



EUROSWAC

Etude des Contraintes environnementales

Ce document est traduit de l'anglais.

Dans la mesure du possible nous vous conseillons la lecture de la version originale.

Ce document a été préparé par et est la propriété d'EUROSWAC Partners et d'Interreg France (Manche Manche) Angleterre. Il ne peut être reproduit ou communiqué à des tiers sans l'accord préalable et écrit d'EUROSWAC Partners et d'Interreg France (Manche Manche) Angleterre.

Tour.	Statut	Date	Auteur	Description	Vérificateur	Approbateur
01	A	14/11/2022	A Bordbar, K Georgoulas	Emis pour commentaires	YC Lee	YC Lee
02	C	28/02/2023	A Bordbar, K Georgoulas	Approuvé	YC Lee	YC Lee

A = Émis pour commentaires - B = Émis pour approbation - C = Approuvé

Table des matières

1. Résumé.....	3
2. Introduction	3
2.1. Laboratoire de Brixham.....	6
2.2. Écloserie nationale de homard (NLH) à Newlyn	10
3. Impacts environnementaux WTEBS.....	11
3.1. Impacts de la construction et du démantèlement	12
3.2. Impacts de l'opération.....	14
4. Modélisation de la dispersion des décharges	17
5. Encrassement biologique et corrosion.....	21
6. Mesures de la qualité de l'eau	23
6.1. Propriétés de l'eau à mesurer	23
6.2. Méthodes de mesure	24
6.3. Données bathymétriques	25
6.4. Données supplémentaires pour aider à l'installation des bouées à Tor Bay	25
6.5. Informations sur les sondes Boys et WiMo	27
6.6. Des mesures	29
7. Conclusion.....	34
8. References.....	34

1. Résumé

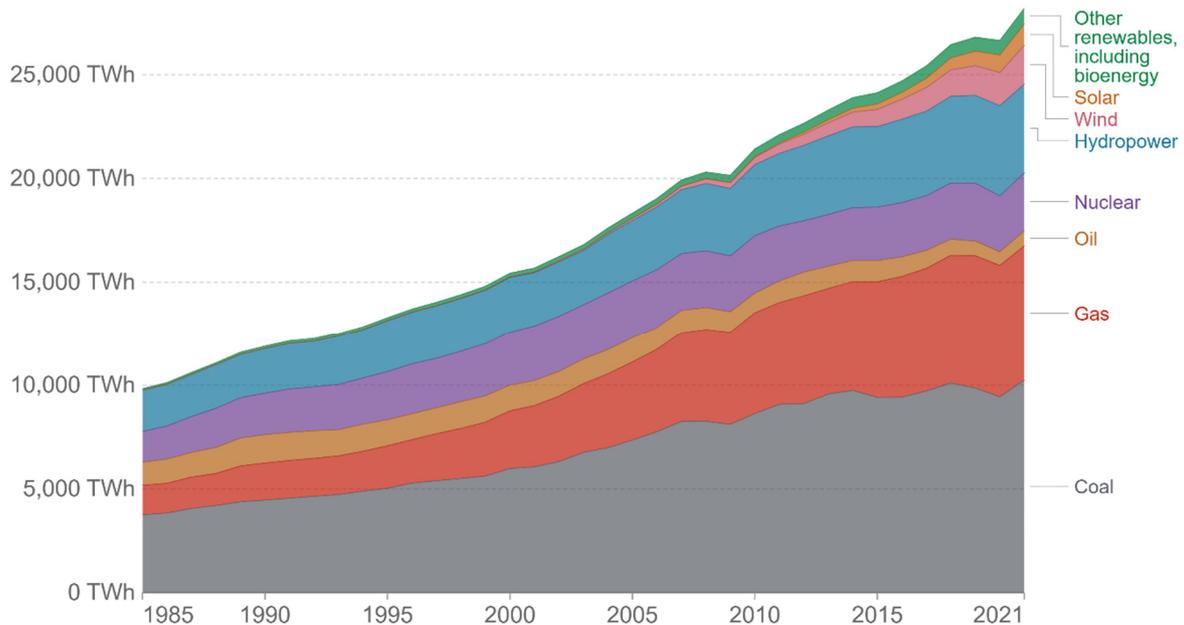
Avec l'augmentation des demandes de refroidissement dans les grandes villes côtières aux niveaux UK-FR, le refroidissement produit par des systèmes de refroidissement qui reposent sur l'électricité produite en partie par des combustibles fossiles ralentit la capacité à atteindre les objectifs énergétiques et climatiques de la région de la Manche (CA). Le projet EUROSAC, co-financé par le programme Interreg France (Manche) Angleterre, vise à proposer une solution innovante, rentable et respectueuse de l'environnement pour la production de froid, en concevant et en validant une climatisation à eau de mer (SWAC) innovante et hautement efficace basée sur les eaux peu profondes. Le projet EUROSAC espère initier le déploiement de 35 systèmes SWAC d'ici 2030 dans la zone de la Manche. Cela peut soulever des inquiétudes concernant les impacts individuels ou cumulatifs des systèmes SWAC sur l'environnement marin de l'Espace Manche. Par conséquent, ce rapport vise à examiner les impacts signalés des systèmes basés sur l'énergie thermique des masses d'eau (WTEBSs) déployés dans l'environnement marin à travers le monde. Deux propriétés physico-chimiques de l'eau de mer, l'encrassement biologique et la corrosion, qui peuvent potentiellement endommager l'équipement et affecter l'efficacité des systèmes sont décrites et les méthodes de contre-mesure discutées. De plus, des mesures de la qualité de l'eau sont présentées sur la base de données recueillies dans la baie de Tor à l'aide de deux bouées instrumentées fournies par NKE Instrumentation.

