# INTRODUCTION GÉNÉRALE

L’augmentation sans-précédent de l’empreinte anthropique sur l’environnement depuis l’ère industrielle a motivé la volonté de comprendre la place qu’occupe l’humanité dans le milieu qu’elle habite, en particulier à propos des océans, longtemps considérés comme immarcescibles. Il a été montré que la totalité des écosystèmes marins, qu’ils soient côtiers, pélagiques ou profonds, subit l’influence d’au moins une influence d’origine anthropique (REF **Halpern2019?**), et l’intensité et la diversité de ces pressions est en constante augmentation (REF **Boonstra2015?**). Fortes de ce constat, plusieurs organisations internationales ont mis en place des objectifs concrets de protection des écosystèmes, pour guider les initiatives de conservation et de développement durable, et en 2021 débutera la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable (**UN2015?**; **UN2020?**). Ces initiatives représentent des opportunités uniques d’augmenter les interactions entre scientifiques, industriels, politiques et citoyens afin d’accroître et diffuser nos connaissances sur les écosystèmes marins.

## De la notion d’écosystème

Un écosystème est un ensemble constitué de deux composantes interconnectées : une composante abiotique liée aux paramètres physiques, chimiques et géologiques du milieu, et une composante biotique qui correspond aux espèces présentes (**Morin2011?**). Chaque composante est représentée par une ou plusieurs entités spécifiques, à savoir les habitats pour la première (ensemble de conditions environnementales particulières) et les communautés pour la seconde (ensemble d’espèces vivant dans un habitat spécifique) (**Root1967?**; **Morin2011?**, REF). Les relations entre chaque compartiment sont incluses dans cette définition, telles que les interactions entre individus d’une même espèce ou d’espèces différentes (intra- ou inter-spécifiques) ou les associations entre éléments chimiques.

La persistance d’une espèce dans un habitat est liée aux conditions du milieu, ce qui constitue la théorie de la niche écologique. Il existe plusieurs définitions de la niche d’une espèce, en fonction de ses relations avec les autres espèces selon le principe d’exclusion compétitive (**Grinnell1914?**; **Hardin1960?**), de sa position dans la communauté (**Elton1927?**), de ses tolérances face aux paramètres environnementaux (Hutchinson 1957) ou de son utilisation des ressources disponibles (**MacArthur1967?**). Chaque espèce effectue des compromis (*trade-offs*) en lien avec son métabolisme et son comportement afin de maintenir sa population [(**Morin2011?**); REF], ce qui provoque, de façon réciproque, des modifications de l’habitat, par exemple en diminuant la disponibilité en ressources ou en modifiant l’intégrité physique du milieu [REF]. L’étude de la structure et de l’évolution des écosystèmes est donc dépendante, à la fois, de l’étude de la biodiversité, de l’habitat et de leurs variations respectives.

Le terme “biodiversité” est employé pour désigner la diversité biologique d’un écosystème, et celle-ci peut-être définie selon plusieurs perspectives, qu’elle soit spécifique (nombre de taxons différents), génétique (nombre des gènes différents), fonctionnelle (nombre de fonctions différentes) ou écosystémique (nombre d’habitats différents) (**UN1992?**; **Wilson1992?**; **Gaston2004?**; **Hooper2005?**; Stachowicz, Bruno, and Duffy 2007). Le caractère multiple de cette définition rend son interprétation particulièrement complexe, et la diversité spécifique est généralement employée comme un indicateur unique de la biodiversité (REF **UN1992?**). En effet, les liens entre la diversité spécifique et la structure d’un écosystème ont été mis en évidence aussi bien en milieu terrestre (par ex. **Hooper2005?**) qu’aquatique (par ex. **Giller2004?**; **OConner2005?**).

