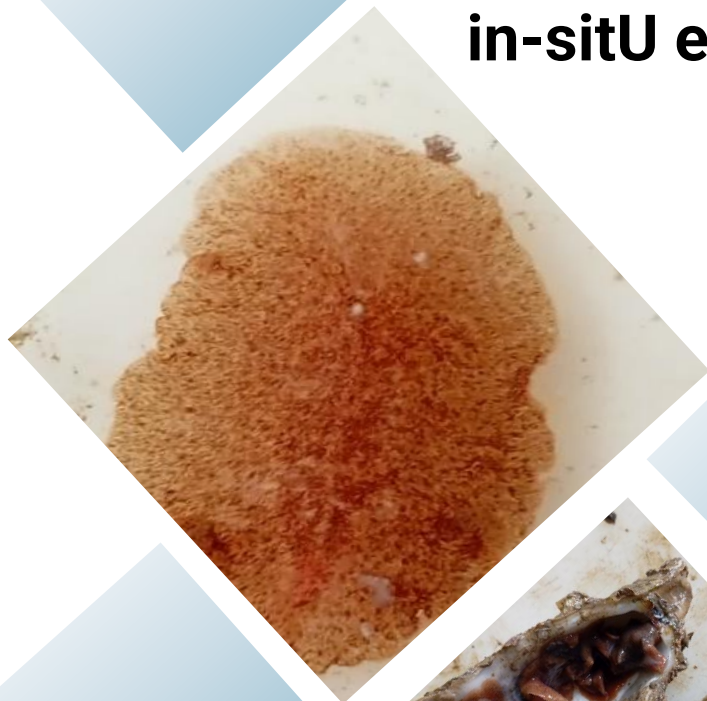


Projet VISQUEUX : Ver plat *IdioStylochus tortuosus* : Etude écologiQUE, approches in-sitU et eXpérimentales



Rapport d'étude

Johan Vieira, Fanny Bénetière, Guillaume Bernard,
Cécile Massé, Antoine Nowaczyk

Décembre 2025



Johan Vieira, Fanny Bénetière, Guillaume Bernard, Louis Dallemans, Cécile Massé, Antoine Nowaczyk, Quentin Villetorte	Centre pour l'Aquaculture, la Pêche et l'Environnement de Nouvelle-Aquitaine
Projet VISQUEUX - Ver plat <i>IdioStylochus tortuosus</i> : Etude écologiQUE, approches in-sitU et eXpérimentales	
Rapport d'étude 54 pages	Décembre 2025
Vieira J, Bénetière F, Bernard G, Dallemans L, Massé C, Nowaczyk A, Villetorte Q (2025) Projet VISQUEUX : Ver plat <i>IdioStylochus tortuosus</i> : Etude écologiQUE, approches in-sitU et eXpérimentales – Rapport d'étude. CAPENA, 54p.	
<p>RÉSUMÉ : Les premières observations d'une nouvelle espèce de ver plat dans le bassin d'Arcachon remontent à 2020 et ont été concomitantes avec des évènements de mortalités massives d'huîtres. Les vers plats sont en général des carnivores, consommant notamment des bivalves. Des travaux récents en génétique ont montré que celui-ci appartenait à l'espèce <i>Postenterogonia orbicularis</i>, originaire de Nouvelle-Zélande où elle est identifiée depuis 1853, synonyme de <i>Idiostylochus tortuosus</i>. Sa distribution mondiale semble s'étendre ces dernières années avec des signalements depuis 2019 au Japon, 2020 en Australie et 2023 au nord de l'Espagne (Galice).</p> <p>Le projet VISQUEUX avait pour but de (1) documenter et caractériser la dynamique spatio-temporelle de ce ver dans les zones conchylicoles du bassin d'Arcachon, (2) documenter et préciser certains aspects clés de l'écologie de cette espèce, notamment ses préférences alimentaires et son comportement et (3) identifier ses principales interactions avec les espèces exploitées (huîtres, moules) afin de déterminer les impacts potentiels de cette espèce sur la conchyliculture dans le bassin d'Arcachon.</p> <p>Des expériences de prédation en conditions contrôlées en laboratoire ont d'abord permis de déterminer que le ver plat était capable de mener des prédateurs et consommer différentes espèces de bivalves. Cependant, ils consomment significativement plus et plus rapidement les mytilidés (moule et moule asiatique). Ces taux de prédation (en nombre d'individus consommés par jour) sont nettement inférieurs sur les huîtres creuses. Ils s'attaquent aux bivalves d'autant plus facilement que ceux-ci semblent le moins apte à résister, notamment en se fermant grâce à leurs muscles adducteurs. Etant sensibles à la lumière et passant la majorité de leur temps à se dissimuler, la présence de coquilles vides peut favoriser la prolifération, d'autant plus qu'elles peuvent également servir de surface de ponte.</p> <p>Un suivi a été mené dans des récifs d'huîtres et de moules sauvages. Il a pu être observé que si le ver plat était présent toute l'année, les abondances étaient supérieures d'octobre à décembre. Les vers plats étaient également présents en plus grandes quantités dans les grappes de moules. Un suivi a également été mené au sein d'élevages sur des naissains et des huîtres marchandes. Les abondances de vers plats étaient supérieures dans les poches de naissains, aussi celles avec la maille la plus petite (4 mm). La présence de moules attachées aux poches ainsi que de coquilles vides dans les poches apparaissent comme les facteurs favorisant la présence du ver plat. D'autre part, comme dans les récifs sauvages, des augmentations d'abondance de vers plat étaient plutôt consécutives à des épisodes de mortalité. L'apparition de ce ver plat ajouterait un prédateur et donc une pression supplémentaire sur les huîtres cultivées. Les mauvaises conditions environnementales actuelles, notamment un appauvrissement en ressource nutritive, fragiliseraient les huîtres les rendant d'avantage vulnérables à la prédation par ces vers plats.</p>	
Mots clés : Écologie, Plathelminthe, Ostréiculture, Comportement, Dynamique de population.	

Remerciements

Nous tenons à remercier l'ensemble des personnes, institutions et financeurs qui ont permis la réalisation et la concrétisation de ce projet.

Tout d'abord, nous souhaitons remercier Cécile Massé, référente « espèces non indigènes » de l'UAR PATRINAT qui a grandement contribué au bon déroulement de ce projet ainsi que le Lycée de la mer de Gujan-Mestras pour leur contribution matérielle et leur participation aux expérimentations.

Nous remercions également Louis Dallemans et Quentin Villetorte, stagiaires de Master 2, qui ont au cours de leurs stages de fin d'étude travaillé sur ce projet et apporté des résultats valorisés dans ce rapport.

Nous remercions également les ostréiculteurs partenaires de CAPENA qui nous prêtent des emplacements sur leurs concessions pour la réalisation de suivis et expérimentations.

Enfin, nous souhaitons remercier les financeurs de ce projet, le FEAMPA Régional via la mesure DLAL ainsi que L'OFB et le Parc Naturel Marin du bassin d'Arcachon sans qui ce projet n'aurait pu exister.

Table des matières

Remerciements	2
I. Contexte et préambule de l'étude.....	4
II. Introduction.....	5
III. Matériel et méthodes	7
1. Etat de l'art des connaissances sur la biologie de <i>P. orbicularis</i>	7
2. Etude des dynamiques de population <i>in-situ</i> de <i>P. orbicularis</i>	9
2.1. Sur les récifs de bivalves sauvages	9
2.2. Sur les sites d'élevage ostréicoles.....	15
2.3. Analyses statistiques des données <i>in-situ</i>	17
3. Etude expérimentale de l'écologie trophique de <i>P. orbicularis</i>	18
3.1. Organisation générale.....	18
3.2. Expériences réalisées	19
3.3. Analyses statistiques des données expérimentales	23
IV. Résultats.....	24
1. Relations allométriques chez <i>P. orbicularis</i>	24
2. Dynamique des populations de <i>P. orbicularis</i>	24
2.1. Suivis dans les récifs sauvages	24
2.2. Suivis en conditions d'élevage	28
3. Etude expérimentale du comportement trophique	33
3.1. Comportement	33
3.2. Stratégie de consommation	34
3.3. Etude de la dynamique de consommation des proies	38
3.4. Croissance de <i>P. orbicularis</i>	40
V. Discussion.....	40
VI. Conclusion	44
VII. Bibliographie	44
VIII. Annexes.....	50

I. Contexte et préambule de l'étude

En 2020, certains ostréiculteurs du bassin d'Arcachon ont fait part de la présence de grandes quantités de vers plats dans des poches d'élevage d'huîtres creuses et la plupart du temps, associés à des mortalités de ces bivalves. Ces vers n'avaient jusqu'alors jamais été étudiés voire observés dans le bassin d'Arcachon. Depuis, des individus sont retrouvés chaque année de façon récurrente par les ostréiculteurs et également dans les récifs d'huîtres sauvages et de moules de l'estran.

Partant de ce constat, un projet de recherche visant à détecter par ADN environnemental (ADNe) deux espèces non indigènes marines, dont ce vers plat, a été financé par l'Ifremer. Le projet VISQUEUX participe donc à compléter les connaissances de ce précédent projet RAPSODI (*RAPana venosa* et polyclades : développement d'un protocole de Suivi et d'Observation par la Détection *in situ* d'ADN environnemental d'espèces non-indigènes menaçant la conchyliculture, 2022-2023). En parallèle, cette problématique a été également suivie dans l'étang de Thau associée à une description des phases de développement embryonnaire de ce vers (article en préparation) au travers d'une collaboration avec un chercheur de l'Université de Tunis, Mehrez Gammoudi initié par l'Ifremer LEROC.

Au cours du projet VISQUEUX, deux étudiants de master 2 ont été encadrés. Louis Dallemans a tout d'abord réalisé son stage de janvier à juin 2024 à partir des données de suivis *in situ* afin de caractériser les dynamiques spatio-temporelles des populations de *Postenterogonia orbicularis*. Les résultats préliminaires ont été valorisés sous la forme d'un rapport de stage (Annexe 1). Ensuite, Quentin Villetorte a quant à lui effectué son stage de janvier à septembre 2025 en étudiant expérimentalement les interactions trophiques. Il a également approfondi les résultats des dynamiques spatio-temporelles *in situ* et rédigé un rapport de stage (Annexe 2).

En parallèle, cette problématique a également été suivie dans l'étang de Thau associée à une description des phases de développements embryonnaire de ce vers (article en préparation) au travers d'une collaboration avec un chercheur de l'Université de Tunis, Mehrez Gammoudi initiée par Marion Richard de l'Ifremer LEROC.

Lors de la réalisation de ce projet, la communication a toujours été centrale. Cela s'adressait à tout type de public tels que les pouvoirs publics (DDTM, DGAMPA) les professionnels du métier ostréicole (CNC, CRCAA), des ostréiculteurs en formation, des pêcheurs, des citoyens ou des scientifiques.

En effet, avant même le début de ce projet, en mars 2023, un article dans la presse locale de la Dépêche du bassin a été publié faisant état du début des recherches sur cette thématique dans le bassin d'Arcachon. Ensuite, à des fins de sensibilisation, pendant toute la durée de ce projet, les résultats préliminaires ont été présentés aux futurs ostréiculteurs du lycée de la mer de Gujan-Mestras (GRETA).

Concernant le milieu professionnel, des présentations orales ont été réalisées lors de la journée de rencontre conchylicole organisée par le CRCAA (Comité Régional de la Conchyliculture Arcachon Aquitaine), le 07/04/2025 à Gujan-Mestras permettant à la communauté scientifique de partager les résultats avec les professionnels de la mer du bassin d'Arcachon. Une seconde présentation a également été réalisée au conseil du CRCAA le 21/11/2025.

Enfin, des résultats complémentaires sur la distribution mondiale et l'identité de ce ver plat ont été diffusés aux scientifiques sous forme d'un poster lors d'une conférence internationale sur

les espèces non-indigènes qui s'est déroulée à Madère en octobre 2025 par Cécile Massé (UAR Patrinat, Annexe 3). De plus, il est prévu après la rédaction de ce rapport de réaliser plusieurs articles scientifiques à diffusion internationale à partir de ces résultats.

II. Introduction

La France occupe la première place dans la production et la consommation d'huîtres en Europe, avec une production de 90 410 tonnes en 2023 (ECDGMAF et EUMOFA, 2023 ; Agreste, 2025). Parmi ses bassins de production, le bassin d'Arcachon est depuis longtemps un haut lieu de l'ostréiculture. La culture de l'huître représente non seulement une activité économique importante, avec 257 entreprises et une production estimée à 4 557 tonnes (Agreste, 2025), mais aussi un patrimoine culturel historique (Daney, 1959). L'élevage de moules n'est quant à elle pas autorisée sur ce bassin. Cependant, elles furent précédemment pêchées à la drague et l'exploitation des gisements s'est amenuisée jusqu'à s'arrêter aux alentours de 2017.

Trois espèces d'huîtres y ont été successivement élevées pour compenser les pertes liées à différentes épizooties. L'huître plate *Ostrea edulis* (Linnaeus, 1758) fut progressivement remplacée tout au long du XIX^e siècle par l'huître portugaise *Magallana angulata* (Lamarck, 1819), à la suite de la surexploitation des stocks de géniteurs naturels et à des épizooties. *M. angulata* fut elle-même remplacée par l'huître creuse du Pacifique *Magallana gigas* (Thunberg, 1793), après une chute massive de production dans les années 1960–1970 causée par une maladie des branchies (Comps et al., 1976 ; Heral, 1989). L'introduction de *M. gigas* dans le bassin d'Arcachon s'est faite par l'importation de géniteurs en provenance de Colombie-Britannique (Canada) à partir de 1971 (Grizel and Heral, 1991), suite au succès possible de reproduction de *M. gigas* par des individus importés en Charente-Maritime en 1966, via des apports de naissains venus du Japon (Le Borgn et al., 1973). *M. gigas* s'est parfaitement acclimatée aux écosystèmes français, notamment à celui du bassin d'Arcachon.

Grâce à ses conditions hydrologiques particulières, aux apports d'eaux douces (majoritairement par l'Eyre) et à une recirculation limitée de l'eau (Kaelin et al., 2022), le bassin d'Arcachon présente des conditions de température et de salinité suffisantes pour la reproduction des huîtres et donc un cycle d'exploitation complet.

Malgré cette acclimatation réussie, *M. gigas* reste soumise à de nombreuses pressions. Les récents épisodes épizootiques liés au développement d'une maladie polymicrobienne (POMS, Pacific Oyster Mortality Syndrome), impliquant l'herpès virus OsHV-1 très répandu sur les côtes françaises (Petton et al., 2021), ou à celui de *Vibrio aestuarianus* (Azema, 2018), ont conduit à des mortalités massives, notamment dans le bassin d'Arcachon. Les huîtres doivent également faire face à des perturbations environnementales, telles que des températures anormales, des épisodes de dessalure liés aux crues, des hypoxies estivales, des pollutions chimiques et des changements dans les communautés de phytoplancton fourrage (Lagarde et al., 2025 ; Voisin et al., 2024), susceptibles de perturber leur cycle de vie.

Dans ce contexte de vulnérabilité, l'émergence d'autres phénomènes préoccupants a pu être observée. Notamment, en 2020, la présence inhabituelle d'un ver plat en quantité dans les lots d'huîtres cultivées a été signalée par des professionnels. Bien que discret, ce ver plat a été régulièrement observé à l'intérieur d'huîtres récemment mortes, suggérant un comportement nécrophage, voire potentiellement prédateur. Ces signalements ont coïncidé avec une hausse notable des mortalités sur l'ensemble des stades de développement benthiques des huîtres à l'échelle locale, soulevant ainsi des interrogations quant à un possible lien de causalité entre la présence de ces plathelminthes et les pertes observées en élevage.

Les vers plats aquatiques forment un groupe d'invertébrés largement répandus dans le monde, des eaux glaciaires (Friedrich and Hendelberg, 2001) aux eaux tropicales (Sterrer et al., 1974), ainsi que dans les eaux douces des lacs et rivières (Schadt et al., 2021). Ils regroupent plusieurs ordres, mais c'est celui des Polycladida, vers libres, non parasites, qui nous intéresse dans cette étude. Cet ordre comporte près de 800 espèces recensées à travers le monde (Rodríguez et al., 2021). Souvent appelés plathelminthes, ou "Wafer worms" (vers gaufrettes (Jennings and Newman, 1996)), ils possèdent un corps aplati dorso-ventralement, totalement mou et élastique, ce qui leur permet de se faufiler facilement dans des interstices pour se dissimuler ou s'alimenter.

Les polyclades sont hermaphrodites, avec les deux sexes actifs simultanément (Rawlinson, 2014). La fécondation est interne, avec des spécificités très variables en fonction des espèces, et donne lieu à la ponte d'œufs fixés à un substrat benthique, souvent sous forme de capsules gélatineuses. À l'éclosion, les larves pélagiques de type « Müller » ou « Götte » selon l'espèce, se dispersent grâce aux courants et à leurs cils locomoteurs. Les polyclades sont considérés comme des organismes photosensibles tout au long de leurs stades de vie : les larves adoptent un comportement de phototaxie positive (Johnson and Forward, 2003), tandis que les adultes tendent à adopter un comportement photonégatif, possiblement pour éviter la prédation (Prudhoe, 1985).

Leur morphologie caractérisée par l'absence de nombreuses caractéristiques externes rend leur identification complexe. En effet, l'identification des espèces se base principalement sur l'étude de leurs systèmes reproducteurs, mais aussi sur leurs systèmes d'alimentation et sensoriels (Brusa et al., 2009), en grande partie internes.

Ceci a conduit certaines espèces à se voir attribuer plusieurs noms. C'est le cas de l'espèce étudiée ici. D'après les analyses menées par Gutiérrez et al. (2023), ni les bases de données génétiques publiques ni les clés d'identification traditionnelles ne permettaient de mettre un nom existant sur cette espèce, qui fut alors nommée *Idiostylochus gen. nov. tortuosus sp. nov.* (Gutiérrez et al., 2023). Cette étude suggérait cependant une origine exotique, de la zone Pacifique. Cette hypothèse a été renforcée par des analyses moléculaires réalisées par López-Alonso et al. (2024) sur des spécimens du nord de l'Espagne. Des rapprochements avec des spécimens provenant du Japon ont également été établis (Oya, 2023). Il s'agirait donc finalement de *Postenterogonia orbicularis* (Schmarda, 1859), une espèce originellement décrite de Nouvelle-Zélande.

Le régime alimentaire des polyclades est exclusivement carnivore, du moins, aucune étude n'évoque d'autres sources d'alimentation. Ils possèdent des pharynx rétractables, utilisés pour arracher, entourer et digérer la chair de leurs proies. Ils ont la capacité de consommer une grande variété d'organismes, dont des coraux, des annélides, des crustacés, des mollusques gastéropodes, et surtout des mollusques bivalves (Galleni et al., 1980 ; Gammoudi et al., 2017 ; Hsu et al., 2024 ; Littlewood and Marsbe, 1990 ; O'Connor and Newman, 2001 ; Privileggio et al., 2024 ; Rawlinson et al., 2011 ; Shu Juei-Un and Lin Yao-Sung, 1980 ; Tsuyuki et al., 2020 ; Woelke, 1959). Comme certaines espèces de polyclades ont été documentées comme impactant négativement les cultures d'huîtres, elles ont reçu le surnom d'"oyster leeches", ou "sangues des huîtres" en français (Binh et al., 2024 ; Ching-Jung Teng et al., 2022).

Bien que la découverte initiale de *P. orbicularis* dans le bassin d'Arcachon ait été associée à des individus d'huîtres récemment morts, suggérant un comportement prédateur ou nécrophage, il demeure difficile de déterminer avec certitude la nature exacte de son interaction avec les bivalves. En effet, avant d'attribuer un rôle actif dans les mortalités ostréicoles, il est nécessaire de faire la distinction entre une présence opportuniste et une véritable stratégie comportementale ciblant des organismes vivants. Pour de nombreux polyclades, la littérature fait état d'impacts potentiels sur les élevages conchylicoles, notamment dans des fermes de moules et d'huîtres (Littlewood and Marsbe, 1990 ; Privileggio et al., 2024 ; O'Connor and Newman, 2003 ; Gammoudi et al., 2017 ; Galleni et al., 1980 ; Shu

Juei-Un and Lin Yao-Sung, 1980 ; Provenzano, 1959 ; Webster and Medford, 1959 ; Pearse and Wharton, 1938 ; O'Connor and Newman, 2001). Cependant, bien que ces études montrent que les polyclades puissent contribuer à la mortalité des individus, ils n'en sont pas toujours le facteur principal.

Dans le cas spécifique de *P. orbicularis*, les connaissances disponibles sur sa biologie, sa dynamique de population ou encore ses interactions trophiques restent limitées, en particulier dans les écosystèmes où il n'a été identifié que récemment. L'absence d'informations sur ses mécanismes comportementaux en présence de bivalves d'intérêt, et plus largement sur son écologie fonctionnelle en zone conchylicole, constitue un verrou majeur à l'évaluation de son impact potentiel.

Dans un contexte de mortalités importantes qui touchent les huîtres et les moules du bassin d'Arcachon accompagnées d'un développement majeur de la population de cette espèce à l'écologie inconnue, le projet VISQUEUX a été mis en place.

Tout d'abord, une caractérisation de la dynamique spatio-temporelle de ce ver dans les zones conchylicoles du bassin d'Arcachon a été réalisée. Concrétisée sous forme de suivis *in-situ* sur les récifs de moules et d'huîtres sauvages ainsi que sur les élevages d'huîtres, elle avait pour objectif de déterminer la période de présence de l'espèce, la dynamique de ses cohortes ainsi que la dynamique de vitalité des bivalves cibles en sa présence. Ceci a été réalisé sur différents sites aux conditions environnementales hétérogènes (position spatiale, caractéristiques physico-chimiques des eaux, substrat) de manière à documenter le sujet le plus largement possible sur le bassin d'Arcachon.

Dans un second temps, des expérimentations in-vitro en laboratoire ont été menées avec pour objectif de documenter et préciser certains aspects clés de l'écologie de cette espèce, notamment ses préférences alimentaires et son comportement.

Enfin, l'ensemble des résultats et observations obtenues ont été utilisées pour identifier ses principales interactions avec les espèces exploitées (huîtres, moules) et déterminer les impacts potentiels de cette espèce sur la conchyliculture dans le bassin d'Arcachon.

Ce rapport regroupe l'ensemble des résultats issus des expérimentations et des suivis *in-situ* menés entre août 2023 et décembre 2024.

III. Matériel et méthodes

1. Etat de l'art des connaissances sur la biologie de *P. orbicularis*

Postenterogonia orbicularis est un ver plat marin appartenant à l'embranchement des Platyhelminthes, plus précisément à la classe des Rhabditophora, à l'ordre des Polycladida, au sous-ordre des Acotylea, à la super-famille des Discoceloidea, à la famille des Ilyplanidae, et au genre *Postenterogonia*.

Sa morphologie générale est ovale (Figure 1 a., b. et c.), mais le corps montre une grande plasticité morphologique, pouvant se rétracter ou se contorsionner en réponse aux contraintes environnementales. La pigmentation dorsale varie selon les individus, du brun au rouge bordeaux, avec parfois des nuances grisâtres. La surface dorsale est parsemée de petites taches brun foncé, et une bande longitudinale médiane, plus sombre, est souvent présente. La face ventrale est uniformément plus claire, généralement de teinte beige rosée (Gutiérrez et al., 2023, en tant que *I. tortuosus* ; López- Alonso et al., 2024 ; Oya, 2023).

Ils possèdent des pharynx rétractables, situés dans la partie centrale-supérieure du corps et

mesurant entre 6,3 et 11 mm de long (Oya, 2023). Ce pharynx participe activement à la prédation et à l'ingestion des proies. Les conduits spermatiques et les oviductes sont visibles à travers la face ventrale (Figure 1.b) sous forme de structures blanchâtres s'étendant longitudinalement, et apparaissent parfois sur la face dorsale (Figure 1.a). Il possède deux yeux tentaculaires cérébraux visibles sur sa partie dorsale et de nombreux yeux marginaux. Ce ne sont pas des organes de vision très développés ce sont des yeux simples, appelés ocelles (Gutiérrez et al., 2023 ; Oya, 2023).

Bien que *P. orbicularis* soit doté de plusieurs types d'ocelles (Gutiérrez et al., 2023 ; Oya, 2023), son orientation repose sur des mécanismes chimio-tactiles pour détecter ses proies (Ferrero et al., 1980). Malgré l'absence d'études spécifiques sur son comportement face à la lumière, on peut néanmoins supposer qu'il est principalement nocturne et cryptique, comme la plupart des polyclades (Chintala & Kennedy, 1993).

Comme de nombreux plathelminthes marins, *P. orbicularis* est un hermaphrodite simultané, c'est-à-dire qu'un même individu possède à la fois des organes reproducteurs mâles et femelles fonctionnels (Schärer et al., 2015). La reproduction peut être sexuée, impliquant un accouplement avec échange réciproque de spermatozoïdes par fécondation interne, mais elle peut aussi être asexuée. Le ver pond ensuite, sur un substrat dur, un chapelet d'œufs. Le développement embryonnaire aboutit à une larve ciliée planctonique de type Götte, caractérisée par quatre lobes et trois yeux (Figure 1.d). Cette larve, positivement photosensible, nage librement dans la colonne d'eau avant de subir une métamorphose menant à un stade juvénile benthique.

La phase larvaire joue un rôle déterminant dans la dispersion de l'espèce, en permettant la colonisation de nouveaux habitats, notamment en l'absence de capacités de dispersion chez les adultes. En effet, à la différence de certains plathelminthes capables de nager activement ou de flotter pour quitter leur substrat, les adultes de *P. orbicularis* ne sont connus que pour leur mode de vie strictement benthique.

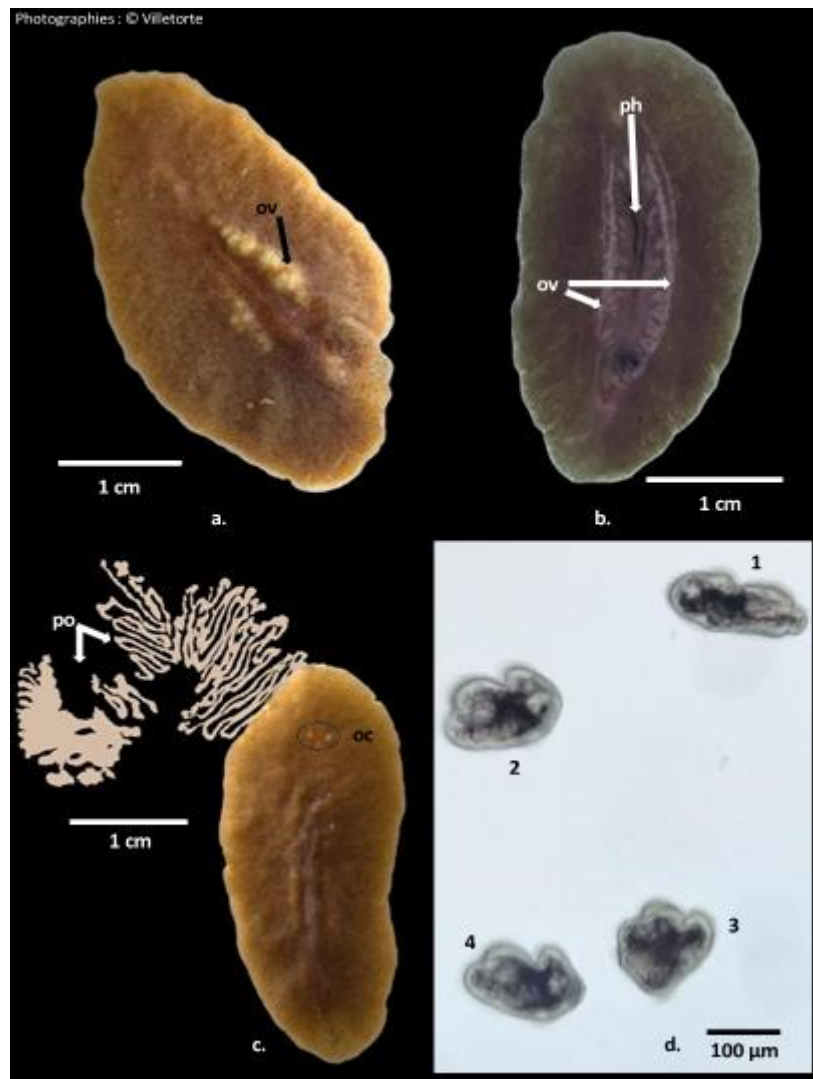


Figure 1 : Photographies de *P. orbicularis* : face ventrale (a) face dorsale (b) avec des pontes ~9500 œufs (c) ; larves face dorsale (d1), face latéral postérieur (d2-3-4) ; ov = oviductes, ph = pharynx ici non visible, po = ponte, oc = yeux tentaculaires.

2. Etude des dynamiques de population *in-situ* de *P. orbicularis*

2.1. Sur les récifs de bivalves sauvages

Dans le cadre de cette étude, un suivi de la dynamique de population de *P. orbicularis* a été effectué sur les récifs de moules et d'huîtres sauvages du bassin d'Arcachon. A cet effet, 4 sites aux conditions environnementales différentes ont été définis. Ces sites, sont situés le long d'un transect allant de la zone d'élevage la plus extérieure du bassin à une des plus internes encore exploitées (Figure 2) :

- Arguin Nord, situé à l'extrême sud-ouest du bassin d'Arcachon. Ce site, sous forte influence océanique, bénéficie d'un substrat principalement sableux avec une tendance accrue aux mouvements sédimentaires lors des périodes hivernales. Sa proximité de l'océan lui confère une relative stabilité des paramètres physico-chimiques de ses eaux, les fluctuations étant progressives notamment celles de

température et salinité. Enfin, la configuration des bancs de sable sur ce secteur, jusque-là sous forme de cuvette, limite fortement la vitesse du courant présente dans les élevages.

- Bélisaire, situé dans le chenal d'entrée du bassin, en bordure de la presqu'île du Cap-Ferret. Ce site est positionné à un étage haut de l'estran et bénéficie d'une courantologie importante. Il est également sujet à une forte accrétion sédimentaire progressive sur son substrat sableux.
- Grand Banc, au sein d'une des zones les plus exploitées du bassin d'Arcachon pour la culture d'huîtres. Situé à la confluence entre les deux chenaux principaux, celui de Piquey et du Teychan, il bénéficie de conditions optimales pour l'élevage de coquillages grâce à son positionnement géographique opportun. Le substrat y est sablo-vaseux, la courantologie modérée et l'altimétrie de la zone est moyenne par rapport à l'ensemble des élevages arcachonnais.
- Les Jalles, situé dans la partie Nord du bassin en bordure de l'île aux oiseaux. Positionné à un niveau assez bas sur l'estran, ce site bénéficie d'une courantologie plutôt élevée et d'un substrat vaso-sableux. Ses eaux enregistrent des variations de salinité pouvant être rapides et importantes, notamment lors de fortes précipitations. La variabilité des températures est également marquée entre les saisons du fait de sa position géographique plus interne dans le bassin.



Figure 2 : Localisation dans le bassin d'Arcachon des sites d'observation dans lesquels le suivi des populations de *P. orbicularis* et des récifs d'huîtres sauvages et de moules a été réalisé.

Sur ces 4 secteurs, des récifs sauvages pré-identifiés ont été échantillonnés mensuellement pendant 17 mois, d'août 2023 à décembre 2024.

Les récifs d'huîtres creuses choisis sont agrégés sur des tables ostréicoles métalliques usagées (Figure 3). Provenant de reproduction naturelle, les huîtres se fixent sur tous les supports à leur disposition, ces derniers pouvant accueillir plusieurs générations successives en l'absence de grattage. Cette reproduction annuelle a généralement lieu entre les mois de juin et de septembre sur le bassin d'Arcachon (Béchade et al., 2024 (2)).



Figure 3 : Exemple de friche ostréicole sur laquelle se développe des récifs d'huîtres sauvages dans le bassin d'Arcachon, secteur du Grand Banc.

Les récifs de moules ciblés sont quant à eux fixés sur des « pignots », poteaux en bois de chêne couramment utilisés sur le bassin d'Arcachon pour baliser les parcs ostréicoles (Figure 4). Ils sont également issus d'une reproduction annuelle intervenant principalement entre les mois de mars et de juin à Arcachon (Béchade et al., 2024).

Le choix d'utiliser des récifs positionnés de 40 et 70 cm au-dessus du sol a été fait de manière à limiter le risque d'enfouissement de ces derniers au cours du projet. De plus, les observations réalisées au préalable à l'automne 2022 avaient pu montrer la pertinence de ce choix, la population de vers plats sur ce type de structure étant dense.

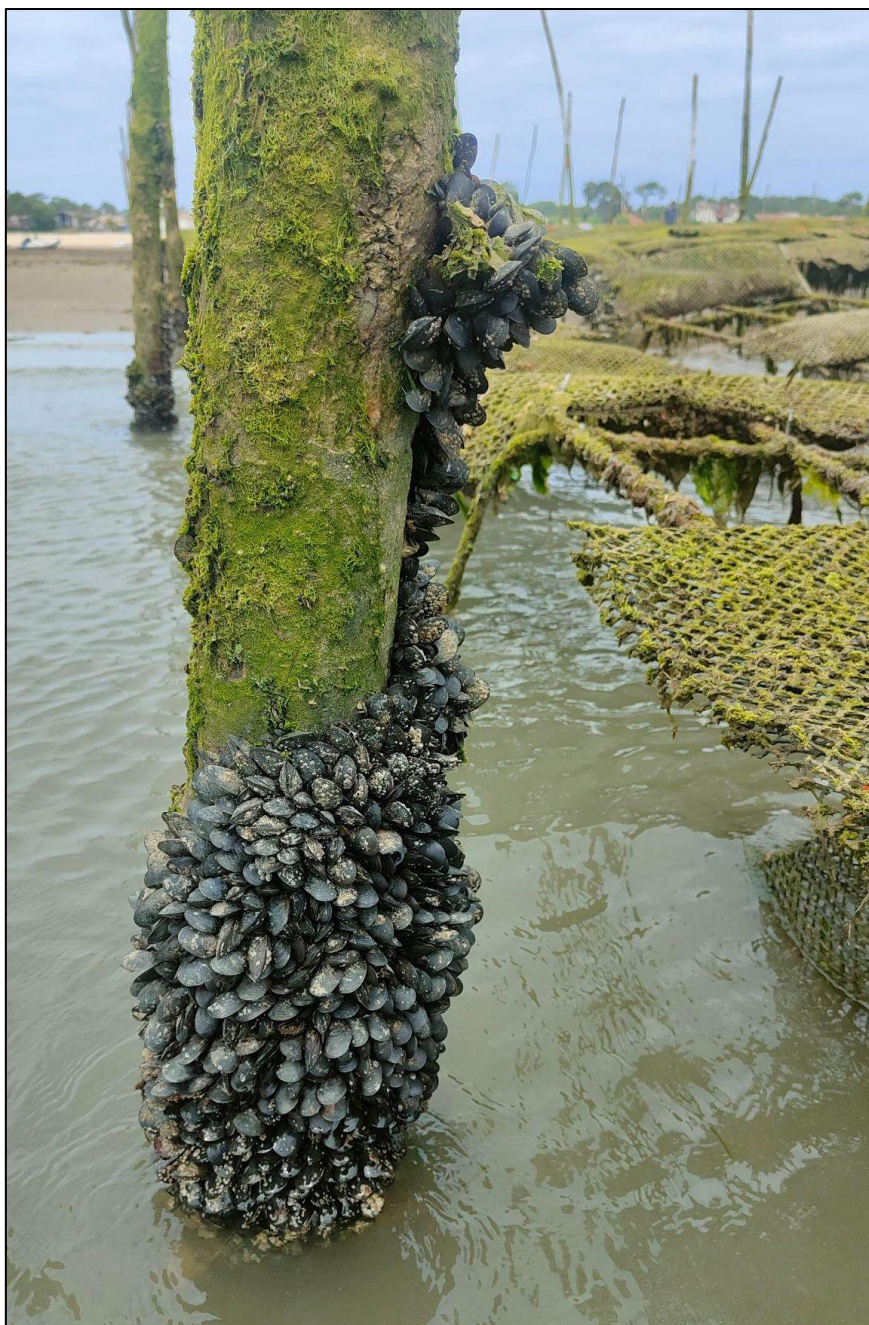


Figure 4 : Exemple de récif de moules fixé sur un pignot dans le bassin d'Arcachon, secteur de Bélisaire.

En ce qui concerne les prélèvements, le choix d'un volume d'huîtres sur un transect de 1 m de table ostréicole colonisée a été fait (Figure 5a). Sur les pignots, l'entièreté des moules (tout autour de la structure) a été prélevée sur un linéaire vertical de 20 cm, lors de chaque échantillonnage (Figure 5b). La disparition progressive de ces récifs de moules au cours des mois de suivi n'a pour autant pas permis de collecter des individus sur l'ensemble des échantillonnages mensuels réalisés.

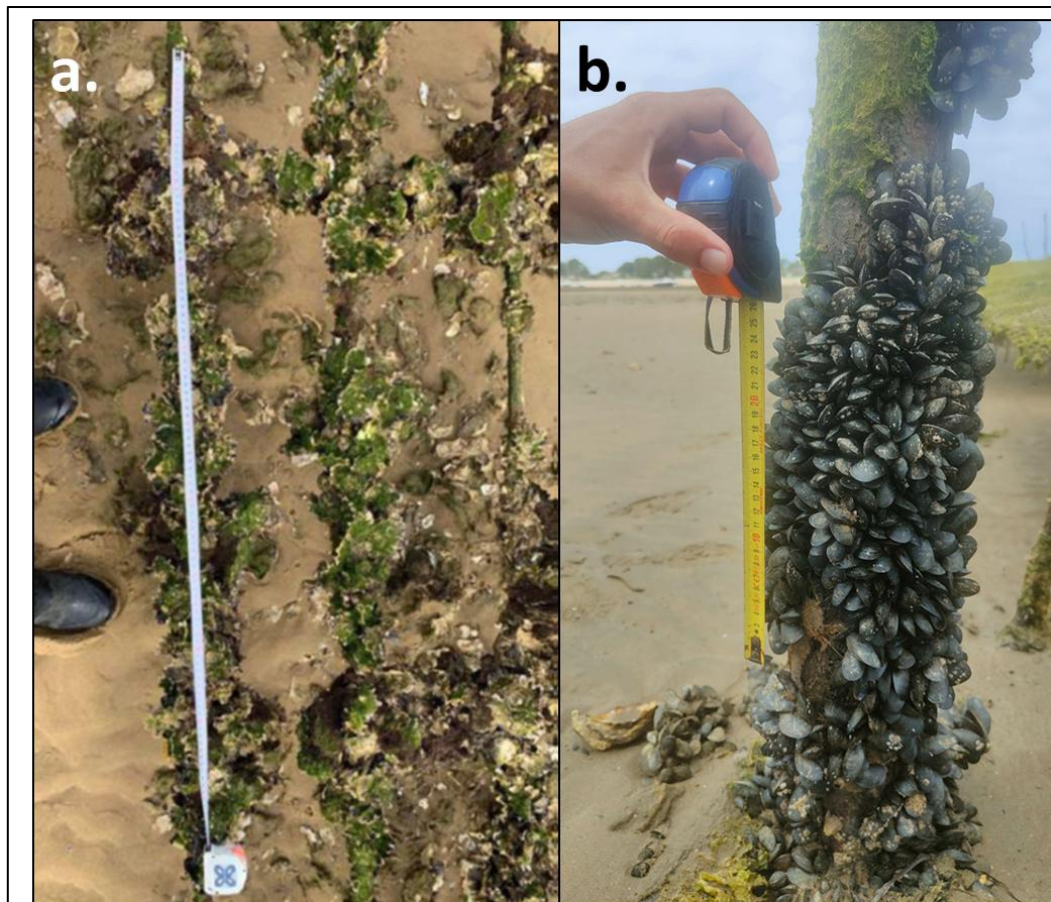


Figure 5 : Exemples de linéaires de récifs d'huîtres sauvages (a.) et de moules (b.) prélevés mensuellement lors du suivi.

A l'issue des campagnes de prélèvement, ces échantillons ont été analysés. Les huîtres et les moules prélevées ont été séparées, triées (mortes et vivantes), comptées puis mesurées individuellement avec un pied à coulisse électronique. Les biomasses fraîches (avec coquille) des bivalves vivants ont été mesurées. Des indices de vitalité des récifs d'huîtres (nombre d'huîtres vivantes ÷ nombre d'huîtres mortes) ont été calculés.

Enfin, l'ensemble des individus de *P. orbicularis* présents dans les échantillons ont été collectés, dénombrés, puis placés délicatement face ventrale contre des feuilles de papier afin d'être photographiés (définition : 12Mpixels). Des mesures de la surface corporelle individuelle des individus (en mm²) ont été obtenues grâce au logiciel *ImageJ*. Cette dimension semblait être plus pertinente pour classer les individus par taille, leur dysmorphisme et la capacité de déformation de leur corps empêchant de déterminer précisément une longueur ou largeur. Ils ont ensuite été pesés frais puis secs après séchage en étuve à 60°C pendant 48 heures. Ces données ont été collectées dans le but d'identifier la présence d'une relation allométrique chez les individus de cette espèce.

2.2. Sur les sites d'élevage ostréicoles

L'étude a été conduite sur cinq sites ostréicoles du bassin d'Arcachon, à savoir Arguin, Bélisaire, Grand Banc, Jalles et Grahudes (Figure 6).



Figure 6 : Localisation dans le bassin d'Arcachon des sites d'observation dans lesquels le suivi des populations de *P. orbicularis* en conditions d'élevage ostréicoles a été réalisé.

La sélection de ces zones a été réalisée en prenant en compte leur disposition géographique sur le bassin, l'objectif étant de couvrir au mieux l'ensemble des secteurs actuellement concédés et utilisés par les ostréiculteurs. Ainsi, le site Grahudes non présent dans l'étude des récifs sauvages a été ajouté. Sa position est interne au bassin, en limite Est de la surface ostréicole concédée. Localisé assez bas sur l'estran, ce site bénéficie d'une courantologie

modérée, et d'un renouvellement faible de ses eaux. Tout comme le site des Jalles, les variations de températures et de salinité peuvent y être rapides et importantes.

L'ensemble de ces sites est suivi depuis 2017 dans le cadre de l'Observatoire ostréicole du bassin d'Arcachon de CAPENA (Vieira et al., 2025). Dans ce cadre, les performances d'élevage des huîtres, associées à chacun d'entre eux, sont saisonnièrement analysées. Ceci a été une source de données supplémentaires précieuses pour mieux comprendre et comparer les résultats obtenus lors de cette étude.

Sur chacun d'entre eux, des poches d'huîtres ont été mises en élevage en suivant les pratiques et le « calendrier ostréicole » local.

Mi-février 2024, des huîtres de 30 mois (en troisième et dernière année d'élevage) ont été mises en poche plate de maille 14 mm à raison de 150 individus par enceinte. Ces huîtres, captées sur le bassin d'Arcachon, provenaient de l'élevage du Lycée de la Mer de Gujan-Mestras, partenaire du projet. Elles avaient au préalable subi un protocole de trempage par ébouillantage, pratique ostréicole courante, dans le but d'éliminer les naissains d'huîtres surnuméraires captés sur les coquilles d'huîtres et dans notre cas, éliminer tout plathelminthe pouvant être présent. Le but était de débiter les expérimentations avec des lots d'huîtres exempts de *P. orbicularis* pour ne pas influencer les résultats de l'expérimentation. Un total de 30 poches d'huîtres ainsi traitées a été réparti sur les parcs expérimentaux à raison de 6 poches (réplicas) par site.

Au début du mois de mars 2024, des naissains d'huître naturelle, captés par CAPENA sur le site de Maureou (bassin d'Arcachon) en juillet 2023 (8 mois) et détroqués en février 2024, ont été mis en poche plate de maille 4 mm à raison de 500 individus par poche. Ces naissains avaient préalablement subi un traitement de trempage en eau douce, protocole validé par CAPENA pour éliminer les plathelminthes pouvant être présents dans les lots de naissains. La différence de traitement entre les deux classes d'âge d'huîtres repose sur la fragilité des naissains d'huîtres vis-à-vis de l'eau chaude. Le protocole de « nettoyage » a ainsi été adapté pour éviter toute mortalité liée à ces manipulations. Un total de 30 poches d'huîtres ainsi traitées a été réparti sur les parcs expérimentaux à raison de 6 poches (réplicas) par site.

L'ensemble de ces poches d'huîtres a été accroché sur des tables ostréicoles métalliques de 70 cm de hauteur. Cette hauteur d'installation est considérée comme représentative des pratiques ostréicoles locales. Un entretien des poches d'huîtres a été réalisé sur l'ensemble des sites tout au long du suivi, à raison d'une intervention tous les 2 mois (fin avril, fin juin, fin août et fin octobre). A cette occasion, les poches sont brassées pour limiter le maillage des huîtres et tournées pour limiter le développement algal sur leur face supérieure. Cette périodicité d'entretien reflète la dynamique d'interaction des ostréiculteurs avec leurs élevages. Cela a ainsi permis d'approcher au mieux les conditions réelles d'un élevage ostréicole.

Les 5 et 6 juin 2024, un traitement par brûlage superficiel au chalumeau a été effectué sur la moitié des poches d'huîtres sur l'ensemble des sites (3 des 6 poches pour chaque classe d'âge choisies aléatoirement). Cette pratique, réalisée couramment par les ostréiculteurs, a pour objectif d'éliminer les recrues de moules fixées sur et dans les poches ostréicoles. Cela agit également de manière non spécifique en éliminant d'autres organismes épibiontes présents (Toulhoat, 2008). Cette élimination des organismes permet une meilleure circulation de l'eau dans les poches et limite la concurrence alimentaire entre les organismes filtreurs et les huîtres (Agblad, 2022). La période de reproduction principale des moules sur le bassin d'Arcachon intervenant entre les mois de mars et de mai (Béchade et al., 2024), cette pratique est couramment réalisée au cours du mois de juin par les professionnels locaux. Ce traitement

a été réalisé dans le but d'analyser l'influence de la présence de moules dans les poches d'huîtres sur la présence et la dynamique de population de *P. orbicularis* en son sein.

Enfin, les échantillonnages ont été effectués à deux périodes critiques, déterminées pour ce suivi :

- Le mois d'octobre où la densité de *P. orbicularis* a montré les années précédentes son pic d'abondance sur les élevages ostréicoles ;
- Le mois de décembre, particulièrement important pour les ostréiculteurs, où les huîtres sont sorties d'élevage pour être commercialisées à l'occasion des fêtes de fin d'année.

A cette occasion, différentes variables ont été observées dans chaque poche :

- La biomasse totale ;
- Les biomasses d'huîtres (mortes et vivantes) ;
- La biomasse de moules (totale) ;
- La mortalité d'huîtres ;
- Le nombre d'individu de *P. orbicularis* ;
- La taille (surface) des individus de *P. orbicularis*.

2.3. Analyses statistiques des données in-situ

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé à l'aide de PRIMER v7 (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research ; Clarke & Gorley, 2015), du logiciel R (R Core Team, 2024) avec l'environnement RStudio, ainsi que Microsoft Excel pour le pré-traitement des données.

À partir des données de tailles individuelles issues des suivis sur les récifs sauvages, des analyses de structures de taille des vers plats ont été effectuées grâce à la classification de Jenks, en utilisant le package « classInt » (Bivand et al., 2025) dans R.

Les évolutions temporelles de l'abondance (nombre d'individus par mètre linéaire ou par nombre de bivalves vivants) des vers plats dans les récifs d'huîtres sauvages et les récifs de moules ont été analysées à l'échelle du bassin d'Arcachon, avec un site correspondant à un réplica, grâce à des Permanova (Permutational analysis of variance) univariées à un facteur, mois à 17 modalités, sur la base de la distance euclidienne. Les différences entre mois de prélèvements ont été évaluées par des tests Permanova pairwise. La significativité des résultats a été déterminée par 9999 permutations.

Pour chaque site, les abondances de vers plats par mètre linéaire présentes dans les récifs d'huîtres et de moules, si présentes, ont été transformées en fréquences sur la période d'étude, afin d'analyser les différences de cinétique entre les sites deux à deux, grâce à l'application de tests de Kolmogorov-Smirnov (KS) pour échantillons appariés.

Pour le suivi en condition d'élevage, et pour chaque période de prélèvement et classe d'âge, les effets du traitement et du site sur les abondances de vers plats et la mortalité des huîtres

dans les poches ont été analysés grâce à des Permanova univariées à deux facteurs croisés : « Traitement » (deux modalités : brûlé / non brûlé) × « Site » (cinq modalités : Arguin, Bélisaire, Grand Banc, les Jalles et les Grahudes), sur la base de la distance euclidienne. Les différences entre les couples « Traitement × Site » ont été évaluées par des tests Permanova deux à deux. La significativité des résultats a été déterminée par 9999 permutations.

Dans le but de déterminer les variables ou groupes de variables les plus susceptibles d'expliquer les variations spatiales d'abondances ou de biomasses de vers plats dans les élevages des différentes classes d'âge d'huîtres, les relations entre les abondances et biomasses ont été établies avec différentes variables : poids d'huîtres vivantes dans les poches, poids d'huîtres mortes (coquilles), poids de moules dans les poches, altimétrie (correspondant à la hauteur du parc sur l'estran). Pour ce faire, des modèles de régression linéaires multiples basés sur la distance (DISTLM) ont été établis sur la base : (1) des variables à expliquer, c'est-à-dire des matrices de distances euclidiennes entre les données d'abondances ou de biomasses de vers plats dans les échantillons (poches), (2) de matrices de distances euclidiennes entre les données de variables potentiellement explicatives (poids d'huîtres vivantes dans les poches, poids d'huîtres mortes, poids de moules dans les poches, altimétrie). Les variables explicatives incluses dans les modèles ont été sélectionnées de manière séquentielle pas à pas « vers l'avant » (*forward stepwise selection*), c'est-à-dire en sélectionnant la ou les variable(s) dont l'inclusion l'une après l'autre dans le modèle permet de calculer le meilleur indicateur de performance du modèle obtenu (ici le plus faible critère AIC). La contribution de chaque variable du modèle en termes de pourcentage de variance de la matrice cible (à expliquer) expliquée est également calculée. La significativité du modèle est par ailleurs obtenue par permutation à chaque pas. Les modèles obtenus sont visualisés grâce à l'axe composite de l'analyse de redondance correspondante (dbRDA) et la corrélation de chaque variable avec cet axe peut alors être visualisé.

Les données d'altimétrie ont été transformées en $\log(x+1)$ en raison de leur distribution non normale. La relation entre l'altimétrie non transformée et les abondances et biomasses de vers plats a également été évaluée à partir de corrélations de Pearson.

3. Etude expérimentale de l'écologie trophique de *P. orbicularis*

3.1. Organisation générale

Deux séries d'expérimentations ont été réalisées. La première, relative à la prédation, avait pour objectifs de (1) caractériser la prédation de *P. orbicularis* sur plusieurs bivalves, (2) de déterminer ses proies préférentielles et (3) d'évaluer l'influence de l'état des proies. La seconde série d'expériences avait pour objectif de déterminer la dynamique de consommation des proies de *P. orbicularis*.

Ces expérimentations ont été réalisées en conditions contrôlées en mésocosme en février et mars 2025. La température de l'air a été maintenue à $18 \pm 1^\circ\text{C}$ et celle de l'eau à $18 \pm 0,2^\circ\text{C}$. Cette dernière a été choisie de manière à correspondre aux conditions naturelles observées dans l'environnement au cours des mois de mai et d'octobre, période où ces vers plats sont particulièrement visibles dans les parcs à huîtres du bassin d'Arcachon.

L'eau de mer a été pompée au bout de la jetée d'Eyrac et stockée dans un bassin tampon de 2000 litres, permettant ainsi de couvrir les besoins en eau pour toute la durée de l'expérience et de limiter les variations physico-chimiques, notamment de salinité. Avant d'être intégrée aux unités expérimentales, l'eau de mer a été conservée pendant une période de 24 heures dans un aquarium équipé d'une résistance chauffante de 100 watts dans le mésocosme. Une agitation constante a été assurée par un système d'air-lift afin d'homogénéiser la température et d'éviter la surchauffe provoquée par l'utilisation d'une pompe de brassage. Cette procédure

a permis d'amener progressivement l'eau à la température souhaitée. L'eau des unités expérimentales était renouvelée chaque jour.

Les unités expérimentales ont été adaptées à chaque objectif ainsi qu'aux tailles des individus (bivalves et vers plats) utilisés pour répondre à l'objectif. Il s'agissait en grande majorité de bacs plastiques rectangulaires en fonction de l'expérimentation considérée, ou de Béchers d'un litre.

Les bivalves utilisés dans les différentes expériences ont été sélectionnées en fonction de leur présence dans les écosystèmes du bassin d'Arcachon et de leur importance locale. Ainsi, les espèces suivantes ont été retenues (Figure 7) :

- *Magallana gigas*, espèce cultivée majoritaire du bassin, régulièrement associée à la présence du ver. Les individus ont été collectés directement sur des structures ostréicoles abandonnées.
- *Mytilus* sp. (désignée dans la suite comme *M.e*), la moule commune, présente sur les différentes structures solides du bassin d'Arcachon.
- *Ruditapes philippinarum* (*R.p*), la palourde japonaise, mollusque le plus pêché du bassin d'Arcachon (Caill-Milly et al., 2001 ; Sanchez, 2003)
- *Arcuatula senhousia* (*A.s*), la moule asiatique, espèce introduite désormais bien établie dans le bassin d'Arcachon (Coignard et al., 2025).
- *Ostrea edulis* (*O.e*), l'huître plate, aujourd'hui très peu présente suite à son déclin, mais d'intérêt patrimonial et conchylicole.

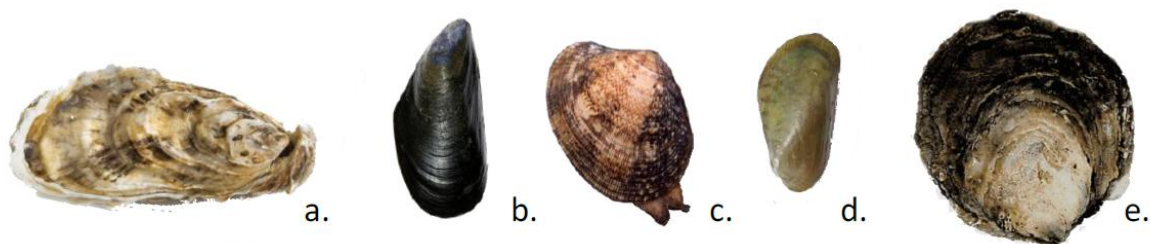


Figure 7 : Représentation des mollusques bivalves utilisés comme proies potentielles dans les expérimentations. a. : *Magallana gigas* ; b. : *Mytilus* sp. ; c. : *Ruditapes philippinarum* ; d. : *Arcuatula senhousia* ; e. : *Ostrea edulis*.

3.2. Expériences réalisées

a. Capacité de prédation

Des enregistrements vidéo ont été réalisés sous lumière infra-rouge (INDEXA IR24/850 ; longueur d'onde : 850 nm) dans l'obscurité, à l'aide d'une caméra infrarouge (IDS µeye®, 10,5 Mpixels). En effet, la lumière visible est connue pour limiter l'activité de plusieurs espèces de polyclades (Chintala & Kennedy, 1993). Les dispositifs ont été installés un mètre au-dessus des unités expérimentales contenant les vers, permettant l'obtention de séquences d'images à haute résolution (0,21 mm/px) (Figure 8). L'acquisition a été réalisée à 0,1 image par seconde (0,1 fps).