2. Introduction

Le réchauffement climatique anthropique est une conséquence directe d'activités telles que la combustion de combustibles fossiles (charbon, pétrole et gaz), qui provoque l'émission de grandes quantités de gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère [1,2]¹. Les technologies d'énergie renouvelable qui exploitent l'énergie provenant de sources telles que l'énergie solaire, éolienne, houlomotrice et thermique des océans ont été déployées pour protéger l'environnement des impacts des GES des carburants à base de combustibles fossiles [3, 4]. L'augmentation constante des coûts du pétrole et l'augmentation de l'efficacité des technologies d'énergie renouvelable en raison des courbes d'apprentissage et de l'augmentation de la capacité d'installation ont accéléré le développement et la compétitivité des technologies d'énergie renouvelable sur le marché mondial de l'énergie, comme le montre la Figure 1 [5, 6]. La capacité thermique des masses d'eau (par exemple, les lacs, les mers et les océans) est en comparaison un puits/source de chaleur intact et illimité qui peut aider à répondre aux fortes demandes énergétiques des régions côtières et des îles. Pour illustrer le potentiel de capacité thermique important des masses d'eau, Hunt et Byers [8] ont fourni une comparaison entre le potentiel énergétique de l'eau de mer et d'autres sources de production d'électricité renouvelable à des fins de refroidissement. Sur la base de leur calcul approximatif, le potentiel énergétique de 1m³/s d'eau de mer à des fins de refroidissement avec un gradient de température de 10°C est égal à une centrale hydroélectrique avec une hauteur de chute de 186m et dix fois le débit, ou une centrale solaire de 488 000m², soit la production d'énergie par 21 éoliennes. Les technologies qui exploitent l'énergie thermique des océans ou des mers, les systèmes basés sur l'énergie thermique des corps d'eau (WTEBS), reposent sur la température des plans d'eau qui varie autour du globe et dépend de la profondeur et des régions. En termes de

¹ Les références listées en section 8 ne sont disponibles qu'en anglais

variation de la température de l'eau en fonction de la profondeur, les océans sont divisés en eaux de surface et eaux profondes. L'eau de surface de l'océan est une eau chaude qui s'étend jusqu'à des profondeurs de quelques centaines de mètres, tandis qu'en dessous se trouve l'océan profond avec de l'eau froide, dense et enrichie en nutriments [9, 10]. La densité plus élevée de l'eau froide de l'océan profond l'empêche de se mélanger à l'eau de surface avec une couche de transition appelée thermocline d'une profondeur approximative de 400 m à 1 000 m de la surface de l'eau [9, 11]. La température de l'eau océanique profonde est à peu près indépendante de la latitude et comprise



Note: 'Other renewables' includes biomass and waste, geothermal, wave and tidal.

Figure 2: Global electricity production

entre 2 et 5°C, tandis que l'eau océanique de surface montre plus d'altération avec le changement de latitude. La figure 2 illustre les profils de variation de température et de densité avec la profondeur à différentes latitudes de l'océan ouvert pour les latitudes tropicales, équatoriales et moyennes. Pour les mers séparées de l'océan profond telles que la mer Méditerranée, les mers de Sulu, de Visayan et de Bohol dans le sud-ouest des Philippines, les profils peuvent être différents de ceux de la figure 2 [12, 13]. Dans le cas des lacs, Hattemer et Kavanaugh [14] ont mentionné que la température de l'eau en dessous d'une profondeur d'environ 18 à 24 m peut rester relativement constante tout au long de l'année. Cependant, cela dépend fortement de la quantité d'entrée et/ou de sortie par rapport à la taille de la masse d'eau de surface [15].

