions concernant l'observabilité des syngnathes en plongée.

La modélisation de l'observabilité (Figure 13) montre que bien que les syngnathes soient moins observables en plongée, cette différence n'explique pas complètement les disparités entre les deux méthodes de relevé. Notamment, la Figure 8 montre une sous-représentation marquée des syngnathes dans les relevés de plongée, particulièrement dans des stations communes aux deux méthodes comme Bélisaire et Courbey.

Pour conclure, il est important de souligner que les différences observées entre les deux méthodes d'échantillonnage peuvent également être influencées par la localisation géographique des sites étudiés. Les données de chalutage proviennent majoritairement des zones situées à l'Est du Bassin, tandis que les plongées se concentrent principalement à l'Ouest, du côté de Cap Ferret, où elles peuvent être réalisées depuis le bord sans nécessiter de bateau (Figure 8). Cette répartition géographique distincte pourrait entraîner des variations dans la composition spécifique observée, en raison des différences potentielles dans les habitats où les conditions environnementales entre ces deux zones. De plus, les zones peu profondes situées dans le fond du bassin, qui sont difficiles d'accès pour les méthodes de chalutage et de plongée, n'ont pas été étudiées ou très peu (Figure 8). Cela pourrait signifier que certaines populations de Syngnathidés présentes dans ces environnements peu profonds n'ont pas été correctement échantillonnées. Bien que l'observabilité des syngnathes ait été considérée dans la modélisation des données de plongée, il est possible que ces variations géographiques contribuent également aux écarts constatés entre les observations issues du chalutage et celles réalisées en plongée.

De plus, les opérations de chalutage ont été effectuées sur les herbiers de zostères marines. Cette focalisation sur les herbiers pourrait conduire à un sous-échantillonnage d'espèces comme *Hippocampus hippocampus*, qui préfère des zones plus ouvertes et moins végétalisées. Ces zones plus ouvertes ne sont pas couvertes de manière optimale par les méthodes actuelles, en particulier par le chalutage, ce qui pourrait expliquer des lacunes dans les observations pour cette espèce. D'après Louisy (2019), les hippocampes peuvent être observés aussi bien en mouvement que posés sur le fond. Cette caractéristique rend leur capture au chalut difficile, voire impossible pour les individus présents au fond, ce qui peut entraîner une sous-estimation des populations d'hippocampes et de syngnathes qui y résident.

Pour réduire les biais potentiels liés aux différences entre les méthodes de chalutage et de plongée, il serait pertinent de se concentrer sur des stations communes aux deux méthodes. Cela permettrait de limiter l'influence des variations géographiques et environnementales et d'évaluer plus précisément l'impact des différences méthodologiques sur les résultats. En comparant les observations sur les mêmes sites, il serait possible de mieux comprendre les facteurs qui influencent l'observabilité des espèces, notamment celle des syngnathes, et ainsi d'améliorer la robustesse des conclusions de l'étude.

## **5. Variations interannuelles**

L'analyse des effets annuels (Figure 15) et des tendances observées à travers les méthodes de chalutage et de plongée (Figures 7 et 2) met en lumière des changements notables dans les populations de Syngnathidés du Bassin d'Arcachon au cours des dernières décennies. Pour *Hippocampus guttulatus*, la modélisation révèle une variabilité importante avec un pic autour de 2010-2012, suivi d'une baisse progressive des observations jusqu'en 2021. Les syngnathes montrent une tendance similaire, avec un pic d'observations autour de 2010, suivi d'une diminution générale. Pour ces deux taxons, cette tendance à la baisse devient particulièrement notable dès 2012, probablement en raison de leurs habitats similaires: les herbiers.

Cette baisse des observations pour *Hippocampus guttulatus* et les syngnathes peut être attribuée à la perte progressive de leur habitat, notamment les herbiers de *Zostera marina* et *Nanozostera noltei*. Le déclin de ces herbiers, habitats essentiels pour de nombreuses espèces, y compris les hippocampes et les syngnathes, a eu des répercussions majeures sur l'écosystème global. En effet, la superficie des herbiers marins a considérablement diminué au fil du temps : de 381 hectares en 1989, elle est passée à 104 hectares en 2008, pour atteindre seulement 59 hectares en 2016, soit une perte de 85 % en près de 30 ans (Rigouin *et al.*, 2022; Trut *et al.*, 2018). La régression de ces herbiers a également entraîné des changements hydrodynamiques rapides dès 2003, provoquant une augmentation des courants, une mise en suspension accrue des sédiments, et une modification de la turbidité, ce qui a perturbé les écosystèmes et diminué la qualité des habitats pour de nombreuses espèces.

Les herbiers marins fournissent également un habitat crucial pour les proies des hippocampes, telles que les amphipodes, mysidacés et larves de décapodes (Gurkan *et al.*, 2011). La complexité structurelle des herbiers est directement liée à la diversité et à l'abondance des espèces macrofauniques qui y habitent (Boström *et al.*, 2006), constituant ainsi une source de nourriture indispensable pour les Syngnathidés. La régression de ces herbiers pourrait donc entraîner une diminution des ressources alimentaires disponibles.

En revanche, pour *Hippocampus hippocampus*, les effets annuels montrent une augmentation notable des observations autour de 2010-2015, suivie d'une stabilisation, puis d'une légère baisse. Contrairement à *H. guttulatus* et aux syngnathes, la baisse des observations pour *H. hippocampus* ne devient réellement notable qu'à partir de 2017. Cela pourrait s'expliquer par le fait qu'il occupe des habitats plus ouverts et sableux, ce qui l'a probablement rendu moins vulnérable à la régression des herbiers. Bien que l'augmentation des observations observé entre 2010 et 2015 reste à expliquer, il pourrait être dû à des conditions temporaires favorables ou à une meilleure accessibilité de ces habitats pour l'espèce.

La pollution pourrait être un facteur expliquant la récente diminution des observations de Syngnathidés dans le Bassin d'Arcachon. Bien que les preuves soient limitées, des études dans d'autres régions suggèrent un lien possible entre pollution et déclin des populations. Par exemple, dans la Ria Formosa au sud du Portugal, une diminution de 94 % de l'abondance des Syngnathidés en cinq ans a été associée à une possible dégradation de la qualité de l'eau due à des rejets de polluants agricoles et industriels (Caldwell & Vincent, 2012). Dans la lagune du Mar Menor, un épisode d'eutrophisation en 2019, causé par des apports massifs de nutriments, a coïncidé avec une réduction de 99 % de la population de *Hippocampus guttulatus* en cinq ans (Vivas *et al.*, 2024).

Ces exemples montrent que la pollution pourrait jouer un rôle dans le déclin des Syngnathidés, mais les mécanismes exacts restent incertains et doivent être étudiés plus en détail. Ces types de polluants sont également présents dans le Bassin d'Arcachon, où les apports des bassins versants incluent des pesticides, des nutriments

excédentaires et d'autres contaminants. L'étude menée par Auby *et al.* (2007) met en évidence la présence significative de diverses substances, dont des pesticides. Bien que les concentrations de certaines de ces substances soient généralement inférieures aux seuils de toxicité pour des espèces comme les microalgues, leur persistance et leur potentiel de bioaccumulation soulignent les risques qu'elles posent pour l'écosystème.

En parallèle, les travaux de Plus *et al.* (2006) montrent que le temps de résidence des eaux dans certaines zones du bassin varie entre 60 et 90 jours, ce qui permet à ces substances de persister plus longtemps et d'exacerber leur impact environnemental. Cette combinaison de facteurs suggère que la pollution, même à faible concentration, pourrait représenter une menace pour les écosystèmes du bassin, y compris en ce qui concerne la population de Syngnathidés.

