



Biodiversité et transition énergétique : la surprenante biodiversité qui a colonisé l'hydrolienne de Paimpol-Bréhat

**Ferdinand SCHLICKLIN¹, Aurore RAOUX¹, Régis GALLON²,
Jean-Philippe PEZY¹**

1. UNICAEN, Laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière, CNRS UMR 6143 M2C, Normandie Université, 24 rue des Tilleuls, 14000 Caen, France.
*ferdinand.schlicklin@unicaen.fr ; aurore.raoux@unicaen.fr ;
jean-philippe.pezy@unicaen.fr*
2. Conservatoire National des Arts et Métiers-INTECHMER, Laboratoire Universitaire des Sciences Appliquées de Cherbourg LUSAC, Unicaen, 51000 Cherbourg, France.
regis.gallon@lecnam.fr

Résumé :

Les énergies renouvelables en mer comptent parmi les technologies renouvelables qui présentent le plus gros potentiel de développement, notamment avec l'énergie hydrolienne. L'avantage principale des hydroliennes sur les autres énergies marines est sa prédictibilité. Actuellement, en France, uniquement le site au large de Paimpol-Bréhat a été équipé, en 2019, d'un prototype d'hydrolienne à axe vertical par Hydroquest. Cette hydrolienne a été déployée durant deux années et fut désinstallée fin septembre 2021. Le déploiement de cette infrastructure a été l'origine de la création d'un habitat vertical. Bien que la colonisation de structures artificielles par des communautés benthiques ait été documentée dans de nombreuses études, il existe un déficit de connaissance concernant la colonisation de structures immergées dans des environnements hydrodynamiques extrêmes. Dans ce contexte, cette étude vise à caractériser la colonisation benthique selon un gradient vertical de profondeur associée à l'hydrolienne de Paimpol-Bréhat qui était localisée dans un environnement à fort hydrodynamisme. Les premières observations ont permis de constater que seulement 3 zones présentées une colonisation, le haut et le dessous de l'hydrolienne qui n'étaient pas recouverte de peinture antifouling, et le milieu de la structure (grâce à une différence de courant entre flot et jusant permettant la fixation de larve). La flore est absente sur l'hydrolienne, la structure étant immergée profondément, les algues ne disposent pas d'assez de lumière pour leur développement. Cependant, la faune est diversifiée, un total de 118 taxa a été dénombré, les organismes sessiles (balanes, pétoncle, bryozoaires) fournissent un habitat biogénique pour la faune vagile principalement composée de crustacés pécararides et décapodes.

Mots-clés :

Substrat dur, Energie marine renouvelable, Macrofaune, Espèce non indigène, Indicateur

Thème 5 – Énergies et ressources marines

1. Introduction

L'Union européenne (UE) avait fixé comme objectif de tirer 20 % de son énergie consommée des sources d'énergie renouvelables d'ici 2020. Avec plus de 11 millions de km² d'eau sous sa juridiction, la France possède un énorme potentiel d'énergies marines renouvelables. Actuellement, la construction de huit parcs éoliens posés en mer et de quatre parcs éoliens flottants est prévue en France métropolitaine. Parmi ces énergies marines renouvelables, la France possède également un potentiel énergétique hydrolien, estimé à 4 GW, au niveau de trois zones : le Fromveur, Paimpol-Bréhat et le Raz Blanchard (RAOUX *et al.*, 2021). Le développement de ces nouvelles infrastructures en mer s'accompagne de nombreuses questions concernant leurs impacts potentiels sur l'environnement (LINDEBOOM *et al.*, 2011, BAILEY *et al.* 2014). L'intégration de ce type d'infrastructures dans des milieux aussi complexes, fragiles et convoités que les écosystèmes littoraux et marins est un défi du point de vue technique, juridique, sociétal et environnemental pour les aménageurs (RAOUX *et al.*, 2017). En effet, ces énergies marines renouvelables devront s'insérer dans des écosystèmes déjà soumis à de nombreuses et croissantes perturbations d'origine anthropique. Parmi ces dernières, les océans—écosystèmes côtiers marins font actuellement face à une augmentation du déploiement de Structures Artificielles (SA), un phénomène appelé « urbanisation marine » (DAFFORN *et al.*, 2015; DUARTE *et al.*, 2013; HEERY *et al.*, 2017; TODD *et al.*, 2019). Cette urbanisation marine est susceptible de s'intensifier en lien avec le développement des énergies marines renouvelables pour répondre à la demande croissante en énergie ainsi que de la nécessité d'améliorer les défenses côtières contre la hausse du niveau de la mer, les tempêtes extrêmes et les inondations (ASIF & MUNEER, 2007).