Jusqu'à présent, les WTEBS peuvent généralement être divisés en trois catégories principales (illustrées à la figure 3) :

- Systèmes de climatisation à eau de mer (SWAC) : systèmes qui exploitent l'eau des masses d'eau pour les demandes de chauffage/refroidissement à l'aide d'échangeurs de chaleur sans pompes à chaleur ni refroidisseurs [15]. Les systèmes SWAC sont des usines terrestres, des canalisations d'admission et d'évacuation de longueurs adéquates traversent la côte et sont déployées au fond de la mer ou de l'océan. Le SWAC remplace les refroidisseurs utilisés dans les systèmes de climatisation conventionnels (CAC) et vise à réduire considérablement la consommation d'électricité et les coûts de refroidissement, car la consommation

d'électricité d'un système SWAC est d'environ 80 % inférieure à celle du CAC [11, 17, 18]. Une liste complète des systèmes SWAC déployés à l'échelle mondiale peut être trouvée dans [8]. Les systèmes SWAC peuvent être classés en systèmes d'eau de mer peu profonde ou profonde en fonction de la profondeur à laquelle l'eau de mer est extraite [8].

- Systèmes de pompes à chaleur à eau de surface (SWHP) : systèmes qui bénéficient de pompes à chaleur ou de refroidisseurs pour fournir du chauffage/refroidissement, leur source/puits de chaleur étant l'eau de surface [15]. Dans des circonstances où l'utilisation directe de l'eau de mer ne peut pas répondre aux demandes de refroidissement/chauffage requises, la SWHP peut être introduite comme alternative justifiée. Les systèmes SWHP sont des installations terrestres et ont une efficacité supérieure à celle des systèmes CAC conventionnels qui utilisent l'air ambiant comme source/puits de chaleur [19]. Par conséquent, avec l'augmentation des coûts des vecteurs énergétiques, SWHP a un grand potentiel d'économies de coûts opérationnels [20]. Une liste non exhaustive des SWHP dans le monde peut être trouvée dans Su, Madani [19].
- Systèmes de conversion de l'énergie thermique des océans (OTEC) : systèmes qui génèrent de l'électricité à partir du gradient thermique naturel entre les eaux chaudes de surface et les eaux froides des océans profonds [21]. L'efficacité de l'OTEC dépend de manière significative du gradient thermique océanique. Les latitudes équatoriales sont des régions idéales pour les systèmes OTEC car elles fournissent la différence de température maximale entre l'eau de surface et l'eau profonde de l'océan, illustrée à la figure 2. Les OTEC ont un coût de mise en œuvre élevé et une faible efficacité réelle d'environ 3 % ou 4 %, mais bénéficient d'une source illimitée d'énergie ce qui en fait une technologie renouvelable attractive [10]. Les systèmes OTEC peuvent être construits à terre ou sur des plates-formes flottantes offshore [21]. Dans le cas d'une plate-forme flottante, l'énergie peut être transportée via des câbles sous-marins ou stockée sous forme d'énergie chimique (par exemple hydrogène, ammoniac ou méthanol) et être régulièrement transférée à terre par des pétroliers [21, 22]. Actuellement, il existe un nombre très limité d'usines OTEC qui fonctionnent dans le monde, principalement des systèmes à petite échelle ou pilotes [10, 23].