## 6. Perspectives

Pour renforcer la précision du modèle, il serait pertinent d'examiner de nouveaux paramètres, notamment l'influence de la prédation, les effets de la température de l'eau, ainsi que l'impact des caractéristiques de l'habitat.

L'influence de la prédation est un facteur déterminant pour la survie et la distribution des espèces marines. Les hippocampes et les syngnathes jouent un rôle important dans le régime alimentaire de plusieurs prédateurs marins. Parmi les prédateurs identifiés, *Scomber scombrus* et *Sepia officinalis* sont particulièrement notables (Kleiber *et al.*, 2011). Il est important de noter que *Sepia officinalis* et *Octopus vulgaris*, également identifiés comme prédateurs potentiels, sont des espèces régulièrement pêchées dans la zone d'étude. La pression de prédation pourrait donc être un facteur contribuant à la diminution ou à l'augmentation des populations de Syngnathidés dans cette région.

La température de l'eau est un autre facteur environnemental clé qui influence des processus biologiques fondamentaux comme le métabolisme, la croissance et la reproduction des espèces marines. Costa *et al.* (2023) ont montré que la performance de *Hippocampus guttulatus* est affectée par des conditions de réchauffement, soulignant l'importance de la température sur la distribution et la survie des hippocampes. De manière similaire, Miranda *et al.* (2023) ont montré que l'exposition prolongée à des températures élevées (24°C) entraîne un stress thermique chez *Syngnathus typhle*, se traduisant par une réduction de l'activité, une croissance moindre, et une diminution significative de la survie. Cependant, une autre étude a montré que, dans le cas de *Hippocampus guttulatus* et *Hippocampus hippocampus*, une augmentation de la température de l'eau de +3°C n'affecte pas de manière significative leur comportement (Spatafora *et al.*, 2023). Cela suggère une certaine tolérance thermique chez ces espèces. Cette tolérance pourrait varier en fonction des conditions locales ou de la durée de l'exposition, mais elle indique qu'il existe des différences notables dans la manière dont les Syngnathidés réagissent au réchauffement des eaux. Étant donné l'importance de ces variations interspécifiques et le contexte du changement climatique, où les températures de l'eau augmentent saisonnièrement et où les événements de vagues de chaleur extrêmes sont de plus en plus fréquents, il serait pertinent d'inclure la variable de température de l'eau dans le modèle. Cela permettrait de mieux observer et expliquer certaines fluctuations dans les populations, en particulier pour les espèces montrant une sensibilité accrue aux changements thermiques.

Connaissant l'importance de l'habitat pour la survie, la reproduction et la protection des Syngnathidés, il serait pertinent d'inclure ces éléments dans la modélisation. Cela permettrait de mieux comprendre comment la

qualité et la disponibilité de l'habitat influencent les populations de ces espèces, particulièrement dans le contexte de la perte de leurs habitats naturels.

## Conclusion

Nos analyses ont révélé des différences dans les préférences d'habitat des différentes espèces étudiées. *Hippocampus guttulatus* et les syngnathes montrent une tendance à préférer les zones exposées, tandis que *Hippocampus hippocampus* semble s'établir de manière préférentielle dans des zones abritées. Ces observations, soulignent l'importance de considérer les habitats dans les futures recherches pour une meilleure compréhension des préférences écologiques de ces espèces. Ensuite, il est apparu que la visibilité et le moment de la plongée (jour ou nuit) influencent la détectabilité des différents taxons. En effet, *H. hippocampus* est plus facilement détectable lors des plongées nocturnes, suggérant une potentielle activité pendant la nuit. En revanche, la visibilité a un impact plus marqué sur la détection de *H. guttulatus* et des syngnathes. L'analyse de l'observabilité des taxons a montré que *H. hippocampus* présente une meilleure détectabilité que *H. guttulatus*, malgré une taille légèrement inférieure en moyenne. Ce qui suggère que d'autres facteurs, comme la distribution et les capacités de camouflage, jouent un rôle plus important que la taille dans l'observabilité de ces espèces. Il est également important de noter que l'expérience des plongeurs a un impact significatif sur les résultats, ce qui souligne la nécessité de standardiser les méthodes d'échantillonnage pour minimiser les biais potentiels. En ce qui concerne les cooccurrences, *H. hippocampus* et *H. guttulatus* montrent une tendance à être observés ensemble, mais les relations avec les syngnathes varient selon les méthodes d'échantillonnage utilisées. Les disparités observées entre les données de chalutage et de plongée mettent en lumière l'influence des variations géographiques et méthodologiques sur les résultats. Une harmonisation des méthodes et un échantillonnage sur des sites communs seraient nécessaires pour limiter ces biais et obtenir une vue d'ensemble plus cohérente. Enfin, l'analyse des variations interannuelles a révélé une tendance générale à la baisse des observations de Syngnathidés, probablement liée à la dégradation des herbiers de *Zostera marina*, un habitat clé pour ces espèces. La pollution, en particulier par des pesticides et des nutriments excédentaires, pourrait également contribuer à ce déclin en dégradant les habitats et en réduisant les ressources alimentaires disponibles.

Enfin, les analyses révèlent des avantages distincts à l'utilisation de la plongée et du chalutage, ainsi qu'une complémentarité entre ces deux méthodes dans l'étude des Syngnathidés.

La méthode de plongée, tout en étant utile pour explorer des habitats complexes, présente certaines limitations qui peuvent affecter la représentativité des données. La variabilité de la visibilité sous-marine, l'expérience des plongeurs et les conditions de plongée peuvent introduire des altérations dans la détection des espèces. Par exemple, des conditions de faible visibilité et de fort courant peuvent rendre difficile la détection de petits individus camouflés dans des habitats complexes. De plus, les plongeurs moins expérimentés peuvent ne pas identifier correctement les espèces, ce qui peut compromettre la précision des données recueillies.

La sélection des sites par les plongeurs peut également introduire un certain degré de subjectivité. Les plongeurs sont souvent plus enclins à choisir des sites qu'ils trouvent intéressants ou facilement accessibles, plutôt

que de suivre une méthode systématique. Cela peut entraîner une surreprésentation de certaines zones au détriment d'autres, compromettant ainsi l'équilibre de l'échantillonnage.

En revanche, le chalutage se concentre spécifiquement sur les herbiers marins, ce qui limite son champ d'action. En ne couvrant pas d'autres habitats, tels que les fonds rocheux ou sableux, cette méthode pourrait sous-représenter la diversité d'*H. hippocampus* présente dans ces zones non échantillonnées.

Contrairement au chalutage, la plongée permet de détecter des individus plus jeunes et plus petits. Les juvéniles, après leur expulsion dans la colonne d'eau, mesurent environ 14 mm et passent donc à travers les mailles du filet. De plus, étant pélagiques, les juvéniles peuvent être retrouvés dans les premiers centimètres de la colonne d'eau, accrochés à des feuilles de zostère naine, dont la taille est idéale pour eux. Par conséquent, la détection des juvéniles au chalut s'avère plus complexe, tandis qu'en plongée, bien que difficile, elle reste plus probable.

Les hippocampes sont capables de se déplacer et peuvent être observés en mouvement, mais on les retrouve également sur le fond. Leur présence sur le fond rend leur capture par chalut impossible, tandis qu'ils sont observables en plongée. Cependant, pour certaines espèces plus nageuses telles que *Syngnathus typhle*, la méthode de chalutage semble plus adaptée.