Ces structures artificielles peuvent être divisées en deux types différents : 1) celles intentionnellement conçues et installées pour leurs effets écologiques de conservation/restauration des écosystèmes, mise en valeur des stocks de poissons, gestion des pêches, etc.; (JENSEN *et al.*, 2000; VIVIER *et al.*, 2021), et 2) celles déployées pour un autre objectif principal, comme les plates-formes pétrolières (FABI *et al.*, 2004; LOVE *et al.*, 1999, 2021), pontons (CONNELL, 2001), câbles sous-marins (TAORMINA *et al.*, 2018) ou installations d'énergie marine renouvelable (DEGRAER *et al.*, 2020; LANGHAMER, 2012).

Ces différentes infrastructures constituent des récifs artificiels car elles imitent certaines caractéristiques des récifs naturels en fournissant un substrat dur et des abris aux organismes vivants (JENSEN *et al.*, 2000, AIROLDI *et al.*, 2009; DAFFORN *et al.*, 2015). Par ailleurs, ces récifs artificiels peuvent entraîner des changements dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes dépourvus de récifs à l'état naturel (BOHNSACK *et al.*, 1991; JENSEN *et al.*, 2000a).

En réponse à cette augmentation mondiale du développement, un nouveau domaine de recherche est apparu, connu sous le nom de « génie écologique » (ODUM, 1962), plus

particulièrement, sur la conception d'écosystèmes durables qui intègrent la société humaine à son environnement pour le bénéfice des deux (MITSCH & JØRGENSEN, 2003; ODUM, 1962).

L'objectif principal de cette étude consiste à étudier les espèces de faune et de flore fixées sur l'hydrolienne selon un gradient vertical de profondeur. La particularité de ces substrats durs artificiels est d'être recouverte sur certaines parties d'une peinture antifouling, anticorrosion et de protections cathodiques. Les structures artificielles sont connues pour être un hotspot de biodiversité et sont favorables à l'établissement et à la détection d'espèces non-indigènes, un intérêt particulier a donc été porté sur la détection d'espèce introduite.

2. Matériel et méthode

2.1 Site d'étude

Le site de test de Paimpol Bréhat est situé en Manche Occidentale, au Nord-Est de l'île de Bréhat en Bretagne. C'est une concession de 3,5 ha d'occupation domaniale du domaine public maritime, allouée à EDF pour une durée de 15 ans à partir de 2012. Sa profondeur varie de 35 à 40 m, l'infrastructure étant posée à 37 m. D'après les mesures effectuées par Hydroquest, la hauteur significative (H_s) de la houle annuelle est de 8-9 m et les vitesses de courant varient de 1,1 à 3,1 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$. La nature des fonds correspond à un platier rocheux de granit et granodiorite dépourvu de substrats meubles. Les dimensions du démonstrateur utilisé sont de 25 m de large et 11 m de haut, pour une puissance installée de 1 MW. Il possède deux axes verticaux de deux turbines insérées dans la carène, et possède une fondation de type gravitaire, d'une hauteur de 6 m, portant l'ensemble de la structure à une hauteur de 17 m.