## Les communautés benthiques côtières

Avec plus de 70 % de la surface de la planète recouverte par des océans, les écosystèmes marins regroupent une vaste gamme d’habitats. Leurs limites peuvent être définies selon différents critères, qu’ils soient, entre autres, pélagiques (dans la colonne d’eau), benthiques (en lien avec les fonds marins), intertidaux (dans la zone de balancement des marées), subtidaux (non-influencés par les marées), côtiers, hauturiers ou abyssaux [REF Webb]. Il existe différents patrons de biodiversité entre ces différents écosystèmes [par ex. (**Gray1997?**); (**Gaston2000?**); Webb; REF], et les environnements côtiers figurent parmi les plus riches et diversifiés.

La communauté des invertébrés benthiques, qui constitue le principal objet d’étude de cette thèse de doctorat, regroupe les espèces en relation avec le fond marin. Celles-ci peuvent être sessiles (fixé sur un substrat) ou se déplaçant dans, sur ou au-dessus du sédiment (respectivement l’endobenthos, l’épibenthos et le suprabenthos) (Figure ). La diversité de ces modes de vie est reliée à une importante diversité de stratégies évolutives mises en œuvre par ces espèces pour prospérer dans leur habitat, que ce soit des méthodes de nutrition (filtration de l’eau, ingestion du sédiment, le recyclage de matières détritiques, …), des structures biogéniques (terriers, récifs, …) ou des comportements et interactions biotiques (symbiose, parasitisme, …) [REF]. Enfin, les espèces benthiques sont incluses dans des réseaux trophiques complexes, permettant ainsi les transferts d’énergie à travers l’écosystème et avec des milieux adjacents (cf. le couplage pélago-benthique) [REF].

Une diversité élevée d’organismes est présente dans les communautés benthiques, incluant des assemblages complexes de virus, bactéries, faune et flore. En pratique, les communautés sont souvent séparées en différents sous-ensembles partageant des caractéristiques communes, afin de répondre à des questions écologiques spécifiques [REF]. Plusieurs travaux ont mis en évidence des relations allométriques au sein des métazoaires (liens entre la taille des animaux et leur physiologie et adaptation à l’habitat) (REF **Sheldon1972?**; **Schwinghamer1981?**; **Warwick1984?**), et plusieurs catégories d’organismes ont ainsi été définies : la microfaune (organismes plus petits que 0.1 mm), la méiofaune (entre 0.1 et 0.5/1 mm), la macrofaune (entre 0.5/1 et 100 mm) et la mégafaune (plus de 100 mm) (Figure ). La limite séparant la méiofaune et la macrofaune (0.5 ou 1 mm) fait encore aujourd’hui l’objet de débats entre chercheurs [REF] ; il s’agit d’une considération importante car le choix de cette limite aura un impact direct sur la résolution taxonomique des communautés étudiées [REF McKindsey].

Au sein de la macrofaune – et *a fortiori* des communautés benthiques en général –, chaque espèce possède un rôle dans la structure de l’écosystème en lien avec son utilisation de l’habitat. Certains rôles sont particulièrement intéressants à étudier pour comprendre la structure des écosystèmes. Par exemple, les espèces *ingénieures* modifient directement ou indirectement les caractéristiques d’un écosystème par leur mode de vie (par exemple en créant des structures biogéniques) ou leur comportement (par exemple en oxygénant le sédiment profond avec une activité de de bioturbation), ce qui permettra à d’autres espèces de profiter d’habitats particuliers [REF]. Les interactions biotiques comme les relations trophiques peuvent aussi être citées, où certaines espèces ont la possibilité de modifier l’équilibre de l’écosystème de par le contrôle qu’elles exercent sur le reste de la communauté (voir les effets *bottom-up* ou *top-down*) [REF]. Ces différentes composantes ont des liens étroits avec la stabilité d’un écosystème, notamment lorsque celui-ci est impacté par une perturbation [REF].