Avant leur introduction dans les bacs expérimentaux, les bivalves ont été nettoyés pour éliminer les organismes épiphytes et épibiontes susceptibles d'influencer les interactions ver/proies :

- Huîtres : détachement, élimination des organismes fixés (balanes, autres huîtres) et brossage
- Moules : section du byssus et brossage

- Autres coquillages : brossage

Les vers plats ont été collectés dans le bassin d’Arcachon puis stockés dans les infrastructures d’élevage et de stabulation de la Station Marine d’Arcachon. Pour favoriser leur activité prédatrice et standardiser leur état physiologique entre les répliques, ils ont été soumis à une période de jeûne de sept jours avant expérimentation, dont 48 heures d’acclimatation aux conditions du mésocosme avant leur mise en contact.

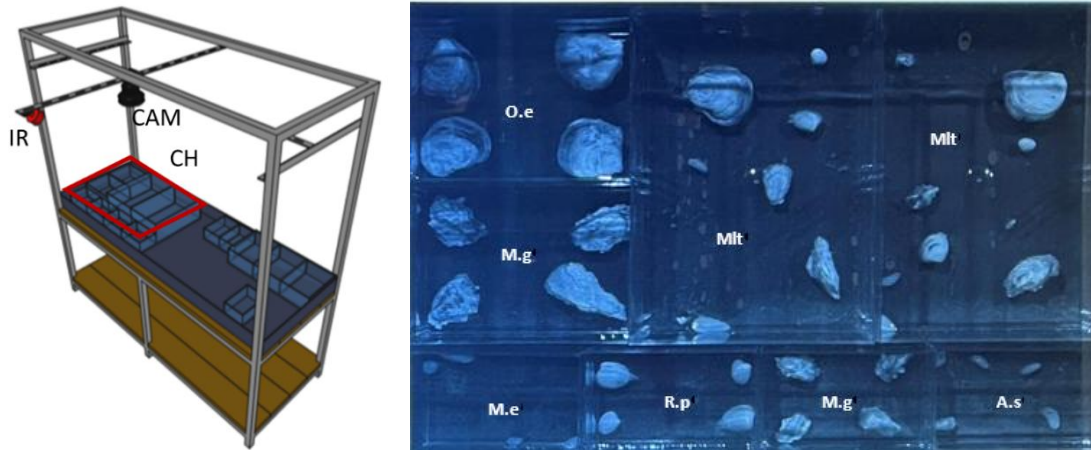


Figure 8 : Représentation schématique du dispositif expérimental (A) et exemple d’image obtenue avec la caméra (B). IR : lampe infrarouge ; CAM : caméra ; CH : champ ; O.e : *Ostrea edulis* ; M.g : *Magallana gigas* ; M.e : *Mytilus* sp. ; R.p : *Ruditapes philippinarum* ; A.s : *Arcuatula senhousia* ; MMS : Mélange-spécifique.

Afin de caractériser la prédation de *P. orbicularis* sur différents bivalves, 5 répliques par type de proies ont été réalisées. Chaque réplique était composée d’un bac expérimental contenant quatre individus de taille homogène d’un type de proie donné, mis en contact avec un ver plat. Trois répliques ont été filmées comme décrit ci-dessus, afin de déterminer les séquences comportementales de prédation, tandis que deux répliques supplémentaires, non filmées, servaient à confirmer la reproductibilité des observations (Tableau 1).

Afin de déterminer les proies préférentielles de *P. orbicularis*, cinq répliques filmées ont été réalisées, chacun consistant en un bac expérimental mettant en contact un ver plat avec 7 bivalves appartenant aux 5 espèces de proies. Enfin pour évaluer l’influence de l’état des proies, ce même dispositif a été mis en place mais avec en plus des spécimens vivants, trois spécimens fraîchement morts, de manière à reproduire l’état moribond (Tableau 1).

Tableau 1 : Résumé des caractéristiques des expériences de prédation

	Nom commun	Abréviation	Nb. de proies	Nb. de vers	Nombre de répliques	Durée (jours)	Dimensions du bac (L,l,h)
Mono-spécifique	Moule asiatique <i>Arcuatula senhousia</i>	A.s	4	1	3 filmés / 2 Non filmés	5	180/120/75 mm
	Moule commune <i>Mytilus</i> sp.	M.e	4	1	3 filmés / 2 Non filmés	5	180/120/75 mm
	Huître creuse grosse (taille 4) <i>Magallana gigas</i>	M.g_G	4	1	3 filmés / 2 Non filmés	5	240/180/100 mm
	Huître creuse moyenne (18 mois) <i>M. gigas</i>	M.g_M	4	1	3 filmés / 2 Non filmés	5	180/120/75 mm
	Huître plate commercialisable <i>Ostrea edulis</i>	O.e	4	1	3 filmés / 2 Non filmés	5	240/180/100 mm
	Palourde japonaise <i>Ruditapes philippinarum</i>	R.p	4	1	3 filmés / 2 Non filmés	5	180/120/75 mm
Mélange multi spécifique	Moule asiatique	A.s	1	1	5 filmés	5	360/240/140 mm
	Moule commune	M.e	1				
	Huître creuse grosse (taille 4)	M.g_G	1				
	Huître creuse moyenne (18 mois)	M.g_M	1				
	Huître creuse nessain (9 mois)	M.g_P	1				
	Huître plate commercialisable	O.e	1				
	Palourde japonaise	R.p	1				
Mélange multi spécifique & mort	Moule asiatique	A.s	1	1	5 filmés	2	360/240/140 mm
	Huître creuse grosse (taille 4)	M.g_G	1				
	Huître creuse moyenne (18 mois)	M.g_M	1				
	Huître creuse naissain (9 mois)	M.g_P	1				
	Palourde japonaise	R.p	1				
	Moule commune moribonde	M.e_Mo	1				
	Huître creuse moyenne moribonde	M.g_Mo	1				
	Palourde japonaise moribonde	R.p_Mo	1				

Les séquences d'images ont été analysées manuellement, image par image, à l'aide du logiciel VirtualDub FilterMod Project (2024) ; VirtualDub2 (Version 2.3.0.845). Un éthogramme a été construit à partir de ces observations et a permis de classer les comportements observés et leur fréquence d'occurrence.

Pour caractériser la prédation de *P. orbicularis* sur les différents types de proies des expérimentations de stratégie de consommation, cinq paramètres ont été définis et mesurés grâce à l'analyse manuelle des enregistrements :

- Nombre de proies consommées : nombre total de proies consommées au terme des cinq jours (mesuré pour tous les réplicas, filmés ou non, Tableau 1) ;
- Temps d'approche de la première proie : temps écoulé entre le début de l'expérience et le premier contact avec une proie (mesuré à partir des trois réplicas filmés) ;
- Temps de consommation : durée pendant laquelle le ver est observé entre l'entrée et la sortie d'une proie (calculé à partir des trois réplicas filmés) ;
- Temps de retour : temps entre la sortie d'une proie et l'entrée dans une autre proie consommée (calculé à partir des trois réplicas filmés) ;
- Identité de la première proie : type de proie consommée en premier dans les expériences impliquant plusieurs types de proies et l'état de cette proie dans les expériences avec des individus morts ;
- Temps alloué à chaque comportement : proportion de temps passée dans les différents comportements observés.

b. Dynamique de consommation des proies

L'objectif de cette expérimentation était de maintenir une ressource trophique constante pour obtenir un aperçu plus réaliste du taux de consommation de *P. orbicularis* par rapport à ceux mesurés après une période de jeûne. Cette dynamique de consommation a été mesurée à partir de deux traitements correspondant aux types de proie (moules *Mytilus* sp. ou huîtres creuses *Magallana gigas*) avec 6 réplicas par traitement (Figure 9). La densité élevée de vers plats dans les récifs de ces espèces de bivalves et leur intérêt patrimonial ont conduit à leur sélection pour cette expérimentation. Chaque unité expérimentale était constituée d'un ver plat, de 4 bivalves pour le traitement "moules" et 7 bivalves pour le traitement "huîtres creuses", de manière à avoir un spécimen de toutes les classes de tailles de bivalves disponibles (entre 15 et 43 mm pour les moules et entre 9 et 62 mm pour les huîtres. Toutes les 24 heures, les bivalves consommés étaient retirés et remplacés par un nouveau bivalve de la même classe de taille, vivant.



Figure 9 : Photographie du dispositif expérimental de dynamique de consommation des proies.

L'expérimentation, menée sur un mois complet (31 jours), a permis d'obtenir un nombre de bivalves consommés par jour et par ver plat. Le nombre de bivalves a été transformé en biomasse sèche à l'aide d'une relation allométrique préétablie (Voir paragraphe IV.1). Ainsi, une analyse temporelle de la consommation a pu être établie, pour les huîtres et pour les moules communes.

c. Mesure de la croissance individuelle de *Postenterogonia orbicularis*

Afin d'évaluer la croissance individuelle de *P. orbicularis*, la taille de 15 vers plats a été suivie pendant 42 jours. Chaque ver plat était disposé dans un bac expérimental individuel, proportionnel à la taille du ver, dans lequel deux moules *Mytilus* sp. étaient à disposition (Figure 10). Toutes les 24h, les bivalves consommés étaient retirés, mesurés et remplacés par un nouveau bivalve afin d'assurer une disponibilité alimentaire continue. La surface des vers plats a été mesurée tous les 7 jours.

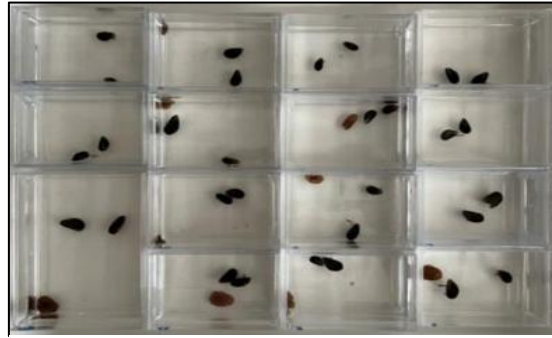


Figure 10 : Photographie du dispositif de suivi de la croissance individuelle de *P. orbicularis*.

Pour mesurer la croissance individuelle, les photographies hebdomadaires des vers ont été analysées avec le logiciel *ImageJ*. Pour chaque individu, la surface corporelle (en mm²) a été mesurée. Les surfaces ont ensuite été transformées en masse sèche individuelle grâce aux relations allométriques établies (Voir paragraphe IV.1). L'utilisation de relations allométriques pour les vers et les bivalves a également permis de standardiser les données afin de calculer des taux spécifiques de consommation (TSC).

3.3. Analyses statistiques des données expérimentales

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé à l'aide de PRIMER v7 (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research, version 7 ; Clarke & Gorley, 2015), du logiciel R (R Core Team, 2024) avec l'environnement RStudio, ainsi que de Microsoft Excel pour le prétraitement des données.

Afin de comparer la prédation de *P. orbicularis* entre différents types de proies et d'identifier d'éventuelles préférences alimentaires, des analyses de variance par permutations (PERMANOVA ; Anderson et al., 2008) ont été menées.

Ces analyses univariées ont comporté un facteur « Proie » (6 modalités) et ont été effectuées sur la base d'une matrice de similarité calculée à partir de la distance Euclidienne. Des comparaisons multiples post hoc (tests par paires) ont été réalisées afin d'identifier précisément quelles modalités de proies différaient entre elles. Étant donné le faible nombre de répliques ($n = 3$ dans certains cas), des tests de Monte-Carlo ont été utilisés en complément, afin de pallier la limitation du nombre de permutations possibles et de renforcer la robustesse des résultats.

Pour les expériences de dynamique de consommation, 3 périodes ont été définies à partir de ruptures de pentes apparentes dans l'évolution temporelle du nombre de proies consommées. Pour chacune des 3 périodes définies, la dynamique de consommation et de croissance des

vers plats a tout d'abord été mesurées pour chaque réplica à partir du calcul de la pente existante entre (1) le nombre (ou biomasse) de proies consommées et le temps, et (2) la taille des vers et le temps. Les effets du type de proie et de la période définie sur la consommation de proie et la croissance ont par la suite été testés à partir d'analyses de variance univariées PERMANOVA à deux facteurs croisés type de proie (2 modalités) X période (3 modalités) sur la base de la distance Euclidienne. Des comparaisons *post-hoc* (*pairwise*) ont également été menées.

IV. Résultats

1. Relations allométriques chez *P. orbicularis*

A partir des mesures individuelles des surfaces de 97 individus de vers plats et des biomasses sèches correspondantes, il a été possible d'établir une relation « taille-poids » (Figure 11).

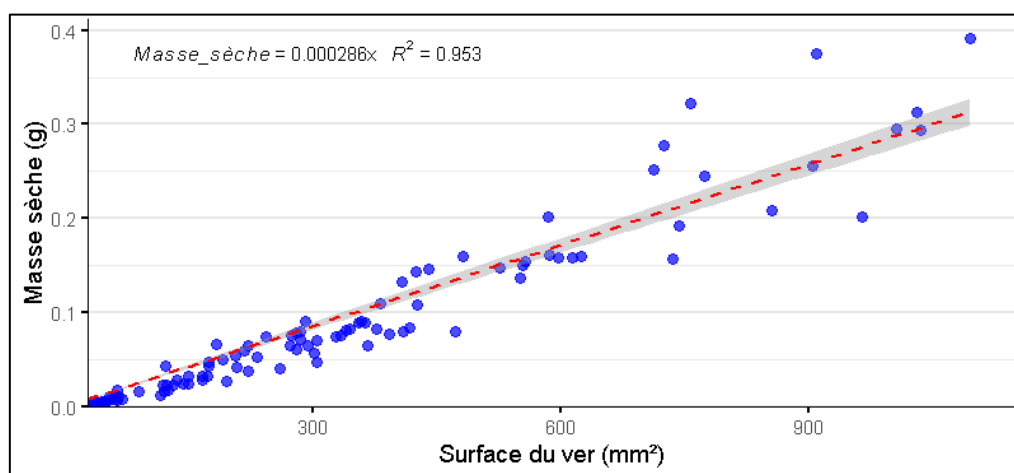


Figure 11 : Relation taille-poids établie sur la base des mesures individuelles de 97 individus de *P. orbicularis*.

Le coefficient de détermination R^2 de 0.97 indique une relation quasi-parfaite entre les deux métriques, permettant dès lors d'utiliser cette relation pour estimer la biomasse des vers plats à partir des surfaces telles que mesurées en routine dans l'ensemble des suivis, plus rapides et non-invasives.

2. Dynamique des populations de *P. orbicularis*

2.1. Suivis dans les récifs sauvages

Sur l'ensemble du suivi, un total de 4142 individus de *P. orbicularis* ont été échantillonnés et mesurés individuellement. Les masses sèches individuelles (obtenues à partir de la relation présentée en Figure 11) ont été divisées en trois classes grâce à la méthode de classification de Jenks, qui optimise la variance interclasses avec un seuil de significativité de $p < 0,001$ (Figure 12). La classe des « petits individus » regroupe 2 531 vers, avec des masses sèches inférieures à 0,0523 g, la valeur minimale enregistrée étant de 0,00075 g. La classe

« moyens individus », intermédiaire, contient 1 322 individus, avec des masses comprises entre 0,0523 et 0,1369 g. Enfin, la classe des « gros vers » est nettement moins représentée, avec seulement 289 individus présentant des masses supérieures à 0,1369 g, la valeur maximale atteignant 0,365 g (Figure 12).

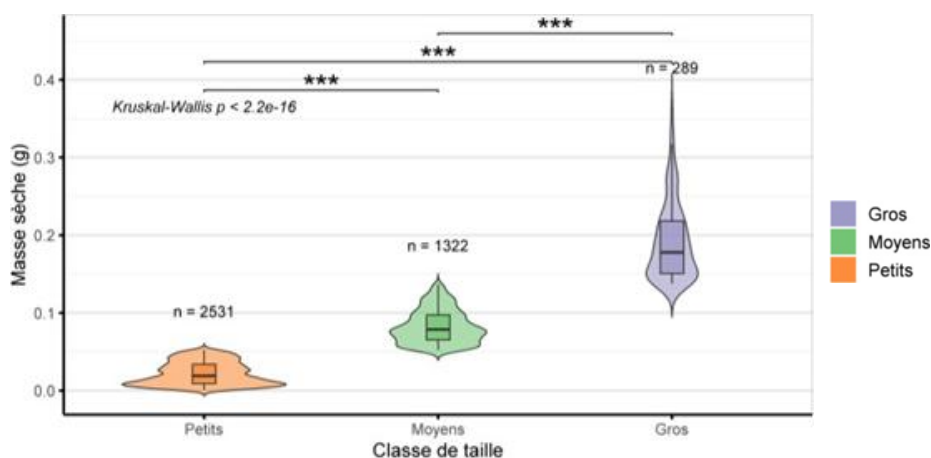


Figure 12 : Répartition des classes de biomasse identifiées pour *P. orbicularis*.

La comparaison de la structure de masse entre types de récifs révèle des différences notables. Dans les récifs d'huîtres, la répartition est plus équilibrée avec 57,4 % \pm 14,1 de petits individus, 27,9 % \pm 6,6 d'individus intermédiaires et 14,8 % \pm 8,5 de grands individus (Figure 13.a).

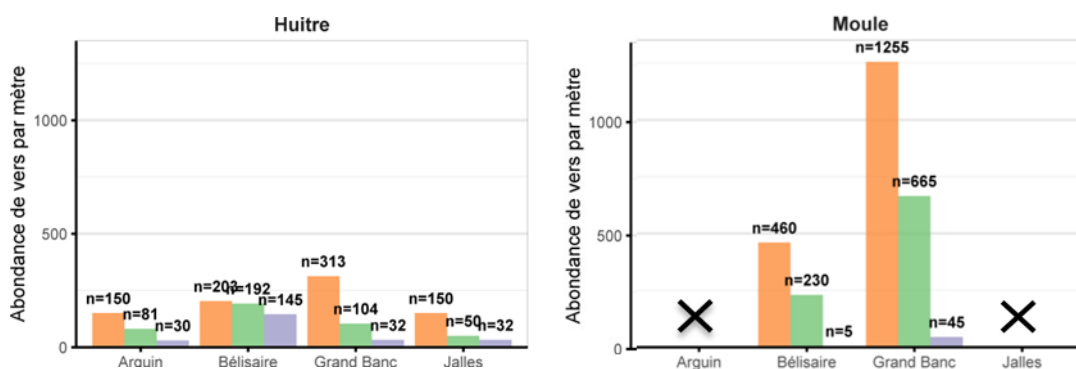


Figure 13 : Abondance des individus de *P. orbicularis* par classe de biomasse au sein des récifs d'huîtres (a) et de moules (b) des 4 sites échantillonnés. Les croix indiquent l'absence de récifs de moules dans le site considéré. Orange = petits individus, vert = moyens individus et violet = gros individus.

En revanche, les récifs de moules sont dominés par les petits individus avec 65,0 % \pm 1,6 d'occurrence et les intermédiaires qui représentent 33,5 % \pm 0,5, tandis que les gros ne représentent que 1,5 % \pm 1,1 de la totalité (Figure 13b.).

A l'échelle du bassin d'Arcachon (c'est-à-dire en prenant en compte l'ensemble des quatre sites de suivi), les données montrent une présence continue d'individus de *P. orbicularis* entre août 2023 et décembre 2024 (Figure 14). L'analyse des abondances de *P. orbicularis* dans les récifs de moules et d'huîtres sauvages met en évidence des différences saisonnières et spécifiques à chaque type de récif. Dans les récifs d'huîtres, les abondances varient entre $1,5 \pm 2,3$ ind.m⁻¹ en avril 2024 et un maximum de 67 ± 50 ind.m⁻¹ en octobre 2023 (Figure 14). Dans les récifs de moules, les abondances sont significativement plus importantes que dans les huîtres, avec des pics marqués en fin d'été et début d'automne. Les densités atteignent en moyenne 325 ± 92 ind.m⁻¹ en septembre 2024 et 300 ± 100 ind.m⁻¹ en octobre 2024.

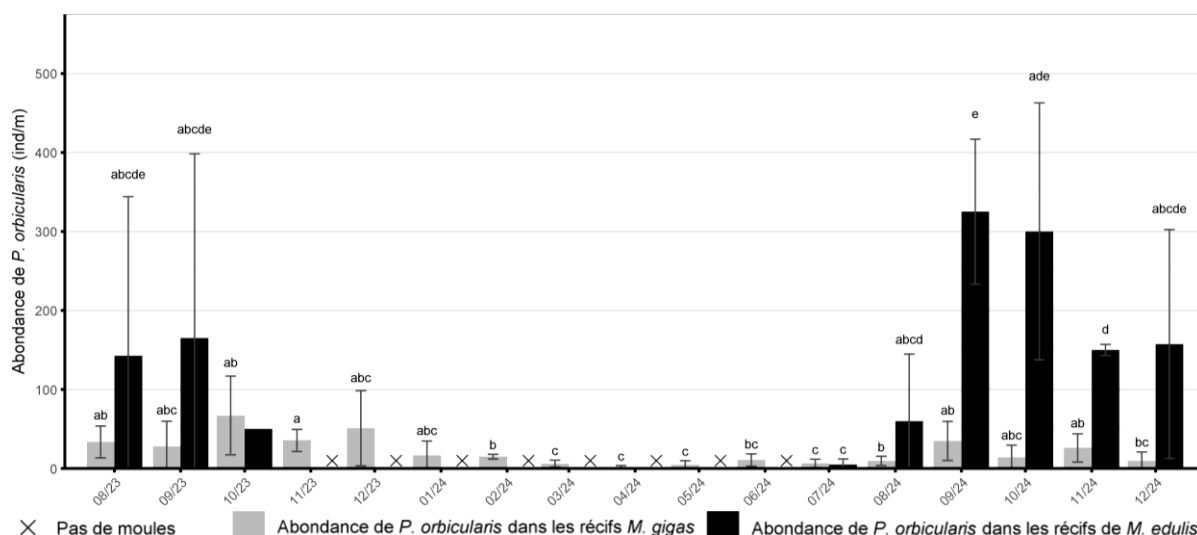


Figure 14 : Evolution des abondances de *P. orbicularis* dans les différents types de récifs sauvages. Les lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$).

Ces valeurs moyennes montrent cependant de fortes variabilités inter-sites (Figure 14). Les variations temporelles entre sites sont globalement similaires, et les tests de Kolmogorov–Smirnov confirment cette homogénéité, à l’exception du site de Bélisaire qui présente une répartition significativement différente des vers sur la période étudiée du a des abondances relative beaucoup plus faibles de janvier à septembre 2024. Toutefois, le test de Kolmogorov–Smirnov ne met pas en évidence de différences temporelles significatives entre ces sites pour ce type de récifs.

Les analyses statistiques confirment ces dynamiques. Dans les récifs d’huîtres, le facteur temporel a un effet significatif sur les abondances de vers (Pseudo-F = 2,688, $p = 0,0079$), traduisant une évolution progressive au fil des mois, avec des différences plus marquées entre périodes éloignées de deux à trois mois. En revanche, dans les récifs de moules, l’effet du temps n’est pas significatif (Pseudo-F = 0,163, $p = 0,6997$). La majorité des comparaisons entre mois estivaux proches ne montrent pas de différences significatives, ce qui suggère une évolution progressive, tandis que la chute hivernale de la vitalité traduit un changement plus brutal (Figure 14).

L’analyse de la vitalité des récifs d’huîtres révèle une dynamique saisonnière marquée. Les valeurs minimales sont observées fin d’automne, avec 0,69 huître vivante par huître morte en novembre 2023 et 0,737 huître vivante par huître morte en décembre 2024 (Figure 15). À l’inverse, une remontée est constatée en été et au début de l’automne, atteignant 4,07 huîtres vivantes par huître morte en août 2023 et 3,55 huîtres vivante par huître morte en octobre 2024. Entre août et novembre 2023, on observe ainsi une dégradation significative de la vitalité du récif, suivie d’une tendance à la stagnation hivernale avec une absence de significativité entre les modalités puis un regain de significativité à partir d’août 2024 (Figure 15).

En parallèle, le ratio de vers plats rapporté aux huîtres vivantes augmente fortement jusqu’en décembre 2023 (Figure 15). L’augmentation des abondances de *P. orbicularis* couplé à la baisse de vitalité des récifs d’huîtres conduit à l’observation des ratios les plus élevés, atteignant jusqu’à plus d’un vers plat par huître sur les sites de Grand Banc et Bélisaire (Figure 15). En revanche, aucune augmentation notable des ratios de vers par huître vivante n’a été observée en 2024.

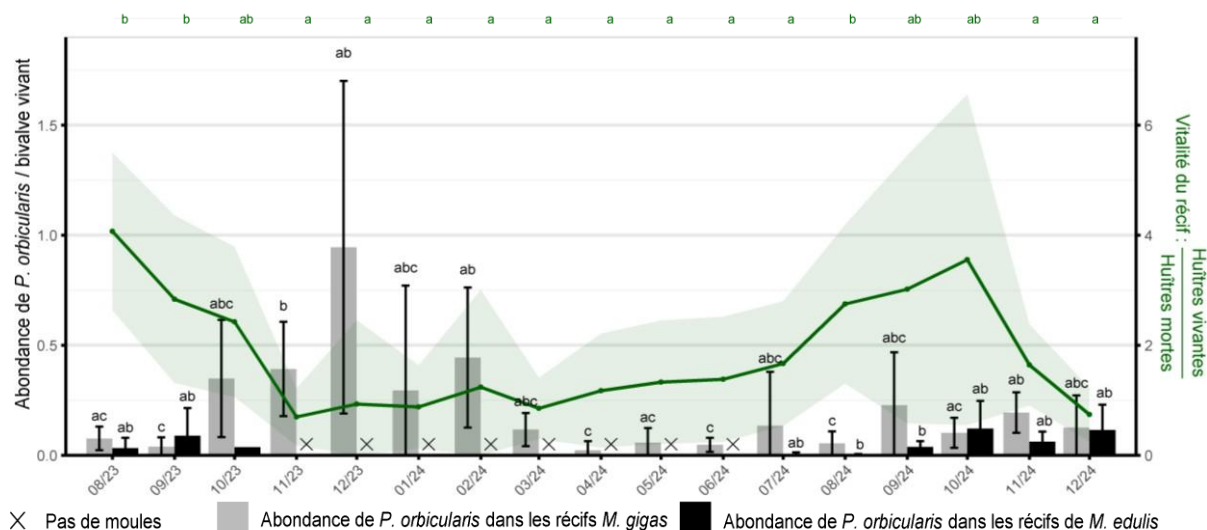


Figure 15 : Évolution des abondances de *P. orbicularis* rapportées au nombre de bivalves vivants dans les différents types de récifs sauvages. Les lettres en noir indiquent les différences significatives entre modalités pour les abondances de vers, tandis que les lettres en vert, positionnées en haut du graphique, indiquent les différences significatives entre modalités pour la vitalité des récifs d'huîtres (PERMANOVA, $p < 0.05$).

Les classes de biomasse sont difficiles à interpréter entre les mois de mars et juillet en raison du faible nombre de vers plats collectés ($n < 50$, Figure 16). Une augmentation du nombre total d'individus est observée en août 2024, avec 158 individus contre seulement 36 en juillet, et cette tendance se poursuit en septembre avec 789 individus. En 2023, ces maxima sont également observés pendant les mois d'août-septembre, même si aucune donnée antérieure ne peut étayer l'existence d'un pic comme en 2024.

À partir de septembre 2023 comme de septembre 2024, la proportion d'individus de masse intermédiaire et élevée augmente progressivement. Cette dynamique est particulièrement marquée en 2023 pour les grands individus, dont la proportion passe de 7,2 % en septembre à 20,8 % en octobre, 21,8 % en novembre et atteint 30,4 % en décembre (Figure 16).

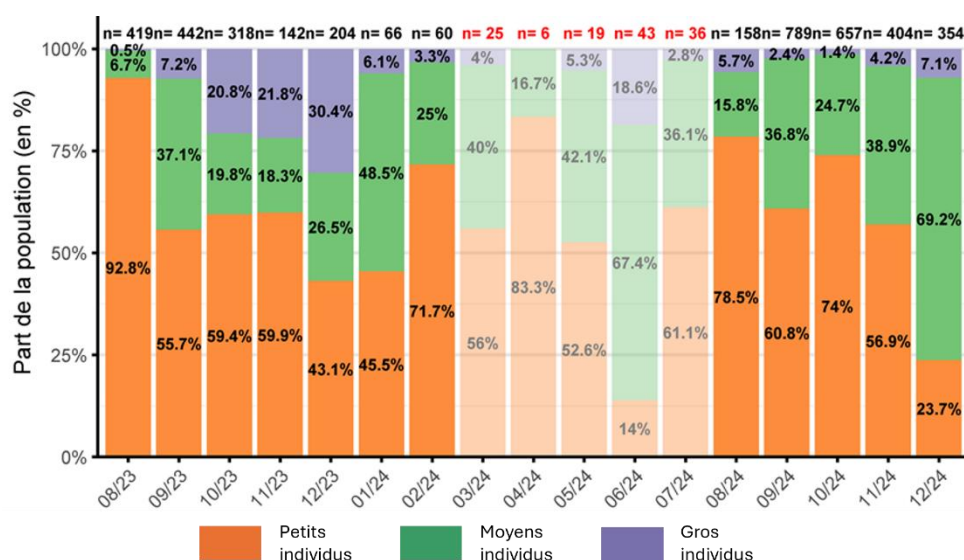


Figure 16 : Evolution temporelle de la distribution des trois classes de biomasses de *P. orbicularis*, tous sites et types de récifs confondus. La partie du suivi floutée indique des effectifs insuffisants ($n < 50$) pour toute interprétation.

2.2. Suivis en conditions d'élevage

a. Les naissains d'huîtres

Dans les poches de naissains à l'issue de la période d'élevage (de mars à octobre/décembre), les abondances de vers plats étaient comprises entre 0 et 312 individus par poche pour l'échantillonnage réalisé en octobre 2024 et entre 0 et 196 pour celui réalisé en décembre 2024. Les analyses de variance par permutation (Permanovas) à deux facteurs croisés (Site x Traitement) démontrent que si l'effet du site était significatif aux deux dates d'échantillonnage ($p < 0,05$), l'effet global du traitement par brûlage sur les abondances de vers plats n'était pas significatif ($p > 0,05$). En effet, les abondances de vers plats ne se sont révélées significativement inférieures lorsque les poches avaient été brûlées qu'au site de Grahudes en octobre 2024 (Figure 17). A l'inverse les abondances de vers plats étaient très différentes d'un site à l'autre pour les deux dates d'échantillonnage, avec des *maxima* mesurés aux Jalles en octobre qui étaient suivis d'une chute des abondances en décembre 2024. Les abondances étaient par ailleurs élevées à Grand Banc, en augmentation entre octobre et décembre et relativement élevées à Arguin pour les deux dates.

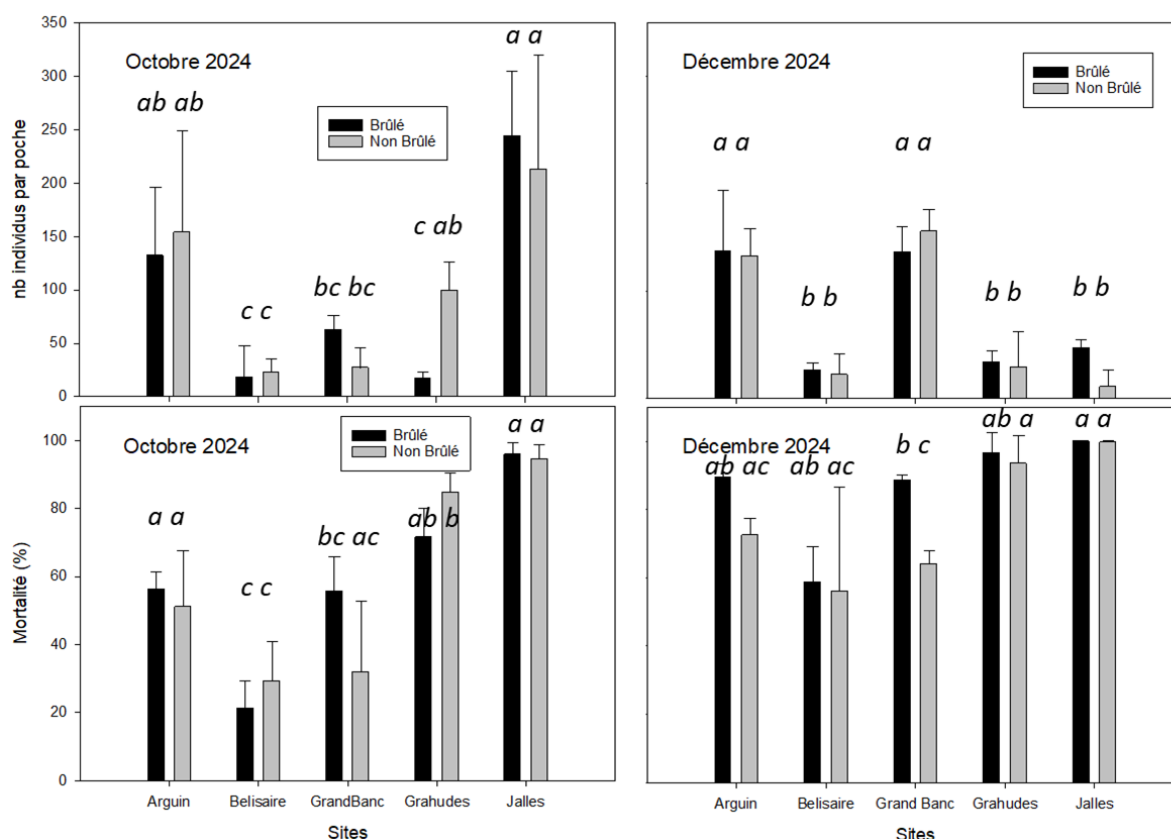


Figure 17 : Abondances moyennes (\pm Ecart type) de *P. orbicularis* mesurées en octobre et décembre 2024 dans les poches d'huîtres dans leur première année d'élevage (naissains) pour les 5 sites d'études et mortalités moyennes (\pm Ecart type) des huîtres mesurées dans les mêmes poches. Dans chacun des 4 graphiques, deux barres d'histogramme surmontées par la même lettre ne présentaient pas de différences significatives (Permanova, $p > 0,05$).

A l'inverse, les abondances les plus faibles étaient toujours relevées au site de Bélisaire (Figure 17). Pour la mortalité des huîtres, les mêmes effets globaux ont été observés (pas d'effet significatif du brûlage et fort effet site, Figure 17). Les mortalités les plus élevées ont été relevées aux sites des Jalles, Grahudes et Arguin en octobre 2024, significativement

supérieures à celles mesurées à Bélisaire et à Grand Banc (Figure 17). Tous les sites, exceptés les Jalles et Grahudes où les mortalités étaient déjà très importantes en octobre 2024, ont été le siège d'une augmentation des mortalités entre octobre et décembre 2024 (Figure 17).

b. Les huîtres marchandes

Les abondances de vers plats dans les poches d'huîtres marchandes étaient bien inférieures à celles mesurées dans les poches de naissains (Figure 17, Figure 18). Dans les poches d'huîtres marchandes, elles étaient comprises entre 0 et 172 individus par poche en octobre 2024, et entre 0 et 109 individus par poche en décembre 2024 (Figure 18). L'effet du traitement par brûlage sur les abondances de vers plats s'est révélé globalement significatif ($p < 0.05$), uniquement en octobre 2024, correspondant à des abondances moindres dans les poches brûlées.

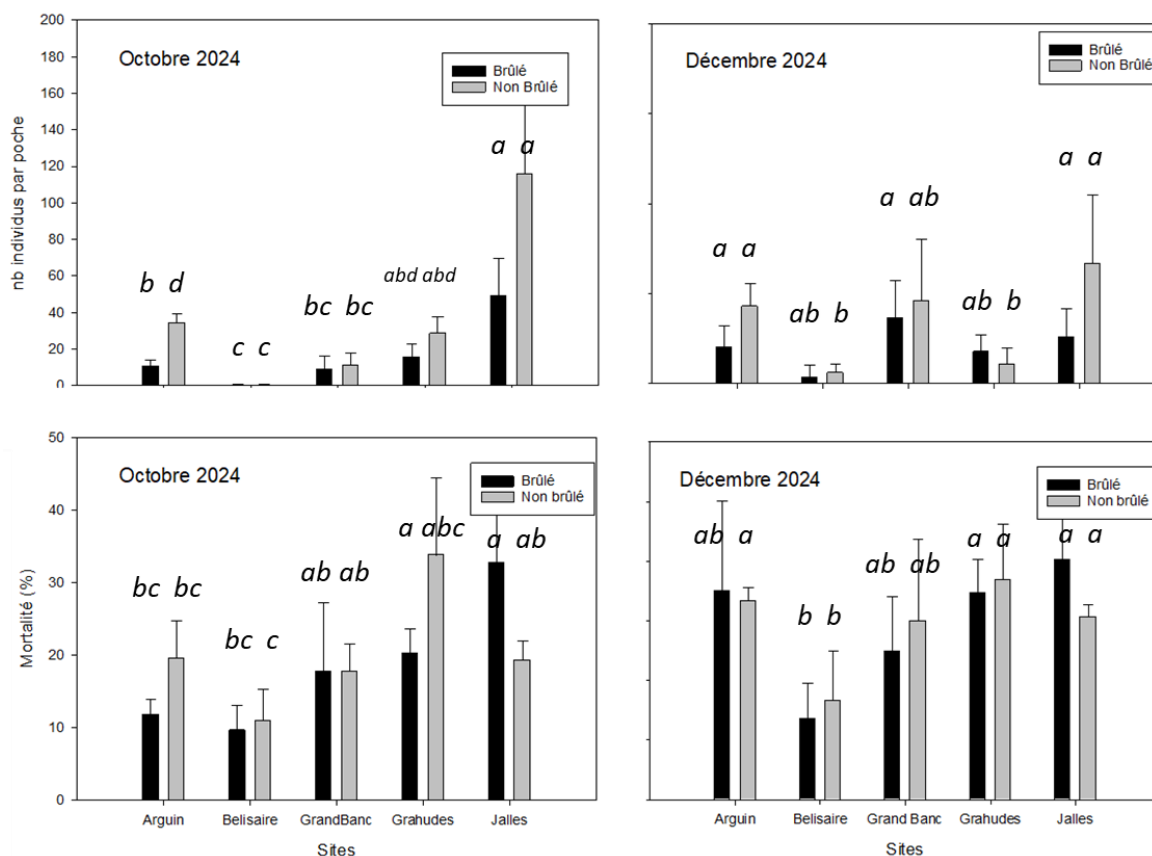


Figure 18 : Abondances moyennes (\pm Ecart type) de *P. orbicularis* mesurées en octobre et décembre 2024 dans les poches d'huîtres marchandes pour les 5 sites d'études et mortalités moyennes (\pm Ecart type) des huîtres mesurées dans les mêmes poches. Dans chacun des 4 graphiques, deux barres d'histogramme surmontées par la même lettre ne présentant pas de différences significatives (Permanova, $p > 0,05$).

Le site des Jalles présentait les abondances les plus importantes en octobre 2024 et les abondances étaient particulièrement basses au site de Bélisaire. C'est également au site de Bélisaire que les mortalités d'huîtres marchandes étaient les plus basses, alors qu'elles étaient relativement homogènes dans les autres sites, en particulier en décembre 2024 (Figure 18).

c. Relations abondances de vers plats – mortalité des huîtres

Au-delà des grandes différences intersites d'abondance de vers plats et de mortalités des huîtres présentées en Figure 17 et Figure 18, des corrélations significatives (sur la base de régressions linéaires) entre ces deux paramètres n'ont pu être mesurées que pour 3 couples de station x date dans les poches de naissains et deux dans les poches d'huîtres marchandes (Figure 19). De plus, les pentes de ces relations linéaires établies ainsi que leurs domaines d'application (c'est à dire les gammes de valeurs dans lesquelles elles s'appliquent) se sont avérées très hétérogènes (Figure 19).

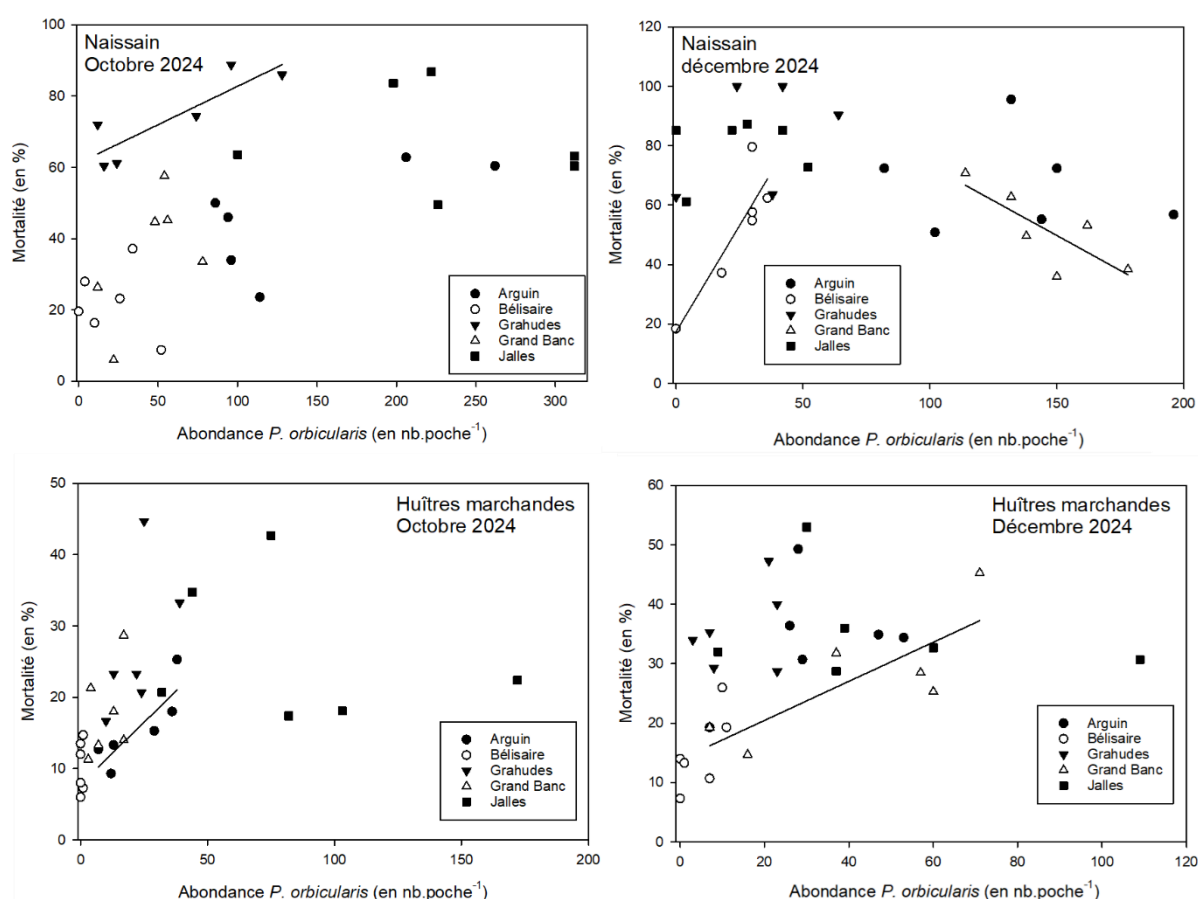


Figure 19 : Relations abondances de vers plats - Mortalité des huîtres par site d'étude, date d'échantillonnage et classe d'âge. Les droites tracées correspondent aux relations significatives ayant pu être établies entre les deux paramètres à un site donné.

Ainsi, il y avait des corrélations significativement positives entre l'abondance de vers plats et la mortalité des naissains uniquement au site de Grahudes en octobre 2024 ($R^2=0,75$, $p<0.05$, Figure 19) et à Bélisaire en décembre 2024 ($R^2= 0.78$, $p<0.05$). Une corrélation significativement négative a été détectée au site de Grand Banc en décembre 2024 ($R^2=0.62$, $p<0.05$). Dans les poches d'huîtres marchandes, des corrélations significativement positives ont été détectées à Arguin en octobre 2024 ($R^2=0.71$, $p<0.05$) et à Grand Banc en décembre 2024 ($R^2=0,62$, $p<0.05$) (Figure 19).

d. Facteurs structurants les variations d'abondances et biomasses de vers plats

Tout d'abord, lorsque les données ne sont pas transformées et dans le cas de corrélations simple, l'altimétrie était toujours négativement significativement corrélée avec les abondances et biomasses de vers plats ainsi qu'avec la biomasse de coquilles d'huîtres mortes dans les poches, et ce quel que soit la date ou la classe d'âge. Cela reflète bien le fait

que les abondances (et biomasses) de vers plat étaient bien plus faibles au sein du site le plus haut sur l'estran, Bélisaire, et ce particulièrement en octobre 2024. Une fois transformée et intégrée dans les modèles de manière séquentielle, l'altimétrie était, bien qu'expliquant une part significative de la variance, tantôt corrélée légèrement négativement ou légèrement positivement avec les abondances et biomasses de vers plats dans les poches de naissains et/ou d'huîtres marchandes.

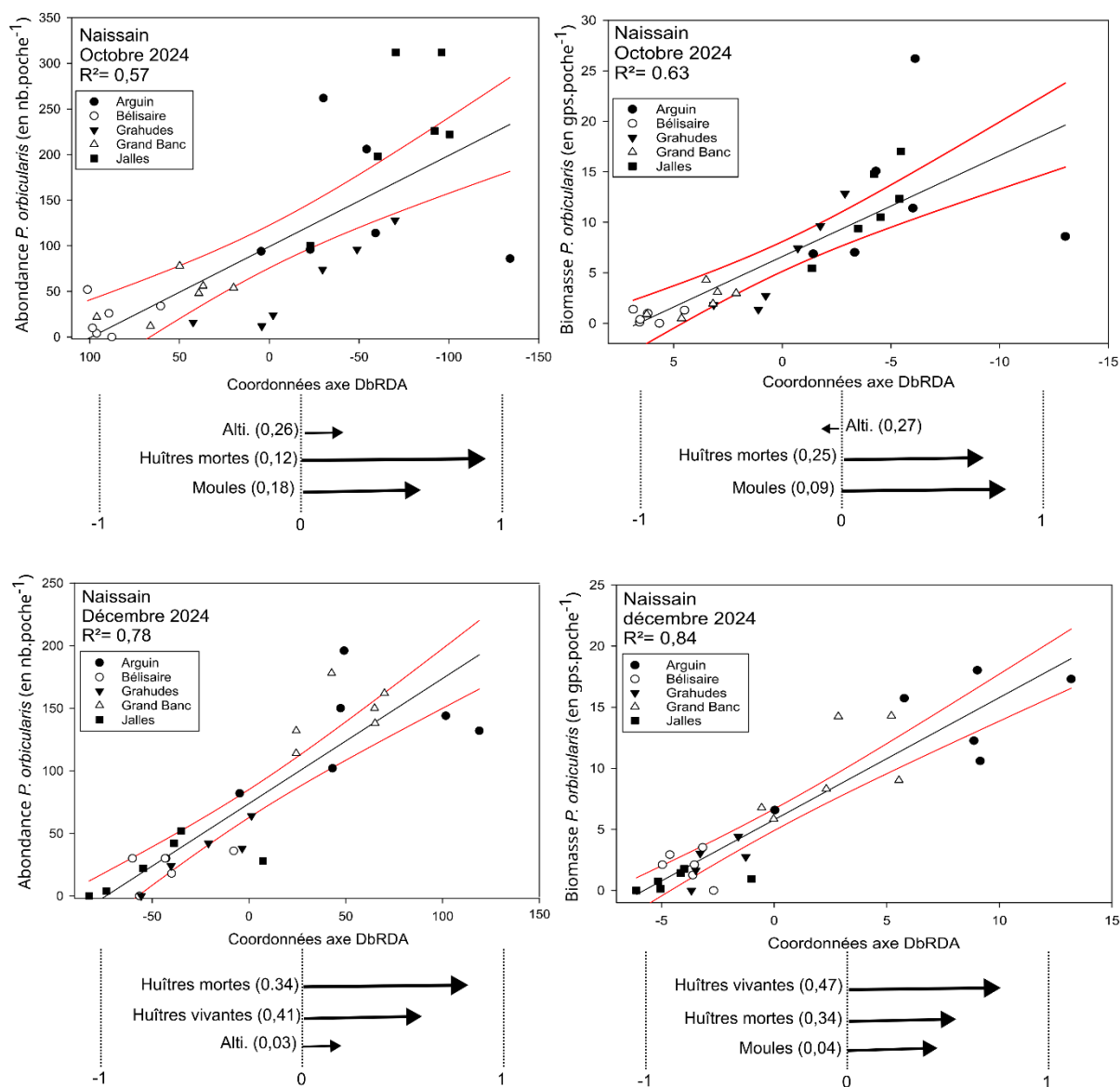


Figure 20 : Relations entre les abondances et biomasses de *P. orbicularis* avec les facteurs associés aux poches de naissains (nombres d'huîtres vivantes, mortes, biomasse de moules) et au sites (Alti: hauteur du site, en mètres), établies sur la base de régressions linéaires multiples « pas à pas » (DISTLM Stepwise forward selection). Les lignes rouges indiquent les intervalles de confiance à 95 %. Les variables sous les graphiques indiquent les variables incluses dans le modèle sélectionné associées au pourcentage de variance qu'elles expliquent lorsqu'ajoutées au modèle entre parenthèses. La taille et le sens des flèches indiquent l'influence de chacune des variables dans la construction de l'axe factoriel construit par analyse de redondance (DbRDA).

Ces régressions linéaires multiples "pas à pas" ont permis de déterminer des modèles statistiques expliquant significativement une part importante de la variance des abondances et biomasses de vers plats (Figure 20, Figure 21). Les biomasses de coquilles d'huîtres dans

les poches ainsi que les biomasses de moules fixées sur ces mêmes poches se sont avérées toujours les variables le plus influentes avec des relations toujours positives avec les abondances et biomasses de *P. orbicularis* (Figure 20, Figure 21). D'autre part, pour les poches de naissain échantillonnées en décembre 2024, la biomasse d'huîtres vivantes (restante dans les poches) est apparue comme la variable explicative expliquant le plus de variance entre les poches et influençant significativement et positivement les abondances et biomasses de vers plats (Figure 20). A la même date d'échantillonnage, l'influence de la biomasse d'huîtres vivantes dans les poches d'huîtres marchandes s'est avérée de moindre importance (Figure 21).

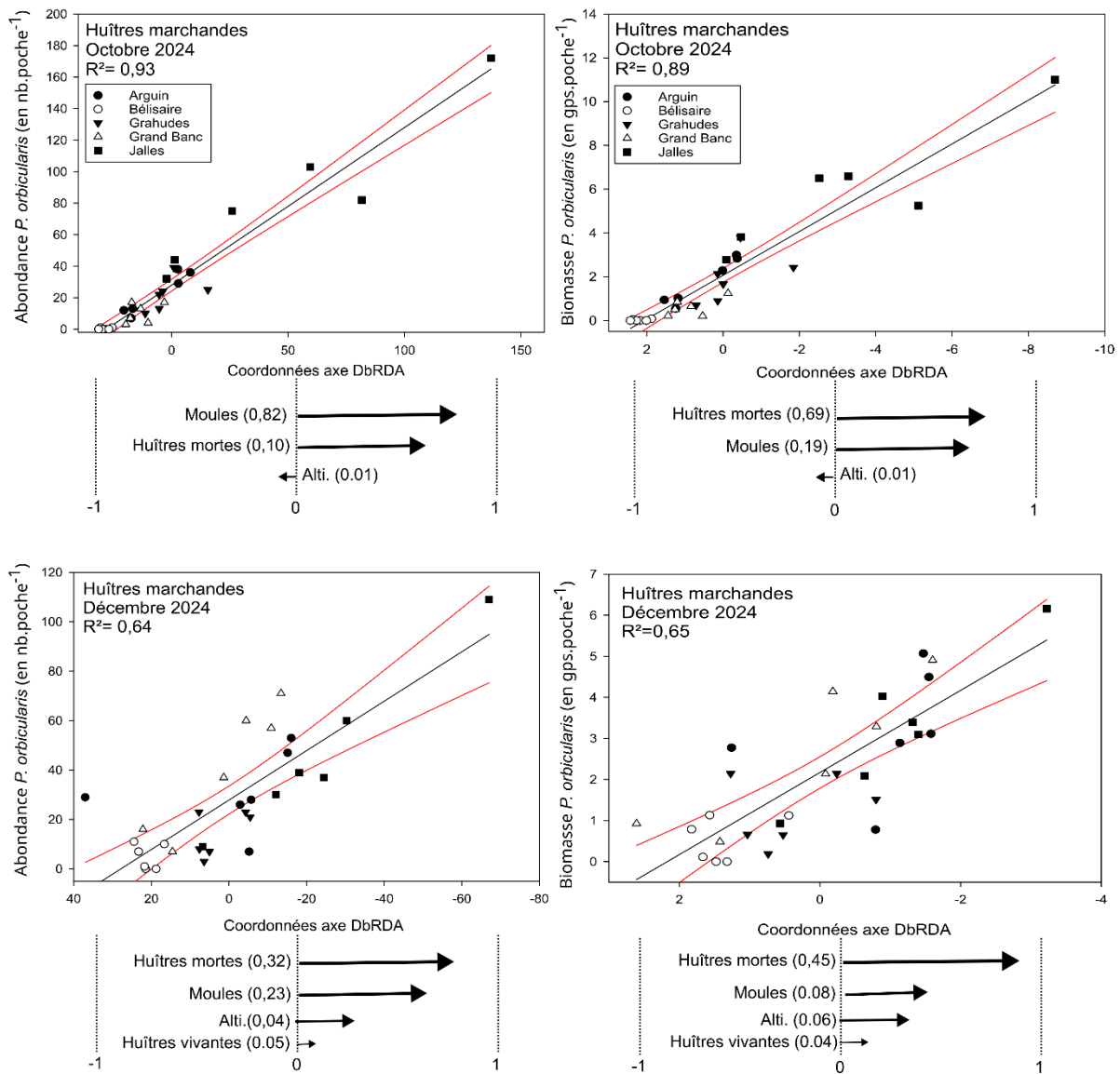


Figure 21 : Relations entre les abondances et biomasses de *P. orbicularis* avec les facteurs associés aux poches d'huîtres marchandes (nombres d'huîtres vivantes, mortes, biomasse de moules) et au sites (Alti: hauteur du site, en mètres), établies sur la base de régressions linéaires multiples « pas à pas » (DISTLM Stepwise forward selection). Les lignes rouges indiquent les intervalles de confiance à 95 %. Les variables sous les graphiques indiquent les variables incluses dans le modèle sélectionné associées au pourcentage de variance qu'elles expliquent lorsqu'ajoutées au modèle entre parenthèses. La taille et le sens des flèches indiquent l'influence de chacune des variables dans la construction de l'axe factoriel construit par analyse de redondance (DbRDA).

3. Etude expérimentale du comportement trophique

3.1. Comportement

L'analyse des films a révélé la prédominance de quatre grands types de comportements (Figure 22):

- **Dissimulation** : lorsque les vers plats restaient inactifs et dissimulés soit sous des bivalves, soit dans les angles des unités expérimentales ;
- **Inactivité à découvert** : lorsque les vers plats restaient inactifs mais visibles pour l'observateur, ne cherchant pas à se dissimuler sous une bivalve ou dans les angles des unités expérimentales ;
- **Déplacement** : lorsque les vers étaient en mouvement ;
- **Consommation des proies** : lorsque les vers s'attaquaient à une bivalve, jusqu'à avoir consommé la chair.