Thème 5 – Énergies et ressources marines

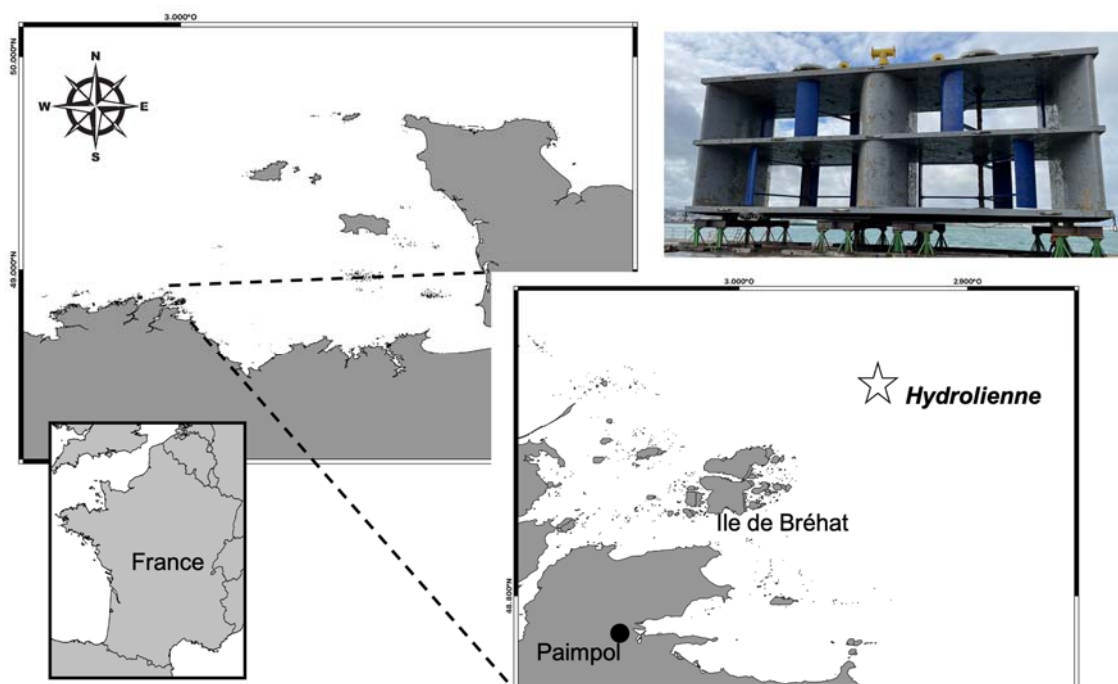


Figure 1. Localisation du site d'étude au large de Paimpol-Bréhat.

2.2 Protocole d'échantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé en cale sèche 48h après que l'hydrolienne ait été sortie de l'eau, sur trois zones de la structure (figure 2). Pour chacune des zones, cinq répliqués de grattages ont été effectués à l'aide d'une spatule et d'un quadrat de 0,1 m², (figure 2). Le code de dénomination des zones est utilisé dans toutes les analyses. Chaque échantillon a été stocké dans un bidon sans tamisage qui est fixé avec une solution de formol à 5%. Les stations du haut et du dessous sont seulement recouvertes de peinture anticorrosion, et la structure de la station du milieu bas est recouverte de peinture anti-corrosion et d'antifouling à base de silicone.

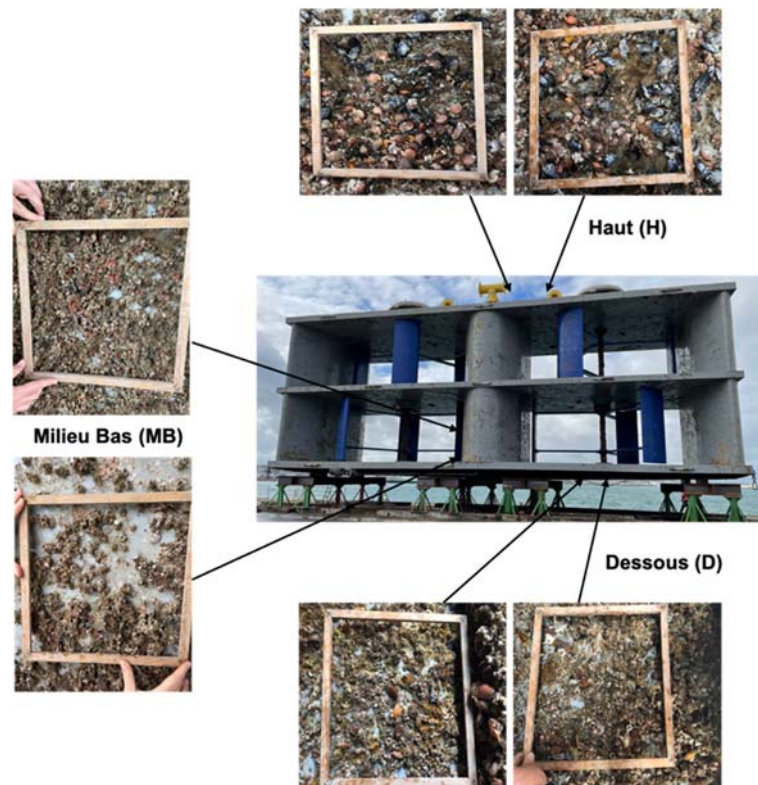


Figure 2. Plan d'échantillonnage de la flore et faune.