Bien que chaque méthode présente ses propres avantages et inconvénients, leur complémentarité permet de surmonter certaines de ces limites. L'utilisation combinée de ces méthodes peut fournir une image plus complète de la distribution et de l'abondance des espèces.

Dans le but d'améliorer la comparabilité des données entre la plongée et le chalutage, un nouveau protocole est en cours de développement. Ce protocole propose de créer des stations d'échantillonnage communes aux deux méthodes, permettant ainsi d'obtenir des résultats plus cohérents et représentatifs. L'intégration de transects en plongée est envisagée pour aligner les efforts d'échantillonnage avec ceux réalisés lors du chalutage, en assurant que les captures par unité d'effort (CPUE) soient exprimées dans la même unité, par exemple en nombre d'individus par mètre carré. Cette harmonisation permettra de mieux comparer les résultats des deux méthodes et d'en maximiser les avantages tout en atténuant leurs limites respectives.

Par ailleurs, il est reconnu que certaines zones spécifiques requièrent des outils d'échantillonnage alternatifs pour capturer la diversité des espèces. Par exemple, dans les herbiers de zostères naines de l'étang de Thau, l'utilisation des haveneaux s'avère particulièrement efficace. Cette méthode permet non seulement de collecter les individus se trouvant au fond, mais également ceux évoluant dans la colonne d'eau, offrant ainsi une approche complémentaire et adaptée à ces habitats particuliers.

En poursuivant l'acquisition de données avec ces méthodes complémentaires et en explorant de nouvelles approches, ce travail contribuera à enrichir notre connaissance des Syngnathidés et à mieux comprendre leur écologie, dans le but de renforcer les efforts de conservation de ces espèces.

## Références bibliographiques

- Ahnesjö, I., and Craig, J. F. (2011). The biology of Syngnathidae: pipefishes, seadragons and seahorses. *Journal of Fish Biology* 78, 1597–1602.
- Auby, I., Bocquene, G., Quiniou, F., and Dreno, J.-P. (2007). État de la contamination du Bassin d’Arcachon par les insecticides et les herbicides sur la période 2005-2006. Impact environnemental.
- Berglund, A., Rosenqvist, G., and Svensson, I. (1986). “Mate choice, egg survival and sexual dimorphism in two pipefish species (Syngnathidae).” *Behavioral Ecology and Sociobiology* 19, 301–307.
- Berglund, A., Rosenqvist, G., and Svensson, I. (1989). “Reproductive success of females limited by males in two pipefish species.” *The American Naturalist* 133, 506–516.
- Boakes, E. H., Gliozzo, G., Seymour, V., Harvey, M., Haklay, M., and Pettorelli, N. (2016). Patterns of contribution to citizen science biodiversity projects increase understanding of volunteers’ recording behaviour. *Scientific Reports* 6, 33051.
- Bologna, P. A. (2007). Impact of differential predation potential on eelgrass (*Zostera marina*) faunal community structure. *Aquatic Ecology* 41, 221–229.
- Bosso, L., Panzuto, R., Balestrieri, R., Smeraldo, S., Chiusano, M. L., Raffini, F., *et al.* (2024). Integrating citizen science and spatial ecology to inform management and conservation of the Italian seahorses. *Ecological Informatics* 79, 102402.
- Boström, C., O’Brien, K., Roos, C., and Ekeboom, J. (2006). Environmental variables explaining structural and functional diversity of seagrass macrofauna in an archipelago landscape. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 335, 52–73.
- Bouchet, J.-M., Deltreil, J.-P., Manaud, D., Maurer, D., and Trut, G. (1997). *Étude intégrée du Bassin d’Arcachon*. DREAL.
- Blanchet, H. (2004). Structure et fonctionnement des peuplements benthiques du Bassin d’Arcachon. PhD thesis, University of Bordeaux, Bordeaux, France.
- Caldwell, I. R., and Vincent, A. C. J. (2012). Revisiting two sympatric European seahorse species: apparent decline in the absence of exploitation. *Aquatic Conservation* 22, 427–435.
- Cayocca, F. (2001). Long-term morphological modeling of a tidal inlet: the Arcachon Basin, France. *Coastal Engineering* 42, 115–142.
- Claassens, L., Hodgson, A. N., Short, G., and Harasti, D. (2022). Diversity, distribution, ecology and conservation status of the family Syngnathidae in sub-Saharan Africa and adjacent islands. *Oceanography and Marine Biology*, 169–242.
- Cognat, M. (2019). Rôles des facteurs environnementaux et des interactions biomorphodynamiques sur l’évolution spatio-temporelle des herbiers de zostères dans une lagune mésotidale. Université de Bordeaux.

- Conseil de l'Europe (1973). Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction. Available at: <https://cites.org>.
- Conseil de l'Europe (1979). Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. Available at: <https://www.coe.int/en/web/bern-convention>.
- Costa, A. B., Correia, M., Silva, G., Lopes, A. F., and Faria, A. M. (2023). Performance of the long-snouted seahorse, *Hippocampus guttulatus*, under warming conditions. *Frontiers in Marine Science* 10, 1136748.
- Curtis, J. M. R., Ribeiro, J., Erzini, K., and Vincent, A. C. J. (2007). A conservation trade-off? Interspecific differences in seahorse responses to experimental changes in fishing effort. *Aquatic Conservation* 17, 468–484.
- Curtis, J. M. R., and Vincent, A. C. J. (2006). “Life history of an unusual marine fish: Survival, growth and movement patterns of *Hippocampus guttulatus* Cuvier 1829.” *Journal of Fish Biology* 68, 707–733.
- Curtis, J. M., and Vincent, A. C. (2005). Distribution of sympatric seahorse species along a gradient of habitat complexity in a seagrass-dominated community. *Marine Ecology Progress Series* 291, 81–91.
- Dawson, C. E. (1982). *Syngnathidae: Pipefishes and seahorses*. *FAO Fisheries Synopsis*. Rome: Food and Agriculture Organization.
- Dawson, C. E. (1986). *Indo-Pacific Pipefishes (Red Sea to the Americas)*. Gulf Coast Research Laboratory.
- Denis, Y., and Heurtaux, C. (2023). *OPBM : bilan et rapport scientifique 2019-2021*. Ocean'Obs / OPBM.
- Dickinson, J. L., Zuckerberg, B., and Bonter, D. N. (2010). Citizen Science as an Ecological Research Tool: Challenges and Benefits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41, 149–172.
- Dulvy, N. K., Sadovy, Y., and Reynolds, J. D. (2003). Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries* 4, 25–64.
- Edgar, G. J., Stuart-Smith, R. D., Thompson, C., and Barrett, N. S. (2017). Assessment of Benthic Reef Biodiversity by Citizen Scientists Validated by Edna: Implications for Conservation. *Global Ecology and Conservation* 10, 117–126.
- Foster, S. A., and Vincent, A. C. (2004). Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology* 65, 1–61.
- Franco, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Riccato, F., and Torricelli, P. (2006). “Fish assemblages in different shallow water habitats of the Venice Lagoon.” *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66, 487–500.
- Fries, T., Ekström, H., and Sundevall, C. (1895). “Descriptions of Scandinavian fishes.” *Journal of the Linnean Society of London, Zoology* 25, 1–27.
- Fritsches, K. A., Brill, R. W., and Warrant, E. J. (2005). The visual system of syngnathid fishes: Adaptations for low light environments. *Journal of Comparative Physiology A* 191, 937–947.
- Garrick-Maidment, N., and Jones, L. (2004). *British seahorse survey report*. Topsham, Devon: The Seahorse Trust.