## Perturbation des écosystèmes et effets sur les communautés

De nombreuses études écologiques cherchent à comprendre comment réagissent les différentes composantes de l’écosystème face à une perturbation avant, pendant et après son incidence, notamment dans des buts de conservation ou de restauration. Plusieurs visions peuvent être choisies pour répondre à cet objectif, souvent reliées à des disciplines scientifiques particulières, ce qui rend complexe la définition et l’utilisation des termes utilisés (**Borja2012?**; **Judd2015?**). Tout au long de cette thèse de doctorat, les définitions suivantes, illustrées par la Figure , ont été choisies.

Une “perturbation,” dans le sens de *disturbance* en anglais, est une force qui affecte des processus environnementaux et/ou modifie un écosystème hors d’une situation d’équilibre (**Odum1979?**; **Rykiel1985?**; **Boonstra2015?**; **Beauchesne2020?**; **Orr2020?**). Nombres de synonymes existent pour cette définition, comme “stresseur” (*stressor*), “déterminant” (*driver of change*) ou “pression” (*pressure*), et le débat n’est pas clos quant à savoir quel terme privilégier (**Crain2008?**; **Darling2008?**; **Judd2015?**; **Cote2016?**). L’origine d’une perturbation peut être naturelle, selon des évènements stochastiques (par ex. les tempêtes) ou cycliques (par ex. les saisons), ou bien anthropique, c’est-à-dire reliée aux activités humaines (REF **Preston2002?**; **Michelli2016?**). Ls conséquences d’une perturbation sont regroupés sous les termes “impact” ou “effet,” qui correspondent à des modifications effectives de processus physiologiques, fonctionnels ou environnementaux au sein de l’écosystème (REF **Rykiel1985?**; **Judd2015?**; **Orr2020?**).

Lorsqu’un écosystème subit une perturbation, celle-ci peut donc se traduire par une modification instantanée et/ou durable des composantes abiotique ou biotique (**Rykiel1985?**; **Piggott2015?**). Au sein des communautés, le maintien de la population d’une espèce est alors conditionné aux réponses qu’elle adoptera pour s’acclimater à ces nouvelles conditions (REF **Borja2000?**; **Korpinen2016?**). Ces phénomènes n’ont pas nécessairement les mêmes échelles spatiales et temporelles, où certaines perturbations peuvent être ponctuelles et éphémères, d’autres beaucoup plus diffuses et persistantes (**Levin1992?**; **Witman2015?**), ce qui influera sur les notions de résistance (capacité à supporter les effets d’une perturbation), de résilience (temps nécessaire pour atteindre à nouveau l’état avant la perturbation) de l’écosystème.

Beaucoup d’espèces au sein de la macrofaune benthique possèdent des capacités d’évitement limitées, ce qui peut conduire à la dégradation de l’état des populations et à une mortalité accrue (REF **Grall1997?**). Ceci est notamment le cas pour les espèces sessiles (par exemple les moules ou les anémones), les espèces vivant dans le sédiment (comme les amphipodes ou les mollusques fouisseurs) ou les organismes filtreurs (tels que des polychètes tubicoles ou les éponges) qui sont particulièrement sensibles aux perturbations chimiques affectant la colonne d’eau [REF]. La présence (ou l’absence) de ces espèces, ainsi qualifiées de “sentinelles” ou “indicatrices,” aura donc la possibilité de détecter un certain état de perturbation de l’écosystème [REF].

Une perturbation peut modifier la structure générale de la communauté, par exemple en favorisant des espèces adaptées au caractère instable associé à ces évènements (REF **Pearson1978?**). De telles espèces sont opportunistes, présentant une croissance rapide de leur population et une forte densité d’individus de petite taille (appelée stratégie de type r, privilégiant un fort taux de reproduction), en opposition aux espèces longévives et moins abondantes retrouvées dans des environnements plus stables (stratégie de type K, privilégiant le maintien de la population à sa capacité maximale) (REF **MacArthur1967?**; **Pianka1970?**). En complément de l’étude des dynamiques de populations, la mise en évidence d’une perturbation des communautés peut aussi s’effectuer grâce à l’utilisation de métriques intégratives considérant les réponses de chaque espèce, par exemple la diversité de Shannon, l’équitabilité de Piélou ou la biomasse/densité totale d’individus (**Pearson1978?**; **Magurran2004?**; **Hooper2005?**).