2.3 Traitement des données

Les échantillons ont tout d'abord été rincés avec de l'eau afin d'éliminer le fixateur (formol) sous hotte aspirante (avec équipements de sécurité). Ce rinçage a été réalisé sur un tamis de 0,5 mm afin de conserver les individus de taille ≥ 1 mm. Les organismes ont ensuite été séparés un à un du reste de l'échantillon par la technique d'élutriation. Chaque catégorie d'organismes (Crustacés, Polychètes, Mollusques, Échinodermes ou autres) a été reconditionnée dans des piluliers contenant de l'alcool à 90°. Les organismes ont été déterminés le plus précisément possible à l'étude. La richesse taxonomique et les abondances ont été calculées pour chaque réplicat.

2.4 Analyse de la diversité taxonomique

Les données ont été utilisées pour calculer la richesse taxonomique (RT, nombre de taxons par 0,5 m²), abondance (nombre d'individus par 0,5 m²) et des indices de diversité pour chaque station. L'indice de diversité de Shannon-Wiener en \log_2 et l'indice d'équitabilité de Pielou (J) ont été calculés sur l'abondance de la macrofaune dénombrable. L'état écologique a été estimé à partir des valeurs H' selon les seuils définis précédemment par Vincent et al. (2002): 0–1, mauvais ; 1–2 : médiocre ; 2–3 : modéré ; 3–4 : bon et > 4 : élevé. Pour J, les seuils sont $< 0,2$: mauvais ; 0,2–0,4 : médiocre ; 0,4–0,6 : modéré ; 0,6–0,8 : bon et $> 0,8$: élevé (DAUVIN *et al.*, 2017). Ces indices ont

Thème 5 – Énergies et ressources marines

été calculés à l'aide du progiciel PRIMER version 6 (Plymouth Routines en Recherche écologique multivariée) (CLARKE & GORLEY, 2006). L'analyse des données a été effectuée par des méthodes multidimensionnelles non métriques. Une classification ascendante hiérarchique (CAH) a été réalisée sur les données de diversité (richesse taxonomique) et d'abondance. L'indice de similarité de Sorensen a été utilisé pour les données de diversité qui ont été transformées en présence-absence. L'indice de similarité de Bray-Curtis a été employé avec les données d'abondance qui ont subi une transformation en $\log(X + 1)$ afin de minimiser l'importance des espèces abondantes avec un facteur 1000 (CLARKE & GORLEY, 2006) à l'aide du progiciel PRIMER-6 (Plymouth Routines en recherche écologique multivariée). Tous les taxons ont été pris en compte dans les analyses et une matrice unique a été créée (moyenne des cinq réplicats par station) pour l'analyse de la diversité, alors qu'uniquement la faune dénombrable a été prise en compte pour l'analyse des abondances. Les routines SIMPER (SIMilarity PERcentage) ont été réalisées à l'aide d'une décomposition de la similarité de la diversité et de l'abondance afin d'identifier les espèces contribuant aux différents assemblages (CLARKE & GORLEY, 2006). Enfin, une ANOSIM unidirectionnelle (Analyse des SIMilarités), test de permutation est utilisée pour évaluer si les différences d'assemblages entre les prélèvements sont statistiquement significatives.

3. Résultats

Lors des échantillonnages, aucune macroalgue n'a été collectée sur l'hydrolienne, ainsi les résultats ne concerne que la macrofaune benthique. Un total de 20713 individus a été comptabilisé sur l'ensemble des trois stations de l'hydrolienne pour un total de 118 taxa (faune dénombrable et indénombrable) correspondant à une surface totale de 1,5 m². Cette biodiversité de la faune dénombrable et indénombrable est dominée par les annélides (24 taxa), les arthropodes (26 taxa), les bryozoaires (14 taxa), les chordés (5 taxa), les cnidaires (10 taxa), les échinodermes (5 taxa), les mollusques (30 taxa), les porifères (2 taxa) et les nématodes et némertes (1 taxa respectivement).