- Gelman, A., and Hill, J. (2007). *Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Goffredo, S., and Pensa, F. (2010). Citizen science in monitoring biodiversity: The role of the participant. *Ecology and Society* 15, R13.
- Goffredo, S., Pensa, F., Neri, P., Orlandi, A., Scola, G., Velardi, A., *et al.* (2010). Unite research with what citizens do for fun: recreational monitoring of marine biodiversity. *Ecological Applications* 20, 2170–2187.
- Gurkan, S., and Innal, D. (2018). Some morphometric features of congeneric pipefish species (*Syngnathus abaster* Risso 1826, *Syngnathus acus* Linnaeus, 1758) distributed in Lake Bafa (Turkey). *Oceanological and Hydrobiological Studies* 47, 239–247.
- Gurkan, S., Taskavak, E., Sever, T. M., and Akalin, S. (2011). Gut Contents of Two European Seahorses *Hippocampus hippocampus* and *Hippocampus guttulatus* in the Aegean Sea, Coasts of Turkey. *Pakistan Journal of Zoology* 43, 1197–1201.
- Jackson, J. B., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., *et al.* (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629–637.
- Kelly, R., Fleming, A., Pecl, G. T., Gönner, J., and Bonn, A. (2020a). Citizen science and marine conservation: a global review. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 375, 20190461.
- Kelly, R., Fleming, A., Pecl, G. T., and Richter, A. (2020b). Social License through Citizen Science: A Tool for Marine Conservation. *Ecology and Society* 25, 14.
- Kitsos, M. S., Tzomos, T., Anagnostopoulou, L., and Koukouras, A. (2008). “Diet composition of the seahorses *Hippocampus guttulatus* Cuvier 1829 and *Hippocampus hippocampus* (L.) (Teleostei, Syngnathidae) in the Aegean Sea.” *Journal of Fish Biology* 72, 1259–1267.
- Kleiber, D., Blight, L. K., Caldwell, I. R., and Vincent, A. C. J. (2011). *The importance of seahorses and pipefishes in the diet of marine animals*. Marine Biology.
- Lazic, T., Nota, A., Amoruso, V., Tiralongo, F., Pierri, C., and Gristina, M. (2022). “Assessing seahorses’ distribution along the Italian coasts through citizen science and social media platforms,” in *2022 IEEE International Workshop on Metrology for the Sea; Learning to Measure Sea Health Parameters (MetroSea)*, (IEEE), 554–558.
- Lourie, S. A., Pollom, R. A., and Foster, S. J. (2016). A global annotated checklist of the seahorses *Hippocampus* Rafinesque 1810 (Actinopterygii: Syngnathiformes): taxonomy and biogeography with recommendations for further research.
- Lourie, S. A., Vincent, A. C. J., and Hall, H. J. (1999). *Seahorses: An identification guide to the world’s species and their conservation*. London: Project Seahorse.
- Louisy P. 2019. *Hippocampes. Une famille d’excentriques*. Biotope éditions, CPIE Bassin de Thau, Mèze, 228 p.

- Lowerre-Barbieri, S. K., Ganiyas, K., Saborido-Rey, F., Murua, H., and Hunter, J. R. (2011). Reproductive timing in marine fishes: variability, temporal scales, and methods. *Marine and Coastal Fisheries* 3, 71–91.
- Martin, T. G., Wintle, B. A., Rhodes, J. R., Kuhnert, P. M., Field, S. A., Low-Choy, S. J., *et al.* (2005). Zero tolerance ecology: improving ecological inference by modelling the source of zero observations. *Ecology Letters* 8, 1235–1246.
- McCarthy, M. A. (2007). *Bayesian Methods for Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Miranda, L. M. (2024). Prolonged exposure to elevated temperature leads to severe thermal stress in the broad-nosed pipefish, *Syngnathus typhle*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 57, 1–16.
- Moreira, F., Queiroga, H., Almada, V. C., and Nunes, M. E. (1992). Life history, population dynamics and production of the pipefish, *Syngnathus acus*, in the Mira estuary, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 35, 295–307.
- Muus B. J., and Nielsen J. G. (1999). *Sea Fish*. Scandinavian Fishing Year Book.
- Olden, J. D., Hogan, Z. S., and Zanden, M. J. V. (2007). Small fish, big fish, red fish, blue fish: size-biased extinction risk of the world's freshwater and marine fishes. *Global Ecology and Biogeography* 16, 694–701.
- OSPAR Commission. (2013a). Background Document for the Long-snouted seahorse - *Hippocampus guttulatus*.
- OSPAR Commission. (2013b). Background document for the short-snouted seahorse - *Hippocampus hippocampus*.
- Pajaro, M. G., Vincent, A. C. J., Buhat, D. Y., and Perante, N. C. (1997). The role of seahorse fishers in conservation and management., in *Proceedings of the 1st International Symposium in Marine Conservation Hong Kong*, 118–126.
- Peiffer, F., Lima, A. R. A., Henriques, S., Pardal, M. A., Martinho, F., Gonçalves, J. M., *et al.* (2024). Habitat suitability of two flagship species, *Hippocampus hippocampus* and *Hippocampus guttulatus*, in the Atlantic coast of the Iberian Peninsula-implications for conservation. *Global Ecology and Conservation* 53, 02993.
- Perante, N. C., Pajaro, M. G., Meeuwig, J. J., and Vincent, A. C. J. (2002). Biology of a seahorse species, *Hippocampus comes*, in the central Philippines. *Journal of Fish Biology* 60, 821–837.
- Plus, M., Dalloyau, S., Trut, G., Auby, I., Montaudouin, X., Emery, É., *et al.* (2010). Long-term evolution (1988–2008) of *Zostera* spp. meadows in Arcachon Bay (Bay of Biscay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87, 357–366.
- Plus, M., Maurer, D., Stanisière, J. Y., and Dumas, F. (2006). Caractérisation des composantes hydrodynamiques d'une lagune mésotidale, le Bassin d'Arcachon.
- PNMBA (2017). Plan de gestion 2017-2032 du Parc naturel marin du Bassin d'Arcachon. Available at: <https://parc-marin-bassin-arcachon.fr/documentation/plan-de-gestion-2017-2032-du-parc-naturel-marin>. (Accessed August 9, 2024).