## Liens avec l’influence anthropique

En 2019, la population humaine mondiale a totalisé 7.7 milliards d’individus, et les projections démographiques estiment qu’elle atteindra 9.7 milliards en 2050 (REF **UN2019?**). Avec une proportion importante de cette population qui entretient des liens étroits avec l’océan (environ 40 % à moins de 100 km des côtes), la croissance de l’influence humaine sur les milieux marins est évidente (**Ban2008?**; **SEDAC2020?**). De nombreux exemples ont été documentés à travers le monde, mettant ainsi en lumière des conséquences sur les écosystèmes comme l’extinction locale de populations [par ex. la disparition de la morue Arctique dans le Saint-Laurent due à la pêche intensive de ses stocks, REF], l’introduction d’espèces exotiques [par ex. le colonisation des écosystèmes méditerranéens par l’algue verte *Caulerpa taxifolia*, (**Gravez2001?**); REF], l’ajout de molécules artificielles et de toxines [REF] ou encore la destruction d’habitats (par ex. les impacts de la prospection et de l’exploitation des ressources fossiles, **Michelli2016?** REF).

L’étude des impacts dus aux activités anthropiques a souvent été focalisée sur une activité humaine (par exemple le dragage ou l’exploitation minière), un processus (tels que le réseau trophique ou les réponses physiologiques à un contaminant) ou un certain type d’écosystème (comme les récifs coralliens ou les forêts de macroalgues) [REF]. Le déploiement de technologies telles qu’une puissance de calcul informatique et une couverture satellitaire accrues permettent aujourd’hui de considérer l’empreinte humaine d’une façon plus holistique (REF **Sundback2010?**; **Michelli2016?**; **Dreujou2020?**). De plus, l’étude du cumul des impacts individuels permet de répondre à des questions écologiques plus complexes, notamment en considérant l’écosystème comme un réseau d’interactions complexes ou en étudiant des effets émergents dues aux interactions entre activités (REF Dee? **Crain2008?**; **Darling2008?**; **Halpern2013?**; **Brown2014?**; **Piggott2015?**; **Beauchesne2020?**).

L’utilisation du terme “impact,” nécessite de considérer comment les composantes de l’écosystème répondent aux perturbations qui les influencent (REF **Judd2015?**). Il existe un éventail de méthodes permettant l’évaluation des impacts sur les communautés et les habitats, telles que les campagnes de terrain adoptant des plans d’échantillonnage spécifiques, comme les plans *Before-After and Control/Impact* (BACI) ou les modèles *Driver-Pressure-State-Impact-Response* (DPSIR), des expériences en laboratoire avec des conditions contrôles ou des projets à stratégie holistique, comme le *Marine Spatial Planning* ou le *Ecosystem-Based management* (**Underwood1992?**; **Legendre2000?**; **EEA1999?**; **Quinn2002?**; **Hayes2015?**; **Dreujou2020a?**; REF to check **Smeets1999?**; **Niemi2004?**; **Rees2008?**; **Levin2009?**; **Atkins2011?**; **Borja2016b?**; **Santos2019?**). C’est le cas notamment du score d’impact cumulé de (**Halpern2008?**), qui s’intéresse aux stresseurs anthropiques à l’échelle globale grâce à la combinaison de la vulnérabilité des écosystèmes (susceptibilité des composantes de l’écosystème à une perturbation) et de leur exposition aux stresseurs (occurrence spatiale et temporelle de la perturbation sur l’écosystème) (**Halpern2007?**).