Tableau 1. Richesse taxonomique (RT ; 0,5 m²), abondance moyenne (A ; 0,1 m²), indice de Shannon moyen (H' ; 0,1 m²), indice de Pielou moyen (J' ; 0,1 m²) pour les trois stations localisées sur l'hydrolienne de Paimpol-Bréhat.

Station	RT	A	H'	J'
H	87	1405,4 ± 276,2	3,77 ± 0,05	0,71 ± 0,03
MB	58	1249,0 ± 368,7	2,60 ± 0,19	0,55 ± 0,04
D	79	1488,2 ± 200,7	3,79 ± 0,09	0,74 ± 0,02

La richesse taxonomique de la faune dénombrable varie d'un minimum de 24 taxa à MB-5 à un maximum de 48 taxa à H-1. La richesse taxonomique totale est plus importante au niveau de la station du haut (87 taxa) par rapport au-dessous (79 taxa) et au milieu bas (58 taxa). L'abondance moyenne entre les trois stations est relativement similaire (tableau X). Pour ce qui est des indices de Shannon et de Pielou, les stations du haut et du dessous sont dans un bon état écologique alors que la station du milieu bas est dans un état écologique moyen, principalement dû à la forte abondance des balanes (tableau X). Pour une similarité de 73 %, trois assemblages se distinguent sur les données de diversité (figure 3). L'assemblage a correspond aux répliquats du haut, l'assemblage b aux répliquats du dessous et l'assemblage c aux répliquats du milieu bas.

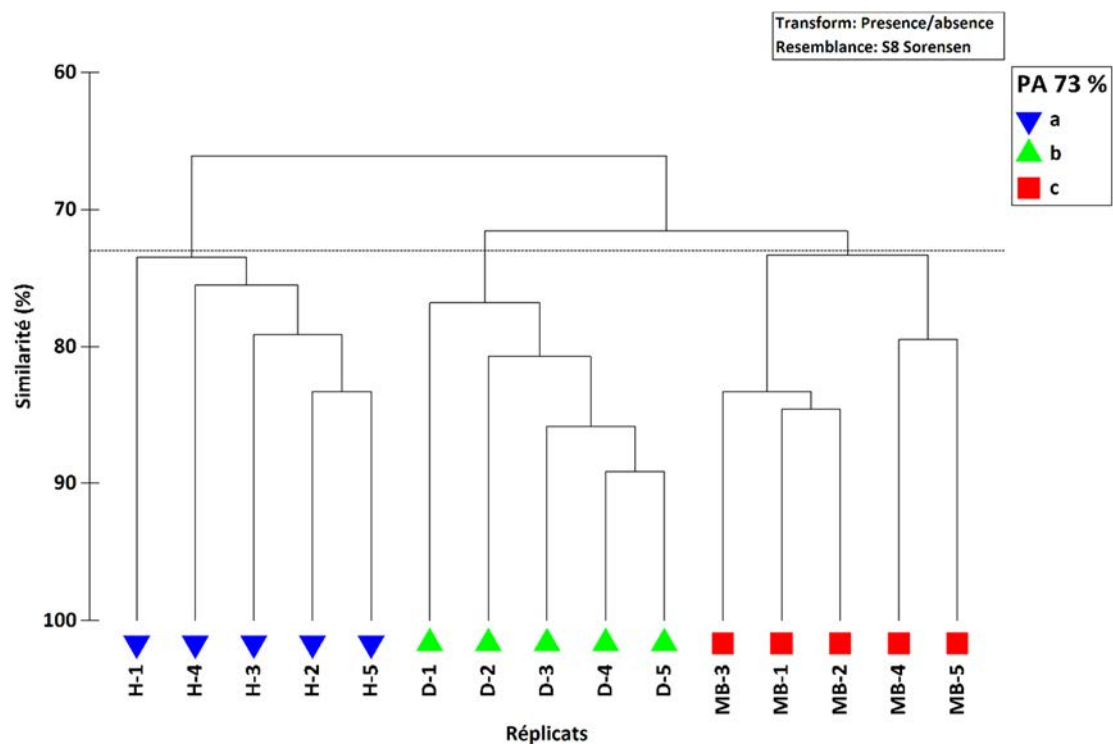


Figure 3. Dendrogramme des 15 répliquats des données de diversité via la similarité de Sorensen après transformation en présence-absence.