- Pollom, R. A., Ralph, G. M., Pollock, C. M., and Vincent, A. C. J. (2021). Global extinction risk for seahorses, pipefishes and their near relatives (Syngnathiformes). *Oryx* 55, 497–506.
- R Core Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing (Version 4.2.2) [Computer software]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: <https://www.R-project.org/> [Accessed 1 March 2024].
- Rigouin, L., Rebeyrol, S., Bajjouk, T., Trut, G., Liabot, P.-O., Ganthy, F., *et al.* (2022). Cartographie des herbiers de *Zostera noltei* du Bassin d’Arcachon.
- Rosenqvist, G. (1990). “Male mate choice and female-female competition for mates in the pipefish *Nerophis ophidion*.” *Animal Behaviour* 39, 1110–1115.
- RStudio Team. (2022). RStudio: Integrated development environment for R (Version 2022.12.0) [Computer software]. RStudio, PBC, Boston, MA. Available at: <https://www.rstudio.com/> [Accessed 1 March 2024].
- Scapin, L., Cavraro, F., Malavasi, S., Riccato, F., Zucchetta, M., and Franzoi, P. (2018). Linking pipefishes and seahorses to seagrass meadows in the Venice lagoon: Implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28, 282–295.
- Shokri, M. R., Gladstone, W., and Jelbart, J. (2009). The effectiveness of seahorses and pipefish (Pisces: Syngnathidae) as a flagship group to evaluate the conservation value of estuarine seagrass beds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19, 588–595.
- Silvertown, J., Harvey, M., Greenwood, D., Dodd, M., Rosewell, J., Pocock, M. J., *et al.* (2013). Crowdsourcing the identification of organisms: A case-study of iSpot. *ZooKeys* 480, 125.
- Spatafora, D., Miglietta, M., Tumolo, M., Lorusso, L., Sferra, C., and Fanizzi, F. P. (2023). Behavioral responses of two sympatric Syngnathidae species to habitat availability and increased density of *Hippocampus guttulatus*. *Frontiers in Marine Science* 10, 1138296.
- Stan Development Team. (2022). RStan: The R interface to Stan (Version 2.21.3) [R package]. Available at: <https://mc-stan.org/> [Accessed 1 June 2024].
- Stump, E., Rosenfeld, J. S., and Vincent, A. C. (2023). Habitat associations and threat vulnerabilities of seahorses and pipefishes (Syngnathidae). *Biscayne National Park* 99, 441–466.
- Thiel, M., Penna-Díaz, M. A., Luna-Jorquera, G., Salas, S., Sellanes, J., Stotz, W., *et al.* (2014). Citizen scientists and marine research: volunteer participants, their contributions, and projection for the future. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 52, 257–314.
- Tipton, K., and Bell, S. S. (1988). Foraging patterns of two syngnathid fishes: importance of harpacticoid copepods. *Marine Ecology Progress Series* 47, 31–43.
- Tiralongo, F., and Baldaconi, R. (2014). A conspicuous population of the long-snouted seahorse, *Hippocampus guttulatus* (Actinopterygii: Syngnathiformes: Syngnathidae), in a highly polluted mediterranean coastal lagoon. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 44, 99–104.

- Tomasini, J. A., Lasserre, G., and Ouellet, P. (1991). “Syngnathus abaster in the Mediterranean coastal lagoons: ecological, physiological and biological aspects.” *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 32, 185–197.
- Tulloch, A., and Szabo, J. (2012). A behavioural ecology approach to understand volunteer surveying for citizen science datasets. *Emu* 112, 313–325.
- UICN. (2023). *Hippocampus guttulatus*: The IUCN Red List of Threatened Species. Available at: <https://www.iucnredlist.org/species/10064/3010891>. (Accessed April 15, 2024a).
- UICN. (2023). *Hippocampus hippocampus*: The IUCN Red List of Threatened Species. Available at: <https://www.iucnredlist.org/species/10063/3010890>. (Accessed April 15, 2024b).
- Vincent, A. C. (1996). The international trade in seahorses.
- Vincent, A. C., Evans, K. L., and Marsden, A. D. (2005). Home range behaviour of the monogamous Australian seahorse, *Hippocampus whitei*. *Environmental Biology of Fishes* 72, 1–12.
- Vincent, A. C., Foster, S. J., and Koldewey, H. J. (2011). Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. *Journal of Fish Biology* 78, 1681–1724.
- Vincent, A. C. J., Berglund, A., and Ahnesjö, I. (1995). “Reproductive ecology of five pipefish species in one eelgrass meadow.” *Environmental Biology of Fishes* 44, 347–361.
- Vincent, A. C., Meeuwig, J. J., Pajaro, M. G., and Perante, N. C. (2007). Characterizing a small-scale, data-poor, artisanal fishery: Seahorses in the central Philippines. *Fisheries Research* 86, 207–215.
- Vivas, M., Peñalver, J., Oliver, J. A., López Giraldo, J. D., and Mena, C. (2024). Population dynamics of the long-snouted seahorse (*Hippocampus guttulatus* Cuvier, 1829) in the Mar Menor coastal lagoon. *Journal of Fish Biology* 104, 163–170.
- Wenger, S. J., and Freeman, M. C. (2008). Estimating species occurrence, abundance, and detection probability using zero-inflated distributions. *Ecology* 89, 2953–2959.
- Wilson, A. B., Vincent, A. C. J., Ahnesjö, I., and Meyer, A. (2003). “The dynamics of male pregnancy in seahorses and pipefishes.” *Journal of Comparative Physiology B* 173, 411–421.
- Woodall, L. C., Otero-Ferrer, F., Correia, M., Curtis, J. M., Garrick-Maidment, N., Shaw, P. W., *et al.* (2018). A synthesis of European seahorse taxonomy, population structure, and habitat use as a basis for assessment, monitoring and conservation. *Marine Biology* 165, 1–19.
- Yasué, M., Nellas, A., and Vincent, A. C. J. (2012). Seahorses helped drive creation of marine protected areas, so what did these protected areas do for the seahorses? *Environmental Conservation* 39, 183–193.
- Zacharias, M. A., and Roff, J. C. (2001). Use of focal species in marine conservation and management: a review and critique. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11, 59–76.

## Annexes

### Annexe 1: Fiche de recensement des Syngnathidés et Zostère marine.


**Fiche de recensement Syngnathidés et Zostère marine**




**OCEAN  
OBS**  
Agence des  
aires marines protégées

Observatoire Participatif de la Biodiversité Marine










Bassin d'Arcachon - Littoral Atlantique



FRESSH  
GIRONDE  
FEDERATION REGIONALE  
DE SYNGNATHES



Peau-Bleue  
ASSOCIATION

<b>Identification de l'observateur rapporteur</b>		1 fiche par palanquée (ou par observateur si vous avez observé seul) <input type="checkbox"/> J'ai vu des hippocampes ou syngnathes ↳ remplir A B et C1 (si possible E1 et E2) <input type="checkbox"/> J'ai vu des herbiers de zostères marines ↳ remplir A B et F1 F2 (si possible E1) <input type="checkbox"/> Je n'ai pas fait d'observations particulières ↳ remplir A et B (si possible E1)
Nom :	Club :	
Prénom :	Tél :	
Niveau bio :	Mail :	
Nom des participants:		
<b>A - Conditions de plongée</b>		
Lieux de plongée <small>(coordonnées GPS WGS84 si possible):</small>	Date :	Heure de début :
Durée de la plongée (minutes) :	Profondeur max. de la plongée (mètres) :	Courant : <input type="checkbox"/> Faible <input type="checkbox"/> Moyen <input type="checkbox"/> Fort
Coefficient de marée : Marée : <input type="checkbox"/> Etale BM <input type="checkbox"/> Etale HM <input type="checkbox"/> M. Montante <input type="checkbox"/> M. Descendante	Etat du ciel : <input type="checkbox"/> Soleil <input type="checkbox"/> Eclaircies <input type="checkbox"/> Couvert <input type="checkbox"/> Orageux <input type="checkbox"/> Nuit	Etat de la mer (vagues) : <input type="checkbox"/> Calme <input type="checkbox"/> Faibles <input type="checkbox"/> Moyennes <input type="checkbox"/> Fortes
Température (°C) : <input type="checkbox"/> <6 <input type="checkbox"/> 6-8 <input type="checkbox"/> 8-10 <input type="checkbox"/> 10-12 <input type="checkbox"/> 12-14 <input type="checkbox"/> 14-16 <input type="checkbox"/> 16-18 <input type="checkbox"/> 18-20 <input type="checkbox"/> 20-22 <input type="checkbox"/> 22-24 <input type="checkbox"/> >24	Visibilité (mètres) : <input type="checkbox"/> 0,5 <input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> >5	Estimation de la distance parcourue (mètres) :
<b>B - Effort d'observation</b>		
Cette fiche récapitule les observations de : <input type="checkbox"/> 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 personnes		Type de plongée : <input type="checkbox"/> Technique <input type="checkbox"/> Exploration <input type="checkbox"/> Bio <input type="checkbox"/> Apnée <input type="checkbox"/> Photo
Avez-vous spécifiquement recherché des hippocampes et syngnathes ? <input type="checkbox"/> Oui → remplir le tableau E1 et E2 au verso <input type="checkbox"/> Non → remplir le tableau C1 ci-dessous		Avez-vous pris des photos ? <input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
C1- Tableau d'observation	Nombres	C2 – Commentaires libres
 <p><b>Hippocampe à museau court</b> <i>Hippocampus hippocampus</i></p>		Ex: type d'habitat
 <p><b>Hippocampe à museau long</b> <i>Hippocampus guttulatus</i></p>		
 <p><b>Entélure</b> <i>Entelurus aequoreus</i></p>		
 <p><b>Syngnathe aiguille</b> <i>Syngnatus acus</i></p>		
 <p><b>Siphonostome</b> <i>Syngnathus typhle typhle</i></p>		
 <p><b>Syngnathe de lagune</b> <i>Syngnathus abaster</i></p>		
 <p><b>Syngnathe perçat</b> <i>Syngnathus rostellatus</i></p>		
 <p><b>Nerophis lombricoïde</b> <i>Nerophis lombriciformis</i></p>		
 <p><b>Nerophis fil de fer</b> <i>Nerophis ophidion</i></p>		