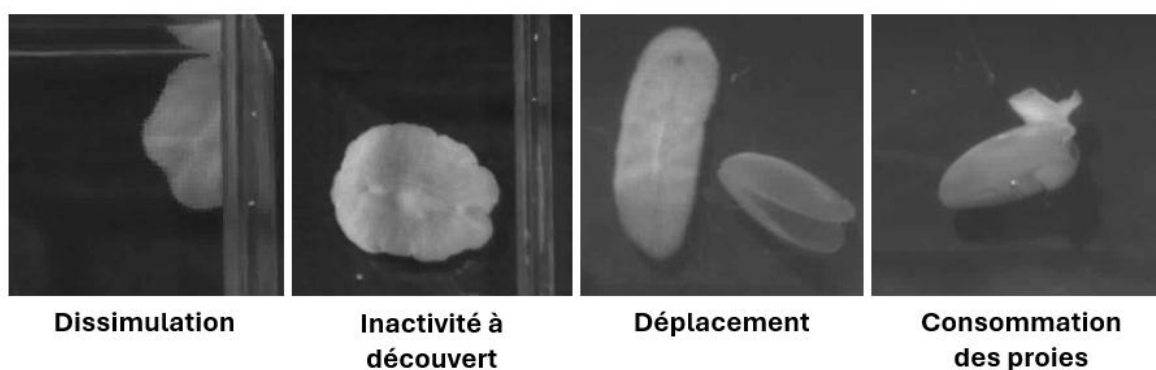


Figure 22 : Image illustrant les principaux comportements identifiés pour *P. orbicularis*.

La part du temps allouée aux différents comportements varie significativement (PERMANOVA ; Pseudo-F = 190,53 ; $p = 0,0001$).

La part du temps de dissimulation est significativement plus importante que celles allouées aux autres comportements. En effet, en moyenne sur les cinq jours d'observation, la répartition du temps révèle que *P. orbicularis* passe la majorité de son temps dissimulé ($71 \% \pm 11$). La part du temps de déplacement est la deuxième activité la plus réalisée ($16 \% \pm 10$). La part du temps passée à consommer les proies est significativement différente de celle consacrée au déplacement et à la dissimulation, mais pas de celle correspondant à l'inactivité à découvert (Figure 23).

Ces parts de temps diffèrent également en fonction du type de proie :

- *P. orbicularis* passe plus de temps à consommer les grandes huîtres *M. gigas* (12%) que *A. senhousia* ($3,4 \% \pm 1$) ;
- Le temps de déplacement est le plus important en présence d'huîtres (*M. gigas* grosses et moyennes : $22-23 \%$; *O. edulis* : 20%) que pour les autres espèces ($11 \% \pm 2$) ;
- La part de dissimulation est particulièrement élevée en présence de *O. edulis* et *R. philippinarum* ($78-79 \%$) ;
- La part du temps d'inactivité à découvert est quasi nulle pour les huîtres, mais peut atteindre respectivement $14 \pm 15 \%$ et $15 \% \pm 5$ pour *A. senhousia* et *M. edulis*, et $9 \% \pm 7$ pour *R. philippinarum*, contre une moyenne de $0,6 \% \pm 0,5$ pour les espèces d'huîtres. Cette différence est significative ($p < 0,05$).

Ainsi, la part du temps d'inactivité à découvert est plus importante avec les proies de petite taille et pour les espèces les plus consommées (Figure 23).

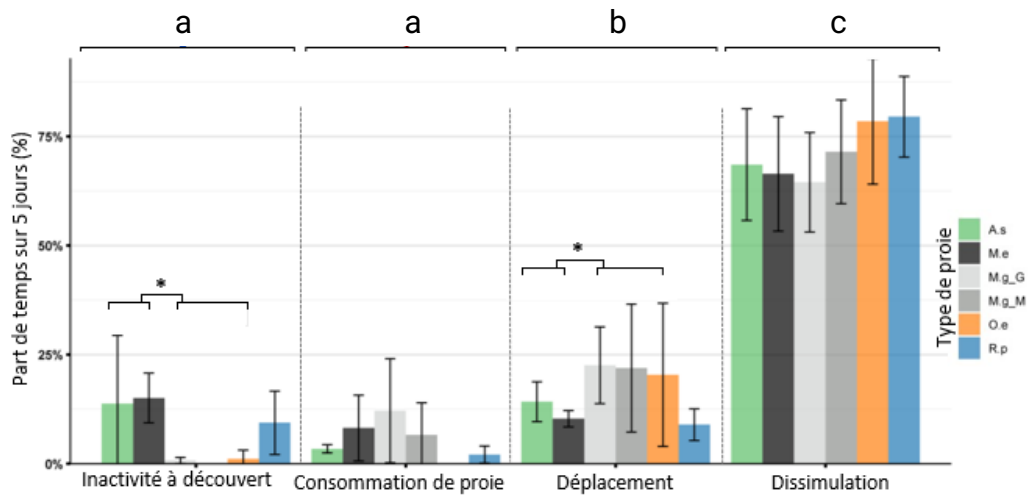


Figure 23 : Histogramme de la part moyenne du temps alloué par *P. orbicularis* en fonction du type de proie, dans les bacs monospécifique ; (A.s = *A. senhousia* ; M.e = *Mytilus* sp. ; M.g G = *M. gigas* (grande taille) ; M.g M = *M. gigas* (taille moyenne) ; O.e = *O. edulis* ; R.p = *R. philippinarum* ; les astérisques et lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0.05$).

3.2. Stratégie de consommation

a. Nombre de proies consommées

Le nombre de proies consommées dépend de l'espèce (Figure 24). *A. senhousia* est la proie la plus consommée, avec une consommation significativement plus élevée que celle des huîtres *M. gigas* (grandes et moyennes) et d'*O. edulis*, et dans une moindre mesure par rapport à *R. philippinarum* (Pseudo-F = 7,69 ; $p = 0,0012$). La consommation de *Mytilus* sp. est intermédiaire : moins élevée qu'*A. senhousia* mais supérieure à celle de *M. gigas* et *O. edulis*. Les grandes huîtres de *M. gigas* sont les moins consommées (0,11 proie sur 5 jours), juste avant *O. edulis*, dont aucune n'a été consommée. La consommation des huîtres de taille différente est similaire, mais une tendance suggère une consommation légèrement plus élevée pour les moyennes (0,5 proie) que pour les grandes (0,11 proie).

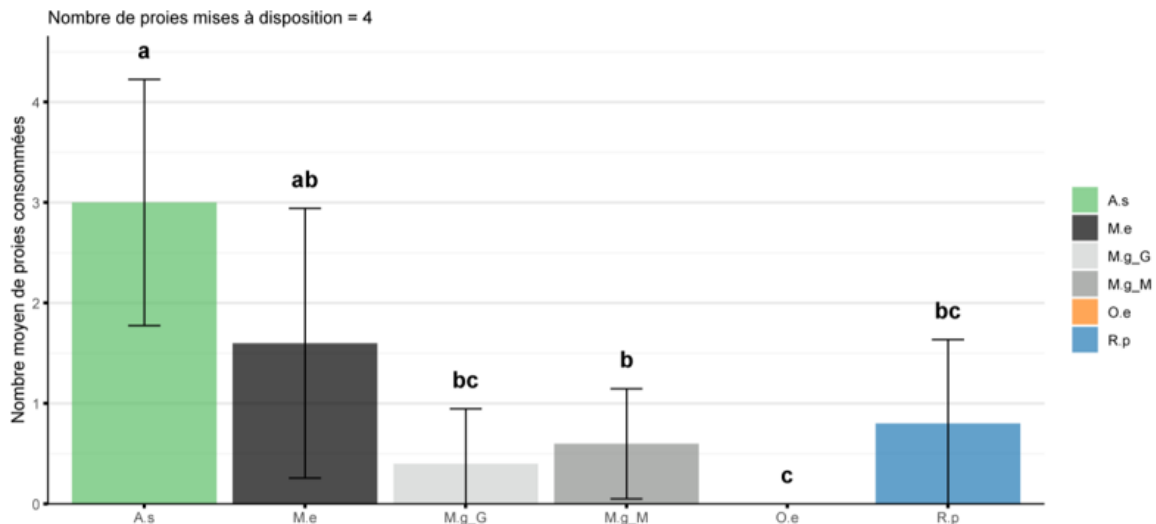


Figure 24 : Histogramme du nombre moyen de proies consommées par *P. orbicularis*, en fonction du type de proie, dans les bacs monospécifiques ; (A.s = *A. senhousia* ; M.e = *Mytilus*. sp. ; M.g_G = *M. gigas* (grande taille) ; M.g_M = *M. gigas* (taille moyenne) ; O.e = *O. edulis* ; R.p = *R. philippinarum* ; les lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$).

b. Taux spécifique de consommation journalier

Le taux spécifique de consommation journalier (TSCJ) est significativement différent en fonction de l'espèce (Figure 25 ; PERMANOVA Pseudo-F = 4,38 ; $p = 0,0064$). Cela indique que *P. orbicularis* consomme certaines espèces plus intensivement que d'autres. Les comparaisons deux à deux montrent que *A. senhousia* est la proie la plus consommée par unité de masse de ver, avec un taux moyen de $0,35 \text{ g}_{\text{proie}} \cdot \text{j}^{-1} \cdot \text{g}_{\text{ver}}^{-1}$ (Figure 25), significativement supérieur à celui observé pour *M. gigas* (grande ou moyenne taille), *R. philippinarum* et *O. edulis*. *M. edulis* est consommée à un rythme intermédiaire ($0,23 \text{ g}_{\text{proie}} \cdot \text{j}^{-1} \cdot \text{g}_{\text{ver}}^{-1}$). Les huîtres *M. gigas* présentent des taux faibles, autour de $0,12-0,16 \text{ g}_{\text{proie}} \cdot \text{j}^{-1} \cdot \text{g}_{\text{ver}}^{-1}$, tandis que *R. philippinarum* est consommée à un taux relativement faible de $0,10 \text{ g}_{\text{proie}} \cdot \text{j}^{-1} \cdot \text{g}_{\text{ver}}^{-1}$.

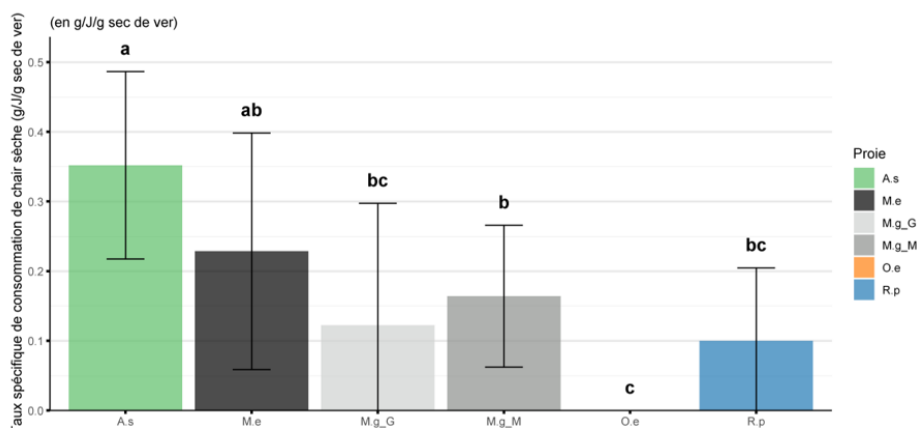


Figure 25 : Histogramme du taux spécifique de consommation journalier (TSCJ) moyen de *P. orbicularis*, en fonction du type de proie, dans les bacs monospécifiques ; (A.s = *A. senhousia* ; M.e = *M. edulis* ; M.g_G = *M. gigas* (grande taille) ; M.g_M = *M. gigas* (taille moyenne) ; O.e = *O. edulis* ; R.p = *R. philippinarum* ; les lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$).

c. Temps pour atteindre la première proie

Le temps nécessaire pour atteindre une première proie varie fortement selon l'espèce considérée (PERMANOVA ; Pseudo-F = 5,01 ; $p = 0,0106$). En moyenne, *A. senhousia* est la proie la plus rapidement consommée (4,6 h), alors que *M. edulis* est attaquée après un délai nettement plus long (24 h), avec toutefois une variabilité importante entre individus (Figure 26). Les huîtres *M. gigas* sont atteintes après 83 h pour les grandes, et 93 h pour les moyennes, tandis que *O. edulis* n'a jamais été consommée au cours de l'expérience (valeur imputée : 120 h). Enfin, *R. philippinarum* présente un temps intermédiaire (74 h) mais également très variable (écart-type > 50 h). Les comparaisons deux à deux indiquent que *A. senhousia* diffère significativement de *M. gigas* (moyenne et grande taille) et d'*O. edulis*, espèces associées à des temps de latence beaucoup plus longs, souvent dus à l'absence de consommation. En revanche, aucune différence significative n'a été détectée entre les temps d'atteinte d'*A. senhousia*, *M. edulis* et *R. philippinarum*, en raison d'une variabilité interindividuelle élevée.

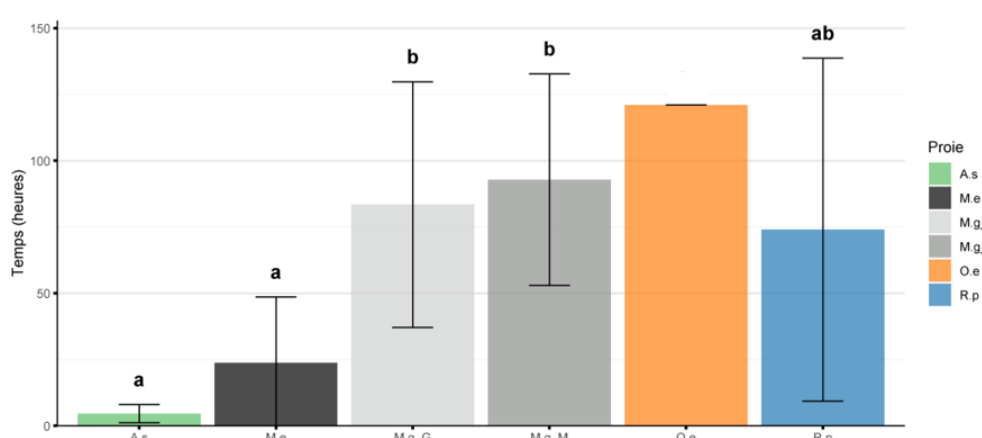


Figure 26 : Histogramme du temps moyen nécessaire à *P. orbicularis* pour aller vers la première proie, en fonction du type de proie, dans les bacs monospécifiques ; (A.s = *A. senhousia* ; M.e = *Mytilus* sp. ; M.g_G = *M. gigas* (grande taille) ; M.g_M = *M. gigas* (taille moyenne) ; O.e = *O. edulis* ; R.p = *R. philippinarum* ; les lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$).

d. Temps de consommation des proies

Le temps nécessaire aux vers plats pour consommer les différents bivalves varie fortement selon l'espèce (Figure 27 ; PERMANOVA ; Pseudo-F = 3,35 ; $p = 0,0413$). *A. senhousia* est consommée en significativement moins de temps ($0,46 \pm 0,18$ h) que *R. philippinarum* ($3,17 \pm 0,30$ h) et les huîtres *M. gigas* de taille moyenne ($91,32 \pm 57,37$ h). Toutes les huîtres de taille moyenne ont été tuées ($n = 3$), mais elles n'ont pas toujours été entièrement consommées, ce qui a conduit à l'imputation du temps maximal de 120 h dans deux des trois cas. La seule huître de grande taille tuée ($n = 1$) n'a également pas été consommée entièrement sur la durée de l'expérimentation. Enfin, le temps de consommation des moules *M. edulis* était fortement variable ($49,82 \pm 60,86$ h).

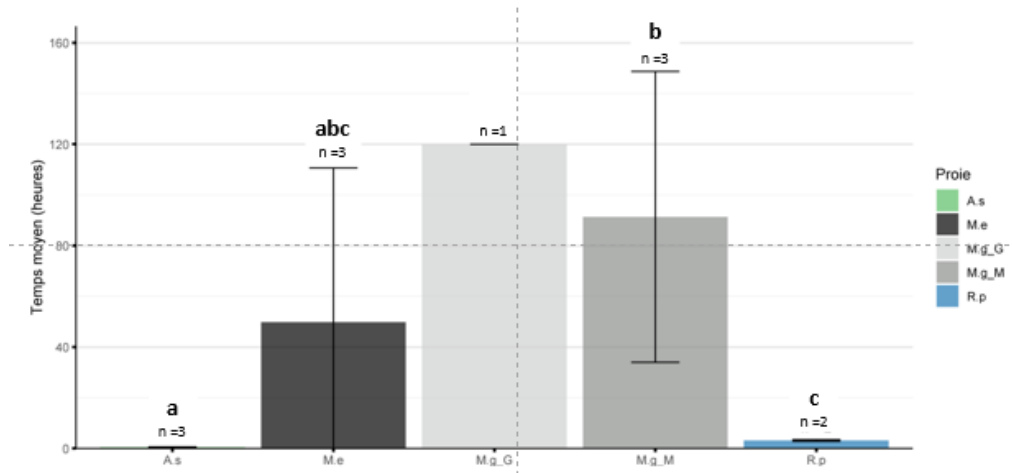


Figure 27 : Histogramme du temps moyen nécessaire à *P. orbicularis* pour consommer la première proie, en fonction du type de proie, dans les bacs monospécifiques sur 5 jours après jeûne ; (A.s = *A. senhousia* ; M.e = *Mytilus* sp. ; M.g_G = *M. gigas* (grande taille) ; M.g_M = *M. gigas* (taille moyenne) ; O.e = *O. edulis* ; R.p = *R. philippinarum* ; les lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$).

e. Temps de retour vers une seconde proie

Seule *A. senhousia* a été consommée à plusieurs reprises, ce qui limite la portée des comparaisons interspécifiques. Le temps écoulé entre deux événements de consommation correspond à l'intervalle séparant la fin de l'ingestion d'une proie et le moment où l'individu débute la prédation suivante. Pour *A. senhousia*, cet intervalle est en moyenne de 15 h ($\pm 14,9$ h) entre la première et la deuxième proie, puis d'environ 25 h ($\pm 24,7$ h) entre la deuxième et la troisième. Enfin, un seul individu a consommé une quatrième *A. senhousia* après un délai de 23,3 h (Figure 28).

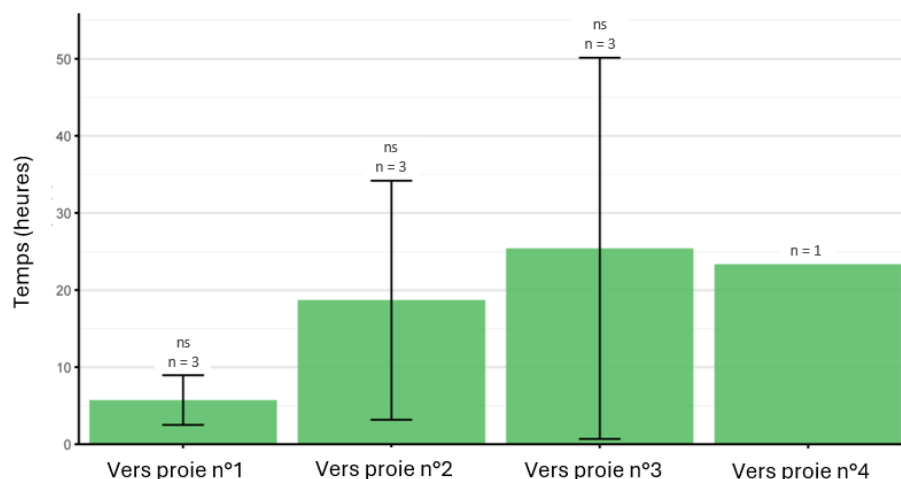


Figure 28 : Temps de retour vers une nouvelle proie pour *A. senhousia*. Ns indique l'absence de différence significative (PERMANOVA, $p < 0,05$).

f. Expérimentations multi-spécifiques et état des proies

Le délai nécessaire pour que *P. orbicularis* se dirige vers une première proie dépend fortement de l'état des bivalves. Dans la première expérience, les *A. senhousia* vivantes ont été consommées après un délai moyen relativement long ($65,70 \pm 35,60$ h, Figure 29), tandis que les *Mytilus* sp. vivantes ont été consommées presque immédiatement dans un seul cas (0,76 h, $n = 1$). Dans la deuxième expérience, les *Mytilus* sp. fraîchement mortes ont été atteintes très rapidement ($4,93 \pm 0,78$ h), alors que les *Mytilus* sp. vivantes ont été consommées après un délai intermédiaire (7,66 h). La PERMANOVA a confirmé que l'état (mort/vivant) des proies influençait significativement le délai avant la première interaction (Pseudo-F = 4,709 ; $p = 0,0473$). Les comparaisons deux à deux ont montré que le temps nécessaire pour initier une attaque était significativement plus long pour les *A. senhousia* vivantes que pour les *Mytilus* sp. fraîchement mortes.

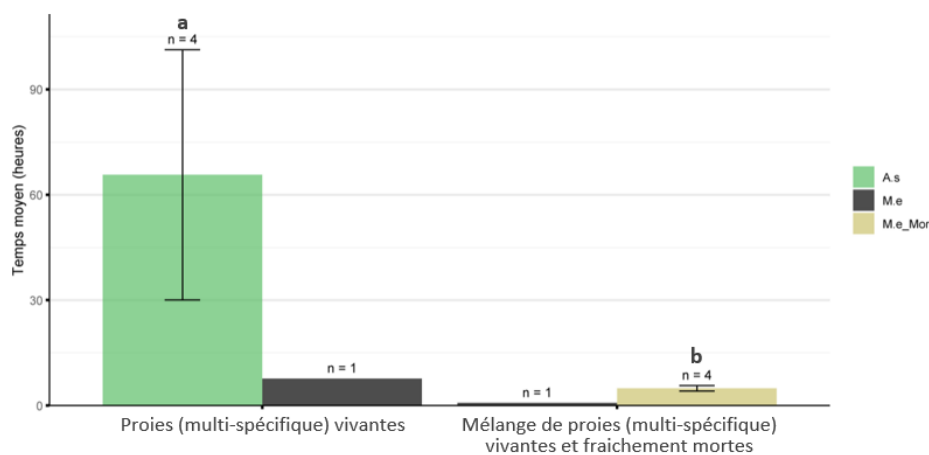


Figure 29 : Histogramme du temps moyen nécessaire à *P. orbicularis* pour aller vers la première proie en fonction de la proie et de son état (A.s = *A. senhousia*, M.e = *Mytilus* sp., M.e_Mor = *Mytilus* sp. fraîchement morte).

3.3. Etude de la dynamique de consommation des proies

La consommation de *P. orbicularis* est maximale juste après le jeûne, les cinq premiers jours avec $0,350$ proie.j⁻¹ en moyenne (IC95 : $0,175 - 0,525$) pour *Mytilus* sp. et $0,167$ proie.j⁻¹ en moyenne (IC95 : $0,0435 - 0,290$) pour *M. gigas* (Figure 30). Une fois ces premiers jours post-jeûne passés, le nombre de moules consommées diminue à $0,151$ proie.j⁻¹ (IC95 : $0,099 - 0,202$) alors que le nombre d'huîtres consommées augmente à $0,180$ proie.j⁻¹ (IC95 : $0,143 - 0,216$). Enfin, au-delà de 25 jours d'expérimentation, la consommation diminue pour les moules comme pour les huîtres avec respectivement $0,119$ (IC95 : $-0,257 - 0,495$) et $0,114$ (IC95 : $-0,219 - 0,448$) proie.j⁻¹ (Figure 30). Les comparaisons deux à deux indiquent que, pour *Mytilus* sp., la consommation après le jeûne est significativement plus élevée que pendant les périodes suivantes. Elle est également significativement différente de celle de *M. gigas* pour toutes les périodes.

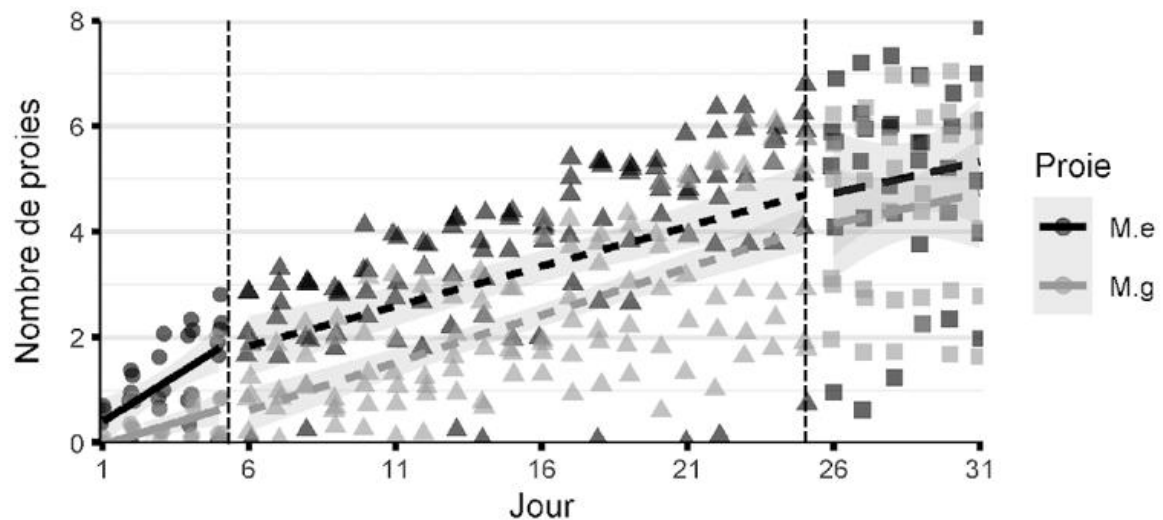


Figure 30 : Représentation des pentes des régressions linéaires du nombre de proies consommées par jour, par proie et par période notable (IC 95%).

Le taux spécifique de consommation journalier (TSCJ) varie également significativement (Figure 31) selon l'espèce de proie et la période.

Pour *Mytilus* sp. :

- Le TSCJ est de 0,230 g/jour/g de ver juste après le jeûne (IC95 % : -0,189 à 0,649)
- Pendant la période de consommation normale (6–24 jours) le TSCJ diminue à 0,147 g/jour/g de ver (IC95 % : 0,0533–0,241)
- Au-delà du 25^e jour, correspondant à la dégradation des conditions expérimentales, le TSCJ chute à 0,0330 g/jour/g de ver (IC95 % : -0,780 à 0,846)

Pour *M. gigas* :

- Le TSCJ est de 0,190 g/jour/g de ver après le jeûne (IC95 % : 0,028–0,351)
- Pendant la période de consommation normale, il augmente légèrement à 0,197 g/jour/g de ver (IC95 % : 0,134–0,259)
- Dans la période >25 jours, le TSCJ diminue, sans différence significative notable.

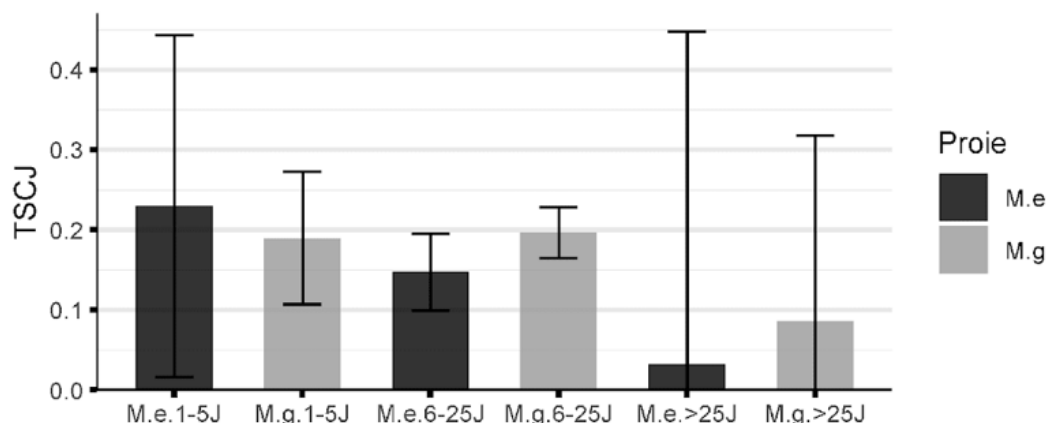


Figure 31 : Taux spécifique de consommation (TSC) par bacs expérimental et espèce (M.e = *M. edulis*, M.g = *M. gigas*) et par jour.

Les comparaisons deux à deux montrent que les TSCJ de *M. edulis* et *M. gigas* sont significativement plus élevés après le jeûne que dans les périodes suivantes. Pendant la

période de consommation normale (6–24 jours), le TSCJ de *M. gigas* est significativement plus élevé que celui de *M. edulis*.

3.4. Croissance de *P. orbicularis*

La biomasse sèche des vers plats a augmenté avec le temps. Les biomasses initiales des 15 vers variaient entre 0,007 et 0,053 g et atteignaient en fin d'expérience des valeurs comprises entre 0,06 et 0,26 g pour les 5 individus restants (Figure 32).

Cette tendance générale à la croissance est nuancée par la plasticité observée pour certains individus où l'on note des diminutions et des augmentations de taille selon la quantité de nourriture consommée. Certains vers plats ont été endommagés par les proies lors de la prédation, expliquant une partie des mortalités.

La masse sèche augmente de manière quasi linéaire jusqu'au jour 28 (+0,003 g/j, $R^2 = 0,47$), avant de ralentir à la suite d'un souci expérimental.

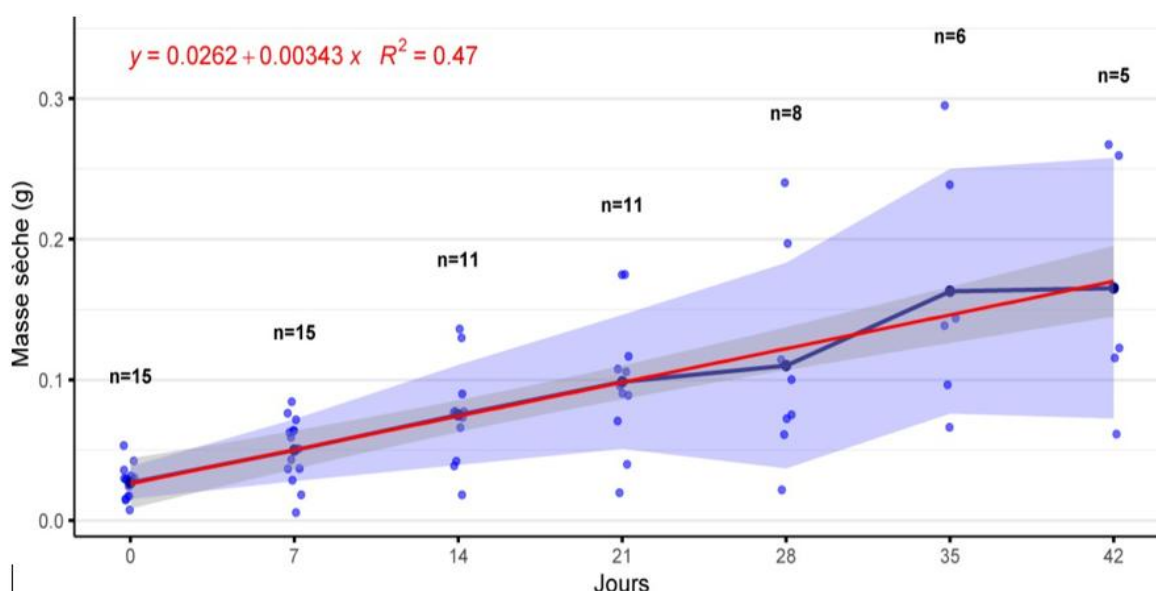


Figure 32 : Evolution de la biomasse sèche des 15 individus de *P. orbicularis* suivis pour la croissance. La ligne rouge est la régression linéaire associée et l'aire bleue, l'écart type.

V. Discussion

Les résultats obtenus en conditions contrôlées, complétés par les suivis *in situ* réalisés dans le bassin d'Arcachon, confirment que le ver plat *Postenterogonia orbicularis* est un prédateur actif de bivalves, dont le comportement alimentaire n'est pas aléatoire mais orienté par des préférences marquées. Les taux spécifiques de consommation journaliers et le nombre de proies ingérées observés en laboratoire indiquent que certaines espèces sont ciblées de façon préférentielle, tandis que d'autres sont largement délaissées. Cette sélectivité reflète une stratégie de prédation non stricte, combinant sûrement considérations énergétiques, vulnérabilités morphologiques des proies et conditions environnementales.

Lors des expériences, le temps nécessaire aux vers plats pour atteindre et donc « attaquer » la première proie était significativement plus faible lorsqu'ils étaient mis en contact de

mytilidés (*A. senhousia*, *M. edulis*). De plus, la consommation est significativement plus élevée pour les mytilidés que pour les autres bivalves testés, en particulier pour *A. senhousia*. Cette préférence pourrait s'expliquer par plusieurs facteurs : 1. La valeur nutritionnelle et la faible masse de chair par individu peuvent inciter le ver à consommer un plus grand nombre de proies, ce qui correspond à une stratégie de maximisation du gain énergétique par nombre plutôt que par masse (MacArthur & Pianka, 1966). En effet, un individu de *M. edulis* de 35 mm correspond en moyenne à 0,19 g de chair sèche, contre seulement 0,12 g pour un individu d'*A. senhousia* de taille équivalente (données personnelles). 2. La morphologie des proies : *A. senhousia*, espèce fouisseuse, possède des muscles adducteurs peu développés pour se maintenir fermée, limitant la fermeture des valves lors d'une attaque, surtout dans cette expérimentation sans substrat (Morton, 2015 ; Dey, 2023). À l'inverse, les huîtres comme *Magallana gigas* et *Ostrea edulis* présentent des coquilles robustes et des muscles puissants, rendant la prédation difficile. Ceci peut expliquer que les taux de prédation sur ces deux espèces sont moins importants par rapport aux Mytilidés. De manière logique, les temps associés au début d'attaque et à la durée de consommation des chairs ont été mesurés significativement plus importants sur ces deux espèces que chez les Mytilidés. La préférence de *P. orbicularis* pour *A. senhousia*, une espèce exotique envahissante et ingénieuse d'écosystème, pourrait avoir d'autres implications écologiques. Si le ver est capable de consommer cette espèce dans le milieu naturel, le développement d'*A. senhousia* dans le bassin d'Arcachon pourrait avoir favorisé indirectement l'essor des populations de vers plats. Cette hypothèse est cohérente avec la coïncidence temporelle entre l'augmentation d'*A. senhousia* (2020–2021) (Coignard et al., 2025) et l'essor des populations de *P. orbicularis*. La palourde japonaise *R. philippinarum* qui se retrouve dans le même habitat qu'*A. Senhousia* mais dont la coquille est plus robuste est moins consommée que les mytilidés en général et d'*A. senhousia* en particulier, révélant potentiellement un choix stratégique de ses proies par le ver. Les taux spécifiques de consommation et le nombre de proies consommées mettent en évidence des préférences nettes : *A. senhousia*, puis *M. edulis* et *R. philippinarum*, ce qui montre que les huîtres ne sont pas ciblées préférentiellement. Cela correspond aux concepts de « proies principales » et « proies accessoires » en écologie trophique (Main, 1985). Concernant *O. edulis*, aucune consommation n'a été observée en conditions expérimentales, probablement en raison de la grande taille (commerciale) des individus. Quelques cas de prédation ont néanmoins été observés dans les bacs de stockage des vers, suggérant qu'une pression collective serait nécessaire sur les grandes proies.

Lors de confrontations avec des huîtres de grande taille, des mutilations de vers ont été observées, mettant en évidence une stratégie de consommation risquée, voire une absence de stratégie et une attaque en force, contrairement à ce qui a pu être observé pour d'autres espèces qui ciblent le muscle adducteur avant de rentrer dans la proie (Galleni et al., 1980 ; Gammoudi et al., 2017 ; Teng et al., 2022). Cela met aussi en évidence leur capacité de régénération rapide : trois jours après la perte d'environ 5 % de l'extrémité corporelle, une membrane translucide reformait déjà la zone amputée, conformément aux données sur les Plathelminthes de Cebria et al., 2015 et Schadt et al., 2021.

L'étude comportementale de *P. orbicularis* montre que le ver passe l'essentiel de son temps en dissimulation (71–80 % selon la proie présente), suivi par le déplacement (16 %), l'inactivité à découvert (7 %) et la consommation (5 %). La dissimulation réduit l'exposition aux prédateurs potentiels (Chintala & Kennedy, 1993) tout en conservant l'énergie nécessaire à la chasse. Dans le bassin d'Arcachon, les prédateurs possibles incluent le crabe vert (*Carcinus maenas*) ou certains poissons labridés, bien que les polyclades possèdent souvent des toxines limitant leur prédation (McNab et al., 2021 ; Okabe et al., 2021). Le déplacement, particulièrement important en présence d'huîtres, correspond à la phase de prospection plus longue pour ces proies (Boyd, 1996 ; Ioannou & Krause, 2008) dont la prédation s'avère plus difficile et risquée. Pour les espèces consommées, le temps d'inactivité à découvert est

associé à la digestion, comme en témoignent les contractions visibles du ver (Hsu et al., 2024). La taille de la proie influence également la prédation : les vers consomment légèrement plus les huîtres de tailles moyennes que les grandes, indiquant un investissement énergétique plus important pour les proies de plus grandes tailles (Weitz & Levin, 2006). En accord, le temps de consommation était également plus important pour les proies les plus grandes. Dans le milieu naturel il est souvent observé la présence simultanée de plusieurs vers consommant la même proie (com. pers.). Bien que non étudié dans le cadre de ces expériences et comme évoqué pour la prédation des huîtres plates, des attaques collectives sur des huîtres creuses de grande taille pourraient constituer une stratégie de groupe efficace et plus réaliste du milieu naturel (Ioannou & Krause, 2008).

Un autre comportement alimentaire a été mis en évidence dans les bacs expérimentaux multi-spécifiques. Ces résultats indiquent que *P. orbicularis* consomme rapidement et de préférence les individus fraîchement morts, suggérant un comportement nécrophage opportuniste. Les signaux chimiques émis par les bivalves morts et mourants attirent les prédateurs (Ferrero et al., 1980). Toutefois, lorsque la dégradation est trop avancée, les vers ne s'attaquent plus aux proies : son statut est donc plus celui d'un prédateur opportuniste que d'un charognard se nourrissant sur des individus en décomposition. Ces résultats sont en accord avec l'absence de stratégie identifiée lors des attaques et des événements de prédation.

Les expérimentations en conditions contrôlées peuvent présenter des résultats tendant à surestimer la pression de prédation des vers plats sur les bivalves (pas de temps d'exondation, obscurité totale, absence de courant, de prédateurs et individus à jeun). Cependant, les préférences alimentaires ainsi que les répertoires comportementaux observés pendant ces expériences permettent de mieux comprendre 1. les variations spatio-temporelles des populations dans le milieu naturel, 2. la pression potentielle sur les élevages ostréicoles.

Concernant l'étude spatio-temporelle des populations de *P. orbicularis*, l'étude des cohortes a été rendue difficile à cause de différents facteurs propre à l'animal. La population de *P. orbicularis* est largement dominée par les petits individus. On peut néanmoins difficilement évaluer l'âge des populations en se basant sur leur surface, car, comme vu dans les expériences à long terme sur la croissance, les vers ont la capacité de diminuer en taille si les conditions environnementales leur sont défavorables. On peut néanmoins estimer des périodes de recrutement en se basant sur des observations du nombre d'individus et d'estimations de cohortes. Observé au début de l'été, le recrutement est plus précoce dans les sites intérieurs du bassin d'Arcachon, suggérant un lien fort avec la température et/ou la salinité, comme le confirment les études sur la reproduction des polyclades (Chintala & Kennedy, 1993 ; Merory & Newman, 2005 ; Morita, 2018). La coïncidence entre l'apparition des vers et les périodes de recrutement des moules et huîtres favorise un effet de « nursing » pour les jeunes individus (Gosling, 1992). En effet ces bivalves fraîchement recrutés pourraient fournir une source de nourriture accessible et abondante supportant la croissance individuelle et populationnelle des vers plats nouvellement recrutés également. Grâce aux observations, on peut estimer que les récifs de moules servent de pouponnières, tandis que les récifs d'huîtres sont davantage une solution de secours en cas de disparition des moules en hiver (2023). Ils constituent aussi des récifs où il est plus facile de se dissimuler, ce qui permet d'accueillir les vers plus gros, d'où cette différence de taille inter-récifs. La simultanéité entre la baisse de la vitalité des huîtres et l'augmentation des densités de vers en hiver suggère un effet de réponse de la population de vers face à cette baisse de vitalité, plutôt qu'une prédation active. Les vers profitent d'un garde-manger constitué de proies affaiblies ou mourantes, sans forcément être les principaux responsables du déclin des récifs, celui-ci étant plutôt lié à un affaiblissement des conditions environnementales, notamment par une faible disponibilité en phytoplancton et l'exposition à des polluants (Vieira, 2024 ; Lagarde et al., 2025).

Lorsque les huîtres sont en conditions d'élevage, la présence des vers plats est beaucoup plus importante dans les poches de naissain que dans celles contenant des huîtres marchandes, confirmant l'hypothèse de la taille des proies (préférence des proies de petite taille). De plus, la taille de maille plus petite pour les poches de naissain pourrait favoriser la présence de vers plats en limitant la pénétration de la lumière, ce ver étant une espèce lucifuge, ainsi que la dessiccation, ce ver étant sensible au dessèchement. Ces facteurs permettent de favoriser le comportement de dissimulation démontré comme étant le comportement le plus fréquent du ver plat. De plus, le poids de coquilles mortes était un facteur affectant significativement les abondances et les biomasses de vers plats dans les poches d'élevages (naissain et huîtres marchandes). Ce résultat indique également l'importance de structure permettant au ver de se dissimuler dans les poches. Ceci est d'autant plus important que les coquilles mortes peuvent servir d'abris contre les prédateurs et de support de ponte et de recrutement.

A ces facteurs s'ajoutent la hauteur des parcs sur l'estran. En effet, nos résultats indiquent que cette dernière variable est corrélée négativement avec les abondances et les biomasses de vers plats (plus de vers en bas de parc et inversement). Ces effets négatifs résultent surtout de la différence importante d'altimétrie entre un site (Bélisaire) et les quatre autres. A l'inverse, les différences plus fines d'altimétrie entre les quatre autres sites (Arguin, Grand Banc, Les Jalles, Grahudes) s'avèrent moins aptes à influencer les abondances et biomasses de vers plats. Néanmoins, un patron d'abondance moindre aux plus hauts niveaux de l'estran par rapport aux plus bas niveaux peut s'expliquer par deux raisons : plus les poches sont hautes, plus le temps d'exondation est long, exposant le ver à un risque de dessèchement plus important. D'autre part, globalement dans la plupart des zones d'élevages, les poches présentent en bas de parcs possèdent des taux de mortalité et de prévalence de pathogènes plus importants (Copereau et al., 2022), paramètres rendent potentiellement les huîtres plus facilement consommables.

Le traitement (poches brûlées ou non) n'a pas significativement influencé les quantités de *P. orbicularis* à une exception près. Lors des suivis sur les poches d'huîtres multisites, un constat d'hétérogénéité de captage initial de moules a été fait. Le traitement par brulage montre un effet significatif sur la quantité de moules restante après application lorsque leur densité initiale sur les poches est importante, à l'inverse de celles à densité initiale faible.

Les analyses statistiques indiquent clairement que la biomasse de moules sur les poches influence significativement et positivement les abondances et biomasses de vers plats.

Ceci démontrerait que le traitement par brulage est important à réaliser lorsque la densité de moules dans les poches est élevée pour réduire la présence de vers plats tandis qu'il n'a pas d'influence en cas de densité de moules faible. Ainsi, cela met en évidence l'importance d'un contrôle du fouling tel que les moules sur les élevages.

D'autres méthodes de contrôle, telles que la dessalure, l'exposition à l'air ou les traitements chimiques par balnéation, sont souvent utilisées pour réguler les populations de vers plats (Agblad, 2022 ; Cahill et al., 2022). Il est important de rappeler que les transferts d'huîtres vers de nouvelles zones sont une pratique courante en ostréiculture, comme ce fut le cas lors de l'introduction initiale des huîtres japonaises (*Magallana gigas*) (Grizel & Héral, 1991). Cependant, ces transferts présentent des risques sanitaires et écologiques non négligeables et nécessitent la mise en place de traitements appropriés afin de limiter la dispersion d'organismes associés tels que *P. orbicularis*.

VI. Conclusion

Les résultats mettent en évidence que *P. orbicularis* peut être considéré comme un prédateur actif, sélectif mais également opportuniste, dont la stratégie repose sur l'optimisation énergétique, l'exploitation des vulnérabilités morphologiques et physiologiques des bivalves, ainsi qu'une forte plasticité comportementale. L'espèce démontre une capacité d'adaptation lui permettant de cibler préférentiellement certaines proies, notamment les mytilidés, tout en conservant la possibilité d'élargir son spectre trophique en fonction de la disponibilité en ressources. L'impact observé sur les huîtres commerciales adultes apparaît relativement limité. En revanche, les risques sont nettement plus élevés pour les naissains et pour les moules, qui constituent les proies privilégiées de *P. orbicularis*. De plus, la synchronisation du cycle de vie de *P. orbicularis* avec celui de ses proies – son recrutement estival coïncidant avec celui des bivalves – renforce son succès en tant que prédateur. Cette concomitance suggère également que l'été pourrait représenter la période la plus pertinente pour mettre en place des actions de gestion ou de lutte contre cette espèce, notamment par un nettoyage intensif des parcs. Ainsi, bien qu'il ne constitue pas une menace directe et immédiate pour la survie des huîtres lorsque les mytilidés sont abondants, *P. orbicularis* peut néanmoins exercer une pression diffuse mais constante. Celle-ci s'ajoute aux contraintes déjà subies par les bivalves, qu'il s'agisse de la prédation naturelle, des maladies, de la pollution ou encore des manipulations liées aux pratiques conchyliques. De futures études devraient se concentrer sur plusieurs axes afin d'approfondir les connaissances sur cette espèce : 1. Des expérimentations en conditions plus proches du milieu naturel, intégrant la complexité du substrat et la présence de prédateurs potentiels (par ex. crabes), afin de valider et affiner les observations issues du laboratoire. 2. Des analyses approfondies du régime alimentaire naturel de *P. orbicularis*, via l'analyse isotopique stable ou l'étude du contenu stomacal, pour mieux cerner sa place dans le réseau trophique et évaluer de façon plus précise ses impacts sur les zones conchyliques. 3. Évaluation plus précise en milieu naturel de la période de présence des larves planctoniques dans la colonne d'eau (dispersion). Ces nouvelles connaissances permettraient de calibrer de manière efficace la mise en œuvre de méthodes de contrôles et/ou d'éradication à l'échelle d'un parc d'élevage.

Ces perspectives apparaissent d'autant plus importantes que, dans un contexte marqué par un état physiologique défavorable des huîtres depuis plusieurs années sur le bassin d'Arcachon, la pression de prédation par la présence de ver plat pourrait être amenée à avoir des impacts plus importants tels que suggéré par les résultats de cette étude.

VII. Bibliographie

Agblad, N. (2022). EVALUATING HEAT TREATMENT AS A METHOD TO REDUCE BIOFOULING IN OYSTER AQUACULTURE. Heat tolerance in Swedish grown *Magallana gigas* and *Ostrea edulis*.

Agreste. (2025). *Enquête Aquaculture 2023*. Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, 64p.

Anderson, M.J., Gorley, R.N. and Clarke, K.R. (2008) PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth.

Azema, P. (2018). *Caractérisation des paramètres génétiques de la résistance à certains agents infectieux chez l'huître creuse, Crassostrea gigas, dans le cadre des mortalités massives* (Doctoral dissertation, Institut agronomique, vétérinaire et forestier de France).

Binh13, N. T., Huong, N. T. M., Van, N. C., Nhung, N. P., & Ba, D. C. (2024) Effects of predators on two oyster species (*Crassostrea rivularis* and *Crassostrea gigas*) farmed in Can Gio coastal area. *Scientific Journal Of Tan Trao University*. Vol. 10, n° 4.

Bivand, R., Ono, H., Dunlap, R., & Stigler, M. (2013). *classInt: Choose univariate class intervals*. URL <http://CRAN.R-project.org/package=classInt>. R package version 0.1–21.

Boyd, I. L. (1996). Temporal scales of foraging in a marine predator. *Ecology*, 77(2), 426-434.

Brusa, F., Damborenea, M. C., & Quiroga, S. (2009). First records of Pseudocerotidae (Platyhelminthes: Polycladida: Cotylea) from Patagonia, Argentina.

Caill-Milly, N., Léauté, J. P., Trouillet, B., Laborde, J. L., Goumy, C., Prouzet, P., ... & Corlay, J. P. (2001). *La petite pêche en aquitaine-le bassin d'Arcachon. Halieutique, socio-économie, usages et réglementations. 1999-2000* (Doctoral dissertation, IFREMER, LETG (UMR 6554 CNRS), CRTS La Rochelle).

Cahill, P. L., Davidson, I. C., Atalah, J. A., Cornelisen, C., & Hopkins, G. A. (2022). Toward integrated pest management in bivalve aquaculture. *Pest Management Science*, 78(11), 4427-4437.

CEBRIA, F., SALO, E. et ADELL, T. (2015). Adult developmental processes: regeneration in platyhelminthes. *Evolutionary Developmental Biology of Invertebrates 2: Lophotrochozoa (Spiralia)*. 2015. Vol. 2, pp. 41-78.

Coignard, S., Fouet, M., Blanchet, H., Massé, C., Caill-Milly, N., Sanchez, F., ... & Bernard, G. (2025). The ongoing spread of the Asian date mussel (*Arcuatula senhousia*) within the French Atlantic coast: colonisation dynamics and associated drivers in a historically invaded ecosystem (Arcachon Bay). *Aquatic Invasions*, 20(4), 427-450.

Corporeau C, Petton S, Vilaça R, Delisle L, Quéré C, Le Roy V, Dubreuil C, Lacas-Gervais S, Guitton Y, Artigaud S, Bernay B, Pichereau V, Huvet A, Petton B, Pernet F, Fleury E, Madec S, Brigaudeau C, Brenner C, Mazure NM. Harsh intertidal environment enhances metabolism and immunity in oyster (*Crassostrea gigas*) spat. *Mar Environ Res*. 2022 Sep;180:105709. doi: 10.1016/j.marenvres.2022.105709.

Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2015). Getting started with PRIMER v7. *PRIMER-e: plymouth, plymouth marine laboratory*, 20(1).

Dey, K. G. (2023). *The Asian date mussel (Arcuatula senhousia) in the UK: a threat to ecological communities and blue economies?* (Doctoral dissertation, University of Portsmouth).

Chintala, M. M., & Kennedy, V. S. (1993). Reproduction of *Stylochus ellipticus* (Platyhelminthes: Polycladida) in response to temperature, food, and presence or absence of a partner. *The Biological Bulletin*, 185(3), 373-387.

Comps, M., Bonami, J. R., & Vago, C. (1976). Une virose de l'huître portugaise (*Crassostrea angulata* Lmk). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris, Série D*, 282(22), 139-143.

Daney, C. (1959). L'ostréiculture dans le bassin d'Arcachon. *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest. Sud-Ouest Européen*, 30(2), 117-133.

ECDGMAF & EUMOFA. (2023). *Le marché européen du poisson : édition 2023*. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2771/224319>.

Ferrero, E., Tongiorgi, P., Galleni, L., Salghetti, U., & Salvadego, P. (1980). Chemical attraction of *Stylochus mediterraneus* Galleni, 1976 (Turbellaria: Polycladida) towards its prey *Mytilus galloprovincialis* L.

Friedrich, C., & Hendelberg, J. (2001). On the ecology of Acoela living in the Arctic Sea ice. *Belg J Zool*, 131(Supplement 1), 213-216.

Galleni, L., Tongiorgi, P., Ferrero, E., & Salghetti, U. (1980). *Stylochus mediterraneus* (Turbellaria: Polycladida), predator on the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Biology*, 55(4), 317-326.

Gammoudi, M., Ben Ahmed, R., Bouriga, N., Ben-Attia, M., & Harrath, A. H. (2017). Predation by the polyclad flatworm *Imogine mediterranea* on the cultivated mussel *Mytilus galloprovincialis* in Bizerta Lagoon (northern Tunisia). *Aquaculture Research*, 48(4), 1608-1617.

GOSLING, E. (1992). Ecology, Physiology. ELSEVIER Amsterdam - London - Tokyo. 1992. Vol. Developments in Aquaculture and Fisheries Sciences, n° 25, pp. 86-169.

Grizel, H., & Heral, M. (1991). Introduction into France of the Japanese oyster (*Crassostrea gigas*). *ICES Journal of Marine Science*, 47(3), 399-403.

Gutiérrez, A., Auby, I., Gouillieux, B., Daffe, G., Massé, C., Antajan, E., & Noreña, C. (2023). A New Polyclad Flatworm, *Idiostylochus tortuosus* gen. nov., sp. nov. (Platyhelminthes, Polycladida) from France. Can this Foreign Flatworm be Responsible for the Deterioration of Oyster and Mussel Farms?. *Zoological Studies*, 62, e15.

Heral, M. (1989). Traditional oyster culture in France.

Hsu, P. C., Chiu, Y. N., Chang, Y. H., & Jie, W. B. (2024). Predation on crustaceans by the flatworm *Ilyella gigas* (Schmarda, 1859) (Polycladida: Ilyplanidae) ex situ. *Platax*, 2024, 31-42.

Ioannou, C. C., & Krause, J. (2008). Searching for prey: the effects of group size and number. *Animal Behaviour*, 75(4), 1383-1388.

Jennings, K. A., & Newman, L. J. (1996). Four new stylochid flatworms (Platyhelminthes: Polycladida) associated with commercial oysters from Moreton Bay, southeast Queensland, Australia. *Raffles Bulletin of Zoology*, 44(2), 493-508.

Johnson, K. B., & Forward Jr, R. B. (2003). Larval photoresponses of the polyclad flatworm *Maritigrella crozieri* (Platyhelminthes, Polycladida) (Hyman). *Journal of experimental marine biology and ecology*, 282(1-2), 103-112.

Kaelin, G., Piquet, J. C., Boulben, S., Cheve, J., Derrien, A., Lamort, L., ... & Miossec, L. (2022). REMI dataset: the French microbiological monitoring program of mollusc harvesting areas. (No Title).

Lagarde, F., Petton, S., Fleury, E., & Pouvreau, S. (2025). Observatoire national du cycle de vie de l'huître creuse en France-Rapport annuel ECOSCOPA 2024.

Le Borgne, A., Gras, P., Comps, M., & Razet, D. (1973, January). Observations sur la reproduction des huîtres dans la Seudre (Bassin de Marennes-Oléron) en 1972. In *Communication présentée au Congrès International de la Mer 1973, Comité des Crustacés, coquillages et benthos*.

Littlewood, D. T. J., & Marsbe, L. A. (1990). Predation on cultivated oysters, *Crassostrea rhizophorae* (Guilding), by the polyclad turbellarian flatworm, *Stylochus* (*Stylochus*) *frontalis* Verrill. *Aquaculture*, 88(2), 145-150.

López-Alonso, R., Pascual-Parra, E., González-Toral, C., del Cerro, A., Muñoz, M., Soto-López, V., ... & Arias, A. (2024). A new threat to the European marine environment: The exotic polyclad flatworm *Postenterogonia orbicularis* (Schmarda, 1859). *Regional Studies in Marine Science*, 78, 103758.

MacArthur, R. H., & Pianka, E. R. (1966). On optimal use of a patchy environment. *The American Naturalist*, 100(916), 603-609.

Main, K. L. (1985). The influence of prey identity and size on selection of prey by two marine fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 88(2), 145-152.