Pour une similarité de 77%, les trois mêmes assemblages sont distingués à partir des données d'abondances de la faune dénombrables (figure 4).

Thème 5 – Énergies et ressources marines

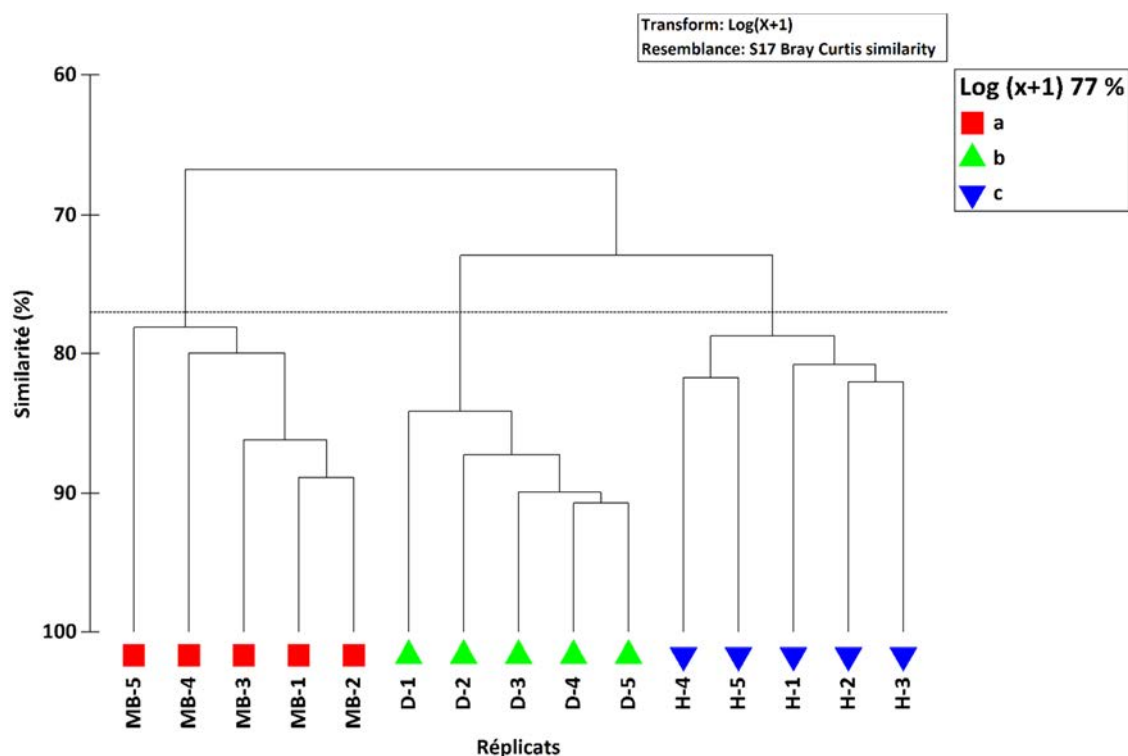


Figure 4. Dendrogramme des 15 répliquats des abondances via la similarité de Bray-curtis après transformation en Log (x+1).

4. Discussion

A ce jour et à notre connaissance, il existe peu d'études, dans le monde et aucune en France, portant sur l'analyse des communautés épibenthiques et benthiques associées aux déploiements d'hydroliennes. En effet, la plupart des études ont analysés les communautés benthiques associées à la construction de plates-formes pétrolières et gazières offshore, les épaves et les parcs éoliens (BROADHURST & ORNE, 2014). Ces études ont permis de mettre en évidence que ces infrastructures pouvaient agir comme des récifs artificiels, abritant un large éventail d'espèces marines telles que des algues, des espèces d'invertébrés et des poissons (DEGRAER *et al.*, 2020; LANGHAMER, 2012). En outre, certains auteurs suggèrent que ces infrastructure marines pourraient faciliter l'extension d'espèces invasives (WILHELMSSON & MALM, 2008) voire favoriser leur expansion géographique en jouant le rôle de corridors ou de tremplins (« stepping stones » en anglais) (WILHELMSSON & MALM, 2008 ; SHEEHY & VIK, 2010).