## Fiche de recensement Syngnathidés et Zostère marine



Agence des  
aires marines protégées

Observatoire Participatif de la Biodiversité Marine

Bassin d'Arcachon - Littoral Atlantique












Indiquer dans le tableau E1 le temps passé dans chacun des habitats et la gamme de profondeur. S'il y a lieu, indiquez dans le tableau E2 le nombre d'individus observé par espèces. Exemple: j'ai passé 5 min dans les zostères naines, entre 2 et 4 m, j'ai vu 2 hippocampes à nez court et 1 entélure, j'ai passé 15 min dans des fonds coquillés, entre 4 et 6 m, j'ai vu 1 hippocampe moucheté, etc.

### E1 - Temps passé dans chaque habitat

Habitats	Zostères naines <input type="checkbox"/> Dense <input type="checkbox"/> Clairsemée <input type="checkbox"/> Lisières	Zostères marines <input type="checkbox"/> Dense <input type="checkbox"/> Clairsemée <input type="checkbox"/> Lisières	Vase	Sable	Fonds coquillés	Enroch./constr. /Epis	Epave/ Rec.art/ Blockhaus	Friche Ostréicole	Autres (préciser) :
Durée d'exploration dans l'habitat concerné	min.	min.	min.	min.	min.	min.	min.	min.	min.
Gamme de profondeurs dans l'habitat concerné (mini/maxi)	Pmin. : m Pmax. : m	m m	m m	m m	m m	m m	m m	m m	m m

### E2 - Nombre d'individus de chaque espèce

 Hippocampe à museau court <i>Hippocampus hippocampus</i>										
 Hippocampe à museau long <i>Hippocampus guttulatus</i>										
 Entélure <i>Entelurus aequoreus</i>										
 Syngnathe aiguille <i>Syngnathus acus</i>										
 Siphonostome <i>Syngnathus typhle</i>										
 Syngnathe de lagune <i>Syngnathus abaster</i>										
 Syngnathe perçat <i>Syngnathus rostellatus</i>										
 Nerophis lombricoïde <i>Nerophis lombriciformis</i>										
 Nerophis fil de fer <i>Nerophis ophidian</i>										

### E3 – Commentaires Libres

Saisir la fiche en ligne sur <http://oceanobs.fr> ou l'envoyez à Ocean'Obs : [contact@oceanobs.fr](mailto:contact@oceanobs.fr) - 06 52 20 83 39



*Annexe 2: Script du modèle STAN (hippo\_model\_5)*

```
hippo_model_5 <- "  
data {  
  int<lower=1> n_tot;  
  int<lower=1> n_annees;  
  int<lower=0> n_obs_c;  
  int<lower=0> Y_c[n_obs_c, 3];  
  int<lower=1> ANNEE_c[n_obs_c];  
  int<lower=0, upper=1> STATUT_c[n_obs_c];  
  real<lower=0> SURFACE_c[n_obs_c];  
  int<lower=1> SITE_c[n_obs_c]; // Dfinition des sites pour CHALUT  
  int<lower=1> n_sites_c; // Nombre de sites uniques pour CHALUT  
  int<lower=0> n_obs_d;  
  int<lower=0> Y_d[n_obs_d, 3];  
  int<lower=1> ANNEE_d[n_obs_d];  
  int<lower=0, upper=1> STATUT_d[n_obs_d];  
  real<lower=0> DUREE_d[n_obs_d];  
  real VISI_d[n_obs_d]; // Tableau unidimensionnel  
  int<lower=0, upper=1> NIGHT_d[n_obs_d];  
  int<lower=1> SITE_d[n_obs_d]; // Dfinition des sites pour DIVE  
  int<lower=1> n_sites_d; // Nombre de sites uniques pour DIVE  
  int<lower=1, upper=4> SEASON_d[n_obs_d]; // Variable saisonniere entre 1 et 4  
}  
  
parameters {  
  vector[n_sites_c] epsilon_c[3]; // Effet de site non-chelonn pour CHALUT  
  vector[n_sites_d] epsilon_d[3]; // Effet de site non-chelonn pour DIVE  
  vector[n_annees] epsilon[3];  
  real<lower=0> sigma_site_c; // Hyperparametre de site pour CHALUT  
  real<lower=0> sigma_site_d; // Hyperparametre de site pour DIVE  
  real<lower=0> sigma_year; // Hyperparametre commun pour les deux ensembles de donnees  
  vector<lower=-1, upper=1>[3] rho;  
  vector[3] unscaled_beta; // Effet du statut pour chaque espce (non chelonn)  
  vector[3] unscaled_intercept_c;  
  vector[3] unscaled_intercept_d;  
  vector[2] unscaled_beta_o[3]; // Trois vecteurs de coefficients non-chelonnns pour  
  l'observabilit  
  vector[2] logit_absence;  
  vector[4] beta_season[3]; // Coefficients de saisonnalit pour chaque espce  
}  
  
transformed parameters {  
  vector[3] intercept_c = 5 * unscaled_intercept_c;  
  vector[3] intercept_d = 5 * unscaled_intercept_d;  
  vector[3] beta = log(10) / 2 * unscaled_beta; // Transformation pour obtenir beta  
  vector[2] beta_o[3]; // Trois vecteurs de coefficients chelonnns pour l'observabilit  
  vector[n_annees] year_effects[3];  
  vector[n_obs_c] site_effect_c[3];  
  vector[n_obs_d] site_effect_d[3];  
  vector[n_obs_c] linpred_c[3];  
  vector[n_obs_d] linpred_d[3];  
  vector[n_obs_d] observability[3];  
  vector[3] absence;  
  
  absence[1] = inv_logit(1.5 * logit_absence[1]);  
  absence[2] = inv_logit(1.5 * logit_absence[1]);  
  absence[3] = inv_logit(1.5 * logit_absence[2]);  
  
  for (s in 1:3) {  
    beta_o[s] = log(2) / 2 * unscaled_beta_o[s];  
  }  
  for (i in 1:n_obs_d) {
```

```

    for (s in 1:3) {
      observability[s, i] = beta_o[s, 1] * VISI_d[i] + beta_o[s, 2] * NIGHT_d[i] +
beta_season[s, SEASON_d[i]];
    }
  }
  for (s in 1:3) {
    year_effects[s, 1] = epsilon[s, 1] * sigma_year / sqrt(1 - square(rho[s]));
    for (t in 2:n_annees) {
      year_effects[s, t] = rho[s] * year_effects[s, t - 1] + sigma_year * epsilon[s, t];
    }
    for (i in 1:n_obs_c) {
      site_effect_c[s, i] = sigma_site_c * upsilon_c[s, SITE_c[i]];
      linpred_c[s, i] = log(SURFACE_c[i]) + intercept_c[s] + beta[s] * STATUT_c[i] +
year_effects[s, ANNEE_c[i]] + site_effect_c[s, i];
    }
    for (i in 1:n_obs_d) {
      site_effect_d[s, i] = sigma_site_d * upsilon_d[s, SITE_d[i]];
      linpred_d[s, i] = log(DUREE_d[i]) + intercept_d[s] + observability[s, i] + beta[s] *
STATUT_d[i] + year_effects[s, ANNEE_d[i]] + site_effect_d[s, i];
    }
  }
}

model {
  sigma_site_c ~ normal(0.0, 1.0);
  sigma_site_d ~ normal(0.0, 1.0);
  sigma_year ~ normal(0.0, 1.0);
  logit_absence ~ normal(0.0, 1.0);
  for (s in 1:3) {
    upsilon_c[s] ~ normal(0.0, 1.0);
    upsilon_d[s] ~ normal(0.0, 1.0);
    epsilon[s] ~ normal(0.0, 1.0);
  }
  unscaled_beta ~ normal(0.0, 1.0); // Prior sur unscaled_beta
  unscaled_intercept_c ~ normal(0.0, 1.0);
  unscaled_intercept_d ~ normal(0.0, 1.0);
  for (s in 1:3) {
    unscaled_beta_o[s] ~ normal(0.0, 1.0);
    beta_season[s] ~ normal(0.0, 1.0);
  }

  for (i in 1:n_obs_c) {
    for (s in 1:3) {
      Y_c[i, s] ~ poisson_log(linpred_c[s, i]);
    }
  }

  for (i in 1:n_obs_d) {
    for (s in 1:3) {
      if (Y_d[i, s] < 1) {
        target += log_sum_exp(log(absence[s]), log1m(absence[s]) + poisson_log_lpmf(0 |
linpred_d[s, i]));
      } else {
        target += log1m(absence[s]) + poisson_log_lpmf(Y_d[i, s] | linpred_d[s, i]);
      }
    }
  }
}

generated quantities {
  vector[n_tot] log_lik;
}