McNab, J. M., Rodríguez, J., Karuso, P., & Williamson, J. E. (2021). Natural products in polyclad flatworms. *Marine drugs*, 19(2), 47.

Merory, M., & Newman, L. J. (2005). A new stylochid flatworm (Platyhelminthes, Polycladida) from Victoria, Australia and observations on its biology. *Journal of Natural History*, 39(28), 2581-2589.

MORITA, N. (2018). Study on the growth process and behavior of polyclad flatworms. (No Title).

Morton, B. (2015). Evolution and adaptive radiation in the Mytiloidea (Bivalvia): clues from the pericardial-posterior byssal retractor musculature complex. *Molluscan Research*, 35(4), 227-245.

O'Connor, W. A., & Newman, L. J. (2001). Halotolerance of the oyster predator, *Imogine mcgrathi*, a stylochid flatworm from Port Stephens, New South Wales, Australia. *Hydrobiologia*, 459(1), 157-163.

O Connor, W. A., & Newman, L. J. (2003). Predation of Cultured Mussels, *Mytilus galloprovincialis*, by Stylochid Flatworms, *Imogine megrathi*, from Twofold Bay, New South Wales, Australia. *Asian Fisheries Science*, 16(1/2), 133-140.

Okabe, T., Saito, R., Yamamoto, K., Watanabe, R., Kaneko, Y., Yanaoka, M., ... & Itoi, S. (2021). The role of toxic planocercid flatworm larvae on tetrodotoxin accumulation in marine bivalves. *Aquatic Toxicology*, 237, 105908.

Oya Yuki (2023). First record of *Postenterogonia orbicularis* (Schmarda, 1859)(Platyhelminthes: Polycladida) From the North Pacific. *Sakura-Mirin University Research Bulletin Journal. Natural Sciences Research*, 2, 19-24.

Pearse, A. S., & Wharton, G. W. (1938). The oyster" leech," *Stylochus inimicus* Palombi, associated with oysters on the coasts of Florida. *Ecological Monographs*, 8(4), 605-655.

Petton, B., Destoumieux-Garzón, D., Pernet, F., Toulza, E., De Lorgeril, J., Degremont, L., & Mitta, G. (2021). The Pacific oyster mortality syndrome, a polymicrobial and multifactorial disease: state of knowledge and future directions. *Frontiers in immunology*, 12, 630343.

Privileggio, L., Balković, I., Grozić, K., Pavičić-Hamer, D., Jaklin, A., Suman, D., ... & Hamer, B. (2024). Field and laboratory observation of Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* predation by flatworm *Stylochus mediterraneus*. *Aquaculture reports*, 36, 102164.

Provenzano, A. J. (1961). *Effects of the flatworm Stylochus ellipticus (Girard) on oyster spat in two salt water ponds in Massachusetts*.

Prudhoe, S. (1985). A monograph on polyclad Turbellaria. (*No Title*).

Rawlinson, K. A., Gillis, J. A., Billings Jr, R. E., & Borneman, E. H. (2011). Taxonomy and life history of the Acropora-eating flatworm *Amakusaplana acroporae* nov. sp. (Polycladida: Prosthlostomidae). *Coral Reefs*, 30(3), 693-705.

Rawlinson, K. A. (2014). The diversity, development and evolution of polyclad flatworm larvae. *EvoDevo*, 5(1), 9.

Rodríguez, J., Hutchings, P. A., & Williamson, J. E. (2021). Biodiversity of intertidal marine flatworms (Polycladida, Platyhelminthes) in southeastern Australia. *Zootaxa*, 5024(1), 1-63.

SANCHEZ F., CAILL-MILLY N. (2003). EVALUATION STOCK PALOURDES BASSIN D'ARCACHON. <https://doi.org/10.18142/297>.

Schadt, T., Prantl, V., Grosbusch, A. L., Bertemes, P., & Egger, B. (2021). Regeneration of the flatworm *Prosthlostomum siphunculus* (Polycladida, Platyhelminthes). *Cell and Tissue Research*, 383(3), 1025-1041.

Schärer, L., Janicke, T., & Ramm, S. A. (2015). Sexual conflict in hermaphrodites. *Cold Spring Harbor Perspectives in Biology*, 7(1), a017673.

Schmarda, L. K. (1861). *Neue wirbellose Thiere beobachtet und gesammelt auf einer Reise um die Erde 1853 bis 1857* (Vol. 2). Verlag von Wilhelm Engelmann.

SHU J.U. et LIN Y.S. (1980). Biological studies on the oyster predator. Institut national de recherche animale de l'Université nationale de Taiwan.

Sterr W., Rieger R. (1974). Retronectidae – a new cosmopolitan marine family of Catenulida (Turbellaria). In: Riser NW, Morse MP, editors. *Biology of the Turbellaria*. NY: McGraw-Hill. pp. 63–92.

Teng, C. J., Su, Y. J., Yeh, C. Y., & Jie, W. B. (2022). Predation of oysters using an autonomic pharynx in the oyster leech *Cryptostylochus* sp. (Polycladida: Stylochidae). *Zoological Studies*, 61, e7.

Toulhoat, L. (2008). Éléments de compréhension des stratégies de captage naturel de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) des ostréiculteurs de Charente-Maritime.

Tsuyuki, A., Oya, Y., Jimi, N., & Kajihara, H. (2020). Description of *Pericelis flavomarginata* sp. nov. (Polycladida: Cotylea) and its predatory behavior on a scaleworm. *Zootaxa*, 4894(3),

zootaxa-4894.

Voisin, A., Gailhard-Rocher, I., Lheureux, A., Jude-Lemeilleur, F., Costes, L., Mornet, L., ... & del Amo, Y. (2024, November). Evolution long-terme des communautés planctoniques autotrophes dans les écosystèmes côtiers: tendances pluriannuelles. In *EVolution à Long terme des Ecosystèmes Côtiers (EVOLECO)*.

Webster J.R. & Medford RZ. (1959). Flatworm distribution and associated oyster mortality in Chesapeake Bay. *Proceedings of the National Shellfisheries Association*, 50 : 89-95.

Weitz, J. S., & Levin, S. A. (2006). Size and scaling of predator–prey dynamics. *Ecology letters*, 9(5), 548-557.

WOELKE, C.E. (1959). Pacific oyster *Crassostrea gigas* mortalities with notes on common oyster predators in Washington waters. *Proceedings of the National Shellfisheries Association*. Vol. 50, pp. 53-66.

Annexe 1

Rapport de stage de Master 2 (janvier à juin 2024) rédigé par Louis Dallemans : Etude de l'écologie et de la dynamique spatio-temporelle de la population d'un ver plat envahissant dans les sites conchylicoles du bassin d'Arcachon.

Rapport de stage Master Année 2023-2024

**Etude de l'écologie et de la dynamique spatio-temporelle de la
population d'un ver plat envahissant dans les sites conchylicoles du bassin
d'Arcachon**

DALLEMANS Louis



Réalisé sous la direction de :

Cécile MASSE

Guillaume BERNARD

Antoine NOWACZYK

Johan VIEIRA

Master Science de la Mer

Biologie et Ecologie Marine, Université de Bordeaux

Remerciements :

Je souhaite exprimer ma profonde gratitude envers ma maître de stage Cécile MASSE ainsi que mes encadrants Antoine NOWACZYK, Guillaume BERNARD et Johan VIEIRA, pour leur assistance, leurs conseils, leur patience et leur soutien. Ils m'ont offert une multitude de connaissances et d'idées tout au long de ces 5 mois de stage.

Je tiens également à exprimer ma gratitude envers Fanny BENETIERE ainsi que les collègues et collaborateurs de Capena pour leur assistance et leur soutien tout au long des échantillonnages. Grâce à eux, j'ai pu approfondir mes connaissances sur leur travail et leurs méthodes.

Je remercie aussi toute l'équipe de l'UMR EPOC pour leur accueil, leur gentillesse, tous les gateaux le midi et les parties de fléchettes.

Je tiens à remercier tout particulièrement Léa BAUDOT et Franca BERNOS CHAVEZ qui ont réalisé leur stage en même temps que moi, pour leur bonne humeur, leur aide et les pizzas du midi.

Je remercie également Alan FOURNIOUX pour son aide précieuse sur différents tests statistiques que j'ai réalisés.

Pour finir, je remercie ma famille qui m'a toujours soutenue, aidée et conseillée lors de mes 5 années d'études.

Table des matières

I) Introduction :	1
II) Matériels et méthodes :	3
A) Données relatives à l'étude :	3
A-1) Description du Bassin d'Arcachon :	3
A-2) Les sites d'études :	3
A-3) Description du sujet d'étude : <i>Idiostylochus tortuosus</i> :	4
A-4) Données relatives à <i>Idiostylochus tortuosus</i> :	4
B-4) Données abiotiques :	6
III) Résultats :	7
A) Dynamique spatio-temporelle dans le bassin d'Arcachon :	7
A-1) Le vers plat dans le bassin d'Arcachon :	7
A-2) Comparaison entre quatre grands sites ostréicoles selon un gradient externe-interne :	9
A-3) Distribution des fréquences de tailles d' <i>I. tortuosus</i> dans le bassin d'Arcachon :	10
A-4) Comparaison des distributions de tailles d' <i>I. tortuosus</i> entre les 4 sites :	10
B) Les paramètres abiotiques expliquant cette dynamique :	12
C) Les paramètres biotiques expliquant cette dynamique : recherche d'un lien entre la présence d' <i>I. tortuosus</i> et les bivalves :	13
D) Etude préliminaire du comportement trophique :	15
D-1) Ecologie trophique : premières observations :	15
IV) Discussion :	15
A) Apparition d' <i>I. tortuosus</i> :	15
B) Les mécanismes et paramètres qui contrôlent la dynamique spatio-temporelle d' <i>Idiostylochus tortuosus</i> dans le Bassin d'Arcachon :	16
B-1) La Dynamique d' <i>I. tortuosus</i> dans le Bassin :	16
B-2) Dynamique entre les quatre grands sites ostréicoles selon les différents facteurs :	17
C) Etude préliminaire du comportement trophique :	18
D) Impact et perspectives :	19
V) Conclusion :	19
Références bibliographiques :	20
Annexes :	25
Résumé :	27
Abstract :	27

Liste des Figures et des Tableaux

Figures :

Figure 1	Carte des 4 sites d'échantillonnage dans le bassin d'Arcachon
Figure 2	Photographie d'un linéaire de 50 cm d'Huîtres
Figure 3	Mise en place d'une échelle pour le calcul de taille sur Imagej
Figure 4	Calcul de la surface des vers à partir de photos sur le logiciel Imagej
Figure 5	A: Relation linéaire entre la taille individuelle en mm ² (aire) et la masse sèche individuelle (g) B: Relation de puissance entre la taille en mm (diamètre de ferret) et la masse sèche (g)
Figure 6	Evolution moyenne du nombre de vers par huîtres (bleu et ronds) ou par moules (rouge et triangles) à l'échelle des 4 sites par mois (Arguin: point bleu, Bélisaire: point vert, Grand Banc: point orange, Jalles: point jaune), les barres d'erreurs représentent l'écart type. Les résultats de différences d'abondances entre les dates (PERMANOVA) sont en lettres majuscules et les résultats de différences de distribution selon la date (PERMDISP) en minuscules.
Figure 7	Distribution temporelle des abondances d' <i>I. tortuosus</i> échantillonnés, A: Arguin B: Bélisaire C: Grand Banc et D: Jalles
Figure 8	Histogramme des fréquences de classes de tailles (en mm ²) d' <i>I. tortuosus</i> à l'échelle des 4 sites.
Figure 9	A: Evolution de la taille moyenne d' <i>I. tortuosus</i> à chaque site. B: Evolution de la taille médiane d' <i>I. tortuosus</i> à chaque site. C: Evolution de la taille maximale d' <i>I. tortuosus</i> à chaque site. D: Evolution de la taille minimale d' <i>I. tortuosus</i> à chaque site. E: Evolution du pourcentage d' <i>I. tortuosus</i> ayant une taille supérieure ou égale à 400 mm ² . F: Evolution du pourcentage d' <i>I. tortuosus</i> ayant une taille inférieure ou égale à 150 mm ² .
Figure 10	Evolution des températures moyennes par mois de la période 1967-2023 et de la période 2020-2023 dans le Bassin d'Arcachon.
Figure 11	Evolution des salinités moyennes par mois de la période 2004-2022 à la période 2020-2022 dans le Bassin d'Arcachon.
Figure 12	Représentation de la corrélation du nombre de vers par poches en fonction du pourcentage de mortalités d'huîtres par poches

Tableaux :

Tableau 1	Récapitulatif des valeurs de corrélations et p-value entre nombre de vers et le pourcentage de mortalité des huîtres, le nombre total d'huîtres, le nombre d'huîtres vivantes et mortes.
Tableau 2	Récapitulatif du nombre de vers et du pourcentage de mortalité d'huîtres retrouvés dans les poches selon les sites.
Tableau 3	Prédateurs et nécrophagies d' <i>Idiostylocheus tortuosus</i>

D) Introduction :

Désormais documentée dans un grand nombre d'écosystèmes, terrestres, marins ou dulçaquicoles (Joassard et al. 2021, Beaugrand & Goberville, 2010, Toubal et al. 2014) et pour une vaste gamme de groupes taxonomiques, l'érosion de la biodiversité à l'échelle mondiale pourrait affecter sévèrement les services écosystémiques induits sur le bien-être et la subsistance des populations humaines (Perrings et al. 2011, Lafuite et al. 2017). Cinq grandes causes principales, toutes liées aux impacts directs et indirects des activités humaines, sont généralement avancées pour expliquer cette érosion : la destruction des habitats, le changement climatique global, la surexploitation des ressources naturelles, la pollution et les espèces exotiques envahissantes (IPBES, 2019).

Les espèces non indigènes (ENI) ou espèces exotiques sont définies comme des espèces introduites de manière volontaire ou involontaire par les activités humaines en dehors de leur aire de répartition naturelle. Les espèces non indigènes n'induisent pas toutes des conséquences au sein des écosystèmes dans lesquels elles s'installent. Cependant, certaines d'entre elles, qualifiées d'invasives ou envahissantes, peuvent s'implanter durablement et voir leurs populations se développer rapidement, créant une compétition pour l'espace et les ressources avec les espèces natives, et engendrant des modifications profondes de la biodiversité et de la structure des habitats (Peeler et al. 2011). Ces espèces peuvent ainsi être à l'origine d'impacts majeurs, directs ou indirects, observés à différents niveaux, y compris sur les fonctions nourricières des écosystèmes, c'est-à-dire la production de nourriture pour les populations humaines ou la santé (Turbelin et al. 2023 ; Mazza et al. 2014 ; Vilà et al. 2021). De plus, certaines espèces invasives peuvent avoir des impacts sur des espèces cultivées, notamment par la prédation ou la compétition. C'est le cas de la crépidule (*crepidula fornicata*) qui aurait une tendance à agir comme un compétiteur trophique de *Magallana gigas* (De Montaudouin et al. 2002).

Les principaux vecteurs d'introduction d'espèces non indigènes sont liés à l'intensification des échanges internationaux comme le commerce ou à la mondialisation au sens large, particulièrement observée depuis les années 1970. Ainsi, dans le milieu marin, les introductions involontaires par les eaux de ballast ou les transferts transcontinentaux d'espèces commercialisables (i.e. aquaculture ou conchyliculture) apparaissent comme prépondérants (Peeler et al. 2011). Il est estimé que l'importation de lots d'huîtres creuse *Magallana gigas* en France métropolitaine dans les années 1970 en provenance du Japon et de Colombie Britannique a été un des principaux « évènements » à l'origine de l'introduction d'espèces non indigènes, notamment sur la façade atlantique (Massé et al. 2023).

A l'échelle du bassin d'Arcachon, plus d'une centaine d'espèces non indigènes ont été signalées (Massé comm. Pers.), une grande partie d'entre elles étant liées aux échanges ostréicoles (Bachelet et al. 2009 ; Lavesque et al. 2013 ; Gouillieux et Massé 2019). La France est le principal producteur et consommateur d'huîtres en Europe. Les parcs ostréicoles français représentent environ 88 % de la production totale européenne d'huîtres (Agreste, 2020). L'ostréiculture occupe une place prépondérante dans l'activité économique du Bassin d'Arcachon comptant environ 300 entreprises ostréicoles (CRC, 2024). Introduite volontaire du Japon en France en 1970, l'huître creuse *Magallana gigas* est à la base d'une production estimée entre 7 et 10 000 tonnes par an (Vieira et al. 2024). Le Bassin d'Arcachon est un milieu particulièrement propice à la reproduction de l'huître creuse. On estimait en 2004 que 60 à 70 % des huîtres creuses commercialisées en France étaient natives du Bassin d'Arcachon (Auby & Mauret, 2004).

Depuis 2008, le secteur ostréicole est marqué par une baisse de la production en raison de fortes mortalités affectant les élevages, et cela au niveau national (Pepin et al. 2014 ; Petton et al. 2021). Ces mortalités sont tout d'abord liées à la présence conjointe d'agents infectieux viraux (de type Herpes virus OsHV-1) (Fleury et al. 2022) et bactériens (Le Roux et al. 2016).

En outre de ces pathogènes, les huîtres peuvent subir d'autres pressions au cours de leur cycle d'élevage telles que les prédateurs, les compétiteurs, les parasites, les changements dans la qualité de l'eau ou des paramètres environnementaux (Ventilla, 1984 ; Sanchez et al. 2010)

La prédation est un facteur important et parfois déterminant qui peut influencer la dynamique des populations des proies (Gammoudi et al. 2017). Parmi les prédateurs les plus connus de l'huître, on retrouve l'étoile de mer *Asteria rubens*, des mollusques gastéropodes (*Ocenebra erinaceus*, *Nucella lapillus*, *Hexaplex trunculus*), certains crabes ou poissons (Mazurie et al. 2013). Il est de plus souligné le fait que certains polyclades pourraient également être des prédateurs d'huître (Newman et al. 1993 ; Newell et al. 2007 ; Ching-Jung Teng et al. 2022). Les espèces de l'ordre des polyclades appartiennent à l'embranchement des Plathelminthes. Ce sont des vers plats à vie libre, presque exclusivement marins et encore peu connus (Gammoudi et al., 2011). En France notamment, ces espèces restent mal documentées. Malgré cela, la plupart des vers polyclades étudiés sont des carnivores benthiques (Newman et Cannon, 2003). Ils peuvent se nourrir de crustacés, d'ascidies, de gastéropodes, de bryozoaires et de bivalves (McNab et al. 2021). Bien que peu d'espèces aient été étudiées, certaines sont connues pour se nourrir d'huîtres et de moules et être des prédateurs de ces bivalves. (Gruet et al. 1976 ; Newman et al. 1993 ; O'Connor & Newman, 2003 ; Gammoudi et al. 2017 ; Ching-Jung Teng et al. 2022). Certains sont d'ailleurs connus pour être des ravageurs majeurs des cultures de bivalves comme sur la côte Ouest des Etats-Unis, la Méditerranée ou encore Taïwan (Pearse and Wharton, 1938 ; Galleni et al. 1980 ; Ventilla, 1984 ; Newman et al. 1993 ; O'Connor & Newman, 2001 ; O'Connor & Newman, 2003 ; Ching-Jung Teng et al. 2022). La majorité des espèces de polyclades prédateurs étudiées appartiennent à la famille des Stylochoidae. Ils sont mentionnés dans la littérature sous le nom de « oyster leeches » ou « sangsues d'huîtres » (Pearse & Wharton, 1938). Lors des premières introductions de *Magallana gigas* dans les années 1970, des mesures et des études avaient notamment été mises en place pour éviter la propagation de polyclades du Japon vers la France comme *Stylochus ijimai*, *Stylochus Yeri*, *Stylochus Kaburi* ou encore *Pseudostylochus ostreophagus* (Ventilla, 1984).

Depuis 2020, les conchyliculteurs du bassin d'Arcachon font remonter de nombreuses observations d'un ver plat encore aujourd'hui méconnu, proliférant au fil des mois en parallèle de forte mortalité de bivalves. Pour les huîtres, la mortalité a atteint 35.7 % en 2020 soit 3 fois plus que la valeur de référence (Vieira et al. 2021). C'est dans ce contexte que les projets RAPSODI (2022-2024) puis VISQUEUX (Ver plat *Idiostylochus tortuosus* : Etude écologique, approches in-situ et expérimentales 2024-2026) ont été mis en place, avec pour objectif d'identifier, mieux détecter et mieux comprendre la dynamique et l'écologie de cette espèce méconnue au caractère potentiellement envahissant.

Les premières analyses ont été consacrées à l'identification de cette espèce. Grâce à des analyses moléculaires et morphologiques, ce polyclade a finalement été identifié comme appartenant à un nouveau genre et donc à une nouvelle espèce : *Idiostylochus tortuosus* gen. nov., sp. nov., appartenant au sous-ordre des Acotylea (Gutiérrez et al. 2023). Pour autant, le manque d'études portant sur l'ordre des polyclades ne permet pas d'écarter la possibilité qu'il s'agisse d'une espèce non indigène introduite dans le milieu (Gutiérrez et al. 2023). En effet, par la suite, les comparaisons génétiques ont permis de mettre en évidence que cette espèce est également probablement présente dans d'autres régions du monde, au Japon (Oya, 2023) et en Australie (Massé, Comm. Pers.). Des travaux pour identifier précisément cette espèce ainsi que son aire de répartition sont actuellement en cours. Dans la suite de ce rapport, ce vers plat est donc considéré comme une espèce cryptogénique (dont on ignore introduite dans le bassin d'Arcachon, que nous appellerons *Idiostylocus tortuosus*.

Le travail présenté ici s'inscrit dans le cadre du projet VISQUEUX financé par DLAL-FEAMPA et l'OFB et vise à répondre aux interrogations suivantes, tant scientifiques que pour les filières socio-professionnelles :

Quelle est la dynamique de la population d'*Idiostylocus tortuosus* dans le bassin d'Arcachon et comment varie-t-elle spatialement et temporellement ?

Dans l'intention d'apporter les premières réponses à cette question, ce rapport a pour premier objectif de présenter la dynamique d'*I. tortuosus* dans le bassin à l'échelle spatiale et temporelle, puis dans les différents sites échantillonnés selon un gradient interne-externe. Le second objectif est d'expliquer cette dynamique tout d'abord par des paramètres abiotiques puis par un ensemble de paramètres biotiques. Enfin, le dernier objectif de ce rapport est d'étudier de façon préliminaire le comportement trophique d'*I. tortuosus*.

II) Matériels et méthodes

A) Données relatives à l'étude

A-1) Description du bassin d'Arcachon

La présente étude a pour cadre le bassin d'Arcachon, une lagune mésotidale semi-fermée de 182 km². Le bassin d'Arcachon est alimenté en eau marine par l'intermédiaire de deux passes ouvertes sur l'océan Atlantique et reçoit des apports d'eau douce par l'Eyre au Sud-Est (Kaelin et al. 2022). Son substrat est essentiellement constitué de fonds envasés et environ deux tiers de la surface du bassin est une large zone intertidale. Grâce à ces caractéristiques, le bassin d'Arcachon est un haut lieu de l'ostréiculture, site de production et de reproduction (Auby & Maurer, 2004).

A-2) Les sites d'études

Dans le cadre du projet VISQUEUX visant à documenter et caractériser la dynamique spatio-temporelle d'*Idiostylocus tortuosus* dans les zones conchylicoles du bassin d'Arcachon, quatre sites dans des zones exploitées pour l'ostréiculture ont été échantillonnés : Les Jalles en zone interne, Grand-banc en zone médiane, Bélisaire en direction de l'embouchure et Arguin en zone externe du bassin d'Arcachon. Ces quatre sites suivent un gradient interne depuis Jalles vers l'externe Arguin (Figure 1)

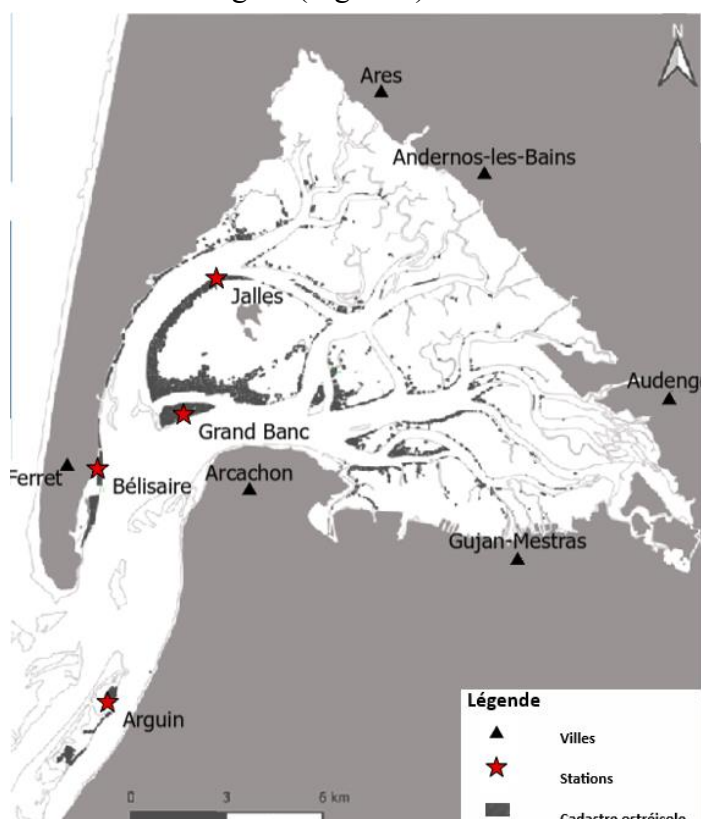


Figure 1 : Carte des 4 sites d'échantillonnage dans le bassin d'Arcachon

A-3) Description du sujet d'étude : *Idiostylochus tortuosus*

Idiostylochus tortuosus est une nouvelle espèce de ver plat polyclade échantillonnée dans le bassin d'Arcachon. Cette espèce a été retrouvée dans les cultures d'huîtres *Magallana gigas* et dans la cavité du manteau d'huîtres malades ou mortes. Il a également été observé dans des gisements naturels de *Mytilus edulis* (Gutiérrez et al. 2023). Il a une forme arrondie ovale avec des bords légèrement ondulés et a une pigmentation brun-rosée avec de nombreuses taches sombres sur la face dorsale. La face ventrale est pâle avec la présence d'un pharynx dit « ébouriffé » sur la région centrale du corps.

A-4) Données relatives à *Idiostylochus tortuosus*

A-4-1) Données d'échantillonnages

Les populations de vers plat ont été suivies mensuellement pendant 10 mois.

L'échantillonnage est réalisé à une fréquence mensuelle, sur chacun des 4 sites de juillet 2023 à mai 2024. Chaque échantillonnage a été réalisé à l'aide du bateau de Capena (Centre pour l'aquaculture, la pêche et l'environnement de Nouvelle-Aquitaine) « l'Argonaute ». Un linéaire de 50 ou 100 cm de récif d'huîtres et de moule ont été prélevés au niveau des tables ostréicoles abandonnées (Figure 2) des parcs à huîtres des différentes stations. Une fois les quatre sites échantillonnés, un tri entre les huîtres vivantes et mortes et les moules vivantes ou mortes a été effectué. Chaque huître et moules morte a été individualisée à l'aide d'un couteau à détacher et chaque ver présent dans l'échantillon a été placé dans un récipient d'eau salée.



Figure : 2 Photographie d'un linéaire de 50 cm d'Huîtres

Les huîtres et moules vivantes et mortes ont été comptées, mesurées à l'aide d'un pied à coulisse électronique et les huîtres et moules vivantes pesées. Les vers ont été comptés, pesés en poids frais puis en poids sec après 48 h à l'étuve à 60°C. Pour les mesures de taille, les vers ont été préalablement photographiés sur une feuille blanche à l'aide d'un appareil photo Leica D-LUX afin de calculer leur surface, car étant difformes et élastiques, il n'est pas possible d'obtenir une longueur fixe.

A-4-2) Mesure de surface des vers plats

Une fois les photos obtenues, elles ont été analysées avec le logiciel ImageJ permettant ainsi de calculer leurs surfaces. Pour ce calcul, une échelle a été définie au préalable à l'aide des dimensions de la feuille ou d'une règle placée sur la photo (Figure 3). Il suffit ensuite, grâce à l'outil « Color Threshold » de colorier la surface des vers et de la calculer grâce à l'outil « analyse particules » (Figure 4).

Cette analyse permet d'obtenir la valeur de la surface des vers en mm² ainsi que le diamètre des vers en mm.

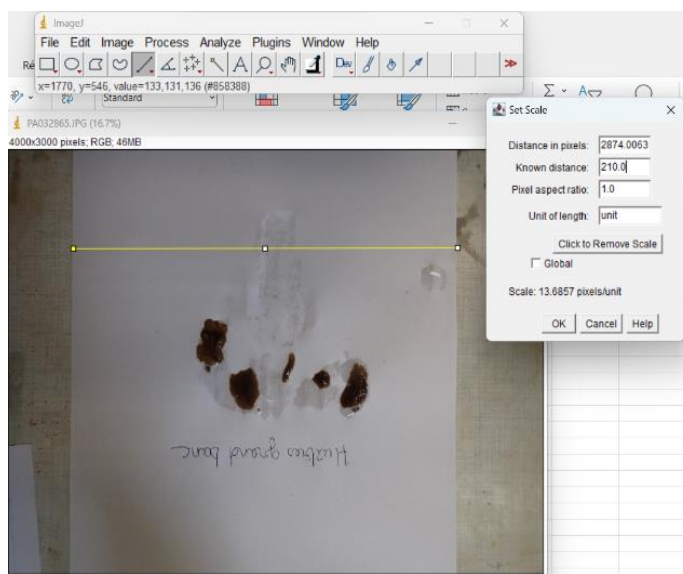


Figure 3 : Mise en place d'une échelle pour le calcul de taille sur Imagej

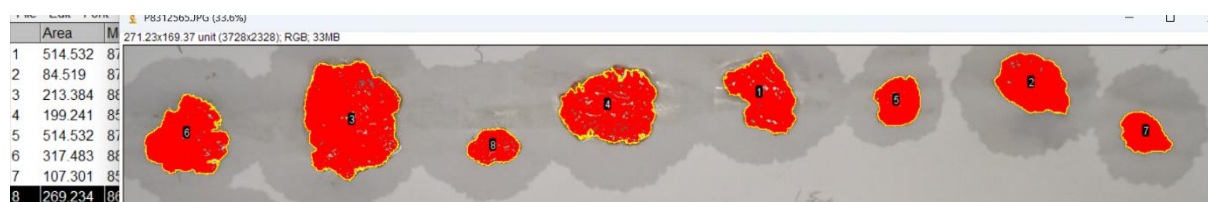


Figure 4 : Calcul de la surface des vers à partir de photos sur le logiciel Imagej

A-4-3) Données de suivis de mortalités d'huîtres dans les poches

En parallèle des données d'échantillonnage, un suivi de mortalité d'huîtres cultivées dans des poches est réalisé depuis 2020 par Capena. De 2020 à 2023, en décembre, chacune des 3 à 5 poches disposées sur les quatre sites ont été relevées afin de compter le nombre de vers présents et le pourcentage de mortalités d'huîtres de chaque poche.

A-4-4) Données environnementales

Afin d'analyser la dynamique d'*I. tortuosus* par rapport aux données environnementales, des données de températures et de salinité de différentes années à la station Eyrac (station au centre de transect Nord Sud entre les sites d'échantillonnages les plus opposés) ont été fournies par l'Ifremer grâce au réseau ARCHYD.

A-4-5) Observations expérimentales du comportement trophique d'*Idiostylochus tortuosus* :

Des *I. tortuosus* en relation avec des huîtres sur des poches ostréicoles ont été récoltés afin d'étudier leur comportement en présence de proies potentielles. Pour cela, ces individus ont été placés dans des seaux avec différents types de proies (*Mytilus edulis*, *Magallana gigas*, *Arcuatula senhousia*, *Ruditapes philippinarum*, *Cerastoderma edule*) où des renouvellements d'eau ont été effectués toutes les 24 h. Afin de préciser le comportement, la température a été relevée pendant 14 jours.

B) Traitement des données

B-2) Dynamique spatiale et temporelle

Le nombre de vers échantillonnés a été exprimé de deux manières : en nombre de vers par mètre linéaire de récifs échantillonnés et en nombre de vers par huître ou par moule, en divisant par le nombre d'huîtres total (mortes et vivantes) de chaque site. Après analyse des 2 méthodes, le nombre de vers par huître a été retenu comme meilleur descripteur de la dynamique de vers échantillonnés.

Afin de tester l'effet date sur les abondances de vers plats standardisés par bivalve dans les récifs d'huîtres (sur quatre sites/réplicats et 11 dates), une PERMANOVA (analyse de variance par permutation) univariée à un facteur fixe (date) basé sur la distance euclidienne entre échantillons a été réalisée. Afin de préciser cette analyse, un PERMDISP (test d'homogénéité des dispersions multivariées) a été réalisé sur la même base de données pour observer les différences significatives de dispersion entre les dates et ainsi caractériser les variabilités intersites selon la saison.

Dans le but d'évaluer s'il existe des différences de dynamique saisonnière d'*I. tortuosus* aux quatre sites, des fréquences par mois ont été réalisées. L'analyse de ces fréquences a été précisée par un test de Kolmogoro-smirnov. L'ensemble de ces analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel Rstudio.

B-2-1) Relation taille/masse sèche

A partir de 75 individus sélectionnés, une relation de la taille en fonction de la masse sèche a été réalisée. Pour cela, chaque individu a été mesuré à l'aide d'imagej selon la méthode décrite afin d'obtenir la taille en mm² (aire) et en mm (diamètre). Une fois mesurée, la masse sèche des individus a été pesée après 48 h à l'étuve. Une corrélation entre la taille mesurée selon la surface des individus ou le diamètre et la masse sèche individuelle a été obtenue.

B-2-2) Classes de tailles

Une fois les tailles de chaque *I. tortuosus* échantillonné obtenues à l'aide d'imagej les individus ont été classés. L'ensemble des vers ont été regroupés par classes de tailles selon un intervalle de 50 mm² et allant de 0 à 1100 mm². De plus, les données de taille ont permis d'analyser différents paramètres que sont la taille moyenne, médiane, minimale, maximale, le pourcentage d'individus supérieur ou égal à 400 mm² et inférieur ou égal à 150 mm².

B-3) Analyse de corrélation

Afin de mesurer les corrélations entre le nombre de vers et le nombre d'huîtres mortes, vivantes ou total des corrélations de Pearson ou Spearman ont été réalisées sur rstudio. Dans plus de la moitié des cas, les données ne respectaient pas les conditions d'application (homogénéité des variances, normalités des résidus et l'indépendance des résidus). Dans le cas où les conditions n'étaient pas respectées, une corrélation de Spearman a été réalisée. A l'inverse, lorsqu'elles étaient respectées, une corrélation de Pearson a été réalisée. Pour les corrélations significatives, un tableau des p-value et des R² a été construit.

B-4) Données abiotiques

Les données journalières de la sonde d'Eyrac ont été filtrées afin de récupérer des périodes de données complètes de la température et de la salinité. Pour la température, les données de 1967 à 2023 ont été utilisées et pour la salinité de 2004 à 2022. Une fois filtrées, des moyennes mensuelles des périodes sélectionnées ont été obtenues.

III) Résultats

A) Dynamique spatio-temporelle dans le bassin d'Arcachon

A-1) Le vers plat dans le bassin d'Arcachon

Les tailles d'*I. Tortuosus*, mesuré à l'aide de l'aire ou du diamètre, sont très fortement corrélées à la masse sèche avec un R^2 de 0.95 pour l'aire et 0.83 pour le diamètre. Concernant le diamètre des individus, on observe une tendance à la formation d'un plateau pour les valeurs les plus élevées (Figure 5)

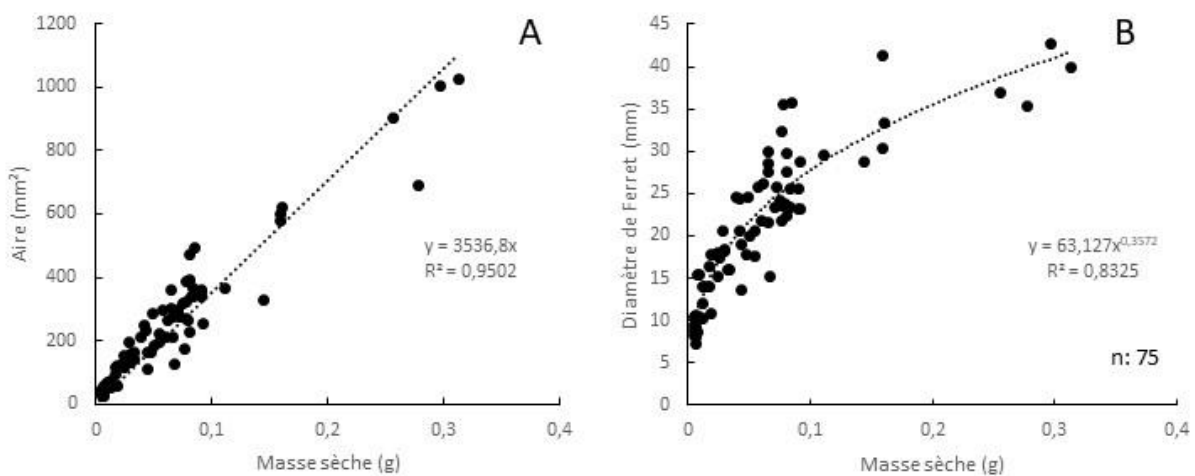


Figure 5 : A: Relation linéaire entre la taille individuelle en mm² (aire) et la masse sèche individuelle (g) B: Relation de puissance entre la taille en mm (diamètre de ferret) et la masse sèche (g)

Un total de 652 individus d'*I. tortuosus* ont été échantillonnés sur l'ensemble de la zone d'étude au cours du suivi mensuel, réalisé entre juillet 2023 et mai 2024. Les abondances de vers, standardisées par mètre linéaire de récif d'huîtres (et de moules lorsque présentes) étaient plus importantes au sein des sites Bélisaire et Grand Banc, les avec respectivement 211 vers et 233 vers. A l'inverse, ces abondances étaient plus faibles dans le site le plus externe Arguin et le plus interne à Jalles avec respectivement 100 et 108 vers. Les abondances, cette fois standardisées par le nombre d'huîtres présentes dans les échantillons, étaient également les plus élevées au site Grand Banc avec 0,16 vers/huître en moyenne et un maximum de 0,48 vers.huître⁻¹ (Figure 6). Elles étaient en revanche les moins importantes (5 fois inférieures) au site Arguin avec 0,04 vers.huître⁻¹, et intermédiaires aux sites Bélisaire et Jalles avec 0,06 et 0,07 vers.huîtres⁻¹ en moyenne. *I. tortuosus* était présent tout le long de la période d'échantillonnage pour le site d'Arguin contrairement aux trois autres sites où des absences de vers sur certains échantillons ont été relevées.

Au-delà des différences spatiales observées et présentées ci-dessus, les abondances mesurées présentaient d'importantes variations saisonnières à l'échelle du bassin, plus ou moins marquées selon les sites de suivi. Les abondances étaient significativement différentes entre les mois de juillet, janvier, avril et mai par rapport aux mois d'octobre et de décembre (Figure 6,

PERMANOVA $p\text{-value} < 0,05$). En effet, les abondances les plus fortes sont observées d'octobre à décembre avec un maximum de 0,22 vers.huîtres⁻¹ en octobre et diminue de janvier à avril avec un minimum en avril de 0,01 vers/huître (Figure). En ce qui concerne les distributions selon les sites il n'y a pas d'effet global du temps sur la variabilité inter-site (Figure 6) PERMDISP, $p\text{-value} > 0,05$). Cependant, il existe des différences significatives de distribution entre mois deux à deux. Le mois de décembre a une distribution significativement différente des mois d'avril et de mai, la distribution du mois de novembre est différente du mois de mai et la distribution du mois de juillet est différente des mois d'août, d'octobre, novembre, décembre, février et mars (PERMDISP, $p\text{-value} < 0,05$).

Pour ce qui est des moules, un total de 142 *I. tortuosus* a été échantillonné sur l'ensemble de la zone d'étude au cours des mois de juillet à octobre. Aucune moule n'a été échantillonnée depuis novembre suite à de fortes mortalités. A l'échelle des sites, des récifs de moules étaient présents à Jalles seulement en juillet, à Grand Banc jusqu'en septembre, à Bélisaire jusqu'en octobre et il n'y a eu aucun récif à Arguin.

Les abondances de vers standardisées par mètre linéaire de récif étaient bien plus importantes au sein du site "Grand Banc" avec 131 vers.m⁻¹ soit 92% des vers échantillonnés dans les moules. Le reste des vers a été échantillonné à Bélisaire avec 10 individus et 1 individu à Jalles.

Tout comme pour les huîtres, les abondances de vers ont été standardisées par nombre de moules. Les différences étaient moins marquées avec pour Grand Banc 0.09 vers/moule en moyenne, 0.03 à Bélisaire et 0.01 vers.moule⁻¹ à Jalles. L'évolution est croissante de juillet à septembre diminue en octobre avant d'être à 0 en novembre.

Enfin, avec les moules et les huîtres confondues, il y a une augmentation de l'abondance des vers de juillet à octobre et une diminution d'octobre à avril. De plus, on remarque qu'entre les espèces, le maximum d'abondances pour les moules intervient avant celui des huîtres qui est observé après la diminution d'abondance de vers dans les moules. Ce constat est vérifié davantage pour le site de Grand Banc puisque les moules sont présentes jusqu'en septembre et l'abondance de vers par huîtres passe de 0.25 à 0.48 de septembre à octobre.

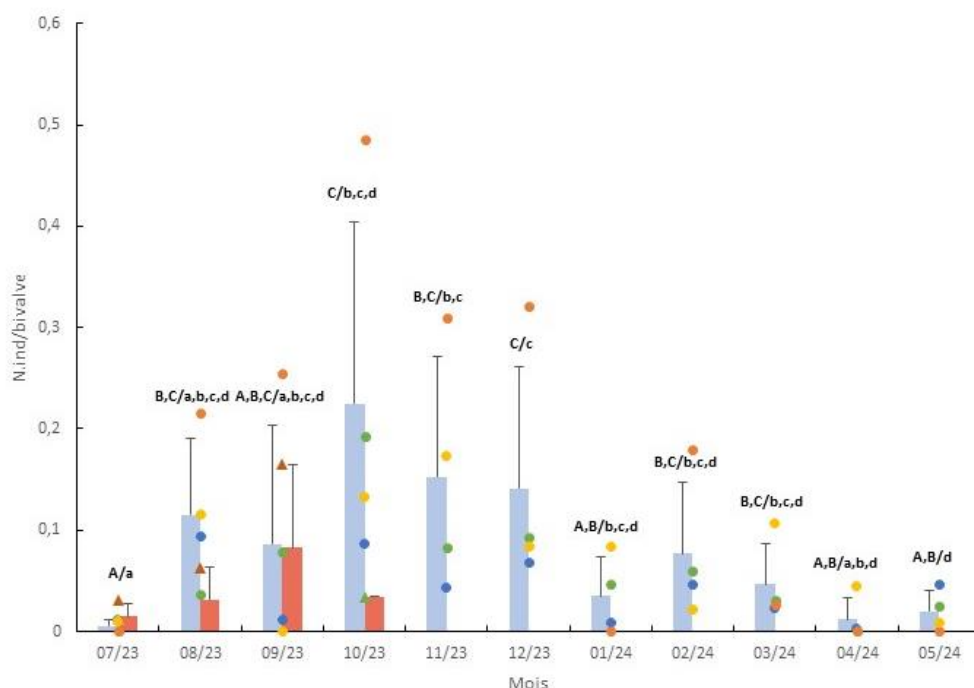


Figure 6 : Evolution moyenne du nombre de vers par huîtres (bleu et ronds) ou par moules (rouge et triangles) à l'échelle des 4 sites par mois (Arguin : point bleu, Bélisaire : point vert, Grand Banc : point orange, Jalles : point jaune), les barres d'erreurs représentent l'écart type. Les résultats de différences d'abondances entre les dates (PERMANOVA) sont en lettres majuscules et les résultats de différences de distribution selon la date (PERMDISP) en minuscules.

A-2) Comparaison entre quatre grands sites ostréicoles selon un gradient externe-interne

Les évolutions temporelles des abondances d'*I. tortuosus* échantillonnés à Arguin étaient significativement différentes de Bélisaire et de Jalles (Kolmogorov-Smirnov, $p < 0.05$) et malgré une absence de différence significative ($p = 0.06$), la différence de dynamique temporelle entre Arguin et Grand Banc était également marquée. Concernant les autres relations entre sites, chacune des relations n'était pas significativement différente (Kolmogorov-Smirnov, $p > 0.05$). Nous avons donc deux types d'évolution temporelle. Tout d'abord, le site d'Arguin qui diffère principalement des autres sites par une dynamique temporelle plus uniforme selon la saison. Puis les autres sites, avec des fréquences plus élevées d'août à décembre observées pour Grand Banc et Bélisaire et une diminution des fréquences à partir de Janvier. Pour Jalles, cette tendance est également visible avec une diminution plus rapide à partir du mois de décembre (Figure 7). Enfin, malgré une absence de vers à certaines dates sur les sites de Grand Banc, Bélisaire et Jalles, *I. tortuosus* était présent à chaque échantillonnage si on observe à l'échelle ses 3 sites. Ils étaient également présents sur le site le plus externe du bassin (Arguin) sur l'ensemble des échantillonnages.

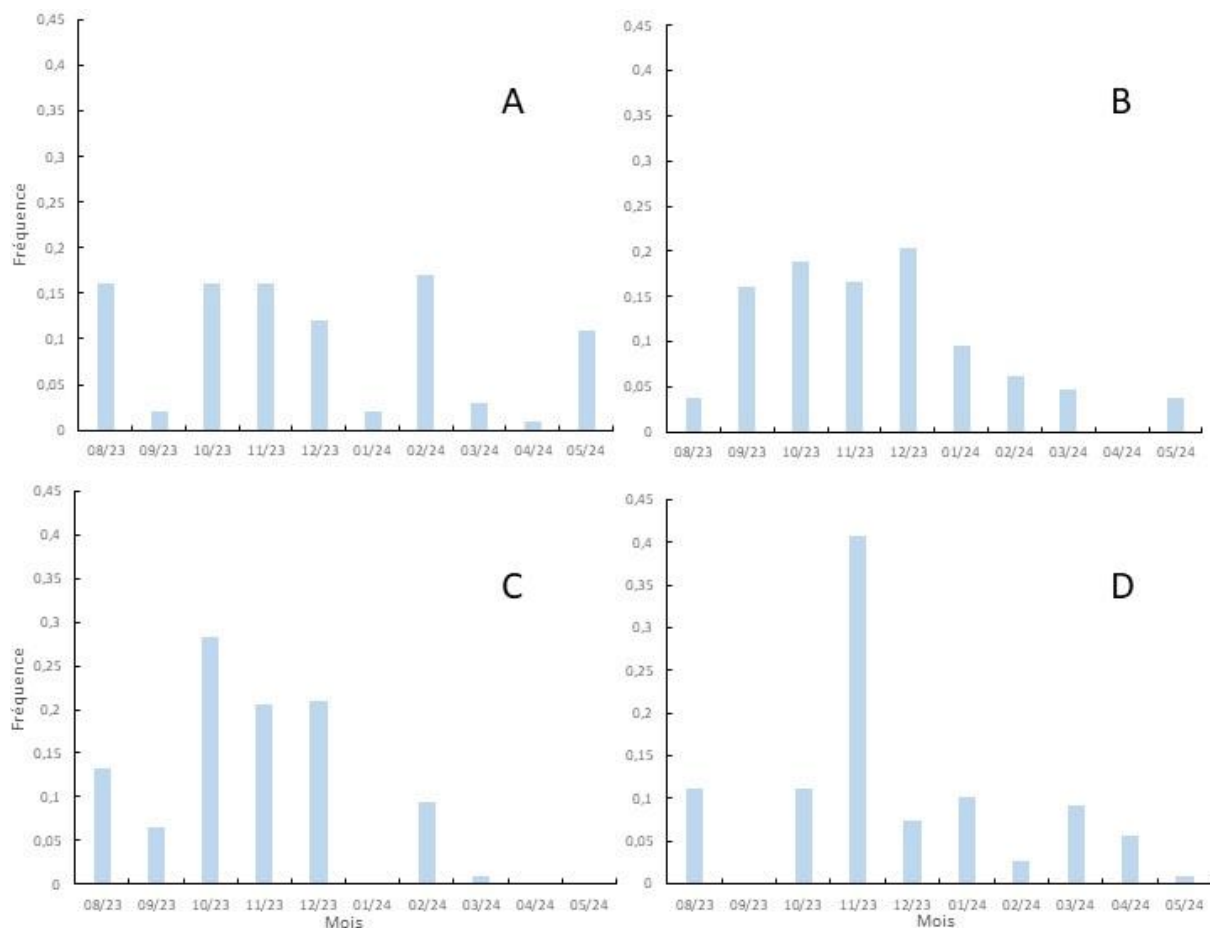


Figure 7 : Distribution temporelle des abondances d'*I. tortuosus* échantillonnés, A: Arguin B: Bélisaire C: Grand Banc et D: Jalles

A-3) Distribution des fréquences de tailles d'*I. tortuosus* dans le bassin d'Arcachon

D'après l'analyse de la distribution de fréquence des classes de tailles présentée 50 % des *I. tortuosus* échantillonnés se trouvent dans des classes de tailles de 0 à 150 mm² (Figure 8). A partir de la classe de taille 50-100 mm² et jusqu'à 1050-1100 mm², on observe une diminution progressive de la fréquence d'individus. La taille moyenne de ces polyclades est de $248 \pm 8.01 \text{ mm}^2$ ce qui correspond à une biomasse équivalente à 0.07g de masse sèche, d'après la relation présentée en (figure 5).

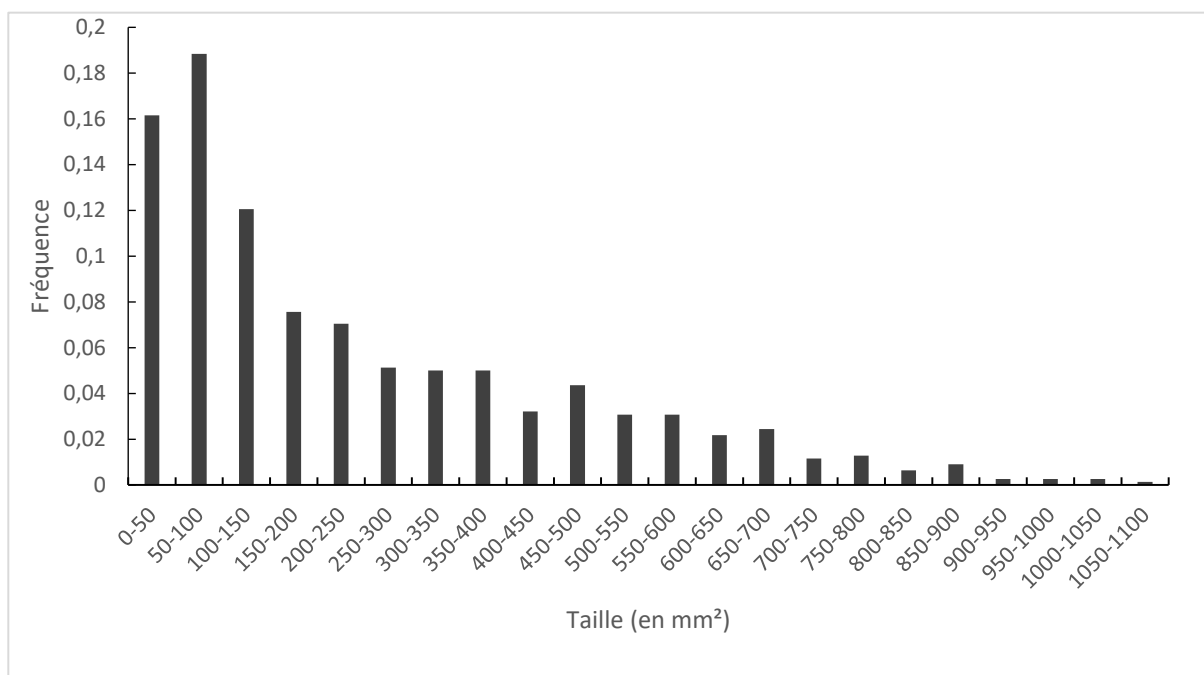


Figure 8 : Histogramme des fréquences de classes de tailles (en mm²) d'*I. tortuosus* à l'échelle des 4 sites.

A-4) Comparaison des distributions de tailles d'*I. tortuosus* entre les 4 sites :

Les tailles d'*I. tortuosus* sont variables entre les sites et selon les mois. Pour Arguin, la taille minimale était de 12.6 mm² et la maximale de 894.7 mm²; pour Bélisaire, la taille minimale était de 18.2 mm² et la maximale de 1081.69 mm²; pour Grand Banc, la taille minimale était de 9.4 mm² et la maximale de 718.1 mm² et enfin pour Jalles, la taille minimale était de 15.6 mm² et la maximale de 1049.5 mm² (Figure 9 C et D). Selon la saison, les tailles moyennes et médianes d'*I. tortuosus* ont fortement variés. Pour Arguin, la taille moyenne a varié de 86.2 mm² au minimum en août à 401.7 mm² au maximum en septembre (exception faite du mois d'avril puisque seulement un individu y avait été échantillonné avec une taille de 487.2 mm²). Pour Bélisaire, la taille moyenne a varié de 93.9 mm² au minimum en août à 552.6 mm² au maximum en novembre. Les tailles moyennes de Bélisaire étaient supérieures à 273 mm² de septembre à janvier avec une taille moyenne sur cette période de 443 mm². Pour Grand Banc, la taille moyenne a varié de 95.9 mm² au minimum en août à 238.84 mm² au maximum en novembre. Enfin pour Jalles, la taille moyenne a varié de 41.7 mm² au minimum en février à 257.5 mm² au maximum en août (Figure 9 A). Pour la taille médiane, les dynamiques de variations sont globalement égales aux dynamiques de variations de la taille moyenne Figure 9, A et B)

En plus des variations saisonnières des différentes tailles d'*I. tortuosus*, le pourcentage d'individus de grande taille, c'est à dire supérieur ou égale à 400 mm² et d'individus de petite taille, c'est-à-dire inférieur ou égale à 150 mm² a évolué. Pour Arguin, le pourcentage de grands individus a diminué de 50 % en septembre à 0 % en janvier contrairement au pourcentage de

petits individus qui a augmenté de 31 à 53 % de novembre à février. Pour Bélisaire, le pourcentage de grands individus était supérieur à 45 % d'octobre à janvier avec un maximum de 80 % en novembre. Concernant le pourcentage de petits individus, il a augmenté de novembre à janvier de 2 à 15% avant d'atteindre un maximum de 38,5 % en février. Pour Grand Banc, malgré une augmentation du pourcentage de 9 à 33 % d'octobre à décembre des grands individus, le pourcentage de petits individus est resté supérieur à 39 % tout le long des échantillonnages. Enfin pour Jalles, le pourcentage de grands individus était en moyenne de 7 % avec un maximum de 23 % en octobre. Pour ce qui est des individus de petite taille, malgré une absence de vers en septembre, leur pourcentage a augmenté de façon croissante de 25 % en août à 100 % en février avant de diminuer jusqu'à 0 % en mai (Figure 9 E et F). De manière générale, le mois d'août est caractérisé par des individus de petites tailles à Arguin, Bélisaire et Grand Banc pour plus de 75 % des individus.