L'innovation principale de notre étude fut donc de fournir des informations quantitatives préliminaires concernant les communautés épibenthiques et benthiques qui ont colonisé l'Hydrolienne de Paimpol-Bréhat localisée dans un environnement à fort hydrodynamisme. Notre étude a mis en évidence que le déploiement de cette infrastructure a été l'origine de la création d'un habitat vertical et qu'elle pouvait agir comme une structure potentielle de récif artificiel localisé. Dans leur étude,

BROADHURST & ORNE (2014) ont également mis en évidence le rôle potentiel des hydroliennes comme récifs artificiels. Cependant, l'analyse des communautés benthiques a été réalisée via l'utilisation d'images sous-marines (photo et vidéo), aucun grattage n'avait été réalisé sur la structure.

Ainsi, notre étude a permis de déterminer l'assemblage benthique dans une zone à fort hydrodynamisme et très peu étudiée. En effet, il n'existe aucune étude ayant analysé les communautés benthiques des substrats durs naturels dans la zone adjacente où l'hydrolienne a été déployée. Il n'est donc pas possible de comparer les communautés benthiques associée à l'hydrolienne aux communautés benthiques des substrats durs naturels adjacentes au site d'implantation de cette dernière. Par ailleurs, il n'existe aucune donnée concernant l'effet de l'installation de l'hydrolienne sur les communautés benthiques des substrats durs naturels. Nous recommandons donc de réaliser des analyses à plus grande échelle pour compléter cette étude, pour mieux comprendre l'impact de cette nouvelle activité anthropique sur les écosystèmes marins.

5. Références bibliographiques

AIROLDI L., CONNELL S.D., BECK M.W. (2009). *The loss of natural habitats and the addition of artificial substrata*. In: Wahl, M. (Ed.), *Marine Hard Bottom Communities: Patterns, Dynamics, Diversity, and Change*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 269-280. https://doi.org/10.1007/b76710_19.

ASIF M., MUNEEB T. (2007). *Energy supply, its demand and security issues for developed and emerging economies*. *Renewable and Sustainable Energy Review*, Vol. 11, pp 1388-1413. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2005.12.004>.

BOHNSACK J.A., JOHNSON D.L., AMBROSE R.F. (1991). *Ecology of artificial reef habitats and fishes*. In: *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. ACADEMIC PRESS, INC., San Diego, pp 61-107. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-057117-1.50009-3>.

BULLERI F., CHAPMAN M.G. (2010). *The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments*. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 47, pp 26-35. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01751.x>.

BROADHURST M., ORNE D. (2014). *Spatial and temporal benthic species assemblage responses with a deployed marine tidal energy device: A small scaled study*. *Marine Environmental Research*, Vol 99, pp 76-84. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.03.012>

CONNELL S.D. (2001). *Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs*. *Marine Environmental Research*, Vol. 52, pp 115-125. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(00\)00266-X](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(00)00266-X).

CLARKE K.R., GORLEY R.N. (2006). *PRIMER V7: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth. Disponible en ligne sur URL: http://updates.primer-e.com/primer7/manuals/User_manual_v7a.pdf