```

```

for (i in 1:n_obs_c) {
  log_lik[i] = poisson_log_lpmf(Y_c[i, 1] | linpred_c[1, i]);
  log_lik[i + n_obs_c] = poisson_log_lpmf(Y_c[i, 2] | linpred_c[2, i]);
  log_lik[i + 2 * n_obs_c] = poisson_log_lpmf(Y_c[i, 3] | linpred_c[3, i]);
}

for (i in 1:n_obs_d) {
  for (s in 1:3) {
    int index = 3 * n_obs_c + (s - 1) * n_obs_d + i;
    if (Y_d[i, s] < 1) {
      log_lik[index] = log_sum_exp(log(absence[s]), log1m(absence[s]) +
poisson_log_lpmf(0 | linpred_d[s, i]));
    } else {
      log_lik[index] = log1m(absence[s]) + poisson_log_lpmf(Y_d[i, s] | linpred_d[s, i]);
    }
  }
}
}
"

# Compiler le modle
stan_hippo_5 <- stan_model(model_code = hippo_model_5, model_name = "Syngnathes &
Hippocampus 5")

# Ajuster le modle
model_hippo_5 <- sampling(
  object = stan_hippo_5,
  data = data_stan,
  chains = 3,
  iter = 4000,
  warmup = 2000,
  thin = 1,
  control = list(adapt_delta = 0.99, max_treedepth = 20)
)

```

# Les Syngnathidés du Bassin d'Arcachon

Jeanne DUVAL<sup>1</sup>, Eric FEUNTEUN<sup>2,4</sup>, Thomas FAUVEL<sup>1</sup>, Christophe HEURTAUX<sup>3</sup>, Patrick LOUISY<sup>2,5</sup>, Xavier de MONTAUDOUIN<sup>6</sup>

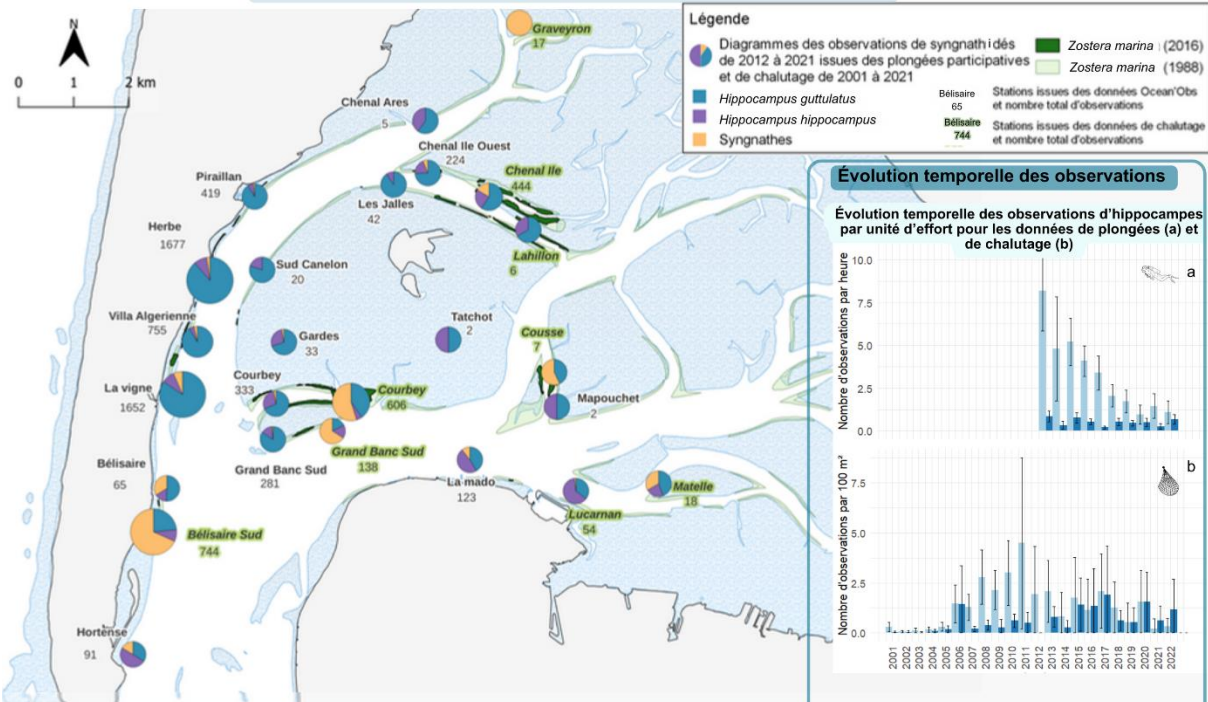
<sup>1</sup> Parc Naturel Marin du Bassin d'Arcachon, Office Français de la Biodiversité, 4 Rue Copernic 33470 Le Teich | <sup>2</sup> Laboratoire de Biologie des Organismes et Écosystèmes Aquatiques (BOREA), MNHN, SU, CNRS, UA, Station marine de Dinard, CRESCO, 38 rue du port Blanc, 35800 Dinard | <sup>3</sup> Ocean'Obs, 2, quai de Brazza 33100 Bordeaux | <sup>4</sup> EPHE, Centre de Géoécologie Littorale (CGEL), 15 bd de la Mer, Dinard, France | <sup>5</sup> Association Peau-Bleue, 46 rue des Escals, 34300 Agde, France | <sup>6</sup> Université de Bordeaux, CNRS, Bordeaux INP, EPOC, UMR 5805, Station Marine d'Arcachon, F-33600 Pessac, France

## 1 Introduction

Le Bassin d'Arcachon abrite une importante diversité de Syngnathidés, avec 6 espèces relativement communes : *Hippocampus guttulatus*, *H. hippocampus*, *Entelurus aequoreus*, *Nerophis ophidion*, *Syngnathus acus* et *S. typhie*. L'état des populations et leur évolution sont à ce jour inconnus, ainsi que leur classement qui demeure indéfini selon l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) (Pollom, 2014; Pollom, 2016). Cette étude, basée sur plus de 20 ans de données provenant d'opérations de chalutage léger et de plongées participatives, constitue la première analyse à long terme en Europe. Les résultats de cette analyse préliminaire offrent des informations sur la répartition spatiale des Syngnathidés dans les herbiers du Bassin d'Arcachon, ainsi que sur leur évolution temporelle.