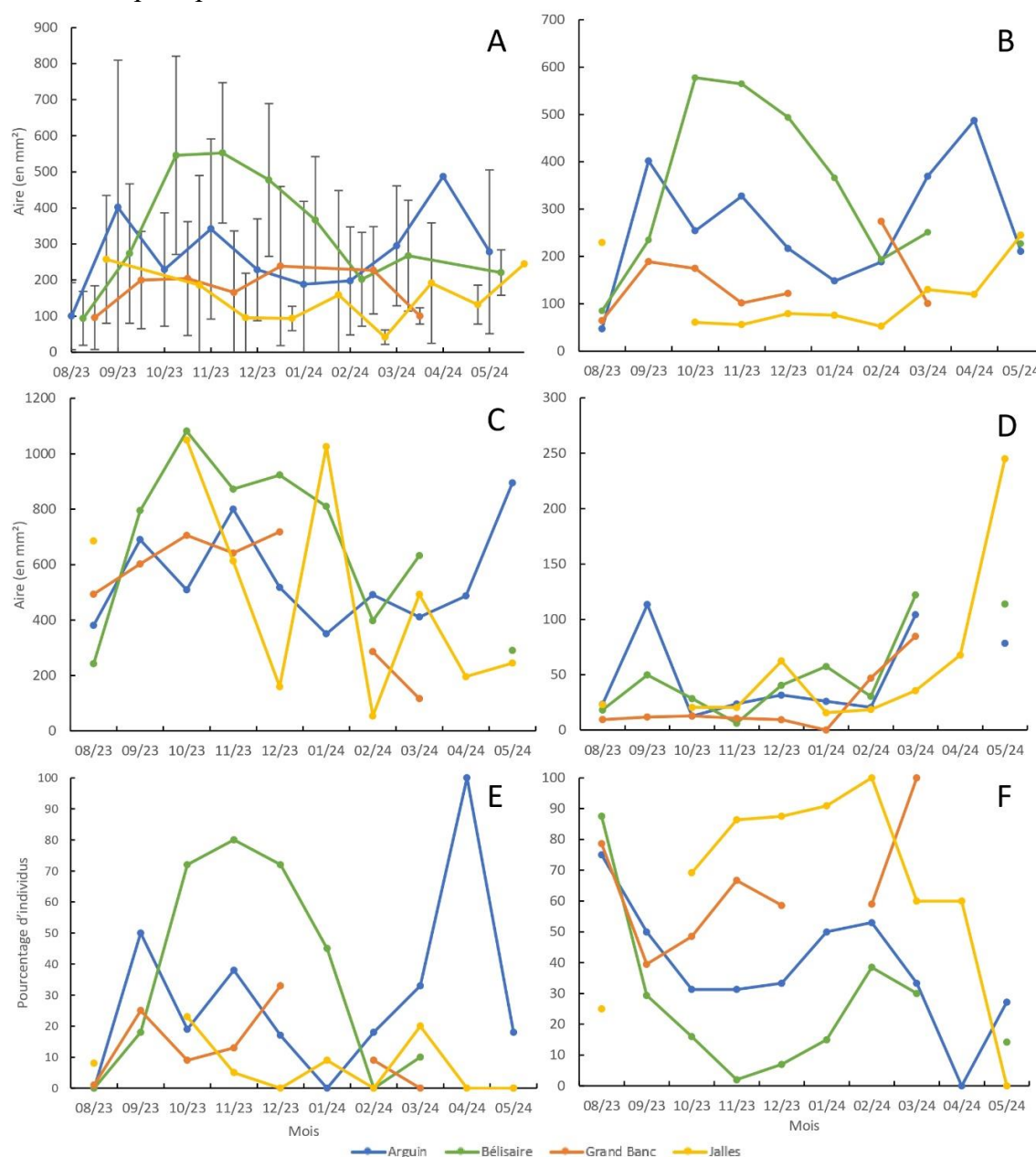


Figure 9 : A: Evolution de la taille moyenne d'*I. tortuosus* à chaque site. B: Evolution de la taille médiane d'*I. tortuosus* à chaque site. C: Evolution de la taille maximale d'*I. tortuosus* à chaque site. D: Evolution de la taille minimale d'*I. tortuosus* à chaque site. E: Evolution du pourcentage d'*I. tortuosus* ayant une taille supérieure ou égale à 400 mm². F: Evolution du pourcentage d'*I. tortuosus* ayant une taille inférieure ou égale à 150 mm².

B) Les paramètres abiotiques expliquant cette dynamique

La salinité et la température sont des paramètres qui ont évolués au cours du temps dans le bassin d'Arcachon. Les températures moyennes des dernières années (courbe rouge, Figure 10) possèdent des différences notables avec la distribution des températures générales de 1967 à 2023. En effet, à part les mois de juillet, août et janvier, toutes les températures moyennes sont au-dessus de 75 % des valeurs de la distribution des températures mesurées de 1967 à 2023. Cet écart de température est plus marqué pour les mois de novembre à mars avec un degré de différence. Pour le mois avec le plus d'écart, le mois de novembre, la moyenne de température de la période 2020-2023 est de 13.74 contre 12.5 pour la période 1967-2023 soit un écart de 1.24 degré. Pour la salinité, le constat est différent puisque les écarts entre les périodes de 2004-2022 et 2020-2022 sont moins importants. Cependant, on observe quelques diminutions de salinité pour la période 2020-2022 par rapport à 2004-2022 sur les mois de décembre, janvier et le mois de mai qui a connu une importante désallure en 2020 (Figure 11).

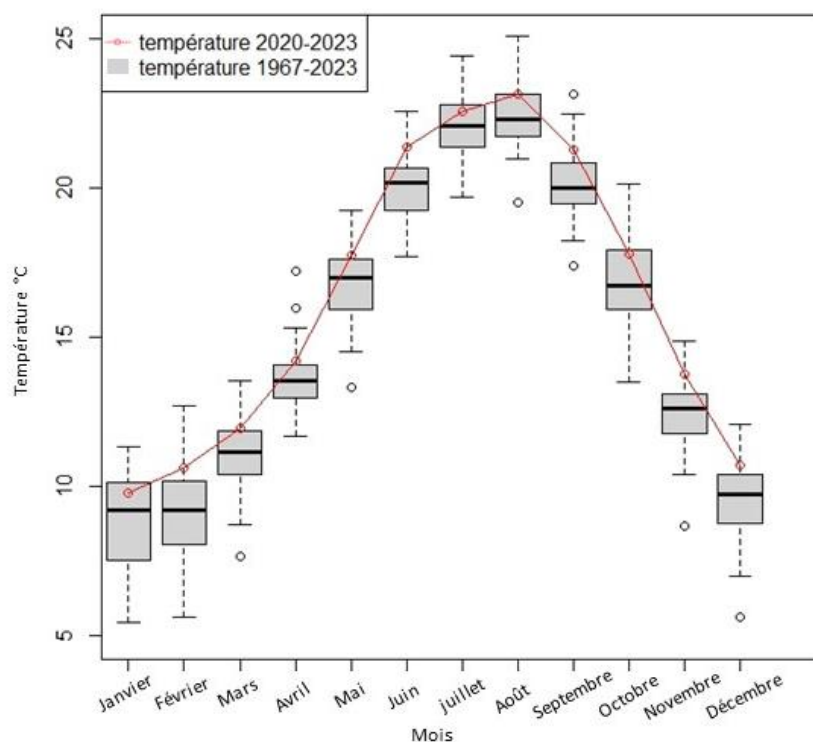


Figure 10 : Evolution des températures moyennes par mois de la période 1967-2023 et de la période 2020-2023 dans le bassin d'Arcachon.

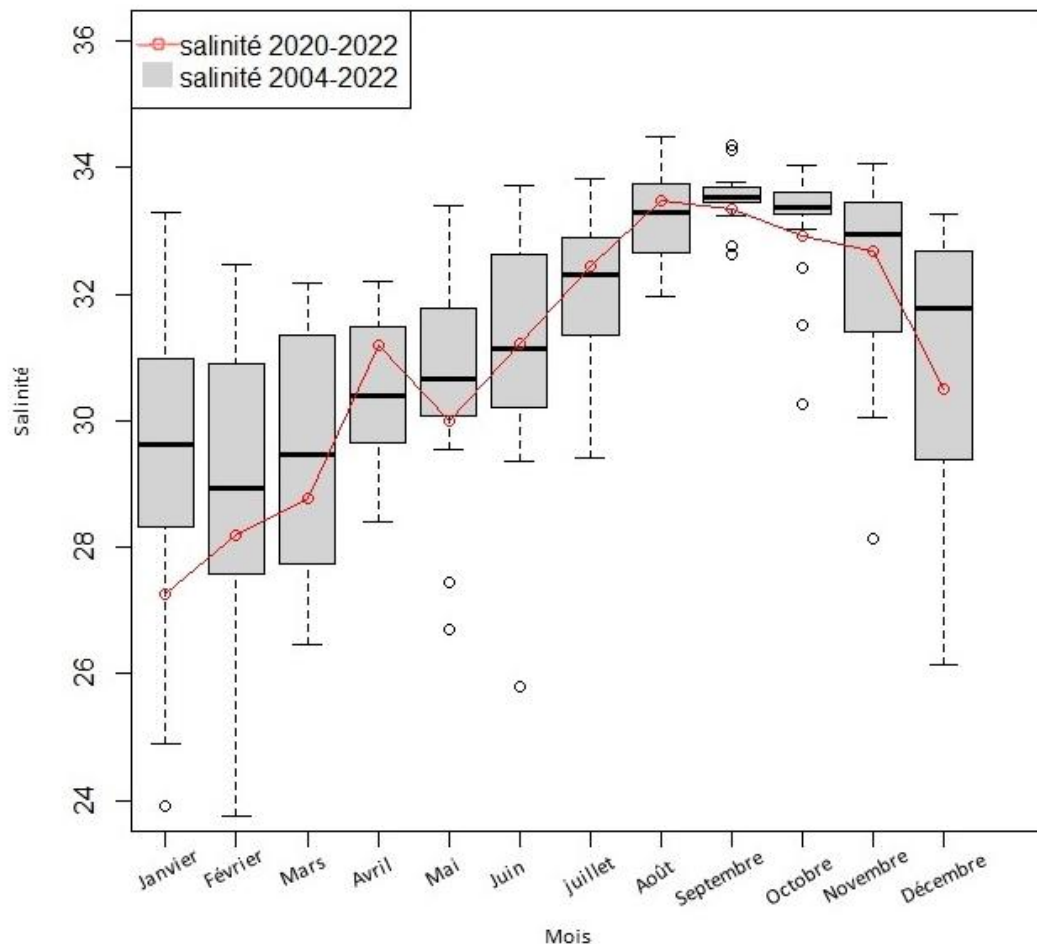


Figure 11 : Evolution des salinités moyennes par mois de la période 2004-2022 et de la période 2020-2022 dans le bassin d'Arcachon.

C) Les paramètres biotiques expliquant cette dynamique : recherche d'un lien entre la présence d'*I. tortuosus* et les bivalves

En plus des paramètres abiotiques, les quatre sites échantillonnés possèdent des différences au niveau des paramètres biotiques. En effet, la taille des huîtres et des moules, le nombre d'huîtres et de moules mortes ou vivantes et la taille des vers sont différents selon les sites. La taille des huîtres échantillonnées est plus importante aux Jalles avec 6.5 cm de moyenne et est plus petite à Bélisaire avec 4.2 cm de moyenne. Le pourcentage moyen d'huîtres vivantes est plus élevé à Arguin avec 66% et le pourcentage moyen d'huître mortes est plus élevé à Bélisaire avec 72 %, cependant, la couleur de nombreuses huîtres indiquait qu'elles étaient déjà mortes bien avant le début des échantillonnages. Enfin, c'est à Bélisaire que les vers (moules et huîtres confondues) sont les plus grands avec 413.51 mm² de moyenne et à Jalles qu'ils sont les plus petits avec 140.53 mm² de moyenne.

Pour ce qui est des moules, le nombre moyen de moules vivantes à Grand banc était de 492 et de 390 à Bélisaire. Concernant la taille la moyenne des moules à Bélisaire, elle était de 2.91cm et à Grand Banc de 1.95 cm. Il est cependant important de préciser que les moules de Bélisaire étaient issues d'un captage l'année passée donc plus grandes que l'ensemble des autres moules échantillonnées.

Des données issues d'un suivi d'élevage réalisé par CAPENA (Vieira et al. 2024) ont été utilisées pour analyser la dynamique spatiale annuelle des mortalités d'huîtres marchandes arcachonnaises. A l'occasion d'un échantillonnage réalisé en fin de mois de novembre, un dénombrement des individus d'*I. tortuosus* avait été entrepris à partir de l'année 2020.

Pour les quatre sites, on observe des mortalités plus importantes pour l'année 2020 avec un nombre de vers moyen maximum de 19 pour Arguin et de 13 pour Bélisaire cette année. Les mortalités les plus basses sont à Bélisaire avec 13.22 % contre 56.24 % au maximum à Jalles. Par ailleurs, on observe que le site avec le moins de vers est Bélisaire et le site avec le plus de vers est Jalles. Enfin, on observe un certain gradient dans le bassin (sans prendre en compte Arguin) avec une augmentation du nombre de vers moyen dans les poches des sites médians (Bélisaire) vers le plus à l'intérieur (Jalles) (Tableau 1).

Tableau 1 : récapitulatif du nombre de vers et du pourcentage de mortalité d'huîtres retrouvés dans les poches selon les sites.

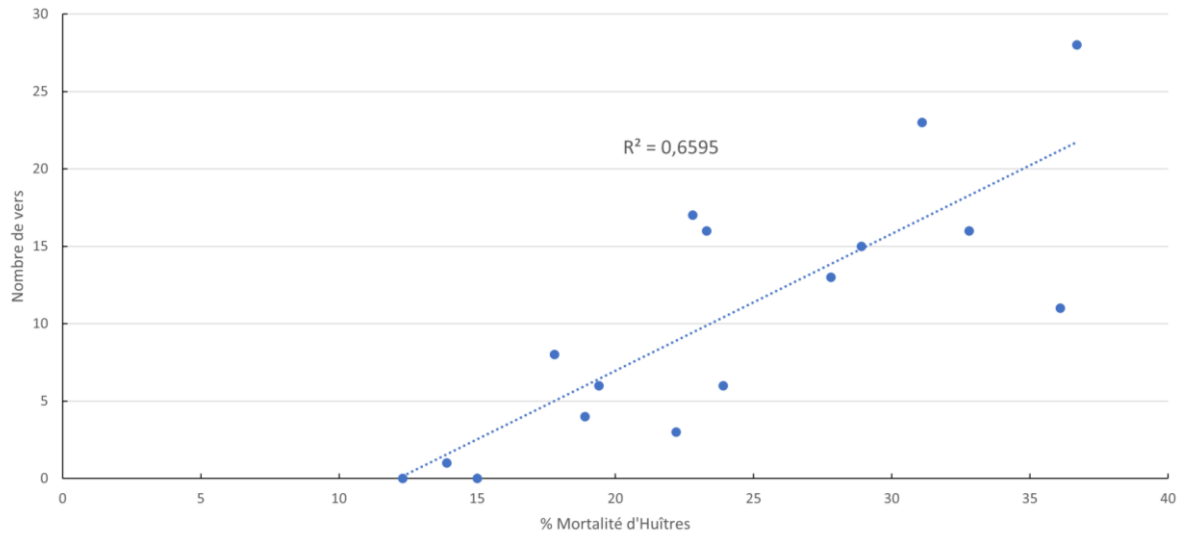
Année	site	Nombre de vers moyen par poches	Mortalité moyenne en %	Nombre de poches
2020	Arguin	19	29,56	5
2021	Arguin	3,3	18,5	3
2022	Arguin	4,25	17,25	4
2023	Arguin	8,75	27,65	4
2020	Bélisaire	13,22	13,22	5
2021	Bélisaire	5,32	5,32	5
2022	Bélisaire	4,5	8,9	4
2023	Bélisaire	4,8	11,44	5
2020	Grand Banc	8,2	28,32	5
2021	Grand Banc	15,5	15,3	4
2022	Grand Banc	21,2	18,74	5
2023	Grand Banc	10,6	15,9	5
2020	Jalles	38,2	56,24	5
2021	Jalles	14,6	19	5
2022	Jalles	23	27,25	4
2023	Jalles	56	22,475	4

Le nombre de vers est positivement corrélé au pourcentage de mortalité d'huîtres cultivées en poches sur le site ostréicole d'Arguin et de Bélisaire ainsi qu'au nombre d'huîtres sauvages total à Jalles. (Pearson (ou Spearman); $p < 0,05$. Les valeurs de R^2 étant faible à Bélisaire et à Jalles, seul le R^2 de 0.6595 d'Arguin est réellement significatif et traduit une corrélation entre le nombre de vers et le pourcentage de mortalité (Tableau 2 ; Figure 12).

Tableau 2 : Récapitulatif des valeurs de corrélations et p-value entre nombre de vers et le pourcentage de mortalité des huîtres, le nombre total d'huîtres, le nombre d'huîtres vivantes et mortes.

	NB de vers / % de Mortalité huîtres en poches	NB de vers / NB huîtres sauvages total (mortes + vivantes)	NB de vers / NB huîtres sauvages vivantes	NB de vers / NB huîtres sauvages mortes
Arguin	Pearson : p-value = 0,00 $R^2 : 0.6595$	Spearman : p-value = 0.40	Spearman : p-value = 0.20	Spearman : p-value = 0.49
Bélisaire	Spearman : p-value= 0.04 $R^2 = 0,09$	Pearson : p-value = 0.28	Spearman : p-value = 0.24	Spearman : p-value = 0.30
Grand Banc	Spearman : p-value= 0.89	Spearman : p-value = 0.42	Spearman : p-value = 0.37	Pearson : p-value = 0.38
Jalles	Spearman : p-value= 0.12	Pearson : p-value = 0.04 $R^2 : 0.386$	Pearson : p-value = 0.16	Pearson : p-value = 0.42

Le nombre de vers est positivement corrélé au pourcentage de mortalité d'huîtres cultivées en poches sur le site ostréicole d'Arguin et de Bélisaire ainsi qu'au nombre d'huîtres sauvages total à Jalles. (Pearson (ou Spearman); $p < 0,05$. Les valeurs de R^2 étant faible à Bélisaire et à Jalles, seul le R^2 de 0.6595 d'Arguin est réellement significatif et traduit une corrélation entre le nombre de vers et le pourcentage de mortalité (Tableau 2 ; Figure 12).



D) Etude préliminaire du comportement trophique

D-1) Ecologie trophique : premières observations

Tableau 3 : Prédations et nécrophagies d'*Idiostylochus tortuosus*

Proie	<i>Idiostylochus tortuosus</i>	
	prédation	nécrophagie
<i>Mytilus edulis</i>	oui	oui
<i>Magallana gigas</i>	oui	oui
<i>Arcuatula senhousia</i>	oui	non testé
<i>Ruditapes decussatus</i>	oui	non testé
<i>Cerastoderma edule</i>	oui	non testé

Toutes les espèces de bivalves mises en relation avec *I. tortuosus* ont été prédatées. De plus, de la nécrophagie a également été observée sur *Mytilus edulis* et *Magallana gigas* (individus morts placés dans le récipient et visiblement consommés par *I. tortuosus*). Dans l'ensemble, plusieurs individus prédataient une même proie. De plus, lors d'une expérience sur 14 jours, 5 prédatations ont été observées. Une a été observée à 12 °C et le reste a été observé entre 13.4 °C et 16.4 °C avec une fréquence de prédation plus grande à mesure que la température augmentait (Annexe 1). Sur ces cinq prédatations, quatre ont été enregistrées sur des moules (2 sur *A. Senhousia* et 2 sur *M. Edulis*)

IV) Discussion

A) Apparition d'*I. tortuosus*

De grandes densités d'*I. tortuosus* ont été observées à partir de 2020, cependant il semble peu probable que l'espèce soit apparue dans le bassin cette année. En effet, les espèces exotiques suivent quatre étapes avant de devenir invasives. Tout d'abord, le transport par l'action de l'homme puis, l'introduction dans un nouvel écosystème, l'établissement et la production d'une

population viable et durable et enfin, la dispersion et la propagation de cette population (IPBES, 2023). Selon ce schéma, il devrait donc y avoir une période avant 2020 où la population d'*I. tortuosus* s'est établie attendant des conditions particulièrement favorables pour que la population se développe. A titre de comparaison, pour une autre espèce de polyclade proche (*Stylochus ellipticus*), les activités de prédation diminuent en dessous de 10°C (Landers & Rhodes, 1970) et les activités de reproduction diminuent à 30 °C (Chintala & Kennedy, 1993). Cependant, à 21°C et en présence de nourriture, cette espèce a une meilleure croissance et une meilleure reproduction (Chintala & Kennedy, 1993).

En 2020, l'abondance de nourriture (liée aux mortalités d'huîtres dans les poches de 35.7 % observées en 2020) et l'augmentation des températures jusqu'à plus de 21°C de juin à septembre sont des facteurs qui ont pu permettre un meilleur développement et une meilleure reproduction de la population d'*I. tortuosus*. Il est également important de noter que l'année 2020 est également marquée par le confinement et un entretien des parcs plus rares. Or, l'entretien et l'élimination de la couverture encrassée sur les parcs est important en tant que mesure anti-polyclade (Littlewood and Marsbe, 1990).

Ainsi, l'ensemble de ces facteurs conjugués pourraient expliquer la prolifération de la population d'*I. tortuosus* en 2020 et les abondances de cette espèce retrouvée dans les parcs.

B) Les mécanismes et paramètres qui contrôlent la dynamique spatio-temporelle d'*Idiostylochus tortuosus* dans le bassin d'Arcachon

B-1) La Dynamique d'*I. tortuosus* dans le Bassin :

La température est un paramètre à prendre en compte afin d'expliquer l'abondance *I. tortuosus*. Elle peut être un facteur impactant la prédation et la présence de polyclades (Landers & Rhodes, 1970 ; O'Connor & Newman, 2003 ; Campbell et al. 2011) En effet, l'espèce de la même super-famille *Stylochus ellipticus* a une prédation et une présence plus forte sur les mois d'été (Campbell et al. 2011). Sa présence est décroissante de juin à septembre et absente aux mois de printemps (Baker, 2014). Cependant, malgré une diminution de l'abondance de *S. ellipticus*, il reste présent en hiver et ne disparaît pas (Baker, 2014). Ceci est en accord avec nos résultats dans les huîtres puisque, malgré une diminution d'abondance en hiver, *I. tortuosus* est présent tout le long de la période d'échantillonnage à l'échelle des quatre sites. Il présente cependant une faible abondance les mois de printemps (Figure 6). L'abondance totale (à la fois dans les récifs de moules et d'huîtres) d'*I. tortuosus* augmente de juillet à octobre et diminue d'octobre jusqu'à avril avec des maximums en octobre contrairement à (Campbell et al. 2011 ; Baker, 2014).

L'établissement de cette dynamique dans les récifs de moules est plus difficile à établir. En effet, dans le bassin d'Arcachon les populations de moules sont très variables dans le temps (Sanchez et al. 2010), et dans le cadre de cette étude, aucune moule n'a été échantillonnée à partir du mois de novembre. Cette population est influencée par la pression de pêche et par la prédation de différents organismes tels que l'étoile de mer (*Asteria rubens*), les crabes (*Carcinus maenas* et *Pachygrapsus marmoratus*), les oiseaux du genre *Haematopus* (Gosling, 2003) ainsi que par d'*I. tortuosus* comme nos résultats d'observation trophique le suggèrent (Tableau 3). Certains polyclades peuvent engendrer de sérieux dommages aux populations de moules (O'Connor & Newman, 2003 ; Gammoudi et al. 2017). De plus, en Croatie, une augmentation de mortalité de moules a été observée à la même période que l'apparition d'un polyclade *stylochus mediterraneus* (Privileggio et al. 2024). Ces différentes pressions et cette prédation supplémentaire peuvent donc conduire à une plus forte diminution de l'abondance de *Mytilus edulis* et expliquer en partie les mortalités observées sur les quatre sites.

Enfin, nos résultats montrent une augmentation marquée de l'abondance de vers par huîtres dans l'ensemble du bassin et essentiellement au site de Grand Banc suite aux mortalités

des récifs de moules. Il a été observé en Nouvelle-Zélande, chez une autre espèce invasive prédatrice de bivalve, *Pleurobranchaea maculata* des changements de dynamique de populations liés aux évolutions des populations de proies de cette espèce (Taylor et al. 2015). En effet, en Nouvelle-Zélande la disparition d'*Arcuatula senhousia* a conduit à la disparition de la population de *Pleurobranchaea maculata* (Taylor et al. 2015). Cette espèce n'a pas adapté son comportement trophique en fonction des proies disponibles. Contrairement à cela, nous avons observé qu'*I. tortuosus* était capable de prédater différentes espèces de bivalves (Tableau 3). Ainsi, la forte augmentation de vers par huître de septembre à octobre semble être le résultat d'un changement de régime de prédation. De plus, certaines espèces de polyclades ont été retrouvées en grande quantité dans des récifs de moules (O'Connor & Newman, 2003 ; Gammoudi et al. 2017 ; Privileggio et al. 2024) où il a également été observé dans certain cas une préférence pour les moules (O'Connor & Newman, 2003). En cas de présence de celle-ci, le régime alimentaire et la dynamique d'abondance d'*I. tortuosus* peuvent être modifiés.

B-2) Dynamique entre les quatre grands sites ostréicoles selon les différents facteurs :

B-2-1) La position du site selon le gradient interne-externe :

La dynamique d'Arguin étant significativement différente des sites de Bélisaire et Jalles et ayant des différences notables avec Grand Banc, deux populations avec deux dynamiques peuvent être définies. La première population externe au bassin sur le site d'Arguin semble se maintenir et cela malgré les conditions peu favorables de ce site. De par sa position, le site de Jalles est plus influencé par les apports d'eau douce et possède donc des salinités plus variables. La deuxième population semble donc être centrée sur les sites les moins perturbés soit le site de Bélisaire et Grand Banc où les abondances sont les plus fortes et les dynamiques les plus similaires (figure 6).

B-2-2) Les caractéristiques des sites :

Les caractéristiques abiotiques et la position des différents sites peuvent influencer la dynamique d'*I. tortuosus*, cependant les caractéristiques biotiques peuvent également avoir un impact sur la dynamique de cette espèce. Nous savons qu'à Bélisaire, malgré le nombre d'huîtres mortes avant le début de l'échantillonnage, le pourcentage d'huîtres mortes reste plus élevé qu'aux autres sites. C'est également le site où les vers sont les plus gros en moyenne et où les huîtres sont les plus petites. D'après de nombreuses études, certains polyclades prédatraient davantage les jeunes bivalves (Landers & Rhodes, 1970; Marteil, 1976 ; Galleni, 1980 ; Chintala & Kennedy, 1993). De plus, les vers plats les plus gros sont responsables des plus grandes mortalités (Littlewood & Marsbe, 1990 ; Gammoudi et al. 2017). Ainsi les tailles d'huîtres plus faibles à Bélisaire permettraient une prédation et une croissance des *I. tortuosus* plus importantes et conduiraient à de plus grande mortalité d'huîtres à ce site.

Pour le site de Grand Banc, les caractéristiques sont différentes. La très forte présence d'huîtres adultes ainsi que de moules fait de ce site une grande réserve de nourriture avec des proies (moules) potentiellement privilégiées (O'Connor & Newman, 2003), ce qui expliquerait les fortes abondances de vers échantillonnés à ce site.

Enfin, l'absence totale de récifs de moules à Arguin et depuis juillet à Jalles, ainsi que les conditions moins favorables de ces récifs, peuvent expliquer la plus faible présence de vers à ces sites.

B-2-3) Différences de tailles observées entre les sites

Dans la littérature, lorsque la taille des polyclades est étudiée elle est mesurée manuellement (Baker, 2014; Gammoudi et al. 2017). Cette mesure est cependant compliquée et n'est pas forcément fiable puisque les polyclades sont capables de se contracter et de se rétracter. L'utilisation de logiciel d'analyse d'image/vidéo s'est révélé plus efficace dans de nombreux cas pour mesurer des espèces benthiques (De Pooter et al. 2017). Les techniques de

mesure grâce au logiciel Imagej sont notamment utilisées pour des calculs de surface sur des invertébrés tels que les éponges (Wolniewicz, 2010). Dans le cadre de nos échantillonnages, l'analyse des tailles par Imagej s'est avérée être un meilleur descripteur de la taille que la mesure du diamètre (Figure 5).

La taille des individus d'une population d'*I. tortuosus* est influencée par la croissance et donc par la prédation plus importante en été et lorsque les températures dépassent les 10°C (Landers & Rhodes, 1970 ; Campbell et al. 2011 ; Baker, 2014). Mais elle est également influencée par la reproduction également plus importante sur ces périodes et en présence de proie (Chintala & Kennedy, 1993). Ainsi, les meilleures conditions des mois d'été et jusqu'à décembre peuvent expliquer la croissance des vers et donc le plus fort pourcentage des classes de tailles les plus grandes (supérieur à 400mm²) observées pour l'ensemble des sites excepté Jalles. De plus, dans des conditions de laboratoire à une température de 18 degrés, un polyclade s'est reproduit jusqu'à décembre (Galleni, 1980). Ainsi, l'augmentation des pourcentages de petits individus (0 à 150 mm²) de novembre à février pour Arguin et Bélisaire et de février à mars pour Grand Banc (Figure 9 F), peuvent s'expliquer par une meilleure reproduction due aux bonnes conditions des mois précédent.

Enfin, différentes conditions stressantes comme la baisse de températures ont un effet négatif sur la croissance et peuvent causer une diminution de la taille des vers (Chintala & Kennedy, 1993). La baisse de température ainsi que les différents épisodes de tempête de janvier à mars pourraient donc causer un stress entraînant une décroissance chez *I. tortuosus*. Cela expliquerait la diminution et la disparition des plus grands individus sur les quatre sites à cette période (Figure 9 E).

Enfin pour le site de Jalles, les conditions moins favorables lié à sa proximité aux apports d'eau douce peuvent expliquer les forts pourcentages d'individus de taille inférieure ou égale à 150 mm² d'octobre à avril et donc une croissance moins favorable à ce site.

B-2-4) Le lien entre proie et prédateur

Le dernier critère principal permettant d'expliquer la dynamique d'*I. tortuosus* dans le bassin et sur nos différents sites d'échantillonnage est la présence et le lien entre le prédateur et ses proies (bivalves). La présence de proies telles que les huîtres peut induire la présence de prédateurs comme les polyclades (Marteil, 1976 ; Chintala & Kennedy, 1993 ; Newman et al. 1993 ; Newell et al. 2007 ; Baker, 2014; Ching-Jung Teng et al. 2022). Cependant, la présence de proies n'étant pas le seul facteur lié à la présence de prédateurs d'autres facteurs tels que la taille des proies ou l'abondance de celles-ci interviennent (Chintala & Kennedy, 1993). Ainsi, la seule présence des huîtres ne permet pas d'expliquer le nombre d'*I. tortuosus* à chaque site. C'est probablement pourquoi on observe une absence de corrélations pour les différents sites avec la présence d'huîtres mortes, vivantes ou totales.

Pour ce qui concerne les huîtres dans les poches, il a été précisé pour une espèce de polyclade que la présence de vers plats pouvait contribuer de manière significative à la mortalité de bivalves (Littlewood & Marsbe, 1990). Cependant la présence de prédateur n'est pas le seul facteur qui agit sur la mortalité des huîtres, les conditions environnementales, la présence de virus ou bactérie peut impacter énormément ces organismes (Le Roux et al. 2016 ; Fleury et al. 2022). Ainsi, d'autres facteurs que la présence d'*I. tortuosus* sont à prendre en compte pour expliquer les pourcentages de mortalités d'huître à Bélisaire, Grand Banc et Jalles dans les poches. Enfin, pour Arguin la forte corrélation positive permet de conclure qu'*I. tortuosus* a un effet non négligeable sur les mortalités d'huîtres dans les poches de 2020 à 2023.

C) Etude préliminaire du comportement trophique

Les polyclades sont connues pour consommer toutes les espèces de bivalves commerciaux (Newman & Cannon, 2003). Ceci est en accord avec nos résultats puisque l'ensemble des bivalves proposé à *I. tortuosus* ont été prédatés. En plus de ces prédatations *I. tortuosus* peut se nourrir d'individus affaiblis ou mort ce qui est également le cas chez d'autres

stylochidae comme *stylochus mediterraneus* (Privileggio et al. 2024). *I. tortuosus* tout comme *stylochus mediterraneus* semble être une espèce opportuniste qui peut se nourrir d'espèces saine et faible (Privileggio et al. 2024).

Dans la suite de nos expériences de prédation, on observe une augmentation de la fréquence de prédation avec la température. D'après (Chintala & Kennedy, 1993) et (Privileggio et al. 2024) les prédateurs de *stylochus ellipticus* et *stylochus mediterraneus* semblent plus importantes à haute température soit à 21 °C. Il semble donc que l'augmentation de température permette une augmentation de la prédation également chez *I. tortuosus* (Annexe 1).

D) Impact et perspectives

D'après nos observations, malgré une absence de corrélation significative entre la présence d'huîtres et le nombre d'*I. tortuosus*, l'abondance de cette espèce reste plus importante aux sites présentant différentes proies (présence de moules et d'huîtres) et des conditions plus favorables à la prédation par *I. tortuosus* (taille de proies, température, salinité...). De plus, les dynamiques d'abondances parfois différentes selon les sites confirment la nécessité d'un suivi de cette espèce sur un ensemble de sites ostréicoles plus large. La caractéristique principale des polyclades qui sont qualifiés comme ayant des effets négatifs sur les cultures de bivalves est l'abondance d'individus (Pearse and Wharton, 1938 ; Galleni et al. 1980 ; Ventilla, 1984 ; Newman et al. 1993 ; O'Connor & Newman, 2001 ; O'Connor & Newman, 2003 ; Ching-Jung Teng et al. 2022). De manière générale, plusieurs polyclades sont responsables d'une même prédation (Privileggio et al. 2024). C'est pourquoi l'impact potentiel de ces espèces dans les exploitations conchylicoles dépend en grande partie du nombre d'individus présents (Privileggio et al. 2024). Ainsi, à l'avenir, une attention particulière devra être fournie au nombre d'*I. tortuosus* échantillonnés et essentiellement dans les poches ostréicoles afin de prévenir un potentiel impact sur ces cultures.

V) Conclusion

Depuis 2020, *Idiostilochus tortuosus* est présent dans le bassin d'Arcachon et prolifère sur les zones dédiées à l'ostréiculture. Cependant, son apparition et son développement immédiat semblent peu probables. Suite aux nombreuses mortalités d'huîtres et aux évolutions des facteurs environnementaux de façon positive pour *I. tortuosus*. Il est probable que l'espèce soit présente à une date antérieure et que sa population ait subi une croissance exponentielle suite à cette conjugaison de facteurs. Les observations réalisées de juillet 2023 à mai 2024 ont permis de mettre en évidence une population présente tout le long de la période d'échantillonnage. De plus, à l'échelle des sites, la dynamique spatiale *I. tortuosus* nous renseigne sur une population plus importante au centre du bassin à Bélisaire et Grand Banc. Les variations et la répartition spatiale observées sont probablement liées aux conditions moins propices au développement de la population aux sites d'Arguin et Jalles. En ce qui concerne la dynamique temporelle, c'est en hiver et plus particulièrement à partir de janvier que l'abondance de la population diminue. La période de l'année par son évolution de facteurs environnementaux comme la température a donc une influence sur la dynamique de population d'*I. tortuosus*. Les variations de dynamique observées dans les différentes proies mettent en évidence la capacité d'adaptation aux variations de ressources trophiques de cette espèce. Cette conclusion soulève de nouvelles interrogations quant à la capacité de la population d'*I. tortuosus* de coloniser d'autres habitats que les zones dédiées à l'ostréiculture. Pour conclure, l'évolution des conditions favorables au développement de la population d'*I. tortuosus* ainsi que le large régime trophique de cette espèce prouvent la nécessité de surveiller sa dynamique et cela sur l'ensemble des sites ostréicoles.

Références bibliographiques

- Gammoudi, M., Tekaya, S., (2017). Suborders Acotylea and Cotylea (Polycladida): Study on morphological, ecological and reproductive features of some representative species from Tunisian coasts (Mediterranean). *Ecologica Montenegrina*, 10, 58–70. <https://doi.org/10.37828/em.2017.10.9>
- Chintala, MM., Kennedy, V., (1993) Reproduction de *Stylochus ellipticus* (Platyhelminthes : Polycladida) en réponse à la température, à la nourriture et à la présence ou à l'absence de partenaire. *Bulletin biologique*, 185, 373-387.
- Teng, Su, Y.-J., Yeh, C.-Y., & Jie, W.-B. (2022). Predation of Oysters Using an Autonomic Pharynx in the Oyster Leech *Cryptostylochus* sp. (Polycladida: Stylochidae). *Zoological Studies*, 61, e7–e7. <https://doi.org/10.6620/ZS.2022.61-07>
- Gammoudi, M., Ben Ahmed, R., Bouriga, N., Ben-Attia, M., & Harrath, A. H. (2017). Predation by the polyclad flatworm *Imogene mediterranea* on the cultivated mussel *Mytilus galloprovincialis* in Bizerta Lagoon (northern Tunisia). *Aquaculture Research*, 48(4), 1608-1617. <https://doi.org/10.1111/are.12995>
- Gammoudi, M., Tekaya, S., (2012). Distribution En Méditerranée Occidentale De Quelques Polyclades (Plathelminthes). *Bulletin de la Societe Zoologique de France*. 137. 197-213.
- Gammoudi, Ben Ahmed, R., & Tekaya, S., (2016). Taxonomy of subtidal marine Polyclads from Tabarka (northwest Tunisia) with remarks on their habitat preferences. *Ecologica Montenegrina*, 9, 1–9. <https://doi.org/10.37828/em.2016.9.1>
- Gutiérrez, A., Auby, I., Gouillieux, B., Daffe, G., Massé, C., Antajan, E., Noreña, C., (2023). A New Polyclad Flatworm, *Idiostylochus tortuosus* gen. Nov., sp. Nov. (Platyhelminthes, Polycladida) from France. Can this Foreign Flatworm be Responsible for the Deterioration of Oyster and Mussel Farms? *Zoological Studies*, 無(62). <https://doi.org/10.6620/ZS.2023.62-15>
- Littlewood, D.T.J., Marsbe, L. A., (1990). Predation on cultivated oysters, *Crassostrea rhizophorae* (Guilding), by the polyclad turbellarian flatworm, *Stylochus* (*Stylochus*) *frontalis* Verrill. *Aquaculture*, 88(2), 145–150. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(90\)90289-Y](https://doi.org/10.1016/0044-8486(90)90289-Y)
- McNab, Rodríguez, J., Karuso, P., & Williamson, J. E. (2021). Natural Products in Polyclad Flatworms. *Marine Drugs*, 19(2), 47. <https://doi.org/10.3390/MD19020047>
- Newman, L. J., Cannon, L. R. G., & Govan, H. (1993). *Stylochus* (*Imogene*) *matatasi* n. sp. (Platyhelminthes, Polycladida) : Pest of cultured giant clams and pearl oysters from Solomon Islands. *Hydrobiologia*, 257(3), 185-189. <https://doi.org/10.1007/BF00765011>

- Gammoudi, M., Tekaya, S., & Noreña, C. (2009). Contribution to the knowledge of Acotylean Polyclads (Platyhelminthes, Polycladida) from Tunisian Coasts. *Zootaxa*, 2195(1). <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2195.1.3>
- Gammoudi, M., Egger, B., Tekaya, S., Noreña, C. (2012). The genus *Leptoplana* (Leptoplanidae, Polycladida) in the Mediterranean basin. Redescription of the species *Leptoplana mediterranea* (Bock, 1913) comb. nov. *Zootaxa*, 3178(3178), 45–56. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3178.1.4>
- Newell, R. I. E., Kennedy, V. S., & Shaw, K. S. (2007). Comparative vulnerability to predators, and induced defense responses, of eastern oysters *Crassostrea virginica* and non-native *Crassostrea ariakensis* oysters in Chesapeake Bay. *Marine Biology*, 152(2), 449-460. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0706-0>
- O'Connor, W. A., Newman, L. J., (2003). Predation of Cultured Mussels, *Mytilus galloprovincialis*, by Stylochid Flatworms, *Imogine mcgrathi*, from Twofold Bay, New South Wales, Australia. *Asian Fisheries Science*, 16(2). <https://doi.org/10.33997/j.afs.2003.16.2.004>
- Barker, M. K., (s. d.). Understanding the role of *Stylochus ellipticus* as a predator of *Crassostrea virginica* in Chesapeake Bay tributaries. VCU Scholars Compass. <https://scholarscompass.vcu.edu/etd/599/>
- Ritson-Williams, R., Yotsu-Yamashita, M., & Paul, V. J. (2006). Ecological functions of tetrodotoxin in a deadly polyclad flatworm. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America*, 103(9), 3176-3179. <https://doi.org/10.1073/pnas.0506093103>
- Touroult, Julien & Witté, Isabelle & Thévenot, Jessica & Albert, Arnaud & Gosselin, Frédéric. (2016). Construction d'un indicateur d'évolution de la distribution des espèces exotiques envahissantes en France métropolitaine.
- Lang, A., (1884). Die Polykleaden (Seeplanarien) des Golfes von Neapel und der angrenzenden Meeresabschnitte: Text (Vol. 11). Engelmann.
- Newman, L., Cannon, L., (2003). Marine Flatworms: The World of Polyclads. DOI : 10.1071/9780643101197.
- Pearse, A.S., Wharton, G.W., (1938), The Oyster "Leech," *Stylochus inimicus Palombi*, Associated with Oysters on the Coasts of Florida. *Ecological Monographs*, 8: 605-655. <https://doi.org/10.2307/1943085>
- Marteil, L., (1976). La conchyliculture française. 2ème partie. Biologie de l'huître et de la moule. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 40(2), 149-346.
- Ventilla, RF. 1984. Recently development in the Japanese oyster culture industry. *Adv Mar Biol* 21:1–57. doi:10.1016/S0065 2881(08)60098-X.
- O'Connor, W. A., & Newman, L. J., (2001). [Halotolerance of the oyster predator, *Imogine mcgrathi*, a stylochid flatworm from Port Stephens, New South Wales, Australia]. *Hydrobiologia*, 459(1/3), 157-163. <https://doi.org/10.1023/A:1012525015850>

- Gruet, Y., Heral, M., Robert, J.-M., (1976). Premières observations sur l'introduction de la faune associée au naissain d'huîtres japonaises *Crassostrea gigas* (Thunberg), importé sur la Côte Atlantique française. *Cahiers de Biologie Marine*, 17(2), 173-184.
Publisher's official version : <https://doi.org/http://www.sb-roscoff.fr/cbm/downloadpdf.htm?execution=e6s1>
- Pearse, A. S., & Wharton, G. W., (1938). The Oyster “Leech,” *Stylochus inimicus* Palombi, Associated with Oysters on the Coasts of Florida. *Ecological Monographs*, 8(4), 605–655.
<https://doi.org/10.2307/1943085>
- Kaelin, G., Piquet, J.-C., Boulben, S., Cheve, J., Derrien, A., Lamort, L., Marco-Miralles, F., Marzin, A., Meteigner, C., Morin, D., Orsoni, V., Treguier, C., Verin, F., Amouroux, I., Catherine, M., & Miossec, L. (2022). REMI dataset : The French microbiological monitoring program of mollusc harvesting areas. <https://doi.org/10.17882/47157>
- Beaugrand, G., Goberville, E., (2010). Conséquences des changements climatiques en milieu océanique. *Vertigo*, Hors-série 8. <https://doi.org/10.4000/vertigo.10143>
- Turbelin, A. J., Cuthbert, R. N., Essl, F., Haubrock, P. J., Ricciardi, A., & Courchamp, F. (2023). Biological invasions are as costly as natural hazards. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 21(2), 143-150. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.03.002>
- Lévêque, C., (2022). *Erosion de la biodiversité: enjeux et débats*. ISTE Group.
- Joassard, I., Cerisier-Auger, A., Coulmin, A., & Tromeur, É. (2021). Érosion de la biodiversité: données objectives et perceptions subjectives. Éric PAUTARD,
- Perrings, C., Naeem, S., Ahrestani, F., Bunker, D. E., Burkill, P., Canziani, G., ... & Weisser, W. (2010). Ecosystem services for 2020. *Science*, 330(6002), 323-324. doi: 10.1126/science.1196431. PMID: 20947748.
- Lafuite, A., (2017). Biodiversity feedbacks and the sustainability of social-ecological systems.
- Mazza, G., Tricarico, E., Genovesi, P., Gherardi, F., (2013). Biological invaders are threats to human health: an overview. *Ethology Ecology & Evolution*, 26(2–3), 112–129.
<https://doi.org/10.1080/03949370.2013.863225>
- Turbelin, A. J., Cuthbert, R. N., Essl, F., Haubrock, P. J., Ricciardi, A., & Courchamp, F. (2023). Biological invasions are as costly as natural hazards. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 21(2), 143-150. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.03.002>
- Vila, M., Dunn, A. M., Essl, F., Gomez-Diaz, E., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Nunez, M. A., Ostfeld, R. S., Pauchard, A., Ricciardi, A., & Gallardo, B. (2021). Viewing Emerging Human Infectious Epidemics through the Lens of Invasion Biology. *BioScience*, 71(7), 722-740. <https://doi.org/10.1093/biosci/biab047>

- Shiganova, T. A., (1998). Invasion of the Black Sea by the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and recent changes in pelagic community structure. *Fisheries Oceanography*, 7(3-4), 305-310. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2419.1998.00080.x>
- Quemmerais-Amice F., (2012). Espèces non indigènes : vecteurs d'introduction et impacts. Sous-région marine Méditerranée occidentale. Evaluation initiale DCSMM. MEDDE, AAMP, Ifremer. Ref. DCSMM/EI/PI/MO/31/2012. 15p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00331/44247/>
- Massé, C., Viard, F., Humbert, S., Antajan, E., Auby, I., Bachelet, G., Bernard, G., Bouchet, VMP., Burel, T., Dauvin, J.-C., et coll. Un aperçu des espèces marines non indigènes trouvées dans trois régions biogéographiques métropolitaines françaises contrastées : aperçus sur la répartition, les origines et les voies d'introduction. *Diversité* 2023, 15, 161. <https://doi.org/10.3390/d15020161>
- Vieira, J., Barbier, P., Béchade, M., Bénetière, F., (2024) Observatoire Ostréicole du Bassin d'Arcachon – Rapport annuel 2023. CAPENA, 42p.
- Auby, I., Maurer, D., (2004). Etude de la reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon. Ref. R.INT.DEL/AR 04-05. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00040/15145/>
- Fleury, E., Petton, S., Benabdelmouna, A., Pouvreau, S., (coord.) (2023). Observatoire national du cycle de vie de l'huître creuse en France. Rapport annuel ECOSCOPIA 2022. Ref. R.INT.BREST RBE/PFOM/PI 2023-. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00840/95240/>
- Le Roux, F., Wegner, K. M., & Polz, M. F. (2016). Oysters and Vibrios as a Model for Disease Dynamics in Wild Animals. *Trends in Microbiology*, 24(7), 568-580. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2016.03.006>
- Petton, B., Destoumieux-Garzón, D., Pernet, F., Toulza, E., De Lorgeril, J., Degremont, L., Mitta, G., (2021). The Pacific Oyster Mortality Syndrome, a Polymicrobial and Multifactorial Disease : State of Knowledge and Future Directions. *Frontiers in Immunology*, 12, 630343. <https://doi.org/10.3389/fimmu.2021.630343>
- Landers, W. S., & Rhodes, E. W. (1970). Some Factors Influencing Predation by the Flatworm, *Stylochus ellipticus* (Girard), on Oysters. *Chesapeake Science*, 11(1), 55. <https://doi.org/10.2307/1351343>
- Campbell, A. H., Meritt, D. W., Franklin, R. B., Boone, E. L., Nicely, C. T., & Brown, B. L. (2011). Effects of age and composition of field-produced biofilms on oyster larval setting. *Biofouling*, 27(3), 255–265. <https://doi.org/10.1080/08927014.2011.560384>
- Roy, H., Pauchard, A., Stoett, P., (2023). Summary for policymakers of the thematic assessment of invasive alien species and their control of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430692>

- Newman, L. J., Cannon, L. R., (2003) Marine Flatworms: The World of Polyclads (CSIRO Publishing, Collingwood, Australia), pp. 97.
- Macher, C., Caill-Milly, N., Rollet, C., (2022). Collaborations Scientifiques-Acteurs. Résultats de l'enquête 2020. Panorama et retours d'expériences. Projet PARTAGE. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00792/90443/>
- Gouillieux, B., & Massé, C., (2019). First record of *Monocorophium uenoi* (Stephenson, 1932) (Crustacea : Amphipoda: Corophiidae) in the Bay of Biscay, French Atlantic coast. *BioInvasions Records*, 8(1), 87-95. <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.1.09>
- Lavesque, N., Sorbe, J.-C., Bachelet, G., Gouillieux, B., De Montaudouin, X., Bonifacio, P., Blanchet, H., & Dubois, S. (2013). Recent discovery of *Paranthura japonica* Richardson, 1909 (Crustacea : Isopoda: Paranthuridae) in European marine waters (Arcachon Bay, Bay of Biscay. *BioInvasions Records*, 2(3), 215-219. <https://doi.org/10.3391/bir.2013.2.3.07>
- Bachelet G, Blanchet H, Cottet M, et al. A round-the-world tour almost completed: first records of the invasive mussel *Musculista senhousia* in the north-east Atlantic (southern Bay of Biscay). *Marine Biodiversity Records*. 2009;2:e119. doi:10.1017/S1755267209001080
- Mazurie Joseph, Stanisiere Jean-Yves, Bouget Jean-Francois, Langlade Aime, Leclerc Emilie, Quinsat Kevin, Herve Gilles, Augustin Jean-Marie, Ehrhold Axel, Siquin Jean-Marc, Meidi-Deviarni Ika, Goubert Evelyne, Cochet Helene, Dreano Alain (2013). Les risques conchylicoles en Baie de Quiberon. Deuxième partie : le risque de prédation sur l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Rapport final du projet Risco 2010-2013. Ref. RST/LER/MPL/13-20. Ifremer. <https://doi.org/10.13155/29130>
- Agreste, 2020. Enquête Aquaculture [WWW Document]. URL <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agresteweb/disaron/Chd2116/detail/> (accessed 5.21.23).
- Gosling E., 2003. Bivalve Molluscs. Biology, Ecology and Culture. Ed Fishing News Books, 443 p.
- Taylor, DI., Wood, SA., McNabb, P., Ogilvie, S., and others (2015) Facilitation effects of invasive and farmed bivalves on native populations of the sea slug *Pleurobranchaea maculata*. *Mar Ecol Prog Ser* 537:39-48. <https://doi.org/10.3354/meps11466>
- Quintero, C., Merchán, F., Cornejo, A., & Galán, J. S. (2018). Uso de Redes Neuronales Convolucionales para el Reconocimiento Automático de Imágenes de Macroinvertebrados para el Biomonitorio Participativo. *KnE Engineering*, 3(1), 585. <https://doi.org/10.18502/keg.v3i1.1462>.
- De Pooter, D., Appeltans, W., Bailly, N., Bristol, S., Deneudt, K., Eliezer, M., Fujioka, E., Giorgetti, A., Goldstein, P., Lewis, M., Lipizer, M., Mackay, K., Marin, M., Moncoiffé,

G., Nikolopoulou, S., Provoost, P., Rauch, S., Roubicek, A., Torres, C., ... Hernandez, F. (2017). Toward a new data standard for combined marine biological and environmental datasets—Expanding OBIS beyond species occurrences. *Biodiversity Data Journal*, 5, e10989. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e10989>

De Montaudouin, X., Sauriau, P., Nauleau, Peggy., Labarraque, D., Giraud, K., Tiozzo J., (2002). La Crépidule : identifier les mécanismes de sa prolifération et caractériser ses effets sur le milieu pour envisager sa gestion (Chantier : Bassin d'Arcachon). <https://archimer.ifremer.fr/doc/00032/14289/>

Toubal, O., Boussehaba, A., Toubal, A., & Samraoui, B. (2014). Biodiversité méditerranéenne et changements globaux: cas du complexe de zones humides de Guerbès-Senhadja (Algérie). *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, (Volume 8), 273-295. <https://doi.org/10.4000/physio-geo.4217>

Wolniewicz, P., (2010). Stromatoporoid biometrics using image analysis software : A first order approach. *Computers & Geosciences*, 36(4), 550-558. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2009.09.010>

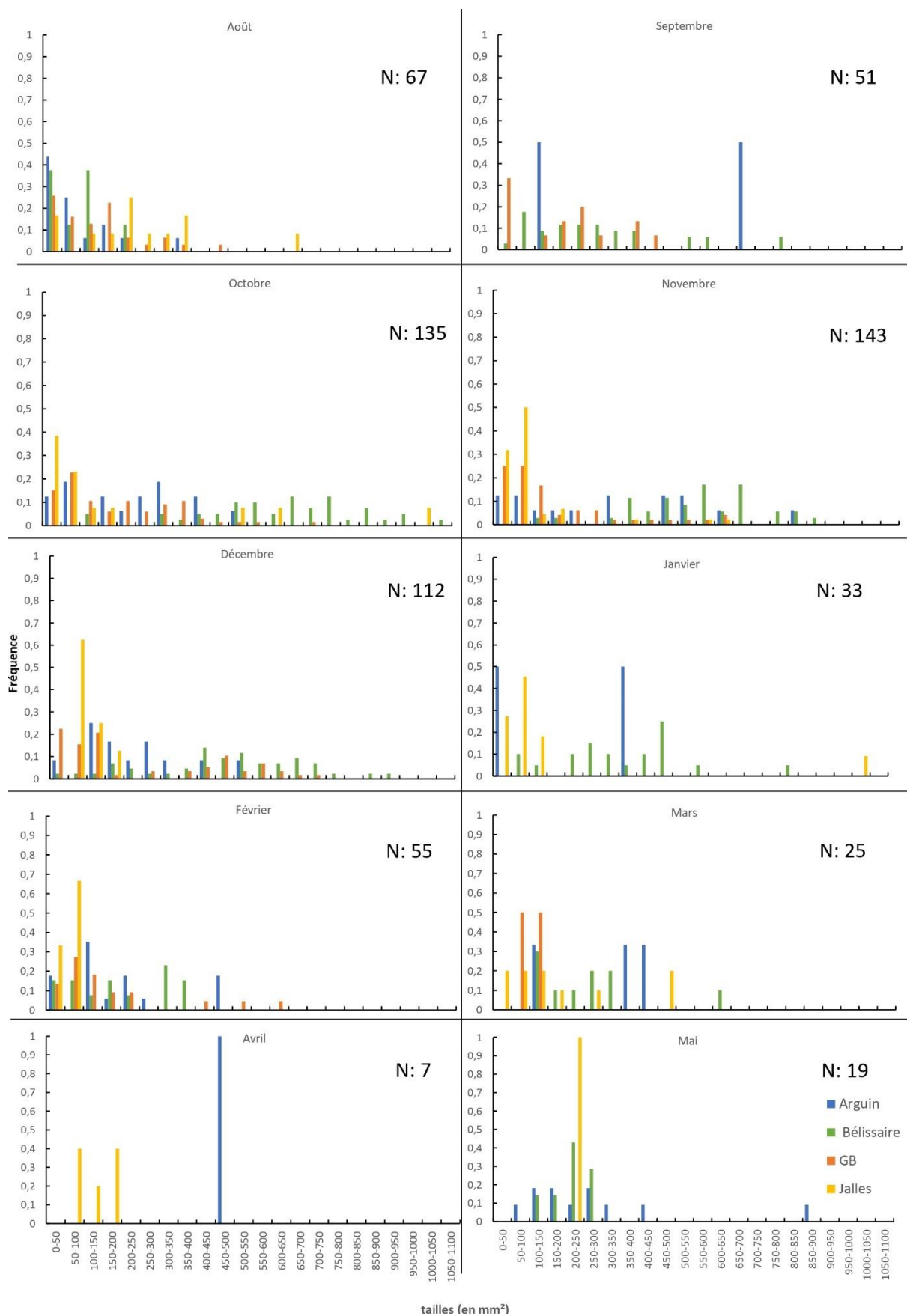
Peeler, E. J., Oidtmann, B. C., Midtlyng, P. J., Miossec, L., & Gozlan, R. E. (2011). Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. *Biological Invasions*, 13(6), 1291-1303. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9890-9>

Vieira, J., Bourgués, A., Béchade, M., & Barbier, P. (2021). Observatoire ostréicole du Bassin d'Arcachon. Rapport annuel.