En l’état des connaissances, caractériser adéquatement la vulnérabilité demande un large volume de données (par ex. sur les tolérances physiologiques des espèces, les interactions biotiques ou les modes d’actions des perturbations) qui peuvent être spécifiques à des écosystèmes particuliers, ce qui augmente rapidement la complexité de ces évaluations (**Beauchesne2019?**). Une solution possible est de se concentrer sur l’exposition, afin de cibler quels compartiments pourraient être influencés par des perturbations spécifiques, et ainsi concentrer les efforts d’évaluation de la vulnérabilité sur les interactions déterminées pertinentes.

De nombreuses évaluations d’impacts des activités humaines s’intéressent à caractériser le “statut écologique” des milieux étudiées. La notion de “bon état écologique” a été définie dans l’Article 3 de la *Marine Strategy Framework Directive* (**EC2008?**; **Borja2013?**) :

*“Good Environmental Status is the environmental status of marine waters where these provide ecologically diverse and dynamic oceans and seas which are clean, healthy and productive.”*

Cette définition s’accompagne d’objectifs concrets, notamment dans le cadre de décisions internationales telles que l’Accord de Paris sur le climat (cible de 10 % d’aires marines et côtières protégées), *Aichi Biodiversity Targets* et les *Sustainable Development Goals* (**SecretariatCBD2010?**; **SDG2015?**; **UN2015?**). Afin de guider les objectifs de conservation et de protection des écosystèmes, les études écologiques peuvent avoir recours à des indicateurs environnementaux, c’est-à-dire des métriques quantitatives qui synthétisent des composantes de l’écosystème pour détecter des changements et inférer un statut (**Rice2003?**; **Rees2008?**). Dans le cas de la *Marine Strategy Framework Directive*, onze Descripteurs du bon état écologique ont été établis et chacun comporte de nombreux indicateurs spécifiques utilisés dans des protocoles standardisés (**EC2008?**). Même si beaucoup de ces méthodes ont fait leurs preuves (REF **Borja2000?**), elles peuvent être complexes à appliquer dans d’autres écosystèmes que ceux dédiés à leur développement ou être trop intégratrices pour correctement détecter la variation des écosystèmes [REF]. Différentes voies d’amélioration ont été proposées, comme l’intégration de perturbations multiples, de gradients de perturbation ou la considération de réseaux écosystémiques [REF BenthoVal, BEQI].

Enfin, l’évaluation du statut de l’écosystème peut être réalisée à différentes échelles spatiales selon les systèmes écologiques, les objectifs de conservation ainsi que les unités de gestion considérés [REF]. Bien que les études régionales et mondiales permettent d’obtenir des informations pertinentes sur les tendances à large échelle et de mobiliser un ensemble pays pour atteindre des objectifs communs, il est important de considérer des études à plus petite échelle (par ex. à l’échelle d’un estuaire, d’une baie, d’une côte) du fait que les différentes parties publiques, industrielles et scientifiques ont la possibilité de répondre à des problématiques locales [REF].

## Application dans le Golfe du Saint-Laurent

En 2019, 13,8 % des côtes du Canada possédaient une forme de régulation et 8,9 % (511 906 km2) étaient officiellement protégées (**ECCC2020?**). Ce total pourrait augmenter à 30 % d’ici 2030, suite à la décision de rejoindre la *Global Ocean Alliance* (**GC2020?**). Le long de la côte Est du Canada, le complexe de l’Estuaire et du Golfe du Saint-Laurent est l’une des régions qui concentre le plus d’activités humaines (**Belley2010?**; **Daigle2017?**; **Schloss2017?**). Le transport de marchandises depuis l’Atlantique vers les Grands Lacs est un axe commercial majeur, à partir duquel sont connectées de nombreuses chaînes d’approvisionnement au Canada et aux États-Unis (**GC2017?**).