## 3 Résultats

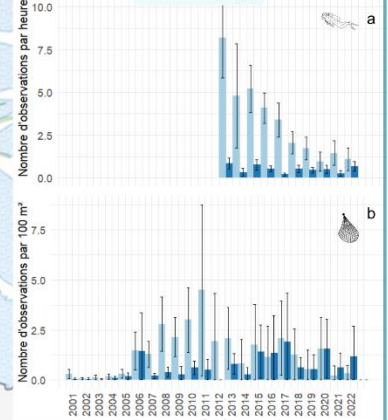
### Répartition des observations de Syngnathidés sur le Bassin d'Arcachon



Les données montrent une importante variabilité dans la composition des communautés de syngnathidés observées entre les deux méthodes et entre les stations. Les syngnathes sont particulièrement sous-échantillonnés en plongée. De plus, une tendance spatiale se dégage indépendamment de la méthodologie : les syngnathes sont plus représentés sur les stations les plus océaniques telle que Béthisaire, par rapport aux zones abritées plus intra-bassin où le peuplement est majoritairement dominé par les deux espèces d'hippocampes.

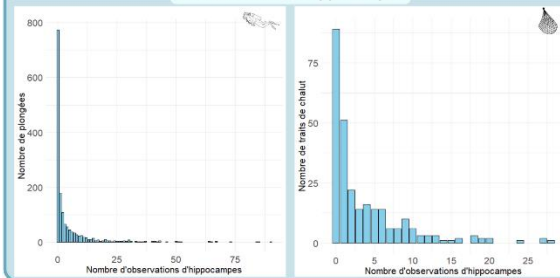
### Évolution temporelle des observations

Évolution temporelle des observations d'hippocampes par unité d'effort pour les données de plongées (a) et de chalutage (b)



Nos observations montrent des variations temporelles importantes. Toutefois, une analyse statistique plus approfondie sera nécessaire pour identifier des tendances et les éventuels facteurs explicatifs.

### Nombre de plongées ou de trait de chalut en fonction du nombre d'observations d'hippocampes



Nos données montrent que les observations de syngnathidés sur le Bassin restent relativement rares quelle que soit la méthode : 50 % des plongées participatives ne font état d'aucune observation, ainsi que 30 % des traits de chalut.

Cette difficulté d'observation peut s'expliquer par le caractère cryptique de ces espèces ainsi que par leur distribution inégale et en faible nombre (Foster et Vincent, 2004).

## 4 Perspectives

Dans la continuité de l'étude, l'exploration de la variabilité de la composition des stations sera approfondie à l'aide de méthodes statistiques. L'objectif est de déterminer les différences entre les stations en tenant compte des conditions environnementales et des méthodes d'acquisition des données. Ces analyses permettront une meilleure compréhension de la distribution des syngnathidés dans le Bassin d'Arcachon.

Références : Foster, S. A., & Vincent, A. C. (2004). Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology*, 65(1), 1-61.  
Pollom, R. (2016). *Hippocampus hippocampus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014, e.T10095A54904625.  
Pollom, R. (2017). *Hippocampus guttulatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017, e.T41006A0711776.



## Résumé

Le Bassin d'Arcachon abrite un important peuplement de Syngnathidés, dominé par six espèces : *Hippocampus guttulatus*, *H. hippocampus*, *Entelurus aequoreus*, *Nerophis ophidion*, *Syngnathus acus* et *S. typhle*. Ces espèces bénéficient d'habitats favorables grâce aux herbiers de zostère marine et de zostère naine, ainsi qu'à la diversité des substrats tels que les parcs ostréicoles et les fonds coquilliers. Malgré le manque de données sur ces espèces, rendant leur classification incertaine selon l'IUCN, cette étude fournit des informations importantes sur leur distribution et leur écologie. Basée sur plus de 20 ans de données collectées par des pêches scientifiques au chalut et des observations de plongée, l'étude compare les avantages et limitations de ces deux méthodes. Les résultats montrent que *Hippocampus guttulatus* et les syngnathes semblent préférer les zones exposées, tandis que *Hippocampus hippocampus* favorise les zones abritées. Une tendance à la baisse des observations de Syngnathidés a été constatée ces dernières années, probablement en raison de la régression des herbiers marins, qui sont essentiels pour ces espèces. Entre 1989 et 2019, les herbiers de *Zostera marina* et de *Nanozostera noltei* ont subi des régressions significatives, réduisant ainsi les zones disponibles pour les Syngnathidés. L'analyse met en évidence la complémentarité entre la plongée et le chalutage. Bien que la plongée soit utile pour explorer des habitats complexes et détecter de jeunes individus, elle est limitée par des facteurs comme la visibilité et l'expérience des plongeurs. En revanche, le chalutage, bien qu'il se concentre uniquement sur les herbiers marins, capture plus efficacement des espèces comme *Syngnathus typhle*. La combinaison de ces méthodes offre une image plus complète de la distribution et de l'abondance des espèces.

**Mots clés :** Syngnathidés - Herbier - Variation spatio-temporelle - Distribution - Science participative

## Abstract

The Arcachon Basin is home to a significant population of Syngnathids, dominated by six species: *Hippocampus guttulatus*, *H. hippocampus*, *Entelurus aequoreus*, *Nerophis ophidion*, *Syngnathus acus*, and *S. typhle*. These species benefit from favorable habitats provided by eelgrass beds of *Zostera marina* and *Nanozostera noltei*, as well as the diversity of substrates such as oyster farms and shellfish beds. Despite the lack of data on these species, which makes their classification uncertain according to the IUCN, this study provides important information on their distribution and ecology. Based on over 20 years of data collected through scientific trawling and diving observations, the study compares the advantages and limitations of these two methods. The results show that *Hippocampus guttulatus* and Syngnathids seem to prefer exposed areas, while *Hippocampus hippocampus* favors sheltered zones. A general decline in Syngnathid observations has been noted in recent years, likely due to the regression of eelgrass beds, which are essential for these species. Between 1989 and 2019, *Zostera marina* and *Nanozostera noltei* beds experienced significant declines, thereby reducing the available habitats for Syngnathids. The analysis highlights the complementarity between diving and trawling. While diving is useful for exploring complex habitats and detecting young individuals, it is limited by factors such as visibility and diver experience. In contrast, trawling, although focused solely on eelgrass beds, more effectively captures species like *Syngnathus typhle*. The combination of these methods provides a more complete picture of species distribution and abundance.

**Keywords:** Syngnathids - Eelgrass beds - Spatio-temporal variation - Distribution - Citizen science