Annexes :

2 : <i>Leptoplana</i> et <i>Idiostylochus</i>													
<i>Mytilus edulis</i> jeune	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
<i>Mytilus edulis</i> adulte	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
<i>Magallana gigas</i> jeune	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
<i>Magallana gigas</i> adulte	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
<i>Ruditapes decussatus</i>	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
<i>Arcuatula senhousia</i>	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
<i>Cerastoderma edule</i>	RAS	RAS	RAS				RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	prédation	
3 : <i>Idiostylochus</i>													
<i>Mytilus edulis</i> jeune	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	prédation	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
<i>Mytilus edulis</i> adulte	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS		prédation	RAS	RAS
<i>Magallana gigas</i> jeune	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
<i>Magallana gigas</i> adulte	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
<i>Ruditapes decussatus</i>	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS
<i>Arcuatula senhousia</i>	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	prédation	RAS	RAS	prédation	RAS	RAS	RAS
<i>Cerastoderma edule</i>	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	RAS	morte pas de prédation	/	/	/	/	/	/
Température													
	11,07	11,36	12,26	11,48	11,55	11,32		12,02	13,40	14,17	16,09	16,42	16,22

Annexe 1 : Tableau récapitulatif d'une expérience de prédation d'*Idiostylochus tortuosus* sur différentes proies selon 2 conformations ; 2 : présence d'*Idiostylochus tortuosus* et de *Leptoplana tremellaris* ; 3 : présence seulement d'*Idiostylochus tortuosus*



Annexe 2 : Histogrammes des fréquences des classes de tailles d'*Idiostylochus tortuosus* par sites et par mois

Résumé :

Depuis 2020, des proliférations récurrentes de vers plats sont observées sur le bassin d’Arcachon en parallèle de fortes mortalités de bivalves. L’espèce à l’origine de ces mortalités a été identifiée comme *Idiostylochus tortuosus*, un polyclade de la super famille des Stylochoidea. Aucun individu n’a été identifié à une date antérieure à 2020. Cependant, les conditions plus favorables au développement de cette espèce et la forte augmentation de sa population depuis cette année peuvent être indicatrices de sa présence auparavant. Afin d’observer la dynamique de cette espèce, des échantillonnages sur des récifs d’huîtres (*Magallana gigas*) ou de moules (*Mytilus edulis*) dans 4 sites ostréicoles ont été réalisés de juillet 2023 à mai 2024. Les résultats ont permis d’observer une augmentation de l’abondance d’*I. tortuosus* de juillet à octobre 2023 et une diminution de novembre 2023 à avril 2024, avec une diminution plus marquée à partir de janvier 2024. A l’échelle des 4 sites, cette espèce était présente tout au long de la période d’échantillonnage. Concernant la dynamique spatiale, l’étude a mis en évidence une abondance plus importante de vers sur les deux sites les plus au centre du bassin d’Arcachon qui sont Bélisaire et Grand Banc. L’étude a également souligné la capacité d’*I. tortuosus* à prédateur différents types de bivalves (e.g. *Mytilus edulis*, *Magallana gigas*, *Arcuatula senhousia*, *Ruditapes philippinarum*, *Cerastoderma edule*). Ainsi, malgré une absence de corrélation significative, la dynamique d’*I. tortuosus* semble être influencée par la présence de proies (huîtres et moules), leurs tailles et les conditions environnementales du site. Suite à ces observations, il semble essentiel de suivre la dynamique de cette espèce et cela dans un ensemble de sites ostréicoles.

Mots clés : Espèce exotique, *Idiostylochus tortuosus*, Dynamique, *Magallana gigas*, Population, Prédation

Abstract :

Recurring proliferations of flatworms have been witnessed in Arcachon Bay since 2020, along with a high mortality rate among *Idiostylochus tortuosus*, a polyclade belonging to the Stylochidea family, has been identified as the species responsible for these elevated mortality rates. Prior to 2020, there was no recorded data on this species in Arcachon Bay. However, we suppose that it has been present since before 2020, given the environmental conditions favor its development and its population is rapidly increasing. In order to examine *I. tortuosus*’ population dynamics, samples were collected on oyster (*Magallana gigas*) or mussel (*Mytilus edulis*) reefs at four different sites between July 2023 and May 2024. The results of the present study indicate an increase in the abundance of *I. tortuosus* between July and October 2023, followed by a decrease from November 2023 to April 2024. The decrease is particularly significant from January onwards. *I. tortuosus* was consistently present at all four sites throughout the sampling period, with Bélisaire and Grand Banc exhibiting notably high abundance, as they are located closest to the center of Arcachon Bay. Furthermore, we demonstrated the species’ ability to prey on various bivalve species, such as *Mytilus edulis*, *Magallana gigas*, *Arcuatula senhousia*, *Ruditapes philippinarum* and *Cerastoderma edule*. Although no significant correlation was found between these factors, species dynamics of *I. tortuosus* seems to depend on the presence of prey, such as mussels and oysters, prey size and environmental factors. Given these findings, close monitoring of *I. tortuosus* population dynamics is recommended across all oyster farming sites of Arcachon Bay.

Keyword : Exotic species, *Idiostylochus tortuosus*, Dynamic, *Magallana gigas*, Population, Predation

Annexe 2

Rapport de stage de Master 2 (janvier à septembre 2025) rédigé par Quentin Villetorte : Étude expérimentale des interactions trophiques du ver plat, *Postenterogonia orbicularis*, avec les bivalves locaux et analyse spatiotemporelle dans le Bassin d’Arcachon

Année universitaire : 2024-2025
Spécialité : SML-Biologie
Parcours : Sciences halieutiques et
aquacoles (Aquaculture)

Mémoire de fin d'études de master de l'Institut Agro Rennes-
Angers (Institut national d'enseignement supérieur pour
l'agriculture, l'alimentation et l'environnement)

Étude expérimentale des interactions trophiques du ver plat, *Postenterogonia orbicularis*, avec les bivalves locaux et analyse spatiotemporelle dans le Bassin d'Arcachon

Par : Quentin VILLETORTE



Photographies: ©. Villetorte



Soutenu à Rennes le 10/09/2025

Devant le jury composé de :

Président : Hervé LE BRIS

Maître de stage : Guillaume BERNARD

Enseignant référent : Etienne RIVOT

Jury extérieur : Nicolas DESROY

Co- encadrants : Cécile MASSE (OFB), Antoine
NOWACZYK (UMR EPOC), Johan VIEIRA
(CAPENA), Fanny BENETIERE (CAPENA)

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle de l'Institut Agro Rennes-Angers

Ce document est soumis aux conditions d'utilisation «Paternité-Pas d'Utilisation Commerciale-Pas
de Modification 4.0 France» disponible en ligne <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.fr>



Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier toutes les personnes qui m'ont aidé à terminer ce rapport et qui ont fait de mon stage une expérience mémorable.

Je suis particulièrement reconnaissant à Guillaume, Cécile, Antoine et Johan pour le temps qu'ils m'ont consacré pendant ces six mois.

Plus généralement, je remercie toute l'équipe de l'IFREMER d'Arcachon pour m'avoir fait découvrir leur milieu de travail.

Enfin, je tiens à remercier toutes les personnes qui ont généreusement partagé leur temps et discuté des différents aspects de mon rapport, notamment M. Gammoudi ainsi que les ostréiculteurs avec lesquels j'ai pu échanger à différentes occasions.

Je suis vraiment honoré d'avoir travaillé avec des personnes aussi compétentes et encourageantes.

Je suis persuadé que les nouvelles compétences que j'ai acquises grâce à cette expérience me seront utiles tout au long de ma carrière.

Je vous remercie tous pour votre contribution inestimable à mon développement professionnel et pour avoir fait de mon stage une expérience aussi gratifiante et enrichissante.

***** MERCI *****

Table des matières :

1	Introduction	1
2	Matériel et méthode	4
2.1	Le site d'étude.....	4
2.2	Biologie de <i>Postenterogonia orbicularis</i>	5
2.3	Écologie trophique de <i>Postenterogonia orbicularis</i> : étude expérimentale.....	7
2.3.1	Dispositifs expérimentaux	7
2.3.2	Génération des jeux de données.....	11
2.3.3	Analyses statistiques.....	12
2.4	Dynamique spatiotemporelle de <i>P. orbicularis</i> dans le bassin	12
2.4.1	Dans les récifs sauvages.....	14
2.4.2	Dans les structures d'élevage ostréicoles.....	15
2.4.3	Génération des données	15
2.4.4	Analyses statistiques.....	16
3	Résultats	17
3.1	Comportement.....	17
3.2	Stratégie de consommation.....	18
3.2.1	Nombre de proies consommées.....	18
3.2.2	Taux spécifique de consommation journalier	19
3.2.3	Temps pour atteindre la première proie	19
3.2.4	Temps de consommation des proies.....	20
3.2.5	Temps de retour vers les proies	21
3.2.6	Bacs multi-spécifiques et état des proies	21
3.3	Suivi long terme	22
3.3.1	Suivi de la consommation.....	22
3.3.2	Suivi de la croissance	24
3.4	Suivi <i>in situ</i> des populations.....	24
3.4.1	Dans les récifs sauvages.....	24
3.4.2	Dans les structures d'élevage	28
4	Discussion	30
4.1	Stratégie comportementale et énergétique	31
4.2	Sélectivité et état des proies.....	31
4.3	Structure de population et dynamique saisonnière	32
4.4	Observations en structures d'élevage	32
5	Conclusion	33
6	Référence.....	34

1 Introduction

La France occupe la première place dans la production et la consommation d’huîtres en Europe, avec une production de 90 410 tonnes en 2023 (ECDGMFA et EUMOFA, 2023 ; Marcus, 2025 ; FAO, 2025). Parmi ces bassins de production, le Bassin d’Arcachon, situé sur la côte atlantique au sud du golfe de Gascogne, est depuis longtemps un haut lieu de l’ostréiculture. La culture de l’huître représente non seulement une activité économique importante, avec 257 entreprises et une production estimée à 4 557 tonnes (Marcus, 2025), mais aussi un patrimoine culturel historique (Daney, 1959).

Trois espèces d’huîtres y ont été successivement élevées pour compenser les pertes liées à différentes épizooties. L’huître plate *Ostrea edulis* (Linnaeus, 1758) fut progressivement remplacée tout au long du XIX^e siècle par l’huître portugaise *Magallana angulata* (Lamarck, 1819), à la suite de la surexploitation des stocks de géniteurs naturels et à des épizooties. *M. angulata* fut elle-même remplacée par l’huître creuse du Pacifique *Magallana gigas* (Thunberg, 1793), après une chute massive de production dans les années 1960–1970 causée par une maladie des branchies (Comps et al., 1976 ; Heral, 1989). L’introduction de *M. gigas* dans le Bassin d’Arcachon s’est faite par l’importation de géniteurs en provenance de Colombie-Britannique (Canada) à partir de 1971 (Grizel and Heral, 1991), suite au succès possible de reproduction de *M. gigas* par des individus importés en Charente-Maritime en 1966, via des apports de naissains venus du Japon (Le Borgn et al., 1973). *M. gigas* s’est parfaitement acclimatée aux écosystèmes français, notamment à celui du Bassin d’Arcachon.

En effet, grâce à ses conditions hydrologiques particulières, aux apports d’eaux douces (majoritairement par l’Eyre), et à une recirculation limitée de l’eau (Kaelin et al., 2022), le Bassin d’Arcachon présente des conditions de température et de salinité suffisantes pour la reproduction des huîtres et donc un cycle d’exploitation complet.

Toutefois, malgré cette acclimatation réussie, *M. gigas* reste soumise à de nombreuses pressions. Les récents épisodes épizootiques liés au développement d’une maladie polymicrobienne (POMS, *Pacific Oyster Mortality Syndrome*), impliquant l’herpès virus OsHV-1 très répandu sur les côtes françaises (Petton et al., 2021), ou à celui de *Vibrio aestuarianus* (Azema, 2018), ont conduit à des mortalités massives, notamment dans le Bassin d’Arcachon. Les huîtres doivent également faire face à des perturbations environnementales, telles que des températures anormales, des épisodes de dessalure liés aux crues, des hypoxies estivales, ainsi que la pollution chimique et des changements dans les communautés de phytoplancton fourrage (Lagarde et al., 2025 ; Voisin et al., 2024), susceptibles de perturber leur cycle de vie.

Dans ce contexte de vulnérabilité, l’émergence d’autres phénomènes préoccupants a pu être observée, notamment en 2020, avec le signalement par les professionnels de la présence inhabituelle d’un ver plat en quantité dans les lots d’huîtres cultivées. Bien que discret, ce ver plat a commencé à se faire remarquer à l’intérieur d’huîtres récemment mortes, suggérant un comportement nécrophage, voire potentiellement prédateur. Ces signalements ont coïncidé avec une hausse notable des mortalités sur l’ensemble des stades de développement benthiques des huîtres à l’échelle locale, soulevant ainsi des interrogations quant à un possible lien de causalité entre la présence de ces plathelminthes et les pertes observées en élevage.

Les vers plats aquatiques forment un groupe d'invertébrés largement répandus dans les écosystèmes aquatiques du globe, des eaux glaciaires (Friedrich and Hendelberg, 2001) aux eaux tropicales (Sterr et al., 1974), ainsi que dans les eaux douces des lacs et rivières (Schadt et al., 2021). Ils regroupent plusieurs classes, mais ce sont les Polycladida, vers libres, non parasites, qui nous intéressent dans cette étude. Ce groupe comporte près de 800 espèces recensées à travers le monde (Rodríguez et al., 2021). Souvent appelés plathelminthes, ou “*Wafer worms*” (vers gaufrettes (Jennings and Newman, 1996)), ils possèdent un corps aplati dorso-ventralement, totalement mou et élastique, ce qui leur permet de se faufiler facilement dans des interstices pour se dissimuler ou s'alimenter. Les polyclades sont hermaphrodites, avec les deux sexes actifs simultanément (Rawlinson, 2014). La fécondation est interne, avec des spécificités très variables en fonction des espèces, et donne lieu à la ponte d'œufs fixés à un substrat benthique, souvent sous forme de capsules gélatineuses. À l'éclosion, les larves, de type « Müller » ou « Götte » selon l'espèce, sont pélagiques et se dispersent grâce aux courants et à leurs cils locomoteurs. Les polyclades sont considérés comme des organismes photosensibles tout au long de leurs stades de vie : les larves adoptent un comportement de phototaxie positive (Johnson and Forward, 2003), tandis que les adultes tendent à adopter un comportement photonégatif, possiblement pour éviter la prédation (Prudhoe, 1985).

Leur morphologie simple et l'absence de nombreuses caractéristiques externes rendent leur identification complexe. En effet, l'identification des espèces se base principalement sur l'étude de leurs systèmes reproducteurs, mais aussi sur leurs systèmes d'alimentation et sensoriels (Brusa et al., 2009), ce qui a conduit certaines espèces à se voir attribuer plusieurs noms. C'est le cas probable de l'espèce étudiée ici. D'après les analyses menées par Gutiérrez et al. (2023), ni les bases de données génétiques publiques ni les clés d'identification traditionnelles ne permettaient de mettre un nom définitif sur cette espèce, qui fut alors nommée *Idiostylochus gen. nov. tortuosus sp. nov.* (Gutiérrez et al., 2023). Cette étude suggérait cependant une origine exotique, de la zone Pacifique. Cette hypothèse a été renforcée par des analyses moléculaires réalisées par López-Alonso et al. (2024) sur des spécimens du nord de l'Espagne. Des rapprochements avec des spécimens provenant du Japon ont également été établis (Oya, 2023). Il s'agirait de *Postenterogonia orbicularis* (Schmarda, 1859), une espèce originellement décrite en Nouvelle-Zélande.

Le régime alimentaire des polyclades est exclusivement carnivore, du moins, aucune étude n'évoque une autre source d'alimentation. Ils possèdent des pharynx rétractables, utilisés pour arracher, entourer et digérer la chair de leurs proies. Ils ont la capacité de consommer une grande variété d'organismes, dont des coraux, des annélides, des crustacés, des mollusques gastéropodes, et surtout des mollusques bivalves (Galleni et al., 1980 ; Gammoudi et al., 2017 ; Hsu et al., 2024 ; Littlewood and Marsbe, 1990 ; O'Connor and Newman, 2001 ; Privileggio et al., 2024 ; Rawlinson et al., 2011 ; Shu Juei-Un and Lin Yao-Sung, 1980 ; Tsuyuki et al., 2020 ; Woelke, 1959). Comme certaines espèces de polyclades ont été documentées comme impactant négativement les cultures d'huîtres, elles ont reçu le surnom d’“*oyster leeches*”, ou “sangsues des huîtres” en français (Binh et al., 2024 ; Ching-Jung Teng et al., 2022).

Bien que la découverte initiale de *P. orbicularis* dans le Bassin d’Arcachon ait été associée à des individus d’huîtres récemment morts, suggérant un comportement prédateur ou nécrophage, il demeure difficile de déterminer avec certitude la nature exacte de son interaction avec les bivalves. En effet, attribuer un rôle actif dans les mortalités ostréicoles suppose de distinguer entre une présence opportuniste et une véritable stratégie comportementale ciblant des organismes vivants. Pour de nombreux polyclades, la littérature fait état d’impacts potentiels sur les élevages conchylicoles, notamment dans des fermes de moules et d’huîtres (Littlewood and Marsbe, 1990, sur les moules ; Privileggio et al., 2024 ; O’Connor and Newman, 2003 ; Gammoudi et al., 2017 ; Galleni et al., 1980 ; Shu Juei-Un and Lin Yao-Sung, 1980 ; Provenzano, 1959 ; Webster and Medford, 1959 ; Pearse and Wharton, 1938 ; O’Connor and Newman, 2001). Cependant, bien que ces études montrent que les polyclades puissent contribuer à la mortalité des espèces élevées, ils n’en sont pas toujours le facteur principal.

Dans le cas spécifique de *P. orbicularis*, les connaissances disponibles sur sa biologie, sa dynamique de population ou encore ses interactions trophiques restent très limitées, en particulier dans les écosystèmes où il n’a été identifié que récemment. L’absence d’informations sur ses mécanismes comportementaux en présence de bivalves d’intérêt, et plus largement sur son écologie fonctionnelle en zone conchylicole, constitue un verrou majeur à l’évaluation de son impact potentiel. Dans ce contexte, une approche expérimentale, reposant sur l’observation systématique des interactions avec plusieurs espèces de bivalves en conditions contrôlées, s’impose comme indispensable pour la compréhension de ses impacts potentiels. Elle permettra d’évaluer si certains comportements sont récurrents et/ou préférentiels selon les espèces testées.

L’objectif de cette étude est donc d’explorer les comportements adoptés par *P. orbicularis* en présence de différents bivalves représentatifs des élevages locaux ou des communautés benthiques du Bassin d’Arcachon, à l’aide d’une méthodologie basée sur des observations standardisées et reproductibles. Par ailleurs, en s’appuyant sur des données obtenues *in situ*, cette étude vise également à estimer l’évolution spatio-temporelle des populations de ce polyclade dans le Bassin d’Arcachon, afin d’évaluer leur distribution, leur dynamique potentielle d’installation et leur impact écologique possible. Ce travail s’inscrit dans le cadre du projet VISQUEUX, soutenu par le DLAL-FEAMPA (UE, Région Nouvelle-Aquitaine) et l’OFB (Parc Naturel Marin du Bassin d’Arcachon). Il a pour objectif de clarifier les interactions interspécifiques impliquant *P. orbicularis* au sein des écosystèmes ostréicoles du Bassin d’Arcachon. Cette étude constitue une étape primordiale pour toute évaluation des risques écologiques et sanitaires potentiels pour la filière conchylicole locale.

2 Matériel et méthode

2.1 Le site d'étude

Le Bassin d'Arcachon est une lagune mésotidale semi-fermée d'environ 182 km², située sur la façade atlantique du sud-ouest de la France (Figure 1). Il est alimenté par des apports océaniques via trois passes, et en eau douce principalement par l'Eyre. La zone intertidale, qui représente près de 60 % de la superficie totale du bassin, soit environ 110 km², se compose de vasières, de prés salés, de plages sableuses et de vastes herbiers à zostères. Il abrite en effet l'un des plus grands herbiers de zostères d'Europe, principalement composé de *Zostera noltii* et de *Zostera marina* en zone subtidale. Les conditions abiotiques varient donc grandement, ce qui fait du Bassin une zone dynamique d'un point de vue écologique (Meteigner et al., 2023).



Figure 1 : Vue aérienne du Bassin d'Arcachon

La taille et la richesse de cette zone intertidale ont favorisé l'implantation et le développement de l'ostréiculture, devenue rapidement une activité économique majeure de la région, notamment grâce à la généralisation du captage naturel des naissains permettant de réaliser un cycle d'élevage complet. Ce dernier se pratique principalement sur **tables surélevées**, une technique qui permet de limiter les interactions avec différentes espèces prédatrices, de faciliter la manutention, tout en optimisant l'accès aux ressources essentielles à la croissance des huîtres.

D'un point de vue légal, le schéma des structures local impose une densité maximale de 8 000 poches par hectare. L'organisation spatiale de l'ostréiculture, tout comme la réussite des cycles de captage, de croissance et de reproduction des huîtres, sont étroitement conditionnées par l'hydrodynamique du bassin. En effet, les courants de marée, dont la vitesse peut atteindre **deux mètres par seconde**, jouent un rôle déterminant dans le brassage de l'eau, la disponibilité des nutriments, l'apport et le développement du phytoplancton, ainsi que dans la dispersion des larves. Ces flux, qui s'atténuent progressivement en progressant vers l'intérieur du Bassin, influencent directement la productivité des zones ostréicoles. Ils participent également à la régulation des gradients de salinité et de température, deux facteurs clés pour l'ostréiculture.

2.2 Biologie de *Postenterogonia orbicularis*

P. orbicularis est un ver plat marin appartenant à l'embranchement des Platyhelminthes, plus précisément à la classe des Rhabditophora, à l'ordre des Polycladida, au sous-ordre des Acotylea, à la super-famille des Discoceloidea, à la famille des Ilyplanidae, et au genre *Postenterogonia*.

Sa morphologie générale est ovale (Figure 2 a., b. et c.), mais le corps montre une grande plasticité morphologique, pouvant se rétracter ou se contorsionner en réponse aux contraintes environnementales. La pigmentation dorsale varie selon les individus, du brun au rouge bordeaux, avec parfois des nuances grisâtres. La surface dorsale est parsemée de petites taches brun foncé, et une bande longitudinale médiane, plus sombre, est souvent présente. La face ventrale est uniformément plus claire, généralement de teinte beige rosée (Gutiérrez et al., 2023, en tant que *I. tortuosus* ; López-Alonso et al., 2024 ; Oya, 2023).

Ils possèdent des pharynx rétractables, situés dans la partie centrale-supérieure du corps et mesurant entre 6,3 et 11 mm de long (Oya, 2023). Ce pharynx participe activement à la prédation et à l'ingestion des proies. Les conduits spermatiques et les oviductes sont visibles à travers la face ventrale (Figure 2.b) sous forme de structures blanchâtres s'étendant longitudinalement, et apparaissent parfois sur la face dorsale (Figure 2.a). Il possède deux yeux tentaculaires cérébraux visible sur sa partie dorsale et de nombreux yeux marginaux. Ce ne sont pas des organes de vision très développés ce sont des yeux simples, appelés ocelles (Gutiérrez et al., 2023 ; Oya, 2023).

Bien que *P. orbicularis* soit doté de plusieurs types d'ocelles (Gutiérrez et al., 2023 ; Oya, 2023), son orientation repose sur des mécanismes chimio-tactiles pour détecter ses proies (Ferrero et al., 1980). Malgré l'absence d'études spécifiques sur son comportement face à la lumière, on peut néanmoins supposer qu'il est principalement nocturne et cryptique, comme la plupart des polyclades (Chintala and Kennedy, 1993).

Comme de nombreux plathelminthes marins, *P. orbicularis* est un hermaphrodite simultané, c'est-à-dire qu'un même individu possède à la fois des organes reproducteurs mâles et femelles fonctionnels (Schärer et al., 2015). La reproduction peut être sexuée, impliquant un accouplement avec échange réciproque de spermatozoïdes par fécondation interne, mais elle peut aussi être asexuée. Le ver pond ensuite, sur un substrat dur, un chapelet d'œufs. Le développement embryonnaire aboutit à une larve ciliée planctonique de type Götte, caractérisée par quatre lobes et trois yeux (Figure 2.d et Annexe I). Cette larve, positivement photosensible, nage librement dans la colonne d'eau avant de subir une métamorphose menant à un stade juvénile benthique.

La phase larvaire joue un rôle déterminant dans la dispersion de l'espèce, en permettant la colonisation de nouveaux habitats, notamment en l'absence de capacités de dispersion chez les adultes. En effet, à la différence de certains plathelminthes capables de nager activement ou de flotter pour quitter leur substrat, les adultes de *P. orbicularis* ne sont connus que pour leur mode de vie strictement benthique.

Dans le but d'obtenir une première estimation de la durée du cycle embryonnaire et larvaire de *P. orbicularis*, des observations ont été réalisées à la suite de pontes repérées dans les bacs de maintenance. Des lamelles de verre ont été placées dans le bac afin de recueillir des pontes. Elles ont ensuite été inspectées quotidiennement à l'aide d'un microscope et photographiées pour documenter la progression du développement embryonnaire. L'objectif était de suivre les grandes étapes du développement (segmentation, apparition de la ciliature, des yeux et des lobes, et enfin l'éclosion) en conditions contrôlées (température 18,7 °C). Ces observations ont permis d'approcher la durée approximative du développement embryonnaire jusqu'à l'éclosion, en attendant les résultats plus exhaustifs issus des travaux en cours de Gammoudi et al. (en préparation), portant sur la dynamique complète du cycle embryonnaire. Ces données préliminaires visent également à répondre aux préoccupations des professionnels, et à obtenir des larves afin de constituer une bibliothèque d'images permettant leur observation et leur recensement dans le milieu naturel grâce aux différents suivis menés dans le Bassin d'Arcachon.

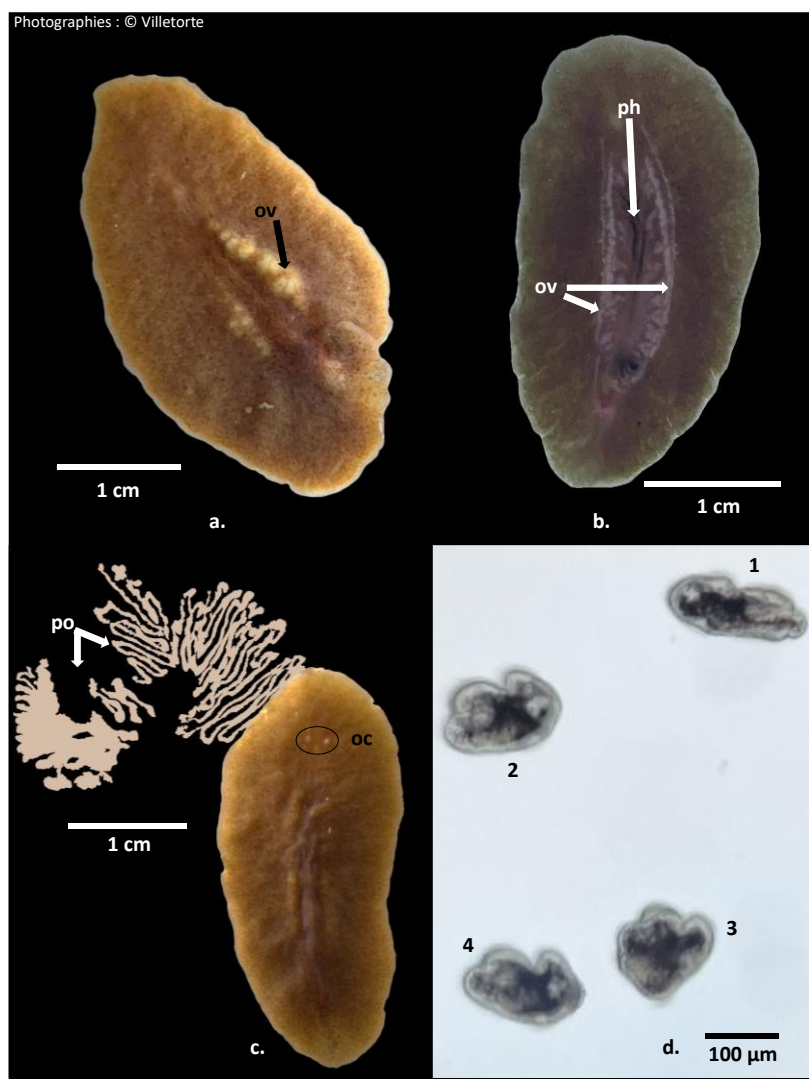


Figure 2 : Photographies de *P. orbicularis* : face ventrale (a) face dorsale (b) avec des pontes ~9500 œufs (c) ; larves face dorsale (d1), face latérale postérieure (d2-3-4) ; ov = oviductes, ph = pharynx ici non visible, po = ponte, oc = yeux tentaculaires

2.3 Écologie trophique de *Postenterogonia orbicularis* : étude expérimentale

2.3.1 Dispositifs expérimentaux

L'expérimentation a été conduite au sein d'un mésocosme, c'est-à-dire un espace clos où les conditions environnementales sont contrôlées. Cette pièce expérimentale a été maintenue à une température comprise entre 17 °C et 19 °C. La variation entre ces plages de température a permis de maintenir l'eau des bacs expérimentaux dans un intervalle thermique restreint, soit $17,6 \pm 0,2$ °C. Cette température a été choisie de manière à correspondre aux conditions naturelles observées dans l'environnement au cours des mois de mai et d'octobre. La mise en place d'un tel contrôle thermique s'est avérée cruciale, puisque l'expérimentation a débuté en février et s'est terminée mi-mars, période durant laquelle les températures extérieures variaient fortement, oscillant entre 4,9 °C et 21,1 °C.

L'eau de mer utilisée a été pompée au bout de la jetée d'Eyrac et stockée dans un bassin tampon de 2000 litres, permettant ainsi de couvrir les besoins en eau pour toute la durée de l'expérience et de limiter les variations physico-chimiques, notamment de salinité. Avant d'être intégrée aux bassins expérimentaux, l'eau de mer a été conservée pendant une période de 24 heures dans un aquarium équipé d'une résistance chauffante de 100 watts. Une agitation constante a été assurée par un système d'air-lift afin d'homogénéiser la température et d'éviter la surchauffe provoquée par l'utilisation d'une pompe de brassage. Cette procédure a permis d'amener progressivement l'eau à une température cible de $18 \text{ °C} \pm 0,2 \text{ °C}$ avant son utilisation dans les expériences.

Des enregistrements vidéo ont été réalisés en conditions d'obscurité à l'aide d'une caméra infrarouge (IDS µeye®, 10,5 Mpixels). Les dispositifs ont été installés à une hauteur d'environ un mètre au-dessus des bacs contenant les vers, permettant l'obtention de séquences d'images à haute résolution (0,21 mm/px) (Figure 3). L'acquisition d'images a été configurée à une cadence de 0,1 image par seconde (0,1 fps), produisant des enregistrements sous forme de time-lapse. Cette méthode permet de réduire le volume de données tout en conservant une résolution temporelle suffisante pour détecter les différents comportements. Afin de garantir une visibilité optimale, deux lampes infrarouges (INDEXA IR24/850 ; longueur d'onde : 850 nm) ont été utilisées pour l'éclairage du mésocosme. L'intérêt de ce dispositif est d'éviter l'exposition à la lumière, un facteur connu pour limiter l'activité exploratoire chez certaines espèces de Polyclades (Chintala & Kennedy, 1993).

Pour assurer une qualité d'image suffisante, les bacs expérimentaux n'ont pas été alimentés en eau courante, mais maintenus en conditions d'eau stagnante. Ce choix méthodologique a nécessité un renouvellement complet de l'eau chaque jour, consistant à siphonner puis à reremplir progressivement les bacs avec de l'eau tempérée. Cette procédure a permis de limiter plusieurs biais expérimentaux potentiels, tels que l'accumulation progressive du mucus sécrété par les glandes ventrales des vers plats, mucus susceptible d'altérer les conditions de certaines proies sur le long terme (Hsu et al., 2024). Les changements d'eau ont également permis de limiter l'accumulation de composés azotés issus de l'activité biologique, ainsi que l'anoxie amplifiée par le développement d'un film gras en surface.

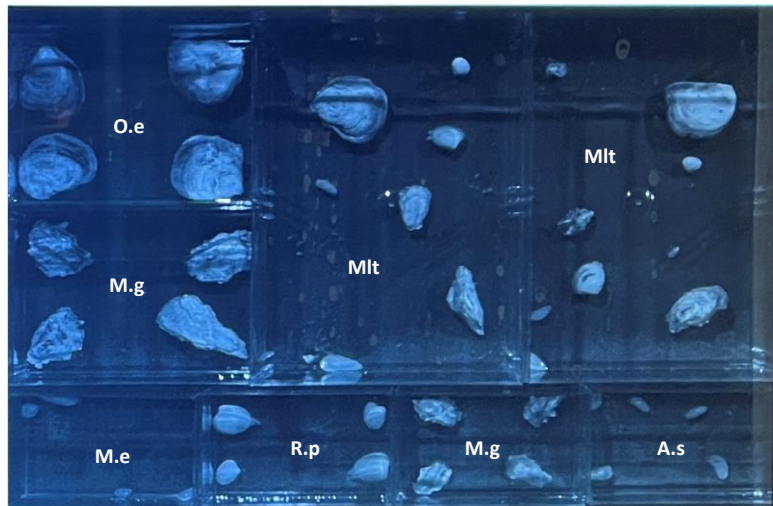
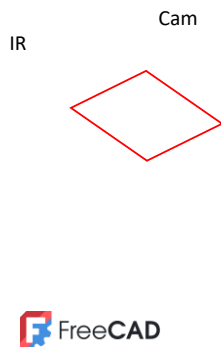


Figure 3 : Représentation schématique (a) du dispositif expérimental (Cam = caméra et IR = lampe infrarouge). Le cadre rouge indique le champ de la caméra permettant l'obtention d'images des bacs expérimentaux (b) ; O.e = *Ostrea edulis*, M.g = *Magallana gigas*, M.e = *Mytilus edulis*, R.p = *Ruditapes philippinarum*, A.s = *Arcuatula senhousia*.

Les bivalves utilisées dans les expériences comportementales ont été sélectionnées en fonction de leur présence dans les écosystèmes du Bassin d'Arcachon et de leur importance locale. Ainsi, les espèces suivantes ont été retenues :

- *Magallana gigas*, espèce cultivée majoritaire du Bassin, régulièrement associée à la présence du ver. Les individus ont été collectés directement sur des structures ostréicoles abandonnées
- *Mytilus spp.* (désignée dans la suite comme *Mytilus edulis*), la moule commune, présente sur les différentes structures solides du Bassin d'Arcachon
- *Ruditapes philippinarum* (*R. philippinarum*), la palourde japonaise, mollusque le plus pêché du Bassin d'Arcachon (Caill-Milly et al., 2001 ; Sanchez, 2003)
- *Arcuatula senhousia* (*A. senhousia*), la moule asiatique, espèce introduite désormais bien établie dans certaines zones du Bassin d'Arcachon (Montaudouin et al., 2025)
- *Ostrea edulis* (*O. edulis*), l'huître plate, aujourd'hui très peu présente suite à son déclin, mais d'intérêt patrimonial et conchylicole

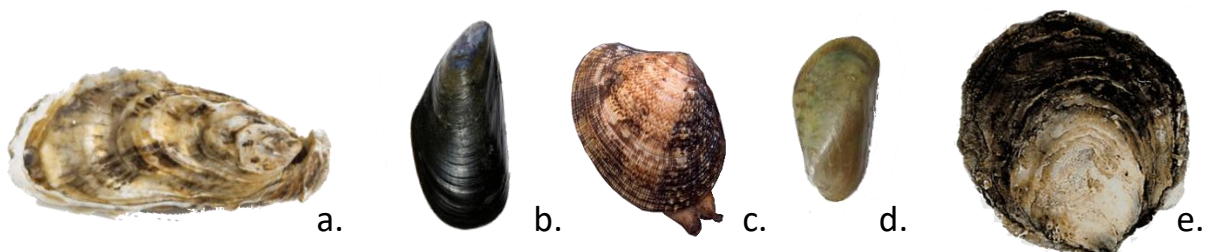


Figure 4 : photos illustrant les espèces choisies pour cette étude ; a. = *Magallana gigas*, b. = *Mytilus edulis*, c. = *Ruditapes philippinarum*, d. = *Arcuatula senhousia*, e. = *Ostrea edulis*.

Avant leur introduction dans les bacs expérimentaux, les bivalves ont été nettoyés pour éliminer les organismes épiphytes et épibiontes susceptibles d'influencer les interactions ver/proies :

- Huîtres : détroquage, élimination des organismes fixés (balanes, autres huîtres) et brossage
- Moules : section du byssus et brossage
- Autres coquillages : brossage

Les vers plats, prédateurs de l'expérience, ont été collectés dans différentes stations du bassin (Grand Banc, Arguin, Le Tes) puis stockés et nourris à volonté dans les locaux tempérés de la Station Marine d'Arcachon. Pour maximiser leur activité prédatrice, ils ont été soumis à une période de jeûne de cinq jours avant expérimentation.

Tous les organismes ont été acclimatés séparément pendant 48 heures aux conditions du mésocosme avant leur mise en contact.

Une première série d'expériences avait pour objectifs :

- Caractériser la prédation de *P. orbicularis* sur différents bivalves.

Cinq répliques par type de proie ont été réalisés. Chaque réplique consistait en un bac expérimental contenant quatre individus de taille homogène d'un type de proie donné, mis en contact avec un ver plat. Trois répliques ont été filmés comme décrit ci-dessus, afin de déterminer les séquences comportementales de prédation, tandis que deux répliques supplémentaires non filmés servaient à confirmer la reproductibilité des observations (Tableau 1).

- Déterminer les proies préférentielles de *P. orbicularis*.

Cinq répliques filmées ont été réalisées, chacun consistant en un bac expérimental contenant sept bivalves appartenant aux différents types de proies, mis en contact avec un ver plat (Tableau 1). Cette expérience visait à tester si la disponibilité simultanée de plusieurs types de proies influençait la sélectivité de la prédation.

- Évaluer l'influence de l'état des proies.

La même procédure a été appliquée avec des proies mortes. Pour ce faire, les mollusques ont été congelés vivants puis décongelés et introduits dans les bacs, pendant une durée de deux jours.

Tableau 1 : Tableau présentant un récapitulatif des espèces et la disposition des bacs d'expérimentations

	Nom commun	Abréviation graphique	Nombre de proie	Nombre de ver	Nombre de répliques	Nombre de jour	Dimensions du bac (L,l,h)
Mono-spécifique	Moule asiatique	A.s	4	1	3 Filmés / 2 Non Filmés	5	180/120/75 mm
	Moule commune	M.e	4	1	3 Filmés / 2 Non Filmés	5	180/120/75 mm
	Huître creuse grosse (taille 4)	M.g_G	4	1	3 Filmés / 2 Non Filmés	5	240/180/100 mm
	Huître creuse moyenne (18 mois)	M.g_M	4	1	3 Filmés / 2 Non Filmés	5	180/120/75 mm
	Huître plate commercialisable	Oe	4	1	3 Filmés / 2 Non Filmés	5	240/180/100 mm
	Palourde japonaise	Rp	4	1	3 Filmés / 2 Non Filmés	5	180/120/75 mm
Mélange multi-spécifique	Moule asiatique	A.s	1	1	5 Filmés	5	360/240/140 mm
	Moule commune	M.e	1				
	Huître creuse grosse (taille 4)	M.g_G	1				
	Huître creuse moyenne (18 mois)	M.g_M	1				
	Huître creuse nassain (9 mois)	Mg_P	1				
	Huître plate commercialisable	Oe	1				
Mélange multi-spécifique & mort	Palourde japonaise	Rp	1	1	5 Filmés	2	360/240/140 mm
	Moule asiatique	As	1				
	Huître creuse grosse (taille 4)	Mg_G	1				
	Huître creuse moyenne (18 mois)	Mg_M	1				
	Huître creuse nassain (9 mois)	Mg_P	1				
	Palourde japonaise	Rp	1				
	Moule commune moribonde	Me_Mo	1				
	Huître creuse moyenne moribonde	Mg_Mo	1				
	Palourde japonaise moribonde	Rp_Mo	1				

Une deuxième série d'expériences visait à examiner la dynamique de consommation de *P. orbicularis* dans le temps. Douze répliques ont été constituées, réparties en deux traitements distincts : six avec des moules (*M. edulis*) et six avec des huîtres creuses (*M. gigas*) (Figure 4.a). Dans chaque traitement, les bivalves présentaient une variabilité de taille (quatre moules par bac, de 15 à 43 mm ; sept huîtres par bac, de 9 à 62 mm). Comme précédemment, un seul ver était introduit par bac. Les individus consommés étaient systématiquement remplacés par de nouveaux bivalves de taille équivalente, afin de maintenir une ressource constante et de suivre l'évolution du rythme de consommation dans le temps, donnant ainsi un aperçu plus réaliste des taux de consommation de *P. orbicularis ad libitum*.

Enfin, une expérience complémentaire a été menée pour évaluer la croissance individuelle de *P. orbicularis*. Elle s'est déroulée sur 42 jours dans un environnement contrôlé. Quinze bacs indépendants ont été mis en place (Figure 4.b), chacun contenant un ver plat et deux proies (*M. edulis*) adaptées à sa taille, soit au maximum deux tiers de la taille du ver. Les proies étaient remplacées et mesurées dès leur consommation afin d'assurer une disponibilité alimentaire continue. La surface corporelle des vers plats a été mesurée tous les sept jours.



Figure 5 : Photographies des bacs expérimentaux pour le suivi du dynamisme de consommation (a.) et de la croissance (b.)

Dans un objectif d'estimer avec précision la biomasse consommée, des relations allométriques ont été établies pour les moules (*M. edulis*). Un échantillon représentatif des tailles de mollusques utilisés a été mesuré (longueur, largeur, hauteur), pesé en poids frais, puis séché à 60 °C pendant 48 h pour obtenir le poids sec. Il en a été de même pour 11 individus de *P. orbicularis* ont été mesurés afin d'implémenter une base de données existante décrivant les relations allométriques (taille maximale, surface corporelle, poids sec et humide) de cette espèce dans le Bassin d'Arcachon (n = 97) (Figure 6).

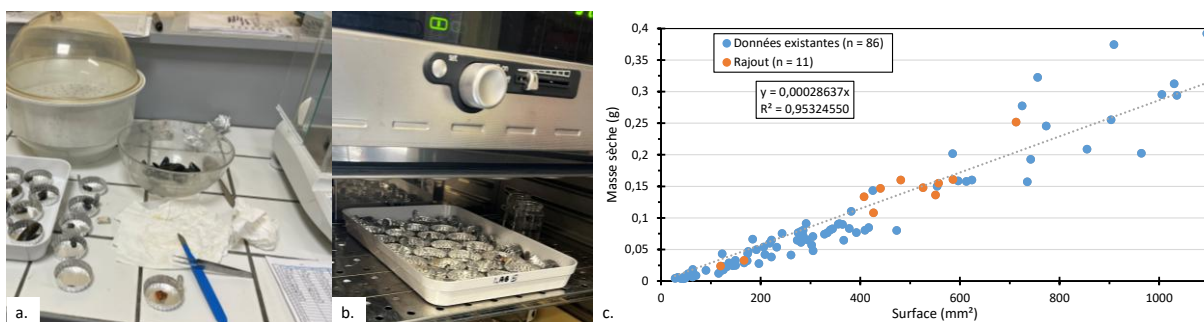


Figure 6 : Photo de la préparation des moules pour les mesures allométriques (a.), mise à l'étuve des échantillons pour la détermination de la masse sèche (b) ; relation entre la surface et la masse sèche des vers plats basée sur une base de données existante (c)

2.3.2 Génération des jeux de données

Les séquences d'images ont été analysées manuellement, image par image, à l'aide du logiciel VirtualDub FilterMod Project (2024) ; VirtualDub2 (Version 2.3.0.845). Un éthogramme (Figure 9) a été construit à partir de ces observations et a permis de classer les comportements observés et leur fréquence d'occurrence.

Pour caractériser la prédation de *P. orbicularis* sur les différents types de proies des expérimentations de stratégie de consommation, cinq paramètres ont été définis et mesurés grâce à l'analyse manuelle des enregistrements :

1. Nombre de proies consommées : nombre total de proies consommées au terme des cinq jours (mesuré pour tous les réplicas, filmés ou non, Tableau 1).
2. Temps d'approche de la première proie : temps écoulé entre le début de l'expérience et le premier contact avec une proie (mesuré à partir des trois réplicas filmés).
3. Temps de consommation : durée pendant laquelle le ver est observé entre l'entrée et la sortie d'une proie (calculé à partir des trois réplicas filmés).
4. Temps de retour : temps entre la sortie d'une proie et l'entrée dans une autre proie consommée (calculé à partir des trois réplicas filmés).
5. Identité de la première proie : type de proie consommée en premier dans les expériences impliquant plusieurs types de proies et l'état de cette proie dans les expériences avec des individus morts.
6. Temps alloué à chaque comportement : proportion de temps passée dans les différents comportements observés.

Dans les expériences sur la dynamique de consommation de *M. gigas* et *M. edulis*, la biomasse sèche de chaque proie consommée a été estimée à partir des relations allométriques établies. Une analyse temporelle de la consommation a ensuite été réalisée en fonction du temps et du type de proie.

Pour mesurer la croissance individuelle, les photographies hebdomadaires des vers ont été analysées avec le logiciel *ImageJ*. Pour chaque individu, la surface corporelle (en mm²) a été mesurée une fois par semaine. Chaque image comportait une échelle millimétrique permettant la calibration. Les surfaces ont ensuite été transformées en masse sèche individuelle grâce aux relations allométriques établies. Le choix de la surface corporelle comme estimateur de la masse sèche a été fait, car il s'agit de la meilleure approximation parmi les différents paramètres testés (diamètre de Feret et longueurs). En effet, ces invertébrés présentent une forte capacité de rétractation et d'étirement, ce qui rend les mesures linéaires moins fiables.

L'utilisation de relations allométriques pour les vers et les bivalves a également permis de standardiser les données afin de calculer des taux spécifiques de consommation (TSC).

2.3.3 Analyses statistiques

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé à l'aide de PRIMER v7 (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research, version 7 ; Clarke & Gorley, 2015), du logiciel R (R Core Team, 2024) avec l'environnement RStudio, ainsi que de Microsoft Excel pour le prétraitement des données.

Le choix des méthodes statistiques s'est appuyé sur la nature écologique des données, leur distribution souvent non normale, la taille réduite des échantillons, ainsi que sur l'objectif de comparer la prédation de *P. orbicularis* entre différents types de proies afin d'identifier d'éventuelles préférences alimentaires. Dans ce contexte, les analyses de variance par permutations (PERMANOVA ; Anderson et al., 2008) ont été privilégiées, car elles ne reposent pas sur les hypothèses strictes de normalité et d'homoscédasticité des ANOVA classiques, tout en permettant de tester l'effet d'un facteur fixe (« type de proie »).

Ces analyses univariées comportent un facteur « Proie » (6 modalités) et ont été effectuées sur la base de la distance Euclidienne, adaptées aux données quantitatives continues. Lorsque des différences globales significatives étaient détectées, des comparaisons multiples post hoc (tests par paires) ont été réalisées afin d'identifier précisément quelles modalités de proies différaient entre elles. Étant donné le faible nombre de réplicas ($n = 3$ dans certains cas), des tests de Monte-Carlo ont été utilisés en complément, afin de pallier la limitation du nombre de permutations possibles et de renforcer la robustesse des résultats.

2.4 Dynamique spatiotemporelle de *P. orbicularis* dans le bassin

Pour évaluer la dynamique spatiotemporelle du ver plat, des échantillonnages de récifs d'huîtres sauvages et/ou d'huîtres cultivées ont été réalisés à marée basse, sur cinq sites ostréicoles intertidaux représentatifs du gradient environnemental et de l'activité conchylicole du Bassin (Figures 7.a) :

- Le site du Banc d'Arguin, situé à l'entrée sud du bassin, présente un substrat sableux et est exposé aux fortes influences océaniques, avec une faible évolution des température et salinité dans l'année et une dynamique hydrologique importante.
- Le site de Bélisaire, situé sur la presqu'île du Cap Ferret, présente un substrat sablo-vaseux. Il est soumis à une influence marine tout en étant partiellement protégé des houles océaniques.
- Le Grand Banc est une vaste zone sablo-vaseuse intertidale, où l'on retrouve la plus grande concentration de concessions ostréicoles exploitées.
- Le site des Jalles, situé au nord de l'Île aux Oiseaux, est soumis à des variations environnementales plus importantes. Le substrat y est principalement vaseux.
- Le site des Grahudes est le plus interne, avec les plus fortes variations de salinité et de température.

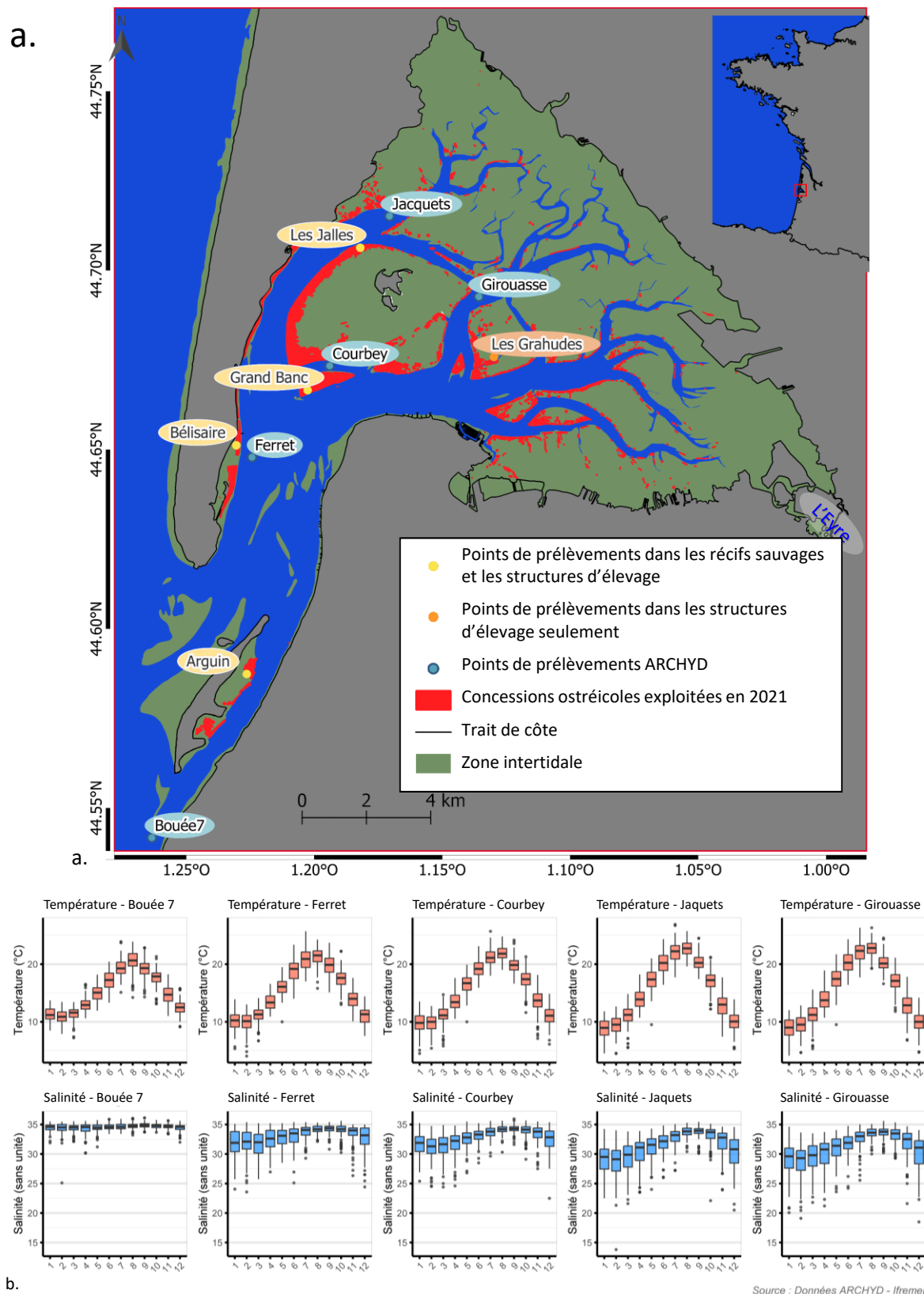


Figure 7 : Carte du Bassin d'Arcachon et localisation des stations d'échantillonnage de cette étude (a.) évolution mensuelle historique de la salinité et de la température de l'eau associée aux sites de prélèvements, à pleine mer entre 1988 et 2024, données issues du projet ARCHYD (Ifremer)(b.)

2.4.1 Dans les récifs sauvages

Sur ces sites, des données ont été collectées de manière mensuelle sur une période de dix-huit mois, s'étendant d'août 2023 à décembre 2024. Cette collecte s'est focalisée sur les récifs sauvages issus de friches ostréicoles, c'est-à-dire des zones anciennement exploitées pour l'ostréiculture. Quatre des cinq sites représentatifs ont été sélectionnés le long du gradient : Arguin, Bélisaire, Grand Banc et les Jalles (Figure 7.a).

L'échantillonnage a été réalisé en prélevant directement l'ensemble du récif d'huîtres sur un linéaire de 50 ou 100 cm de tables abandonnées (Figure 8), selon l'abondance observée sur le terrain. L'ensemble du récif de moules a été prélevé sur un linéaire de 20 cm présent sur les « pignots », piquets en bois servant à la délimitation des concessions.

Une fois les échantillons ramenés au laboratoire, un comptage systématique des bivalves vivants et morts a été effectué. Les mesures de longueur des huîtres et des moules ont été prises avec un pied à coulisse électronique, au dixième de millimètre près. La biomasse totale des bivalves vivants a également été mesurée. Les vers plats ont été comptabilisés individuellement pour chaque prélèvement et photographiés sur une feuille blanche afin d'estimer leur taille (Figure8).



Figure 8 : Photographies de récifs sauvage d'huîtres dans les friche ostréicole d'Arguin le 11/23 (a.), de récif sauvage de moules sur une « pignot » à Grand banc le 09/24 (b.), des vers plats sur feuille blanche pour mesure de surface (c.), du tri, mesure et pesé des bivalves(d.), photo de 1 mètre linéaire de récif d'huître à Arguin le 08/24 (e.)