Le Golfe du Saint-Laurent comprend les eaux entre Pointe-des-Monts jusqu’aux détroits de Cabot et Belle-Isle (Figure ). Cette région est considérée subarctique, subissant ainsi de fortes variations de température et de salinité dues à la formation de glace sur les côtes et de banquise en hiver, ainsi que d’importants apports d’eau douce suite au dégel au printemps (REF **Dutil2012?**; **Demers2018?**). Il s’agit d’une zone importante de biodiversité, avec la présence d’espèces emblématiques, telles que des mammifères marins (par ex. *Delphinapterus leucas*, *Megaptera novaeangliae*) (REF **Schloss2017?**; **ROMM2020?**), et de nombreuses espèces d’intérêt commercial pour la pêche (par ex. *Chionoecetes opilio*, *Pandalus borealis*, *Gadus morua*, *Hippoglossus hippoglossus*) (REF **DFO2019?**). Plusieurs initiatives à l’échelle du Québec et du Canada font de la sauvegarde des écosystèmes dans le système du Saint-Laurent une priorité (**GQ2015?**), et le Ministère des Pêches et Océans a désigné cette région comme une aire de gestion intégrée avec des objectifs de protection des écosystèmes (**DFO2009?**; **DFO2013?**).

Selon (**Beauchesne2020?**), plusieurs zones spécifiques concentrent un nombre élevé d’activités humaines, notamment le long des côtes à l’ouest du Golfe. Ceci est d’autant plus vrai pour les zones industrielles portuaires, qui correspondent à un espace délimité servant à des fins industrielles et situé à proximité de services portuaires ainsi que d’infrastructures routières et ferroviaires (**GC2020?**). Parmi les zones industrielles portuaires présentes dans le Golfe du Saint-Laurent, celle située à Sept-Îles (région Côte-Nord) est certainement la plus importante. Sept-Îles est le 3e port québecois (après Montréal et Québec), le 6e canadien, et en 2019, 29,3 millions de tonnes de marchandises ont été échangées (REF classement Manon; **PortSI2020?**). Les principales industries sont principalement la transformation du minerai acheminé par train depuis les mines du nord du Québec et du Labrador, la pêche commerciale (crabe des neige, crevette nordique, flétan et bulot principalement), ainsi que le tourisme (REF **DFO2019?**). La région maritime de Sept-Îles est composée de deux éléments géographiques d’importance : la Baie des Sept Îles et l’archipel à son entrée (Figure ). Peu d’études écologiques ont cherché à caractériser ces écosystèmes ainsi que leur environnement abiotique, ce qui pose un défi conséquent dans le cadre de la stratégie de protection des écosystèmes dans le système du Saint-laurent. La zone industrielle portuaire de Sept-Îles représente donc un cadre d’étude particulièrement intéressant pour comprendre comment les activités humaines influencent des écosystèmes côtiers canadiens à l’échelle locale.

## Objectifs et hypothèses de la thèse

L’objectif principal de cette thèse de doctorat est de décrire les relations entre communautés benthiques et activités humaines à l’échelle d’une zone industrielle-portuaire. Ce projet de recherche s’inscrit dans les problématiquqes spécifiques du *Canadian Healthy Oceans Network* II (thème “*Coastal stressors*”) et du regroupement Québec-Océan (axe “Intégrité des milieux marins côtiers et enjeux socioéconomiques régionaux”). La région de Sept-Îles a été choisie pour étudier ces relations, du fait de la présence d’activités humaines diverses, de son importance économique pour la province du Québec et de la nécessité d’obtenir des informations sur des écosystèmes côtiers relativement peu étudiés.