Thème 5 – Énergies et ressources marines

- DAUVIN J.C., BAKALEM A., BAFFREAU A., GRIMES S. (2017). *Benthic ecological status of Algerian harbours*. Marine Pollution Bulletin, Vol. 125, pp 378-388. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.049>
- DAFFORN K.A., GLASBY T.M., AIROLDI L., RIVERO N.K., MAYER-PINTO M., JOHNSTON E.L. (2015). *Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures*. Frontiers in Ecology and the Environment, Vol 13, pp 82-90. <https://doi.org/10.1890/140050>.
- DEGRAER S., CAREY D.A., COOLEN J.W.P., HUTCHISON Z.L., KERCKHOF F., RUMES B., VANAVERBEKE J. (2020). *Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning: a synthesis*. Oceanography, Vol 33, pp 48-57. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2020.405>.
- DUARTE C.M., PITT K.A., LUCAS C.H., PURCELL J.E., UYE S., ROBINSON K., BROTZ L., DECKER M.B., SUTHERLAND K.R., MALEJ A., MADIN L., MIANZAN H., GILI J.M., FUENTES V., ATIENZA D., PAGES F., BREITBURG D., MALEK J., GRAHAM W.M., CONDON R.H. (2013). *Is global ocean sprawl a cause of jellyfish blooms?* Frontiers in Ecology and the Environment, Vol 11, pp 91-97. <https://doi.org/10.1890/110246>.
- HEERY E.C., BISHOP M.J., CRITCHLEY L.P., BUGNOT A.B., AIROLDI L., MAYER-PINTO M., SHEEHAN E.V., COLEMAN R.A., LOKE L.H.L., JOHNSTON E.L., KOMYAKOVA V., MORRIS, R.L., STRAIN E.M.A., NAYLOR L.A., DAFFORN K.A. (2017). *Identifying the consequences of ocean sprawl for sedimentary habitats*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Vol 492, pp 31-48. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.01.020>.
- TODD P.A., HEERY E.C., LOKE L.H.L., THURSTAN R.H., KOTZE D.J. (2019). *Patterns and processes of marine ecosystems in coastal cities*. Oikos, Vol 128, pp 1215-1242. <https://doi.org/10.1111/oik.05946>.
- JENSEN A.C., COLLINS K.J., LOCKWOOD A.P.M. (2000). *Artificial Reef in European Seas*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-4215-1>.
- VIVIER B., DAUVIN J.C., NAVON M., RUSIG A.M., MUSSIO I., ORVAIN F., BOUTOUIL M., CLAQUIN P. (2021). *Marine artificial reefs, a meta-analysis of their design, objectives and effectiveness*. Global Ecology and Conservation, Vol 27, e01538 <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01538>.
- FABI G., GRATI F., PULETTI M., SCARCELLA G. (2004). *Effects on fish community induced by installation of two gas platforms in the Adriatic Sea*. Marine Ecology Progress Series, Vol 273, pp 187-197. <https://www.int-res.com/articles/meps2004/273/m273p187.pdf>
- LOVE M.S., CASELLE J., SNOOK L. (1999). *Fish assemblages on mussel mounds surrounding seven oil platforms in the Santa Barbara Channel and Santa Maria Basin*. Bulletin of Marine Science, Vol 65, pp 497-513.
- LOVE M.S., CLARK S., MCCREA M., SEETO K., JAINESE C., NISHIMOTO M.M., BULL A.S., KUI L. (2021). *The role of oil and gas conductors as fish habitat at two*

- southern California offshore platforms*. Bulletin of the Southern California Academy of Sciences, Vol 119, pp 68–77. <https://doi.org/10.3160/0038-3872-119.3.68>
- TAORMINA B., BALD J., WANT A., THOUZEAU G., LEJART M., DESROY N., CARLER A. (2018). *A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: knowledge gaps, recommendations and future directions*. Renewable and Sustainable Energy Review, Vol 96, pp 380-391. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.07.026>.
- LANGHAMER O. (2012). *Artificial reef effect in relation to offshore renewable energy conversion: state of the art*. The Scientific World Journal, pp e386713. <https://doi.org/10.1100/2012/386713>
- MITSCHE W.J., JORGENSEN S.E. (2003). *Ecological engineering: a field whose time has come*. Journal of Ecological Engineering, Vol 20, pp 363-377. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.05.001>.
- ODUM H.T. (1962). *Man in the ecosystem. In proceedings lockwood conference on the suburban forest and ecology*. Bulletin of the Connecticut Agricultural Station, Vol 652, pp 57-75.
- RAOUX A., TECCHIO S., PEZY J.P., LASALLE G., DEGRAER S., WILJHELMSSON D. *et al.* (2017). *Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning?* Ecological Indicators, Vol 72, pp 33-46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.037>
- SHEEKY D., VIK S.F. (2010). *The role of constructed reefs in non-indigenous species introductions and range expansions*. Ecological Engineering, Vol 36, p 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.09.012>
- VINCENT C., HEINRICH H., EDWARDS A., NYGAARD K., HAYTHORNTHWAITTE J. (2002). *Guidance on typology, classification and reference conditions for transitional and coastal waters*. Commission Européenne, CIS WG 2.4 (COAST), p. 119.
- WILJHELMSSON D., MALM T. (2008). *Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol 79, pp 459-466. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.04.020>

Thème 5 – Énergies et ressources marines