2.4.2 Dans les structures d'élevage ostréicoles

L'étude a été conduite dans le cadre d'un suivi mené sur cinq sites ostréicoles du Bassin d'Arcachon : Arguin, Bélisaire, Grand Banc, les Jalles et les Grahudes (Figure 7.a). Elle repose sur le suivi de poches, pour deux classes d'âge :

- des naissains de 9 mois, captés sur coupelles par CAPENA (juillet/août 2023) sur le site de Maoureou, au nombre de 500 par poche ;
- des huîtres de 30 mois fournies par le Lycée de la Mer de Gujan-Mestras, au nombre de 150 par poche.

Les huîtres ont été installées dans des poches plates à mailles adaptées, 4 mm pour les naissains et 14 mm pour les huîtres de 30 mois, conformément aux pratiques d'élevage courantes. La mise à l'eau sur parc a été réalisée en février pour les huîtres de 30 mois et en mars 2024 pour les naissains, sur des tables ostréicoles d'une hauteur standard (70 cm).

Deux périodes de prélèvements ont été réalisées, en octobre et en décembre 2024, pour refléter les deux périodes de tri et de récolte des ostréiculteurs.

Pour chaque site, chaque classe d'âge et chaque période d'échantillonnage, deux traitements ont été considérés :

- des poches brûlées (traitement thermique à la flamme, réalisé avec un brûleur à gaz) ;
- des poches non brûlées.

Le brûlage constitue une pratique ostréicole courante, utilisée notamment pour lutter contre les naissains de moules présents sur et dans les poches, mais il agit également de manière non spécifique en éliminant d'autres organismes épibiontes présents sur les huîtres ou dans les poches (Toulhoat, 2008). Cette élimination favorise une meilleure circulation de l'eau dans les poches et limite la concurrence alimentaire en tuant les autres organismes filtreurs (Agblad, 2022). Le traitement par brûlage a été appliqué début juin, moment où les moules deviennent visibles sur les poches. Par ailleurs, un entretien régulier des poches, mimant les pratiques professionnelles (brassage et retournement tous les deux mois), a été assuré pour reproduire au plus près les conditions de l'élevage ostréicole réel.

2.4.3 Génération des données

Les suivis ont porté sur plusieurs variables biologiques, mesurées à chaque date de prélèvement. Ainsi, ont été enregistrés la mortalité des huîtres, le nombre d'individus vivants et la biomasse totale fraîche par poche, en distinguant les huîtres des organismes associés et les huitres. De plus, les abondances de vers plats *P. orbicularis* ont été quantifiées, et leurs tailles mesurées selon la même méthode que celle utilisée pour le suivi dans les récifs sauvages. Les vers plats collectés au cours des deux suivis ont tous été mesurés à partir des photographies grâce au logiciel « ImageJ ». Leurs biomasses ont ainsi pu être déterminées grâce aux relations allométriques établies et décrites plus haut.

2.4.4 Analyses statistiques

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé à l'aide de PRIMER v7 (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research ; Clarke & Gorley, 2015), du logiciel R (R Core Team, 2024) avec l'environnement RStudio, ainsi que Microsoft Excel pour le pré-traitement des données.

À partir des données de tailles individuelles issues des suivis sur les récifs sauvages, des analyses de structures de taille des vers plats ont été effectuées grâce à la classification de Jenks (Jenks, 1967), en utilisant le package « classInt » (Bivand et al., 2025) dans R.

Les évolutions temporelles de l'abondance (nombre d'individus par mètre linéaire ou par nombre de bivalves vivants) des vers plats dans les récifs d'huîtres sauvages et les récifs de moules ont été analysées à l'échelle du Bassin d'Arcachon, avec un site = un réplica, grâce à des Permanovas univariées à un facteur, mois à 17 modalités, sur la base de la distance euclidienne. Les différences entre mois de prélèvements ont été évaluées par des tests Permanova pairwise. La significativité des résultats a été déterminée par 9999 permutations.

Pour chaque site, les abondances de vers plats par mètre linéaire présentes dans les récifs d'huîtres et de moules, si présentes, ont été transformées en fréquences sur la période d'étude, afin d'analyser les différences de cinétique temporelle entre les sites deux à deux, grâce à l'application de tests de Kolmogorov-Smirnov (KS) pour échantillons appariés.

Pour le suivi en milieu cultivé, et pour chaque période de prélèvement et classe d'âge, les effets du traitement et du site sur les abondances de vers plats, par poche, et la mortalité des huîtres dans les poches ont été analysés grâce à des Permanovas univariées à deux facteurs croisés : « Traitement » (deux modalités : brûlé / non brûlé) × « Site » (cinq modalités : Arguin, Bélisaire, Grand Banc, les Jalles et les Grahudes), sur la base de la distance euclidienne. Les différences entre les couples « Traitement × Site » ont été évaluées par des tests Permanova deux à deux. La significativité des résultats a été déterminée par 9999 permutations.

3 Résultats

3.1 Comportement

L'analyse des films a révélé la prédominance de quatre grands types de comportements (Figure 9)

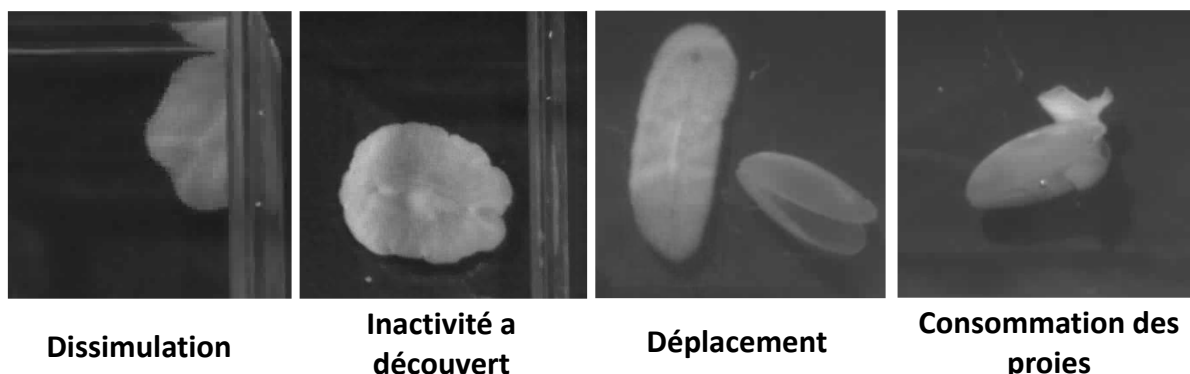


Figure 9 : Images illustrant les principaux comportements identifiés pour *P. orbicularis*

La part du temps allouée aux différents comportements varie significativement, comme le montre l'analyse PERMANOVA (Pseudo-F = 190,53 ; $p = 0,0001$). Les comparaisons des modalités deux à deux révèlent des différences marquées entre les catégories d'activités.

La part du temps de dissimulation est significativement plus importante que celles allouées aux autres comportements. En effet, en moyenne sur les cinq jours d'observation, la répartition du temps révèle que *P. orbicularis* passe la majorité de son temps dissimulé ($71 \% \pm 11 \%$). La part du temps de déplacement est la deuxième activité la plus réalisée ($16 \% \pm 10 \%$). La part du temps passé à consommer les proies est significativement différente de celle consacrée au déplacement et à la dissimulation, mais pas de celle correspondant à l'inactivité à découvert (Figure 10).

L'observation détaillée par type de proie a montré que :

- *P. orbicularis* passe plus de temps à consommer les grandes huîtres *M. gigas* (12%) que *A. senhousia* ($3,4 \pm 1 \%$).
- Le temps de déplacement est le plus important en présence d'huîtres (*M. gigas* grosses et moyennes : $22\text{--}23 \%$; *O. edulis* : 20%) que pour les autres espèces ($11 \pm 2 \%$).
- La part de dissimulation est particulièrement élevée en présence de *O. edulis* et *R. philippinarum* ($78\text{--}79 \%$).
- La part du temps d'inactivité à découvert est quasi nulle pour les huîtres, mais peut atteindre respectivement $14 \pm 15 \%$ et $15 \pm 5 \%$ pour *A. senhousia* et *M. edulis*, et $9 \pm 7 \%$ pour *R. philippinarum*, contre une moyenne de $0,6 \pm 0,5 \%$ pour les espèces d'huîtres. Cette différence est significative ($p < 0,05$).

Ainsi, la part du temps d'inactivité à découvert est plus importante sur les proies de petite taille et pour les espèces les plus consommées.

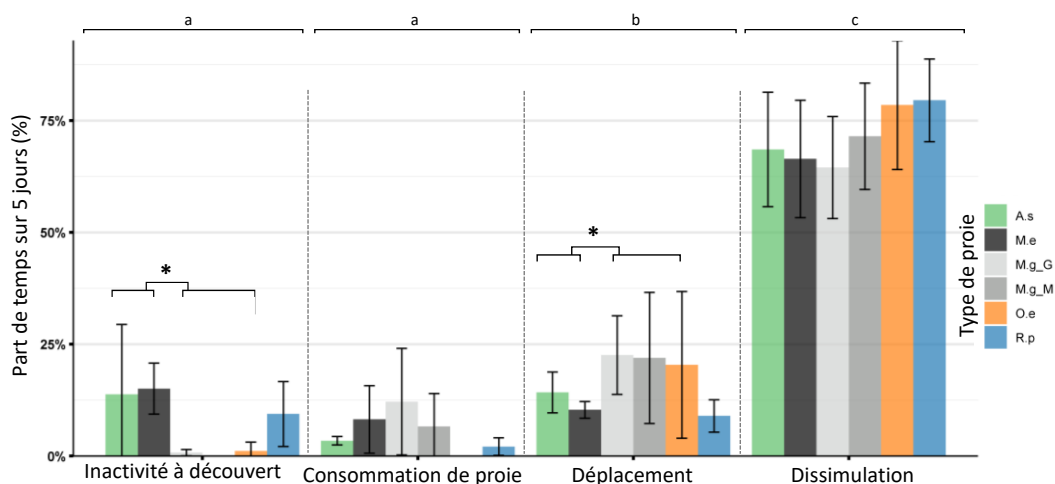


Figure 10 : Histogramme de la part moyenne du temps alloué par *P. orbicularis*, en fonction du type de proie, dans les bacs monospécifiques ; (A.s = *A. senhousia* ; M.e = *M. edulis* ; M.g_G = *M. gigas* (grande taille) ; M.g_M = *M. gigas* (taille moyenne) ; O.e = *O. edulis* ; R.p = *R. philippinarum* ; les astérisques et lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$).

3.2 Stratégie de consommation

3.2.1 Nombre de proies consommées

Le nombre de proies consommées dépend également de leur identité spécifique (Figure 11). *A. senhousia* est la proie la plus consommée, avec une consommation significativement plus élevée que celle des huîtres *M. gigas* (grandes et moyennes) et d'*O. edulis*, et dans une moindre mesure par rapport à *R. philippinarum* (Pseudo-F = 7,69 ; $p = 0,0012$). La consommation de *M. edulis* est intermédiaire : moins élevée qu'*A. senhousia* mais supérieure à celle de *M. gigas* et *O. edulis*. Les grandes huîtres de *M. gigas* sont les moins consommées (0,11 proie sur 5 jours), juste avant *O. edulis*, dont aucune n'a été consommée. Les tailles de *M. gigas* ne diffèrent pas significativement, mais une tendance suggère une consommation légèrement plus élevée pour les moyennes (0,5 proie) que pour les grandes (0,11 proie).

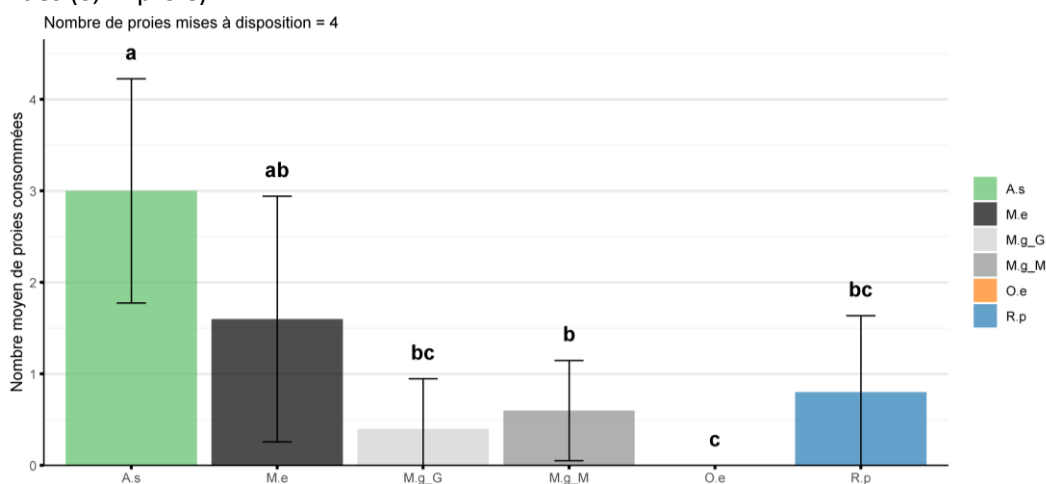


Figure 11 : Histogramme du nombre moyen de proies consommées par *P. orbicularis*, en fonction du type de proie, dans les bacs monospécifiques ; (A.s = *A. senhousia* ; M.e = *M. edulis* ; M.g_G = *M. gigas* (grande taille) ; M.g_M = *M. gigas* (taille moyenne) ; O.e = *O. edulis* ; R.p = *R. philippinarum* ; les lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$).

3.2.2 Taux spécifique de consommation journalier

L'intensité de prédation se reflète dans le taux spécifique de consommation journalier (Figure 12). Le taux spécifique de consommation journalier est significativement différent en fonction de l'espèce, comme le montre l'analyse PERMANOVA (Pseudo-F = 4,38 ; $p = 0,0064$). Cela indique que *P. orbicularis* consomme certaines espèces plus intensivement que d'autres. Les comparaisons deux à deux montrent que *A. senhousia* est la proie la plus consommée par unité de masse de ver, avec un taux moyen de 0,35 g/jour/g de ver (Figure 10), significativement supérieur à celui observé pour *M. gigas* (grande ou moyenne taille), *R. philippinarum* et *O. edulis*. *M. edulis* est consommée à un rythme intermédiaire (0,23 g/jour/g). Les huîtres *M. gigas* présentent des taux faibles, autour de 0,12–0,16 g/jour/g, tandis que *R. philippinarum* est consommée à un taux relativement faible de 0,10 g/jour/g.

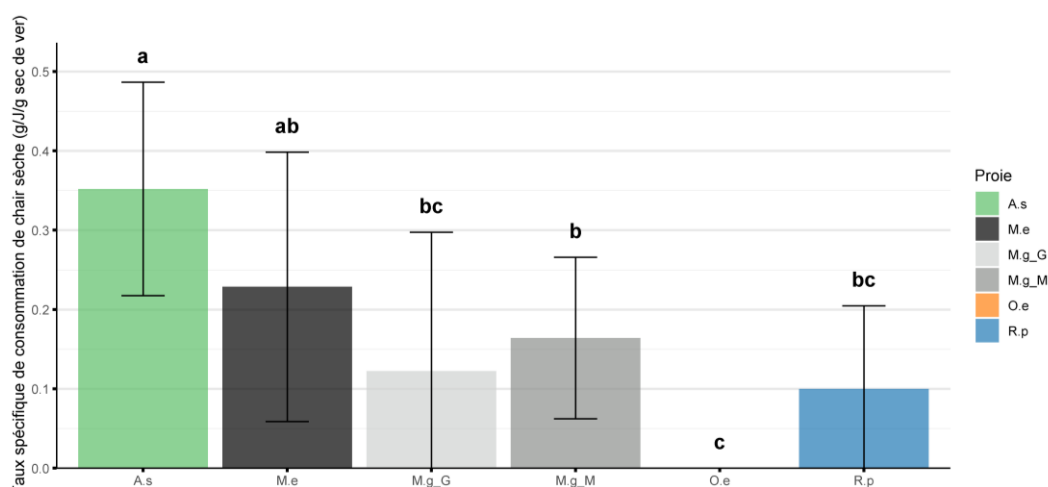


Figure 12 : Histogramme du taux spécifique de consommation journalier moyen de *P. orbicularis*, en fonction du type de proie, dans les bacs monospécifiques ; (A.s = *A. senhousia* ; M.e = *M. edulis* ; M.g_G = *M. gigas* (grande taille) ; M.g_M = *M. gigas* (taille moyenne) ; O.e = *O. edulis* ; R.p = *R. philippinarum* ; les lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$).

3.2.3 Temps pour atteindre la première proie

Le temps nécessaire pour atteindre une première proie varie fortement selon l'espèce considérée. En moyenne, *A. senhousia* est la proie la plus rapidement consommée (4,6 h), alors que *M. edulis* est attaquée après un délai nettement plus long (24 h), avec toutefois une variabilité importante entre individus (Figure 13). Les huîtres *M. gigas* nécessitent encore plus de temps avec 83 h pour les grandes, et 93 h pour les moyennes, tandis que *O. edulis* n'a jamais été consommée au cours de l'expérience (valeur imputée : 120 h). Enfin, *R. philippinarum* présente un temps intermédiaire (74 h) mais également très variable (écart-type > 50 h). Ces tendances sont confirmées par l'analyse PERMANOVA, qui révèle un effet significatif du type de proie sur la rapidité de prédation (Pseudo-F = 5,01 ; $p = 0,0106$). Les comparaisons deux à deux indiquent que *A. senhousia* diffère significativement de *M. gigas* (moyenne et grande taille) et d'*O. edulis*, espèces associées à des temps de latence beaucoup plus longs, souvent dus à l'absence de consommation. En revanche, aucune différence significative n'a été détectée entre *A. senhousia*, *M. edulis* et *R. philippinarum*, en raison d'une variabilité interindividuelle élevée.

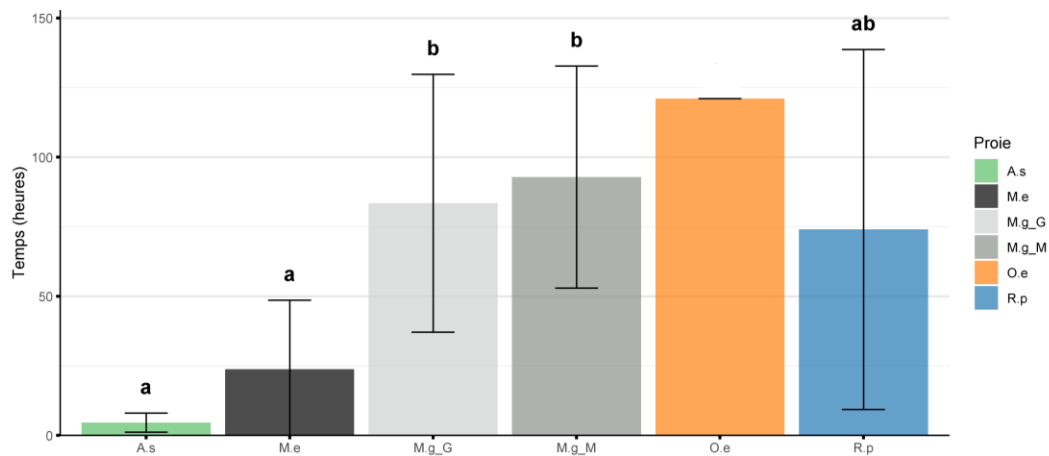


Figure 13 : Histogramme du temps moyen nécessaire à *P. orbicularis* pour aller vers la première proie, en fonction du type de proie, dans les bacs monospécifiques ; (A.s = *A. senhousia* ; M.e = *M. edulis* ; M.g_G = *M. gigas* (grande taille) ; M.g_M = *M. gigas* (taille moyenne) ; O.e = *O. edulis* ; R.p = *R. philippinarum* ; les lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$).

3.2.4 Temps de consommation des proies

Le temps nécessaire aux vers plats pour consommer les différents bivalves varie fortement selon l'espèce (Figure 12). *A. senhousia* est consommée presque immédiatement après le début des observations ($0,46 \pm 0,18$ h), suivie de *R. philippinarum* dont la prédation reste rapide ($3,17 \pm 0,30$ h). En revanche, les délais sont nettement plus longs et très variables pour *M. edulis* ($49,82 \pm 60,86$ h) et pour les huîtres *M. gigas* de taille moyenne ($91,32 \pm 57,37$ h). Toutes les huîtres de taille moyenne ont été tuées ($n = 3$), mais elles n'ont pas toujours été entièrement consommées, ce qui a conduit à l'imputation du temps maximal de 120 h dans deux des trois cas. La seule huître de grande taille tuée ($n = 1$) n'a également pas été achevée.

Ces différences sont confirmées par l'analyse PERMANOVA, qui met en évidence un effet significatif du facteur proie (Pseudo-F = 3,35 ; $p = 0,0413$). Les comparaisons deux à deux montrent que le temps de prédation sur *A. senhousia* est significativement plus faible que pour toutes les autres espèces, et que *R. philippinarum* se distingue également des autres bivalves par une consommation plus rapide.

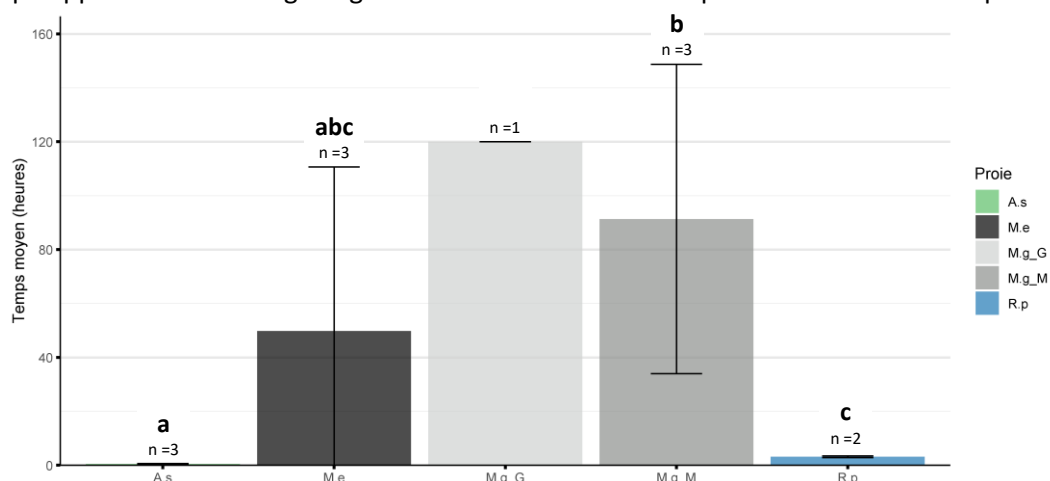


Figure 14 : Histogramme du temps moyen nécessaire à *P. orbicularis* pour consommer la première proie, en fonction du type de proie, dans les bacs monospécifiques sur 5 jours après jeûne ; (A.s = *A. senhousia* ; M.e = *M. edulis* ; M.g_G = *M. gigas* (grande taille) ; M.g_M = *M. gigas* (taille moyenne) ; O.e = *O. edulis* ; R.p = *R. philippinarum* ; les lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$).

3.2.5 Temps de retour vers les proies

Seule *A. senhousia* a été consommée à plusieurs reprises, ce qui limite la portée des comparaisons interspécifiques. Le temps écoulé entre deux événements de consommation correspond à l'intervalle séparant la fin de l'ingestion d'une proie et le moment où l'individu débute la prédation suivante. Pour *A. senhousia*, cet intervalle est en moyenne de 15 h ($\pm 14,9$ h) entre la première et la deuxième proie, puis d'environ 25 h ($\pm 24,7$ h) entre la deuxième et la troisième. Enfin, un seul individu a consommé une quatrième *A. senhousia* après un délai de 23,3 h (Figure 15). L'analyse statistique n'a pas révélé de différences significatives entre espèces ($p > 0,05$).

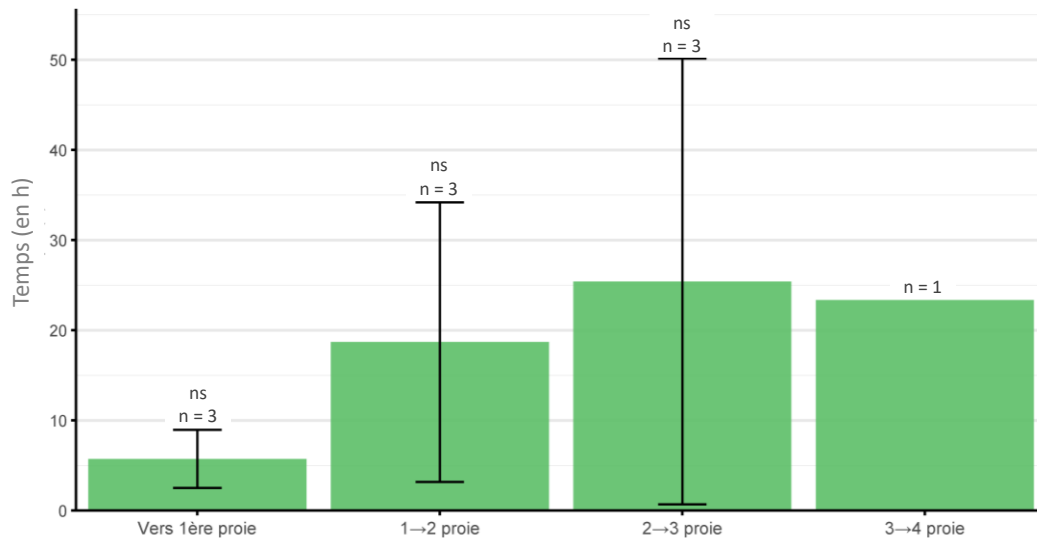


Figure 15 : Temps de retour vers une nouvelle proie pour *A. senhousia* ; vers 1ère proie = temps pour aller vers la première proie, 1→2 proie temps entre la première et deuxième proie, 2→3 proie temps entre la deuxième et la troisième proie, 3→4 temps entre la troisième et la quatrième proie ; aucune différence significative entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$).

3.2.6 Bacs multi-spécifiques et état des proies

Deux expérimentations distinctes ont été menées pour évaluer l'influence de l'identité et de l'état des proies sur la prédation par *P. orbicularis*.

- Dans la première expérience, les bacs multi-spécifiques avec les types de proies vivantes. Sur les cinq événements de consommation observés, *A. senhousia* a été consommée quatre fois, tandis que *M. edulis* a été consommée une seule fois.
- Dans la deuxième expérience, les bacs multi-spécifiques avec les types de proies vivantes et fraîchement mortes. Dans ce contexte, *M. edulis* morte a été consommée quatre fois sur cinq, tandis que *M. edulis* vivante a été consommée une seule fois sur cinq.

Le délai nécessaire pour que *P. orbicularis* se dirige vers une première proie dépend fortement de l'état des bivalves. Dans la première expérience, les *A. senhousia* vivantes ont été consommées après un délai moyen relativement long ($65,70 \pm 35,60$ h, Figure 14), tandis que les *M. edulis* vivantes ont été consommées presque immédiatement dans un seul cas (0,76 h, $n = 1$). Dans la deuxième expérience, les *M. edulis* fraîchement mortes ont été atteintes très rapidement ($4,93 \pm 0,78$ h), alors que les *M. edulis* vivantes ont été consommées après un délai intermédiaire (7,66 h).

La PERMANOVA a confirmé que l'état (mort/vivant) des proies influençait significativement le délai avant la première interaction (Pseudo-F = 4,709 ; $p = 0,0473$). Les comparaisons deux à deux ont montré que le temps nécessaire pour initier une attaque était significativement plus long pour les *A. senhousia* vivantes que pour les *M. edulis* fraîchement mortes.

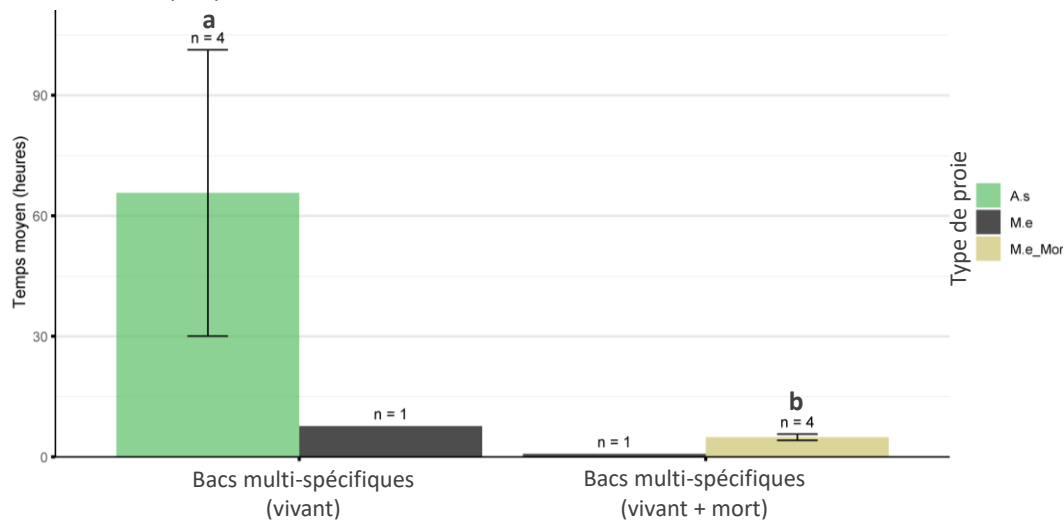


Figure 16 : Histogramme du temps moyen nécessaire à *P. orbicularis* pour aller vers la première proie dans les bacs multi-spécifiques, en fonction du type et de l'état de la proie (A.s = *A. senhousia*, M.e = *M. edulis*, M.e_Mor = *M. edulis* morte)

3.3 Suivi long terme

3.3.1 Suivi de la consommation

Pour *M. edulis* :

- La consommation est maximale juste après le jeûne (1–5 jours), avec une valeur moyenne de 0,350 proie/jour (Indice de confiance (IC)95 % : 0,175–0,525)
- Pendant la période de consommation normale (6–25 jours), le nombre de proies consommées diminue à 0,151 proie/jour (IC95 % : 0,0999–0,202)
- Enfin, dans la période de dégradation des conditions expérimentales (>25 jours), la consommation est de 0,119 proie/jour (IC95 % : –0,257 à 0,495)

Pour *M. gigas* :

- La consommation après le jeûne est de 0,167 proie/jour (IC95 % : 0,0435–0,290)
- Pendant la période de consommation normale, le nombre de proies consommées augmente légèrement à 0,180 proie/jour (IC95 % : 0,143–0,216)
- Après le 25^e jour, la consommation diminue à 0,114 proie/jour (IC95 % : –0,219 à 0,448)

Les comparaisons deux à deux indiquent que, pour *M. edulis*, la consommation après le jeûne est significativement plus élevée que pendant les périodes suivantes. Elle est également significativement différente de celle de *M. gigas* pour toutes les périodes.

Le taux spécifique de consommation journalier (TSCJ) varie également significativement (Figure 15.4) selon l'espèce de proie et la période.

Pour *M. edulis* :

- Le TSCJ est de 0,230 g/jour/g de ver juste après le jeûne (IC95 % : -0,189 à 0,649) (Figure 15.3)
- Pendant la période de consommation normale (6–24 jours) le TSCJ diminue à 0,147 g/jour/g de ver (IC95 % : 0,0533–0,241)
- Au-delà du 25^e jour, correspondant à la dégradation des conditions expérimentales, le TSCJ chute à 0,0330 g/jour/g de ver (IC95 % : -0,780 à 0,846)

Pour *M. gigas* :

- Le TSCJ est de 0,190 g/jour/g de ver après le jeûne (IC95 % : 0,028–0,351)
- Pendant la période de consommation normale, il augmente légèrement à 0,197 g/jour/g de ver (IC95 % : 0,134–0,259)
- Dans la période >25 jours, le TSCJ diminue, sans différence significative notable.

L'analyse PERMANOVA indique un effet significatif de l'espèce et de la période. Les comparaisons deux à deux montrent que les TSCJ de *M. edulis* et *M. gigas* sont significativement plus élevés après le jeûne que dans les périodes suivantes. Pendant la période de consommation normale (6–24 jours), le TSCJ de *M. gigas* est significativement plus élevé que celui de *M. edulis*.

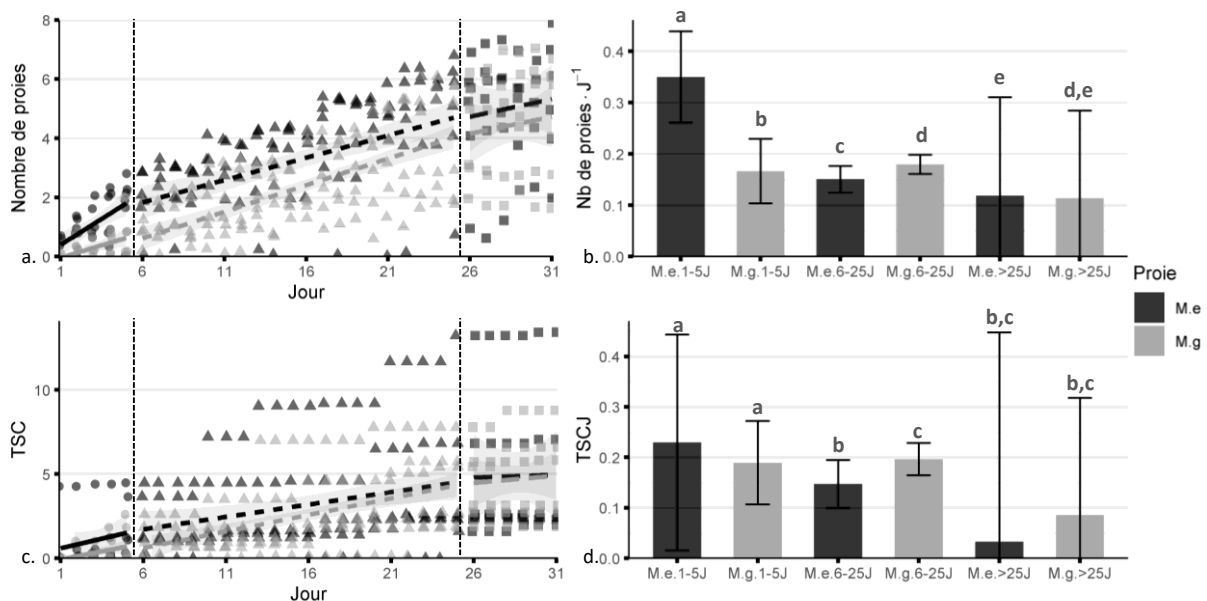


Figure 17 : Nuage de points du nombre de proies cumulées consommées par bac expérimental et par espèce (*M.e* = *M. edulis* = noir ; *M.g* = *M. gigas* = gris), présenté par jour, avec estimation par régression linéaire pour chaque période notable (a) ; Histogramme des pentes issues des régressions linéaires du nombre de proies consommées par jour, selon le type de proie et la période notable, avec intervalles de confiance à 95 % (IC 95 %), les lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$) (b) ; Nuage de points du taux spécifique de consommation (TSC) par bac expérimental et par espèce, présenté par jour, avec estimation par régression linéaire pour chaque période notable (c) ; Histogramme des pentes issues des régressions linéaires du TSC par jour, selon le type de proie et la période notable, avec IC 95 %, les lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$) (d).

3.3.2 Suivi de la croissance

Le suivi de la masse sèche des vers *P. orbicularis* a révélé des trajectoires variables entre les quinze bacs expérimentaux, mais tendait globalement vers une augmentation au fil du temps (Figure 18). Les poids initiaux des 15 vers variaient entre 0,007 et 0,053 g et atteignaient en fin d'expérience des valeurs comprises entre 0,06 et 0,26 g pour les 5 individus restants.

Cette tendance générale à la croissance est nuancée par la plasticité observée dans certains bacs, où l'on note des diminutions et des augmentations de taille selon la quantité de nourriture consommée. Dans plusieurs bacs, les vers n'ont pas survécu, ayant été endommagés par les proies lors de l'action de prédation, s'étant fait amputer une partie de leur corps, ce qui a conduit à leur mortalité.

La masse sèche augmente de manière quasi linéaire jusqu'au jour 28 (+0,003 g/j, $R^2 = 0,47$), avant de ralentir à la suite d'un accident de manipulation ayant provoqué une élévation rapide de la température de l'eau jusqu'à 22,3 °C pendant deux jours (jours 24 et 25).

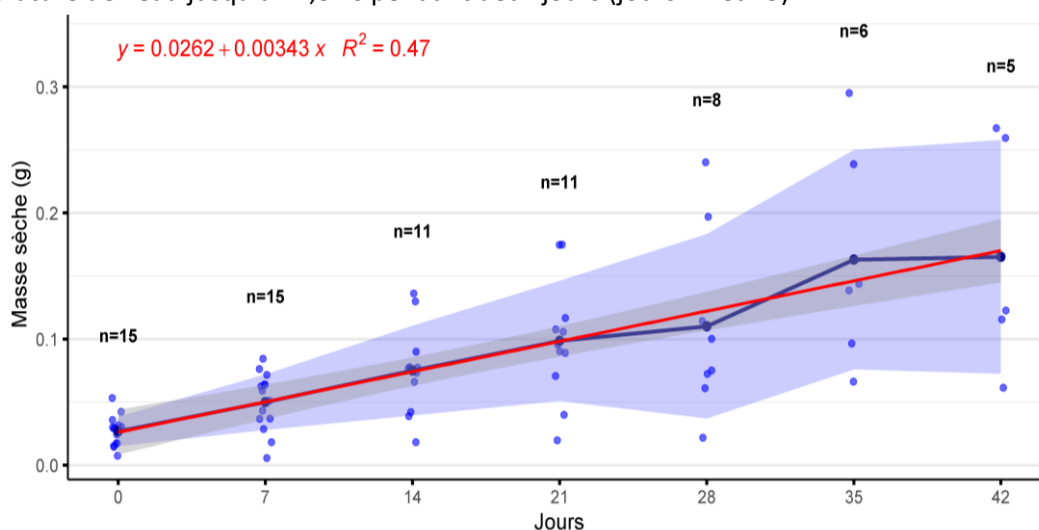


Figure 18 : Evolution du suivi de la masse sèche des vers *P. orbicularis* au cours du temps sur 42 jours, avec le nombre de bacs expérimentaux restant (n).

3.4 Suivi *in situ* des populations

3.4.1 Dans les récifs sauvages

La distribution des masses sèches des *P. orbicularis* a été divisée en trois classes grâce à la méthode de classification de Jenks, qui optimise la variance interclasses avec un seuil de signification de $p < 0,001$ (Figure 20.b). La classe des petits individus regroupe 2 531 vers, avec des masses sèches inférieures à 0,0523 g, la valeur minimale enregistrée étant de 0,00075 g. La classe intermédiaire comprend 1 322 individus, avec des masses comprises entre 0,0523 et 0,1369 g. Enfin, la classe des grands vers est nettement moins représentée, avec seulement 289 individus présentant des masses supérieures à 0,1369 g, la valeur maximale atteignant 0,365 g (Figure 19).

La comparaison de la structure de masse entre types de récifs révèle des différences notables. Dans les récifs d'huîtres, la répartition est plus équilibrée avec $57,4 \% \pm 14,1$ de petits individus, $27,9 \% \pm 6,6$ d'individus intermédiaires et $14,8 \% \pm 8,5$ de grands individus (Figure 20.a).

En revanche, les récifs de moules sont dominés par les petits individus avec $65,0 \% \pm 1,6$ et les intermédiaires avec $33,5 \% \pm 0,5$, tandis que les grands ne représentent que $1,5 \% \pm 1,1$ (Figure 20.c).

Les classes de masse sont difficiles à interpréter entre mars et juillet en raison du faible nombre de vers collectés ($n < 50$). Une augmentation drastique est observée en août 2024, avec 158 individus contre seulement 36 en juillet, et cette tendance se poursuit en septembre avec 789 individus. À partir de septembre 2023 comme de septembre 2024, la proportion d'individus de masse intermédiaire et élevée augmente progressivement. Cette dynamique est particulièrement marquée en 2023 pour les grands individus, dont la proportion passe de 7,2 % en septembre à 20,8 % en octobre, 21,8 % en novembre et atteint 30,4 % en décembre (Figure 20.d).

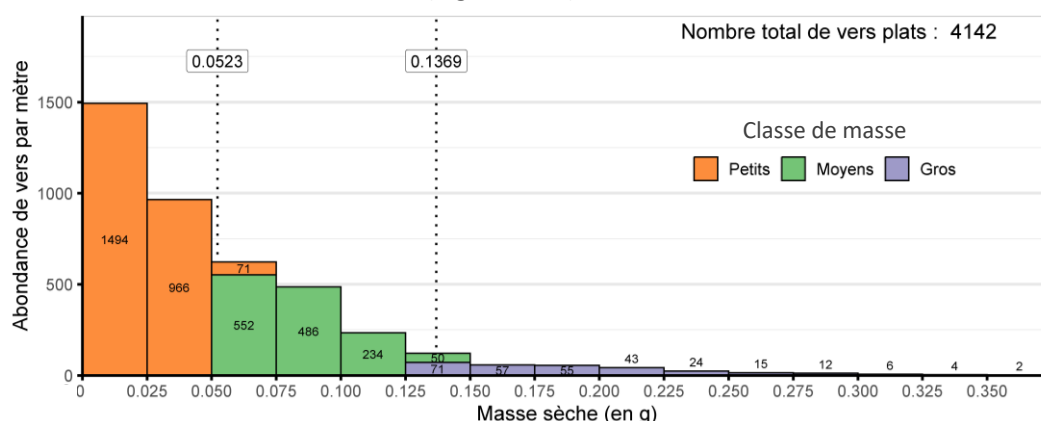


Figure 19 : Histogramme des abondances de *P. orbicularis* observés, en fonction de leur classe de masse sèche, dans tous les types de récifs confondus

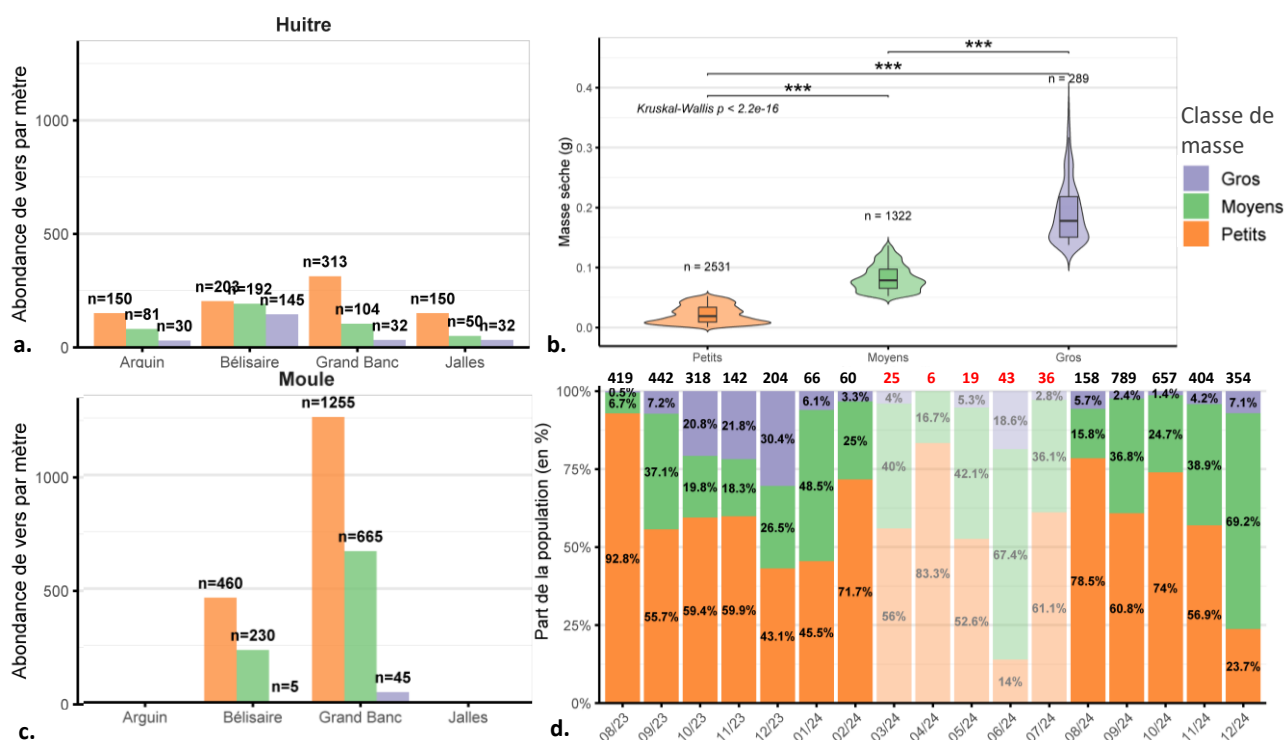


Figure 20 : (a) Histogramme des abondances de *P. orbicularis* selon leur classe de masse dans les récifs d'huîtres ; (b) diagramme en violon de la distribution des masses sèches de *P. orbicularis* selon leur classe de masse ; (c) histogramme des abondances de *P. orbicularis* selon leur classe de masse dans les récifs de moules ; (d) histogramme empilé représentant la répartition des abondances de *P. orbicularis* par classe de masse dans l'ensemble des récifs confondus.

L'analyse de la présence de *P. orbicularis* dans les récifs de moules et d'huîtres sauvages met en évidence des différences saisonnières et spécifiques à chaque type de récif (Figure 21). Dans les récifs d'huîtres, les abondances restent globalement faibles et relativement stables tout au long de l'année, avec des valeurs comprises entre $1,5 \pm 2,3$ ind/m en avril 2024 et un maximum de 67 ± 50 ind/m en octobre 2023. Les variations temporelles entre sites sont globalement similaires, et les tests de Kolmogorov–Smirnov confirment cette homogénéité, à l'exception du site de Bélisaire qui présente une répartition significativement différente des vers sur la période étudiée du a des abondances relative beaucoup plus faibles de janvier à septembre 2024.

Dans les récifs de moules, les abondances sont significativement plus importantes que dans les huitres, avec des pics marqués en fin d'été et début d'automne. Les densités atteignent en moyenne 325 ± 92 ind/m en septembre 2024 et 300 ± 100 ind/m en octobre 2024. Ces fluctuations sont associées à des écarts-types élevés (91,9 à 162,6 ind/m), ce qui traduit une forte hétérogénéité spatiale entre les deux sites ayant des récifs de moules (Bélisaire et Grand Banc). Toutefois, le test de Kolmogorov–Smirnov ne met pas en évidence de différences temporelles significatives entre ces sites pour ce type de récifs.

Les analyses statistiques confirment ces dynamiques. Dans les récifs d'huîtres, le facteur temporel a un effet significatif sur les abondances de vers (Pseudo-F = 2,688, $p = 0,0079$), traduisant une évolution progressive au fil des mois, avec des différences plus marquées entre périodes éloignées de deux à trois mois. En revanche, dans les récifs de moules, l'effet du temps n'est pas significatif (Pseudo-F = 0,163, $p = 0,6997$). La majorité des comparaisons entre mois estivaux proches ne montrent pas de différences significatives, ce qui suggère une évolution progressive, tandis que la chute hivernale de la vitalité traduit un changement plus brutal.

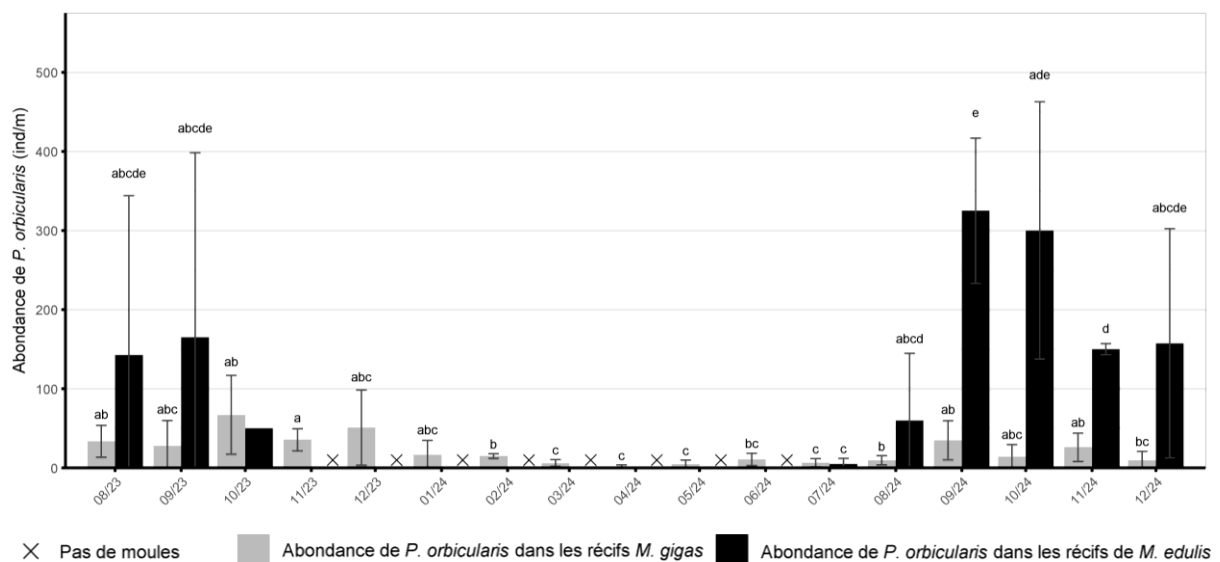


Figure 21 : Evolution des abondances de *P. orbicularis* dans les différents types de récifs sauvages, les lettres indiquent les différences significatives entre modalités (PERMANOVA, $p < 0,05$)

L'analyse de la vitalité des récifs d'huîtres révèle une dynamique saisonnière marquée. Les valeurs minimales sont observées en hiver, avec 0,69 huître vivante par huître morte en novembre 2023 et 0,737 huître vivante par huître morte en décembre 2024. À l'inverse, une remontée est constatée en été et au début de l'automne, atteignant 4,07 huître vivante par huître morte en août 2023 et 3,55 huître vivante par huître morte en octobre 2024. Entre août et novembre 2023, on observe ainsi une dégradation significative de la vitalité du récif, suivie d'une tendance à la stagnation hivernale avec une absence de significativité entre les modalités avant un regain significatif à partir d'août 2024.

En parallèle, le ratio de vers plats rapportés aux huîtres vivantes augmente fortement jusqu'en décembre 2023. L'augmentation des abondances de *P. orbicularis* (Figure 21), de la baisse de vitalité des récifs d'huîtres, conduit aux ratios les plus élevés, atteignant jusqu'à plus d'un vers plat par huître sur les sites de Grand Banc et Bélisaire (Figure 23). En revanche, aucune augmentation notable des ratios de vers dans les huîtres n'a été observée en 2024, contrairement à la situation marquée de 2023.

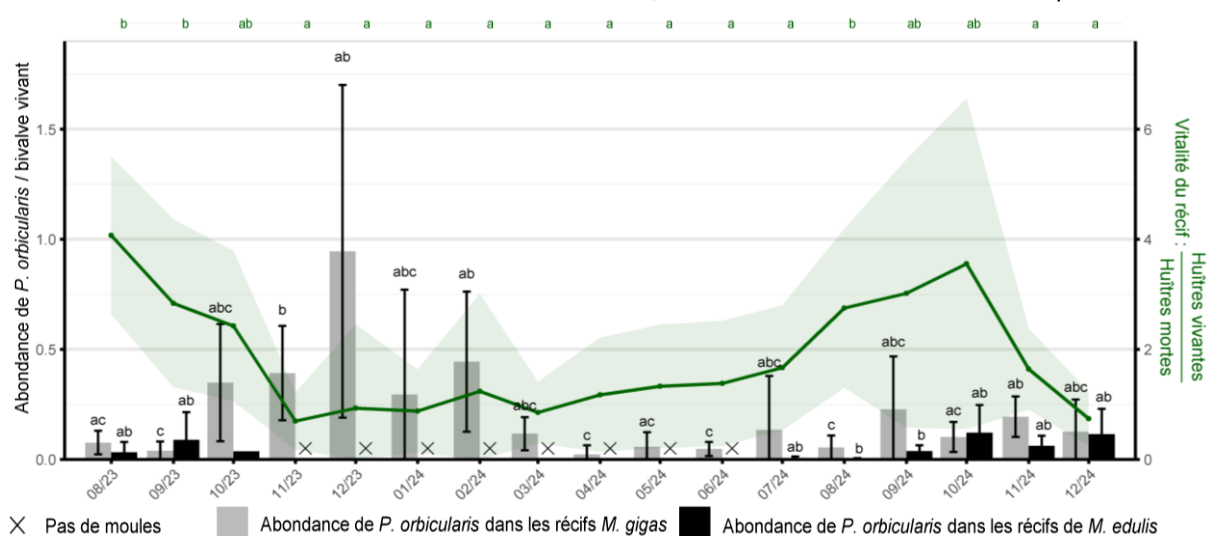


Figure 22 : Évolution des abondances de *P. orbicularis* rapportées au nombre de bivalves vivants dans les différents types de récifs sauvages. Les lettres en noir indiquent les différences significatives entre modalités pour les abondances de vers, tandis que les lettres en vert, positionnées en haut du graphique, indiquent les différences significatives entre modalités pour la vitalité des récifs d'huîtres (PERMANOVA, $p < 0,05$).

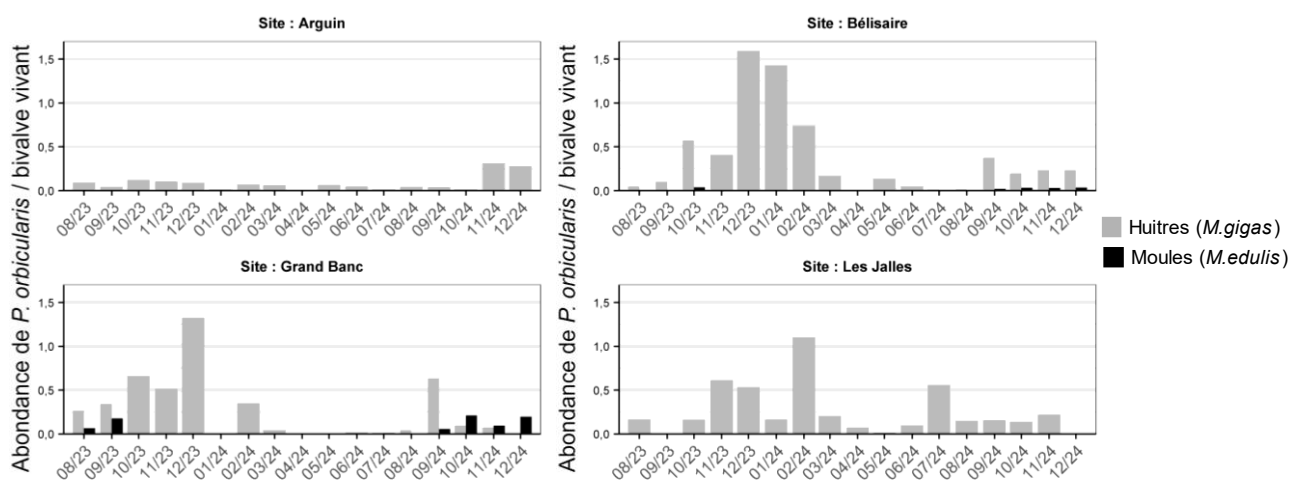


Figure 23 : Évolution des abondances de *P. orbicularis* rapportées au nombre de bivalves vivants par site dans les différents types de récifs sauvages.

3.4.2 Dans les structures d'élevage

Le suivi dans les exploitations ostréicoles montre que l'effet du brûlage des poches reste globalement faible sur les abondances de *P. orbicularis* et sur les mortalités d'huîtres.