Pour répondre à cet objectif, la thèse est divisée en trois chapitres, illustrés par le schéma conceptuel de la Figure . En premier lieu, j’ai effectué la première description synthétique de la structure des écosystèmes benthiques côtiers dans la région de Sept-Îles, permettant de disposer de données de base sur les communautés macrobenthiques et leurs habitats (Chapitre 1). En se basant sur ces résultats, j’ai ensuite cherché à déterminer quel était le status environnemental de la zone industrielle-portuaire de Sept-Îles en testant plusieurs indicateurs écologiques (Chapitre 2). Enfin, partant du fait que beaucoup de ces indicateurs possèdent des limitations dans leur interprétation, j’ai développé un modèle local pour caractériser l’exposition des communautés benthiques aux activités humaines et j’ai testé l’efficacité de ce modèle à prédire la structure des communautés benthiques (Chapitre 3).

La région considérée pour cette thèse de doctorat possède peu de données écologiques sur ses écosystèmes benthiques. Afin d’évaluer efficacement les réponses des écosystèmes aux perturbations, notamment en disposant de conditions de référence robustes, ce Chapitre a pour objectifs :

* décrire les habitats et communautés macrobenthiques dans la région de Sept-Îles,
* évaluer les liens entre les communautés et les variables abiotiques de leur habitat,
* étudier la similarité des assemblages benthiques dans la zone considérée,
* évaluer comment la taille considérée pour étudier compartiment benthique influence la description de l’écosystème.

Deux campagnes de terrain ont permis de récolter les données écologiques nécessaires à réponder à ces objectifs, en particulier grâce à l’identification des espèces macrobenthiques et la mesure de variables abiotiques. Plusieurs groupes de stations d’échantillonnage ont été formés en fonction de la similarité de leurs assemblages d’espèces, et leur relation avec l’habitat a été évalué afin de comprendre quelles étaient les variables structurantes.

En se basant sur les travaux réalisés pour le Chapitre 1, il est possible de s’intéresser si les écosystèmes étudiés sont en bon état écologique, avec des perspectives de gestion et de conservation. Les objectifs de ce Chapitre sont ainsi :

* comparer l’efficacité de plusieurs indicateurs écologiques pour déterminer le statut des écosystèmes,
* valider les résultats obtenus en mettant en relation le statut écologique obtenu avec les paramètres de l’habitat, afin de sélectionner des applications appropriées.

Les indicateurs ont été sélectionnés au moyen d’une revue de littérature puis classés selon leur méthodologie. Ils ont ensuite été appliqués sur les données collectées lors du Chapitre 1, après recherche d’informations complémentaires sur les espèces benthiques échantillonnées, notamment leur diversité et leurs réponses aux perturbations. Enfin, les corrélations entre indicateurs et paramètres de l’habitat ont été testées pour comprendre la pertinence de chaque indicateur.

Ce dernier Chapitre entreprend de mettre en relation les communautés macrobenthiques avec les activités humaines présentes dans cette région en décrivant l’exposition anthropique des écosystèmes à l’échelle locale. Les objectifs spécifiques sont :

* développer une méthode pour déterminer l’exposition des écosystèmes benthiques,
* établir des modèles prédictifs de la structure des communautés en fonction de leur exposition anthropique.

Pour ce Chapitre, des modèles de diffusion particulaire ont été considérés pour déterminer les régions les plus exposées depuis les sources des activités humaines considérées. Le principal défi a été de modéliser adéquatement le comportement de ces particules théoriques dans un environnement où peu de données, notamment sur la circulation océanique, étaient disponibles. Ces modèles ont ainsi permis d’analyser les influences individuelles et cumulées des activités humaines. Enfin, des modèles joints de distribution d’espèces - qui prennent en compte les interactions entre les taxa présents dans une communautés - ont été utilisés pour déterminer la structure des communautés benthiques avec les indices d’exposition comme prédicteurs et identifier de potentielles zones perturbées.

Hutchinson, G. E. 1957. “Concluding Remarks.” *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22 (0): 415–27. <https://doi.org/10.1101/sqb.1957.022.01.039>.

Stachowicz, John J., John F. Bruno, and J. Emmett Duffy. 2007. “Understanding the Effects of Marine Biodiversity on Communities and Ecosystems.” *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38 (1): 739–66. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095659>.