Chez le naissain, aucune tendance nette de l'effet du brûlage sur les abondances de *P. orbicularis* n'est mise en évidence. La seule différence significative entre traitements est observée aux Grahudes en octobre, avec 99 vers plats par poche non brûlées contre 17 dans les poches brûlées. Concernant la mortalité, bien qu'aucune différence significative ne soit détectée en fonction du traitement, une tendance à des mortalités plus fortes dans les poches brûlées est observée dans 7 cas sur 10 au cours des deux périodes. (Figure 24)

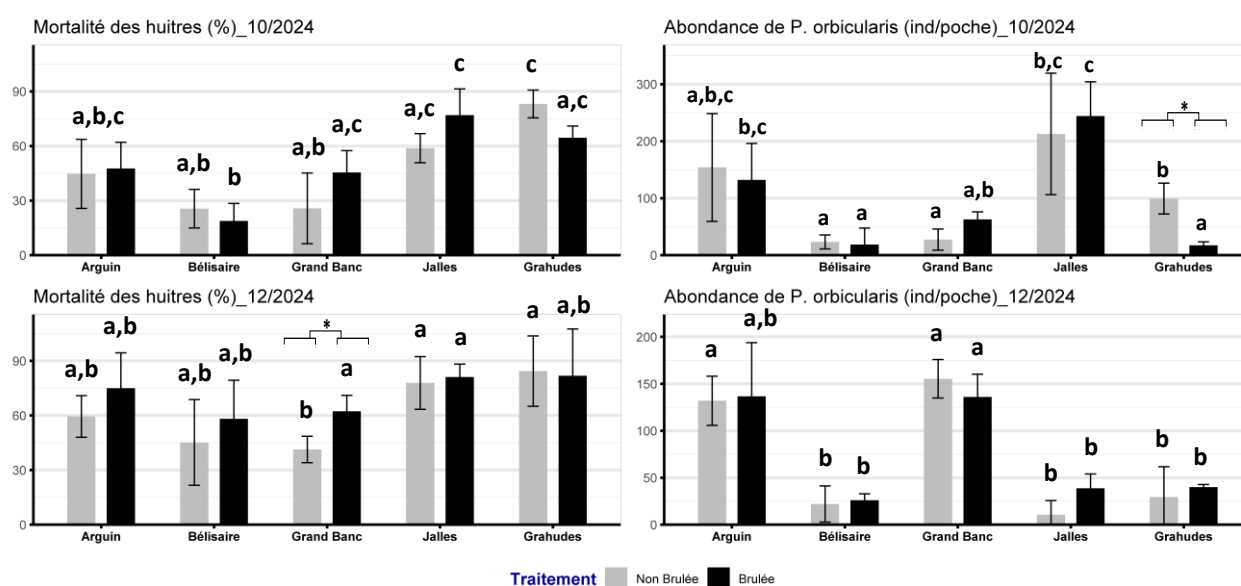


Figure 24 : Évolution des abondances de *P. orbicularis* par poche et de la mortalité observées des naissains d'huîtres en fonction du site, du traitement appliqué (Brulé en noir, Non Brulé en gris) et de la période de prélèvement (Octobre ou Décembre). Les lettres indiquent les différences significatives entre les modalités (site X traitement) ; les astérisques signalent les différences significatives entre traitements pour un même site (PERMANOVA, $p < 0,05$)

Chez les huîtres marchandes, l'effet du brûlage est également limité. On distingue toutefois une tendance plus marquée à une diminution des abondances de *P. orbicularis* dans les poches brûlées (9 cas sur 10), avec une différence significative à Arguin en octobre. Pour la mortalité, les résultats apparaissent très variables. La seule différence significative montre un impact négatif du brûlage sur la survie des huîtres aux Jalles en octobre. (Figure 25)

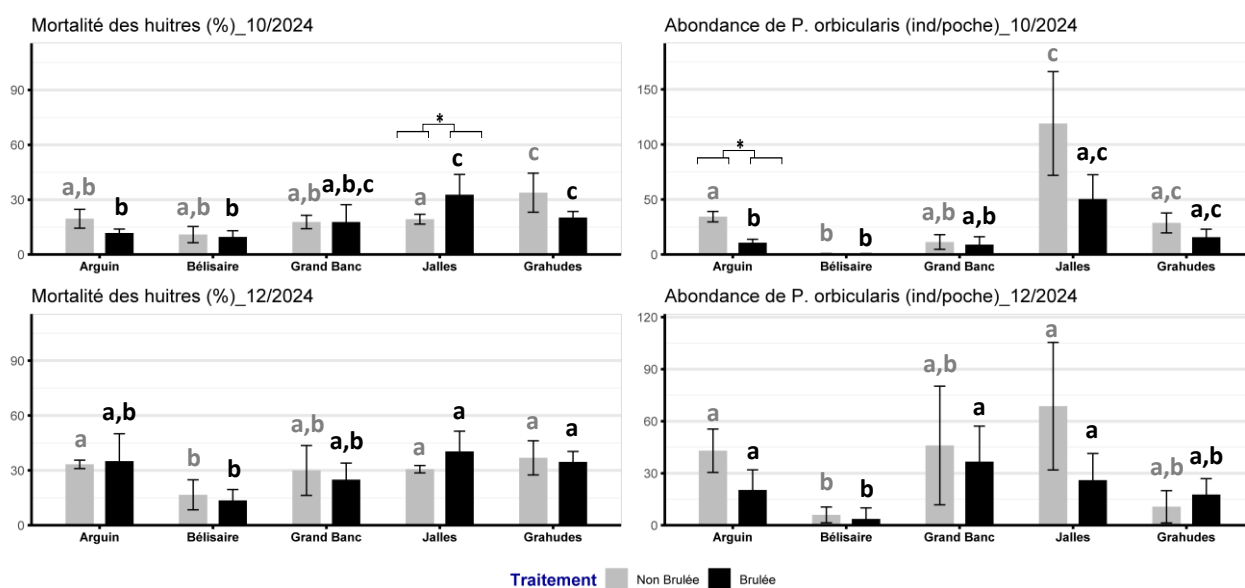


Figure 25 : Évolution des abondances de *P. orbicularis* par poche et de la mortalité observées des huîtres marchandes en fonction du site, du traitement appliqué (Brulé en noir, Non Brulé en gris) et de la période de prélèvement (Octobre ou Décembre). Les lettres indiquent les différences significatives entre les modalités (site X traitement) ; les astérisques signalent les différences significatives entre traitements pour un même site (PERMANOVA, $p < 0,05$)

De manière générale, les abondances de *P. orbicularis* restent plus fortes dans le naissain, avec des niveaux 2 à 9 fois supérieurs à ceux des huîtres marchandes (comparaison par site). La mortalité est globalement plus faible chez les huîtres marchandes, avec de faibles variations entre sites et périodes.

Enfin, une forte variabilité inter-sites est observée pour les abondances. Ces résultats diffèrent de ceux obtenus sur les récifs sauvages, où les sites extrêmes (Arguin, Grahudes, Jalles) présentaient systématiquement de plus faibles abondances, ce qui n'est pas le cas ici (Figure 23).

4 Discussion

Les résultats obtenus en conditions contrôlées, complétés par les suivis *in situ* réalisés dans le Bassin d’Arcachon, confirment que le ver plat *Postenterogonia orbicularis* est un prédateur actif de bivalves, dont le comportement alimentaire n’est pas aléatoire mais orienté par des préférences marquées.

Les taux spécifiques de consommation journaliers et le nombre de proies ingérées observés en laboratoire indiquent que certaines espèces sont ciblées de façon préférentielle, tandis que d’autres sont largement délaissées. Cette sélectivité reflète une stratégie de prédation adaptative, sûrement combinant considérations énergétiques, vulnérabilités morphologiques des proies et conditions environnementales.

Les résultats expérimentaux obtenus tendent à confirmer que *P. orbicularis* présente des préférences alimentaires marquées. La consommation est significativement plus élevée pour les mytilidés que pour les autres bivalves testés, en particulier pour *A. senhousia*. Cette préférence pourrait s’expliquer par plusieurs facteurs :

1. Quantité de chair par individu : un individu de *M. edulis* de 35 mm correspond en moyenne à 0,19 g de chair sèche, contre seulement 0,12 g pour un individu d’*A. senhousia* de taille équivalente (données personnelles). La valeur nutritionnelle et la faible masse de chair par individu peuvent inciter le ver à consommer un plus grand nombre de proies, ce qui correspond à une stratégie de maximisation du gain énergétique par nombre plutôt que par masse (MacArthur & Pianka, 1966).
2. Morphologie des proies : *A. senhousia*, espèce fouisseuse, possède des muscles adducteurs peu développés pour se maintenir fermée, limitant la fermeture des valves lors d’une attaque, surtout dans cette expérimentation sans substrat (Morton, 2015 ; National Museum Wales, 2020 ; Dey, 2023). À l’inverse, les huîtres comme *Magallana gigas* et *Ostrea edulis* présentent des coquilles robustes et des muscles puissants, rendant la prédation difficile.

La préférence de *P. orbicularis* pour *A. senhousia*, une espèce exotique envahissante et ingénieuse d’écosystème, pourrait avoir d’autres implications écologiques. Si le ver est capable de consommer cette espèce dans le milieu naturel, le développement d’*A. senhousia* pourrait avoir favorisé indirectement l’essor des populations de vers plats. Cette hypothèse est cohérente avec la coïncidence temporelle entre l’augmentation d’*A. senhousia* (2020–2021) et l’essor des populations de *P. orbicularis* (Montaudouin et al., 2025).

La consommation de *M. edulis* et *Ruditapes philippinarum* est intermédiaire, tandis que les huîtres, notamment *M. gigas*, sont les moins attaquées. Concernant *O. edulis*, aucune consommation n’a été observée en conditions expérimentales, probablement en raison de la grande taille (commerciale) des individus. Quelques cas de prédation ont néanmoins été observés dans les bacs de stockage des vers, suggérant qu’une pression collective pourrait avoir un impact possible sur les grandes proies.

Lors de confrontations avec des huîtres de grande taille, des mutilations ont été observées chez les vers, mettant en évidence une stratégie de consommation risquée, voire même une absence de stratégie et une attaque en force, contrairement à ce qui a pu être observé pour d'autres espèces qui ciblent le muscle adducteur avant de rentrer dans la proie (Ching-Jung Teng et al., 2022 ; Galleni et al., 1980 ; Gammoudi et al., 2017 ; Teng et al., 2022). Cela met aussi en évidence leur capacité de régénération rapide : trois jours après la perte d'environ 5 % de l'extrémité corporelle, une membrane translucide reformait déjà la zone amputée, conformément aux données sur les Plathelminthes (Cebria et al., 2015 ; Schadt et al., 2021).

4.1 Stratégie comportementale et énergétique

La répartition comportementale de *P. orbicularis* montre que le ver passe l'essentiel de son temps en dissimulation (71–80 % selon la proie présente), suivi par le déplacement (16 %), l'inactivité à découvert (7 %) et la consommation (5 %). La dissimulation réduit l'exposition aux prédateurs potentiels (Chintala & Kennedy, 1993) tout en conservant l'énergie nécessaire à la chasse. Dans le Bassin d'Arcachon, les prédateurs possibles incluent le crabe vert (*Carcinus maenas*) ou certains poissons labridés, bien que les polyclades possèdent souvent des toxines limitant leur prédation (McNab et al., 2021 ; Okabe et al., 2021).

Le déplacement, particulièrement important en présence d'huîtres, correspond à la phase de prospection et d'évaluation des proies difficiles (Boyd, 1996 ; Ioannou & Krause, 2008).

Pour les espèces consommées, le temps d'inactivité à découvert est associé à la digestion, comme en témoignent les contractions visibles du ver (Hsu et al., 2024).

Les taux spécifiques de consommation et le nombre de proies consommées mettent en évidence des préférences nettes : *A. senhousia*, puis *M. edulis* et *R. philippinarum*, tandis que les huîtres jouent un rôle secondaire. Cela correspond aux concepts de « proies principales » et « proies accessoires » en écologie trophique (Main, 1985). Ce qui peut être rassurant pour la profession ostréicole du Bassin d'Arcachon, où la mytiliculture est interdite. Cependant, la présence de l'espèce vers Marennes-Oléron pourrait avoir des impacts économiques importants, car la mytiliculture y est pratiquée.

La taille de la proie influence également la prédation : les vers consomment légèrement plus les huîtres de taille moyenne que les grandes, et le temps de consommation augmente avec la taille de la proie, indiquant un investissement énergétique plus important pour les proies volumineuses (Weitz & Levin, 2006). Des attaques collectives sur des huîtres de grande taille pourraient constituer une stratégie de groupe efficace et plus réaliste du milieu naturel (Ioannou & Krause, 2008).

4.2 Sélectivité et état des proies

Les bacs multi-spécifiques montrent que *P. orbicularis* consomme rapidement et de préférence les moules fraîchement mortes, suggérant un comportement nécrophage opportuniste. Les signaux chimiques émis par les bivalves morts et mourants attirent les prédateurs (Ferrero et al., 1980). Toutefois, lorsque la dégradation est trop avancée, les vers ne s'attaquent plus aux proies : son statut est donc plus celui d'un prédateur opportuniste que d'un charognard.

4.3 Structure de population et dynamique saisonnière

La population de *P. orbicularis* est largement dominée par les petits individus. On peut néanmoins difficilement évaluer l'âge des populations en se basant sur leur surface, car, comme vu dans les expériences à long terme sur la croissance, les vers ont la capacité de diminuer en taille. On peut néanmoins estimer des périodes de recrutement en se basant sur des observations du nombre d'individus et d'estimations de cohortes. Observés au début de l'été, ils sont plus précoces dans les sites intérieurs du Bassin d'Arcachon, suggérant un lien fort avec la température et/ou la salinité, comme le confirment les études sur la reproduction des polyclades (Chintala & Kennedy, 1993 ; Merory & Newman, 2005 ; Morita, 2018).

La coïncidence entre l'apparition des vers et les périodes de recrutement des moules et huîtres favorise un effet de « nursing » pour les jeunes individus (Gosling, 1992). Grâce aux observations, on peut estimer que les récifs de moules servent de pouponnières, tandis que les récifs d'huîtres sont davantage une solution de secours en cas de disparition des moules en hiver (2023). Ils constituent aussi des récifs où il est plus facile de se dissimuler, ce qui permet d'accueillir les vers plus gros, d'où cette différence de taille inter-récifs.

La simultanéité entre la baisse de la vitalité des huîtres et l'augmentation des densités de vers en hiver suggère un effet de réponse face à la baisse de vitalité, plutôt qu'une prédation active. Les vers profitent d'un garde-manger constitué de proies affaiblies ou mourantes, sans être les principaux responsables du déclin des récifs, celui-ci étant plutôt lié à un affaiblissement environnemental, notamment par une faible disponibilité en phytoplancton et l'exposition à des polluants (Vieira, 2024 ; Lagarde et al., 2025 ; Araújo, 2025).

4.4 Observations en structures d'élevage

La présence des vers plats est beaucoup plus intense sur le naissain que sur les huîtres marchandes, confirmant l'hypothèse de la taille des proies.

Le traitement (poches brûlées ou non) n'a pas significativement influencé les quantités de *P. orbicularis*. Les taux de mortalité plus élevés dans les poches brûlées sont probablement liés au stress thermique induit par la flamme. La taille de maille plus petite des poches de naissain pourrait également contribuer à la protection et à la rétention des vers.

D'autres méthodes de contrôle, telles que la dessalure, l'exposition à l'air ou les traitements chimiques par balnéation, sont souvent utilisées pour réguler les populations de vers plats (Yang, 1974 ; Agblad, 2022 ; Cahill et al., 2022). Il est important de rappeler que les transferts d'huîtres vers de nouvelles zones sont une pratique courante en ostréiculture, comme ce fut le cas lors de l'introduction initiale des huîtres japonaises (*Magallana gigas*) (Grizel & Héral, 1991). Cependant, ces transferts présentent des risques sanitaires et écologiques non négligeables et nécessitent la mise en place de traitements appropriés afin de limiter la dispersion d'organismes associés tels que *P. orbicularis*.

5 Conclusion

Les résultats mettent en évidence que *Postenterogonia orbicularis* peut être considéré comme un prédateur actif, sélectif mais également opportuniste, dont la stratégie repose sur l'optimisation énergétique, l'exploitation des vulnérabilités morphologiques et physiologiques des bivalves, ainsi qu'une forte plasticité comportementale. L'espèce démontre une capacité d'adaptation lui permettant de cibler préférentiellement certaines proies, notamment les mytilidés, tout en conservant la possibilité d'élargir son spectre trophique en fonction de la disponibilité en ressources.

L'impact observé sur les huîtres commerciales adultes apparaît relativement limité. En revanche, les risques sont nettement plus élevés pour les naissains et pour les moules, qui constituent les proies privilégiées de *P. orbicularis*. De plus, la synchronisation du cycle de vie de *P. orbicularis* avec celui de ses proies — son recrutement estival coïncidant avec celui des bivalves — renforce son succès en tant que prédateur. Cette concomitance suggère également que l'été pourrait représenter la période la plus pertinente pour mettre en place des actions de gestion ou de lutte contre cette espèce, notamment par un nettoyage intensif des parcs visant à retirer un maximum de récifs de moules à proximité.

Ainsi, bien qu'il ne constitue pas une menace directe et immédiate pour la survie des huîtres lorsque les mytilidés sont abondants, *P. orbicularis* peut néanmoins exercer une pression diffuse mais persistante. Celle-ci s'ajoute aux contraintes déjà subies par les bivalves, qu'il s'agisse de la prédation naturelle, des maladies, de la pollution ou encore des manipulations liées aux pratiques conchyliques.

De futures études devraient se concentrer sur plusieurs axes afin d'approfondir les connaissances sur cette espèce :

1. Des expérimentations en conditions plus proches du milieu naturel, intégrant la complexité du substrat et la présence de prédateurs potentiels (par ex. crabes), afin de valider et affiner les observations issues du laboratoire.
2. Des analyses approfondies du régime alimentaire naturel de *P. orbicularis*, via l'analyse isotopique stable ou l'étude du contenu stomacal, pour mieux cerner sa place dans le réseau trophique et évaluer de façon plus précise ses impacts sur les zones conchyliques.
3. Le développement de moyen de lutes

6 Référence

- AGBLAD, Niklas, 2022.** Evaluating heat treatment as a method to reduce biofouling in oyster aquaculture : Heat tolerance in Swedish grown *Magallana gigas* and *Ostrea edulis*. Degree project for Bachelor of Science with a major in Biology Suède: University of Gothenburg p.19 [Consulté le 18 juillet 2025]. Disponible à l'adresse: <https://gupea.ub.gu.se/bitstream/handle/2077/73703/BIO603%20Niklas%20Agblad%20V22.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- AZEMA, Patrick, 2018.** Caractérisation des paramètres génétiques de la résistance à certains agents infectieux chez l'huître creuse, *Crassostrea gigas*, dans le cadre des mortalités massives. PhD Thesis. Institut agronomique, vétérinaire et forestier de France, p.202. [Consulté le 16 juillet 2025]. Disponible à l'adresse : <https://pastel.hal.science/tel-03392362/>
- BÌNH, Nguyễn Thanh, HƯỞNG, Ngô Thị Mai, VÃN, Nguyễn Cao, NHUNG, Nguyễn Phương et BA, Đỗ Công, 2024.** Effects of predators on two oyster species (*Crassostrea rivularis* and *Crassostrea gigas*) farmed in Can Gio coastal area. Scientific Journal Of Tan Trao University. Vol. 10, n° 4. [Consulté le 3 février 2025]. DOI 10.51453/2354-1431/2024/1249.
- BIVAND, R., LOVELASE, R., NOWOSAD, J., & VIRIDIS, V. (2025).** classInt: Choose univariate class intervals. R package version 0.6-6. <https://CRAN.R-project.org/package=classInt>
- BOYD, I. L., 1996.** Temporal Scales of Foraging in a Marine Predator. Ecology. mars 1996. Vol. 77, n° 2, pp. 426-434. DOI 10.2307/2265619.
- BRUSA, Francisco, DAMBORENEA, Cristina et QUIROGA, Sigmer, 2009.** First records of *Pseudocerotidae* (Platyhelminthes: Polycladida: Cotylea) from Patagonia, Argentina. Zootaxa. 6 novembre 2009. Vol. 2283, n° 1, pp. 51-59. DOI 10.11646/zootaxa.2283.1.5.
- CAILL-MILLY, Nathalie, LÉAUTÉ, Jean-Pierre, TROUILLET, Brice, LABORDE, Jean Louis, GOUMY, Cécilia, PROUZET, Patrick, GRANDPIERRE, Alde, LISSARDY, Muriel et CORLAY, Jean-Pierre, 2001.** La petite pêche en aquitaine-le bassin d'Arcachon. Halieutique, socio-économie, usages et réglementations, 9pp, [Consulté le 21 juillet 2025]. DOI 0.11646/zootaxa.2283.1.5
- CEBRIA, Francesc, SALO, Emili et ADELL, Teresa, 2015.** Adult developmental processes: regeneration in platyhelminthes. Evolutionary Developmental Biology of Invertebrates 2: Lophotrochozoa (Spiralia). 2015. Vol. 2, pp. 41-78. DOI 10.107/978-3-7091-1871-9_4
- CHING-JUNG TENG, YING-JUNG SU, CHIH-YU YEH, et WEI-BAN JIE, 2022.** Predation of Oysters Using an Autonomic Pharynx in the Oyster Leech *Cryptostylochus* sp. (Polycladida: Stylochidae). Zoological Studies. 2022. Vol. 無, n° 61. p.10. DOI 10.6620/ZS.2022.61-07.
- CHINTALA, M. M. et KENNEDY, V. S., 1993.** Reproduction of *Stylochus ellipticus* (Platyhelminthes: Polycladida) in Response to Temperature, Food, and Presence or Absence of a Partner. The Biological Bulletin. 1993. Vol. 185, n° 3, pp. 373-387. DOI 10.2307/1542478.
- COMPS, Michel, BONAMI, Jean-Robert, VAGO, Constantin et CAMPILLO, Albert, 1976.** Pathologie des invertébrés_ Une virose de l'huître portugaise (*Crassostrea angulata* LMK). Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris, Série D. 14 juin 1976. Vol. 282, n° 22, pp. 1991-1993. Disponible à l'adresse : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00087/19820/17462.pdf>
- DEY, Kate Gabrielle, 2023.** The Asian date mussel (*Arcuatula senhousia*) in the UK: a threat to ecological communities and blue economies? PhD Thesis. University of Portsmouth. p.286 [Consulté le 23 août 2025]. Disponible à l'adresse : <https://researchportal.port.ac.uk/files/101121779/PhD-thesis-Kate-Dey-September-2023-FINAL-REVISED-06-02-24.pdf>
- DANEY, Charles, 1959.** L'ostréiculture dans le Bassin d'Arcachon. Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest. Sud-Ouest Européen. 1959. Vol. 30, n° 2, pp. 117-133. DOI 10.3406/rgpso.1959.1540.
- ECDGMFA et EUMOFA., 2023.** Le marché européen du poisson: édition 2023. Publications Office. [Consulté le 18 avril 2025]. Disponible à l'adresse : <https://data.europa.eu/doi/10.2771/224319>
- FAO. 2025.** FishStat: Production mondiale de l'aquaculture 1950-2023. [Consulté le 28 mars 2025]. Dans: FishStatJ. Disponible sur www.fao.org/fishery/fr/statistics/software/fishstatj. Licence: CC-BY-4.0.

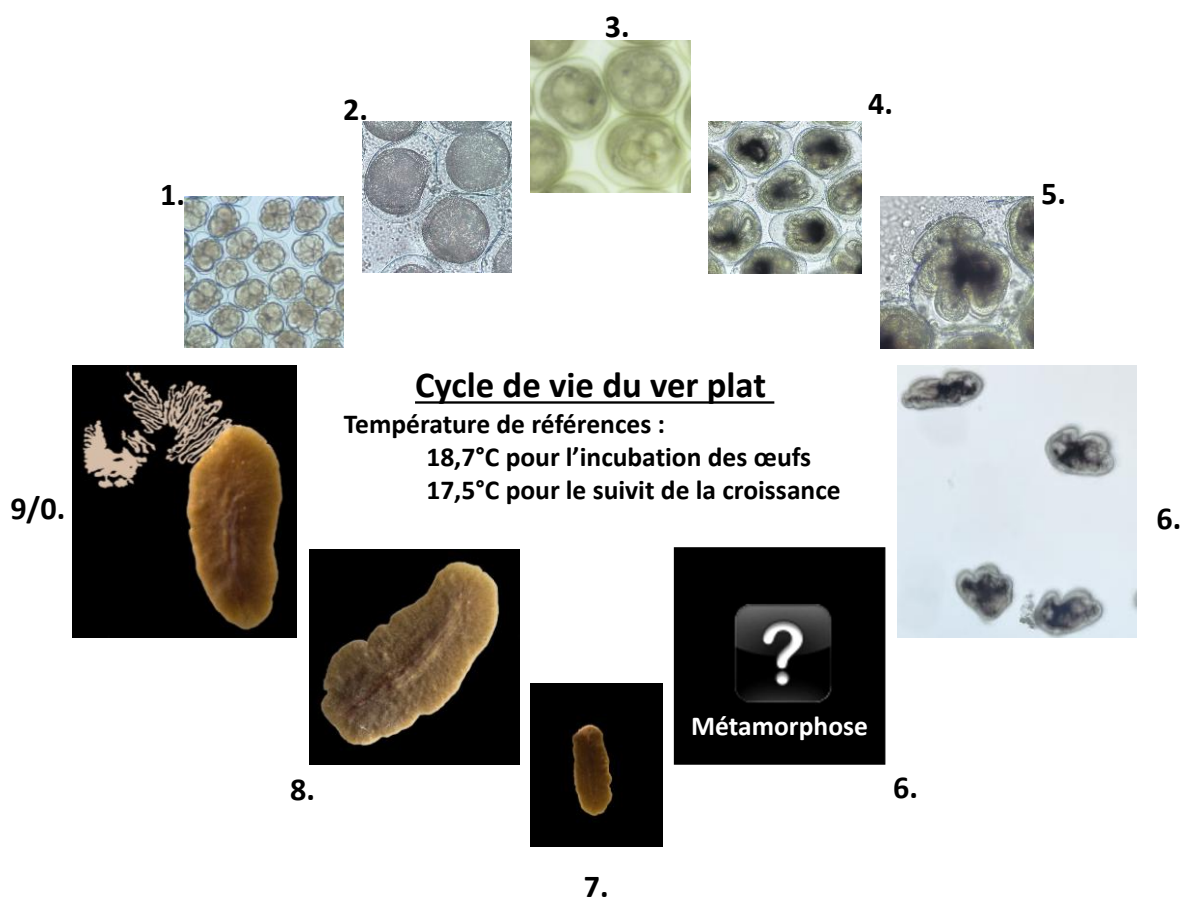
- FERRERO, E., TONGIORGI, P., GALLEN, L., SALGHETTI, U. et SALVADEGO, P., 1980.** Chemical attraction of *Stylochus mediterraneus* Galleni, 1976 (Turbellaria: Polycladida) towards its prey *Mytilus galloprovincialis* L. . 1980. [Consulté le 7 juillet 2025]. Disponible à l'adresse : <https://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=PASCALZOO LINEINRA8110065458>
- FRIEDRICH, Christine et HENDELBERG, Jan, 2001.** On the ecology of Acoela living in the Arctic Sea ice. Belg J Zool. 2001. Vol. 131, n° Supplement 1, pp. 213-216. Disponible à l'adresse : <https://www.vliz.be/imisdocs/publications/358147.pdf>
- GALLEN, L., TONGIORGI, P., FERRERO, E. et SALGHETTI, U., 1980.** *Stylochus mediterraneus* (Turbellaria: Polycladida), predator on the mussel *Mytilus galloprovincialis*. Marine Biology. 1980. Vol. 55, n° 4, pp. 317-326. DOI 10.1007/BF00393784.
- GAMMOUDI, Mehrez, BEN AHMED, Raja, BOURIGA, Nawzet, BEN-ATTIA, Mossadok et HARRATH, Abdel Halim, 2017.** Predation by the polyclad flatworm *Imogine mediterranea* on the cultivated mussel *Mytilus galloprovincialis* in Bizerta Lagoon (northern Tunisia). Aquaculture Research. 2017. Vol. 48, n° 4, pp. 1608-1617. DOI 10.1111/are.12995.
- GOSLING, Elizabeth, 1992.** The Mussel *Mytilus*: Ecology, Physiology, Genetics and Culture. ELSEVIER Amsterdam - London - Tokyo. 1992. Vol. Developments in Aquaculture and Fisheries Sciences, n° 25, pp. 86-169. Disponible à l'adresse : https://www.researchgate.net/profile/Tom-Suchanek/publication/281256336_The_Mussel_Mytilus_Ecology_Physiology_Genetics_and_Culture/links/57cc651508ae89cd1e86ce35/The-Mussel-Mytilus-Ecology-Physiology-Genetics-and-Culture.pdf
- GRIZEL, Henri et HERAL, Maurice, 1991.** Introduction into France of the Japanese oyster (*Crassostrea gigas*). ICES Journal of Marine Science. 1991. Vol. 47, n° 3, pp. 399-403. Disponible à l'adresse : <https://doi.org/10.1093/icesjms/47.3.399>
- GUTIÉRREZ, Adrian, AUBY, Isabelle, GOUILLIEUX, Benoit, DAFÉ, Guillemine, MASSÉ, Cecile, ANTAJAN, Elvire et NOREÑA, Carolina, 2023.** A New Polyclad Flatworm, *Idiostylochus tortuosus* gen. nov., sp. nov. (Platyhelminthes, Polycladida) from France. Can this Foreign Flatworm be Responsible for the Deterioration of Oyster and Mussel Farms? Zoological Studies. 2023. Vol. 無, n° 62. DOI 10.6620/ZS.2023.62-15.
- HERAL, Maurice, 1989.** Traditional oyster culture in France. 1 janvier 1989. [Consulté le 18 avril 2025]. Disponible à l'adresse : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/3039/>
- HSU, Po-Chun, CHIU, Yu-Ning, CHANG, Yu-Hsun et JIE, Wei-Ban, 2024.** Predation on crustaceans by the flatworm *Ilyella gigas* (Schmarda, 1859) (Polycladida: Ilyplanidae) ex situ. Platax. 2024. Vol. 2024. DOI 10.29926/platax.202412_21.0002.
- IOANNOU, C. C. et KRAUSE, J., 2008.** Searching for prey: the effects of group size and number. Animal Behaviour. 2008. Vol. 75, n° 4, pp. 1383-1388.
- JENNINGS, K. A. et NEWMAN, Leslie J., 1996.** Four new stylochid flatworms (Platyhelminthes: Polycladida) associated with commercial oysters from Moreton Qay, Southeast Queensland, Australia. The Raffles Bulletin Of Zoology 1996. 1996. Vol. 44, n° 2, pp. 493-508. Disponible à l'adresse : <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2007.09.012>
- JOHNSON, Kevin B et FORWARD, Richard B, 2003.** Larval photoresponses of the polyclad flatworm *Maritigrella crozieri* (Platyhelminthes, Polycladida) (Hyman). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 8 janvier 2003. Vol. 282, n° 1, pp. 103-112. DOI 10.1016/S0022-0981(02)00448-3.
- KAELIN, Gaele, PIQUET, Jean-Come, BOULBEN, Sylviane, CHEVE, Julien, DERRIEN, Annick, LAMORT, Laure, MARCO-MIRALLES, Francoise, MARZIN, Anahita, METEIGNER, Claire, MORIN, Dimitri, ORSONI, Valerie, TREGUIER, Cathy, VERIN, Francoise, AMOUROUX, Isabelle, CATHERINE, Martial et MIOSESEC, Laurence, 2022.** REMI dataset : the French microbiological monitoring program of mollusc harvesting areas . 2022. SEANOE. [Consulté le 18 avril 2025]. Disponible à l'adresse : <https://www.seanoe.org/data/00360/47157/>
- LE BORGNE, M., GRAS, M. P., COMPS, Michel, CARRUESCO, G. et RAZET, D., 1973.** Observations sur la reproduction des huîtres dans la Seudre (Bassin de Marennes-Oléron) en 1972. Conseil International pour l'Exploitation de la Mer_ Comité des crustacés, coquillages et benthos. 1973. Vol. K:16, p.5. Disponible à l'adresse : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0003347207005064>

- LITTLEWOOD, D.T.J. et MARSBE, L.A., 1990.** Predation on cultivated oysters, *Crassostrea rhizophorae* (Guilding), by the polyclad turbellarian flatworm, *Stylochus (Stylochus) frontalis* Verrill. *Aquaculture*. 1990. Vol. 88, n° 2, pp. 145-150. DOI 10.1016/0044-8486(90)90289-Y.
- LÓPEZ-ALONSO, Ricardo, PASCUAL-PARRA, Esteban, GONZÁLEZ-TORAL, Claudia, DEL CERRO, Ana, MUÑOZ, Marta, SOTO-LÓPEZ, Verónica, MENÉNDEZ-TELEÑA, Deva, CARRERA-RODRÍGUEZ, Iris, GARCÍA-MAZA, Jesús Ángel, CIRES, Eduardo et ARIAS, Andrés, 2024.** A new threat to the European marine environment: The exotic polyclad flatworm *Postenterogonia orbicularis* (Schmarda, 1859). *Regional Studies in Marine Science*. 2024. Vol. 78, pp. 103758. DOI 10.1016/j.rsma.2024.103758.
- MARCUS, Vincent, 2025.** *Enquête Aquaculture 2023*. Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire. 2025. Vol. 6, pp. 64. Disponible à l'adresse : https://www.agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Chd2506/cd2025-6_Aqua2023.pdf
- MACARTHUR, Robert H. et PIANKA, Eric R., 1966.** On Optimal Use of a Patchy Environment. *The American Naturalist*. novembre 1966. Vol. 100, n° 916, pp. 603-609. DOI 10.1086/282454.
- MAIN, Kevan L., 1985.** The influence of prey identity and size on selection of prey by two marine fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 10 juin 1985. Vol. 88, n° 2, pp. 145-152. DOI 10.1016/0022-0981(85)90034-6.
- MCNAB, Justin M., RODRÍGUEZ, Jorge, KARUSO, Peter et WILLIAMSON, Jane E., 2021.** Natural Products in Polyclad Flatworms. *Marine Drugs*. Février 2021. Vol. 19, n° 2, pp. 47. DOI 10.3390/md19020047.
- MERORY, Marsha et AND NEWMAN, Leslie J., 2005.** A new stylochid flatworm (Platyhelminthes, Polycladida) from Victoria, Australia and observations on its biology. *Journal of Natural History*. 3 septembre 2005. Vol. 39, n° 28, pp. 2581-2589. DOI 10.1080/00222930500082045.
- METEIGNER, Claire, PERRIERE-RUMEBE, Myriam, JEANDENAND, Sabine, LECANU, Aurèlie, JEANDENAND, Sabine et LECANU, Aurèlie, 2023.** Etude sanitaire des zones de production du Bassin d'Arcachon – rapport final. p.88 [Consulté le 18 juillet 2025]. Disponible à l'adresse : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00855/96685/>
- MONTAUDOUIN, Xavier de, BAUDOT, Léa, BERNARD, Guillaume, BLANCHET, Hugues, MASSE, Cécile et FOUET, Marie P. A., 2025.** Population dynamics of the potentially invasive Asian date mussel, *Arcautula senhousia*, in Arcachon Bay, France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Vol. 324, pp. 109448. DOI 10.1016/j.ecss.2025.109448.
- MORITA, Nozomi, 2018.** Study on the growth process and behavior of polyclad flatworms. University of Tsukuba. [Consulté le 20 août 2025].
Disponible à l'adresse : <https://tsukuba.repo.nii.ac.jp/record/47079/files/DA08554.pdf>
- MORTON, Brian, 2015.** Evolution and adaptive radiation in the *Mytiloidea* (Bivalvia): clues from the pericardial–posterior byssal retractor musculature complex. *Molluscan Research*. Vol. 35, n° 4, pp. 227-245. DOI 10.1080/13235818.2015.1053167.
- National Museum Wales, 2020.** Marine Bivalves of the British Isles. Available from: <https://naturalhistory.museumwales.ac.uk/britishbivalves/Morphology.php>
- O CONNOR, W. A. et NEWMAN, L. J., 2003.** Predation of Cultured Mussels, *Mytilus galloprovincialis*, by Stylochid Flatworms, *Imogine megrathi*, from Twofold Bay, New South Wales, Australia. *Asian Fisheries Science*. 2003. Vol. 16, n° 1/2, pp. 133-140. DOI: 10.33997/j.afs.2003.16.2.004
- O'CONNOR, W. A. et NEWMAN, Leslie J., 2001.** Halotolerance of the oyster predator, *Imogine mcgrathi*, a stylochid flatworm from Port Stephens, New South Wales, Australia. *Hydrobiologia*. 2001. Vol. 459, n° 1/3, pp. 157-163. DOI 10.1023/A:1012525015850.
- OKABE, Taiki, SAITO, Rion, YAMAMOTO, Kohei, WATANABE, Riku, KANEKO, Yoshiki, YANAOKA, Mutsumi, FURUKOSHI, Seika, YASUKAWA, Shino, ITO, Masaaki, OYAMA, Hikaru, SUO, Rei, SUZUKI, Miwa, TAKATANI, Tomohiro, ARAKAWA, Osamu, SUGITA, Haruo et ITOI, Shiro, 2021.** The role of toxic planoceric flatworm larvae on tetrodotoxin accumulation in marine bivalves. *Aquatic Toxicology*. 2021. Vol. 237, pp. 105908. DOI 10.1016/j.aquatox.2021.105908.


- OYA, Yuki, 2023.** First record of *Postenterogonia orbicularis* (Schmarda, 1859) (Platyhelminthes: Polycladida) from the North Pacific. Journal de recherche de l'université J. F. Oberlin. 2023. Vol. Recherche en sciences naturelles, n°2, pp. 19-24. Disponible à l'adresse : https://obirin.repo.nii.ac.jp/record/2668/files/24362700_02_019-024.pdf
- PEARSE, A. S. et WHARTON, G. W., 1938.** The Oyster « Leech, » *Stylochus inimicus Palombi*, Associated with Oysters on the Coasts of Florida. Ecological Monographs. 1938. Vol. 8, n° 4, pp. 605-655. DOI 10.2307/1943085.
- PRIVILEGGIO, Luca, BALKOVIĆ, Ivan, GROZIĆ, Kristina, PAVIČIĆ-HAMER, Dijana, JAKLIN, Andrej, SUMAN, Daniele, BRUMNIĆ, Lea, MAURIĆ MALIKOVIĆ, Maja, LABURA, Hrvoje, OŠTIR, Srećko, HAMER, Matija, TANKOVIĆ, Nikola et HAMER, Bojan, 2024.** Field and laboratory observation of Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* predation by flatworm *Stylochus mediterraneus*. Aquaculture Reports. Juin 2024. Vol. 36, pp. 102164. DOI 10.1016/j.aqrep.2024.102164.
- PROVENZANO, Anthony Joseph Jr, 1959.** Effects of the flatworm *Stylochus ellipticus* (Girard, 1850) on oyster spat in two salt water ponds in Massachusetts. Proceedings of the National Shellfisheries Association. 1959. Vol. 50, pp. 83-88. ISSN : 0077-5711
- PRUDHOE, Stephen, 1985.** A monograph on polyclad Turbellaria. London: British Museum (Natural History) ; Oxford ; New York : Oxford University Press. pp. 274 [Consulté le 7 février 2025]. ISBN 978-0-19-858518-3. Disponible à l'adresse : <http://archive.org/details/monographonpolyc0000prud>
- RAWLINSON, K. A., GILLIS, J. A., BILLINGS, R. E. et BORNEMAN, E. H., 2011.** Taxonomy and life history of the Acropora-eating flatworm *Amakusaplana acroporae* nov. sp. (Polycladida: Prosthiostomidae). Coral Reefs. septembre 2011. Vol. 30, n° 3, pp. 693. DOI 10.1007/s00338-011-0745-3.
- RAWLINSON, Kate, 2014.** The diversity, development and evolution of polyclad flatworm larvae. EvoDevo. 6 mars 2014. Vol. 5, pp. 9. DOI 10.1186/2041-139-5-9.
- RODRÍGUEZ, Jorge, HUTCHINGS, Pat A. et WILLIAMSON, Jane E., 2021.** Biodiversity of intertidal marine flatworms (Polycladida, Platyhelminthes) in southeastern Australia. Zootaxa. 23 août 2021. Vol. 5024, n° 1, pp. 1-63. DOI 10.11646/zootaxa.5024.1.1.
- SANCHEZ, Florence, 2003.** Evaluation stock palourdes Bassin d'Arcachon. 2003. Sismer. [Consulté le 21 juillet 2025]. Disponible à l'adresse : <https://campagnes.flotteoceanographique.fr/series/297/>
- SCHADT, Tamara, PRANTL, Veronika, GROSBUSCH, Alexandra L, BERTEMES, Philip et EGGER, Bernhard, 2021.** Regeneration of the flatworm *Prosthiostomum siphunculus* (Polycladida, Platyhelminthes). Cell and Tissue Research. mars 2021. Vol. 383, n° 3, pp. 1025-1041. DOI 10.1007/s00441-020-03302-w.
- SHU JUEI-UN et LIN YAO-SUNG, 1980.** Biological studies on the oyster predator. Institut national de recherche animale de l'Université nationale de Taiwan. 1980. Vol. Institute of zoology, N. T. 11., pp. 78-90. Disponible à l'adresse : https://kmweb.moa.gov.tw/redirect_files.php?theme=knowledgebase&id=225611
- STERRER, Wolfgang, RIEGER, RM, RISER, N et MORSE, M, 1974.** Retronectidae--a new cosmopolitan marine family of Catenulida (Turbellaria). In: Riser NW, Morse MP (eds) Biology of the Turbellaria. McGraw-Hill, New York. pp. 63-92. Disponible à l'adresse : https://www.researchgate.net/publication/271443700_Retronectidae_-_a_new_cosmopolitan_marine_family_of_Catenulida_Turbellaria
- TENG, Ching-Jung, SU, Ying-Jung, YEH, Chih-Yu et JIE, Wei-Ban, 2022.** Predation of Oysters Using an Autonomic Pharynx in the Oyster Leech *Cryptostylochus* sp. (Polycladida: Stylochidae). Zoological Studies. 2022. Vol. 無, n° 61. pp.10 DOI [10.6620/ZS.2022.61-07](https://doi.org/10.6620/ZS.2022.61-07).
- TOULHOAT, Lucile, 2008.** Eléments de compréhension des stratégies de captage naturel de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) des ostréiculteurs de Charente- Maritime. 1 octobre 2008. pp.152 [Consulté le 21 juillet 2025]. Disponible à l'adresse : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/4908/>
- TSUYUKI, Aoi, OYA, Yuki, JIMI, Naoto et KAJIHARA, Hiroshi, 2020.** Description of *Pericelis flavomarginata* sp. nov. (Polycladida: Cotylea) and its predatory behavior on a scaleworm. Zootaxa. 2020. Vol. 4894, n° 3. [Consulté le 4 février 2025]. DOI 10.11646/zootaxa.4894.3.6.

- VIEIRA Johan, BECHADE Marion, BENETIERE Fanny, 2024** Observatoire Ostréicole du Bassin d’Arcachon – Bulletin saisonnier n°2 – Été 2024. CAPENA, 2p. Disponible à l’adresse: <https://www.cape-na.fr/wp-content/uploads/2024/10/Bulletin-fin-dEte-2024.pdf>
- WEBSTER, John Robert et MEDFORD, Royston Z., 1959.** Flatworm distribution and associated oyster mortality in Chesapeake Bay. Proceedings of the National Shellfisheries Association. 1959. Vol. 50, pp. 89-95. ISSN: 0077-5711
- WEITZ, Joshua S. et LEVIN, Simon A., 2006.** Size and scaling of predator–prey dynamics. Ecology Letters. 2006. Vol. 9, n° 5, pp. 548-557. DOI 10.1111/j.1461-0248.2006.00900.x.
- WOELKE, Charles E., 1956.** The flatworm *Pseudostylochus ostreophagus* (Hyman,1955) a predator of oysters. Proceedings of the National Shellfisheries Association. 1956. Vol. 47, pp. 62-67.
- WOELKE, Charles E., 1959.** Pacific oyster *Crassostrea gigas* mortalities with notes on common oyster predators in Washington waters. Proceedings of the National Shellfisheries Association. 1959. Vol. 50, pp. 53-66.

Annexe I : cycle de vie de P. orbicularis



0. Première ponte observée environ 300mm² (0,35g masse fraîche) Estimation à 55 œufs/mm ²	
1. Division cellulaire J+1 après ponte	6. Développement larvaire planctonique Aucune idée du temps/comportement (sauf pour la photoatraction), A voir pour une future étude Très important pour l'estimation de la repartitions des larves dans le Bassin d'Arcachon
2. Apparition des cils J+4 après ponte L'embryon commence à tourner dans son œuf	
3. Apparition des yeux J+7 après ponte	
4. Formation des lobes J+10 après ponte	7. Métamorphose
5. Éclosion 50% J+20 après ponte 100% Jp+21 après ponte	8. Croissance rapide (Pour les individus entre 150mm ² et 600mm ²) Estimation de croissance à + 92mm ² / semaine soit environ 0,08g/jour

	Diplôme : Master Spécialité : Sciences halieutiques et aquacoles Spécialisation / option : Aquaculture Enseignant référent : Hervé LE BRIS	
Auteur(s) : Quentin VILLETORTE		Organisme d'accueil : IFREMER-Station Arcachon
Date de naissance : 30/03/2001		Adresse : 1 quai du Commandant Silhouette, 33120 ; Arcachon
Nb pages : 34	Annexe(s) : 1	Maître de stage : BERNARD Guillaume
Année de soutenance : 2025		
Titre français : Étude expérimentale des interactions trophiques du ver plat, <i>Postenterogonia orbicularis</i> , avec les bivalves locaux et analyse spatiotemporelle dans le Bassin d'Arcachon		
Titre anglais : Experimental study of trophic interactions of the flatworm, <i>Postenterogonia orbicularis</i> , with local bivalves and spatiotemporal analysis in the Bassin d'Arcachon.		
<p>Résumé (1600 caractères maximum) :</p> <p>La France est le premier producteur d'huîtres en Europe, avec le Bassin d'Arcachon comme site ostréicole historique. Depuis bien avant l'introduction de <i>Magallana gigas</i>, l'ostréiculture fait face à de multiples contraintes. Or depuis 2020, les fortes mortalités ostréicoles observées et l'apparition simultanée du ver plat <i>Postenterogonia orbicularis</i> dans des huîtres mortes à soulever la question de sa responsabilité dans le déclin de ces dernières. Espèce encore peu étudiée, son écologie et son impact réel sur les bivalves restent mal connus. Cette étude vise à caractériser des interactions avec différentes espèces de bivalves et à analyser l'évolution de sa distribution à l'échelle locale. Les résultats montrent que, malgré un temps de dissimulation élevé (71 %), le ver plat peut consommer les différents types de proies disponibles, avec une préférence nette pour les mytilidés. Sa consommation moyenne, équivalente à une fois son poids tous les cinq jours, traduit une forte voracité. <i>In situ</i>, un recrutement important est observé en fin d'été, notamment dans les récifs de moules sauvages. Sa distribution est fortement modulée par les conditions environnementales : sensible à l'eau douce, il reste rare dans les zones internes du Bassin ; dans la partie océanique, les températures plus basses et la forte courantologie limitent son installation. En revanche, il est bien représenté dans les zones intermédiaires, favorisé par les fortes densités d'huîtres d'élevage qui offrent des refuges. Toutefois, il demeure difficile de lui attribuer les fortes mortalités ostréicoles récentes.</p>		
<p>Abstract (1600 caractères maximum) :</p> <p>France is Europe's leading oyster producer, with the Bassin d'Arcachon as its historic oyster-farming site. Since long before the introduction of <i>Magallana gigas</i>, oyster farming has been faced with a number of constraints. However, since 2020, the high oyster farm mortalities observed and the simultaneous appearance of the flatworm <i>Postenterogonia orbicularis</i> in dead oysters has raised the question of its responsibility in the decline of oysters. As a species that has not yet been widely studied, its ecology and actual impact on bivalves remain poorly understood. The aim of this study is to characterise interactions with different species of bivalves and to analyse changes in its distribution on a local scale. The results show that, despite a high hiding time (71%), the flatworm can consume the different types of prey available, with a clear preference for mytilids. Its average consumption, equivalent to once its weight every five days, reflects a high level of voracity. <i>In situ</i>, significant recruitment is observed in late summer, particularly in wild mussel reefs. Its distribution is strongly influenced by environmental conditions: sensitive to freshwater, it remains rare in the inner areas of the Bassin; in the oceanic part, lower temperatures and strong currents limit its settlement. On the other hand, it is well represented in the intermediate zones, favoured by the high densities of farmed oysters that provide refuges. However, it remains difficult to attribute the recent high oyster farm mortality to this species.</p>		
<p>Mots-clés : Ver plat ; <i>Postenterogonia orbicularis</i> ; Bassin d'Arcachon ; proie ; expérimental ; comportement ; ostréiculture ; <i>in situ</i></p> <p>Key Words: Flatworm ; <i>Postenterogonia orbicularis</i> ; Bassin d'Arcachon ; prey ; experimental ; behaviour ; oyster farming ; field observation</p>		

Annexe 3

Poster de présentation à une conférence internationale sur les espèces non-indigènes qui s'est déroulée à Madère en octobre 2025 réalisé par Cécile Massé (UAR Patrinat) et al. : When invasion is faster than science : the long story of the flatworm who travelled across oceans

When invasion is faster than science: the long story of the flatworm who travelled across oceans

Cécile Massé, Nicolas Lavesque, Pat Hutchings, Carolina Noreña, Yuki Oya, Clinton Duffy, Lukas Phan-Huy, Isabelle Auby, Jean-François Pépin, Johan Vieira, Fanny Bénétière, Guillaume Bernard, Antoine Nowaczyk, Louis Dallemans, Quentin Villetorte, Suzie Humbert, Line Mornet, Flore Daramy, Guillemine Daffe

Context and history: from one specimen in the Arcachon Bay (FR) to populations all around the world

2020-2021



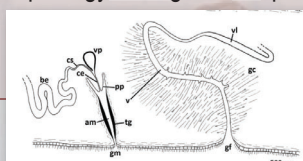
- 1st observation in cultivated oysters from Arcachon Bay (FR)
- > Sequencing: **✗** No match
- > Morphological analysis



2022

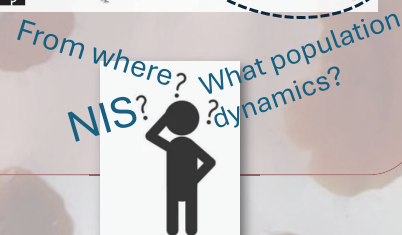


- New records (expansion) in the Arcachon Bay
- > Still no match with DNA
- > Morphology: new genus & species?



2023

- Increase in densities
- > Still no match with DNA
- Description of *Idiostylochus tortuosus* gen.nov. sp.nov.¹
- > Development of molecular markers for eDNA detection²



Methodology

Flatworm identification and worldwide distribution

- > Specimens collected in the Arcachon Bay, Japan, Australia, and NZ
- > DNA extraction, amplification (COI, 28S), sequencing, data analysis
- > Histological processing (French, Japanese & Australian specimens): sagittal sections of 10 µm

Arcachon Bay dynamic

- > Abundances of *P. orbicularis* in oyster batches of 150 or 180 adult of *Magallana gigas* in winter 2020 and 2024
- > Results given for 100 oysters, tested with PERMANOVA analysis

Results

This study confirms that *Idiostylochus tortuosus* Gutiérrez, Auby, Gouillieux, Daffe, Massé, Antajan & Noreña, 2023 is a synonym of *Postenterogonia orbicularis* (Schmarda, 1859) and that it is a non-indigenous species in French waters



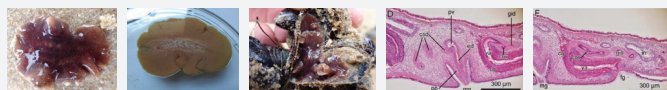
Name: *Postenterogonia orbicularis* [senior synonym of *Idiostylochus tortuosus*]

Native area: NZ, temperate Australasia

Status in Europe: NIS

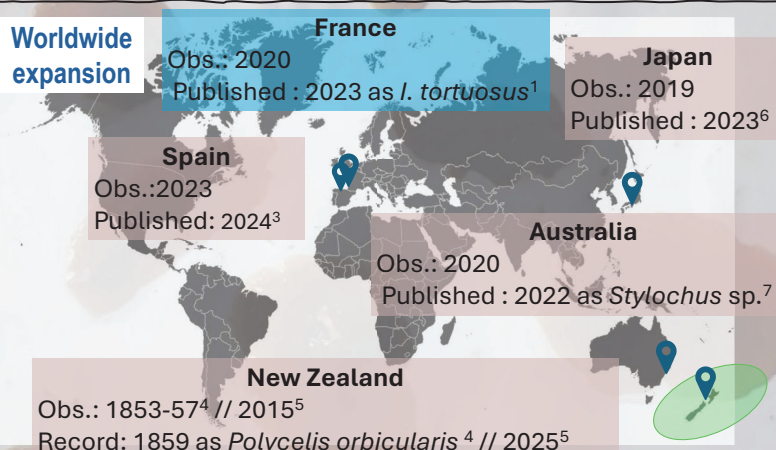
Probable pathway: contaminant on animals (oysters)

Description: Rounded/oval – brownish with dorsal darker spots – Ruffled pharynx – until > 900 mm² – males without seminal vesicle

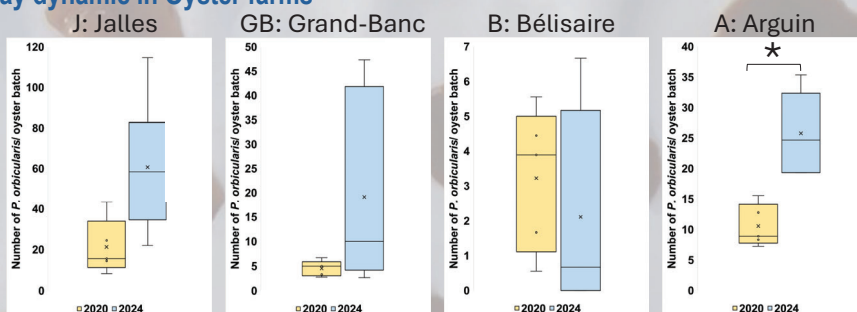


Barcodes: LC734097/6; ON796527/28/29/30; MZ813366/67/68/69; OM367918 MZ8133670/82/83; ON796524/25/26;

Worldwide expansion



Arcachon Bay dynamic in Oyster farms



- > Rapid detection and reaction are dependant to identification, but complicated without molecular barcodes available
- > High invasion potential of this bivalve-consuming polyclad, a new NIS in Europe which could be added to WRIMs⁸
- > Need to understand its ecology
- > Importance of marine culture activities with regards to species introductions
- > What's next? Understand how it travels around the world through genetic analyses



¹Gutierrez et al 2023; ² Pepin et al., 2023; ³Lopez-Alonso et al., 2024; ⁴Schmarda, 1859; ⁵iNaturalist; ⁶Oya, 2023; ⁷McNab et al., 2022; ⁸Costello et al., 2025



Johan Vieira

Chargé de mission aquaculture et environnement
j.vieira@cape-na.fr

CAPENA – Expertise et Application

15 rue de la barbotière, 33470 Gujan-Mestras
T : 05 57 73 08 45
www.cape-na.fr



université
de BORDEAUX