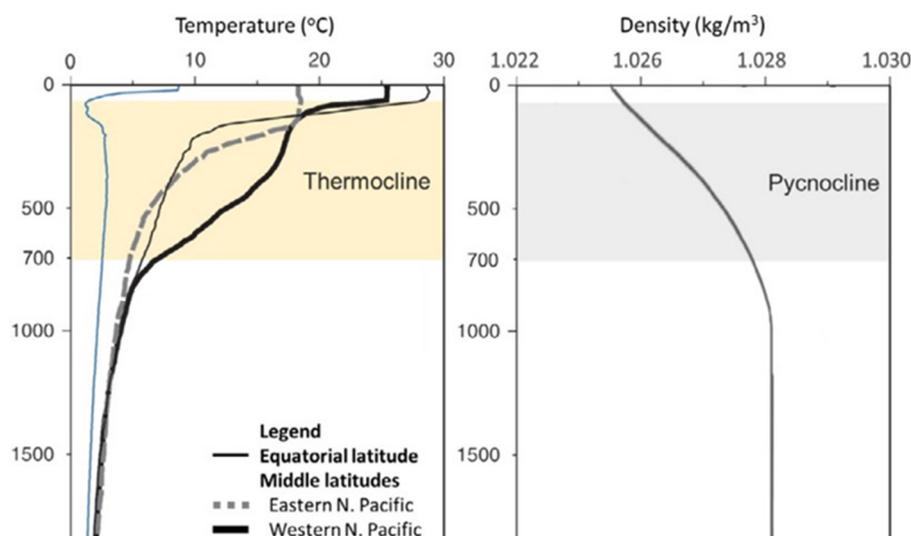


Figure 3: Typical Temperature and density variation with water depth in the open ocean

Pour maximiser l'efficacité de l'utilisation de l'énergie, les WTEBS peuvent être combinés. Un système hybride SWHP et SWAC peut être une configuration robuste qui pourra basculer entre deux modes. Le système fonctionne comme une pompe à chaleur pour assurer le refroidissement et le chauffage, dans le cas où il est conçu comme une pompe à chaleur réversible. Lorsque la température de l'eau le permet, le système peut passer en mode SWAC et utiliser directement l'eau froide du lac ou l'eau de mer à des fins de refroidissement [15, 24]. Un tel système a été déployé avec succès dans différentes villes du monde [25, 26]. Les WTEBS peuvent également être combinés avec d'autres technologies. La sortie d'eau de mer plus chaude des systèmes SWAC, qui peut être riche en nutriments, peut être utilisée pour la production d'algues, de poissons et de crustacés [11, 27]. Dans le système OTEC à cycle ouvert, qui fait référence aux systèmes qui utilisent l'eau de mer comme fluide de travail, l'eau dessalée (condensat) est suffisamment fraîche pour un usage domestique ou agricole, et l'eau froide nutritive peut être utilisée en aquaculture [21, 22]. Hunt et Weber [9] proposent une combinaison de SWAC et de dessalement par osmose inverse (RO) pour fournir un service d'eau et de climatisation, abordables, dans un système de refroidissement urbain unidirectionnel plus avantageux que le SWAC et RO individuellement, comme la réduction des coûts de distribution. Un système combiné utilisant une pompe hydraulique éolienne offshore pour puiser de l'eau de mer profonde à haute pression et approvisionner une installation de refroidissement terrestre (SWAC ou SWHP) a été envisagée [28–32]. Avec la croissance des technologies d'énergie marine renouvelable, des inquiétudes concernant leurs impacts sur la viabilité des environnements marins ont été soulevées [4, 21, 33-35]. Pour répondre à ces préoccupations, il est essentiel d'étudier l'empreinte environnementale des WTEBS existants et de chercher à minimiser ces impacts dans les applications futures.

Dans le cadre du projet EUROSAC, des études environnementales comprenant des analyses hydrologiques, des mesures de la qualité de l'eau de mer et des analyses de sédiments et de géomorphologie seront réalisées sur deux sites de démonstration au Royaume-Uni.

2.1. Le laboratoire de Brixham

Le laboratoire de Brixham de l'Université de Plymouth est l'un des deux sites de démonstration du projet EUROSAC, basé sur le port de Brixham, au Royaume-Uni. La figure 4 illustre l'emplacement du laboratoire de Brixham sur la carte. Le laboratoire de Brixham a été repris de l'ancien propriétaire AstraZeneca en mai 2014 et a depuis été transformé en locaux pour les entreprises locales, nationales et internationales. Il est actuellement occupé à plus de 90 % et abrite plus de 25 organisations locataires offrant plus de 200 emplois et attirant des investisseurs, des innovateurs et des clients d'Europe, d'Asie et d'Amérique. Ses clients comprennent un locataire principal, Scymaris, qui fournit des services d'écotoxicologie, de chimie environnementale et analytique aux industries agrochimiques, pharmaceutiques et chimiques. Les autres locataires comprennent une grande variété de petites et moyennes organisations des secteurs de la marine, de la photonique, des services aux entreprises et des associations, dont beaucoup travaillent en étroite collaboration avec l'Université pour créer des opportunités de recherche et d'emploi [26].

Le laboratoire de Brixham possède son propre système en eau peu profonde dont la partie à usage de chauffage/climatisation est hors de service depuis plusieurs années. La figure 5 montre la vue de dessus du site du laboratoire de Brixham et la position actuelle de l'entrée des conduites d'admission, de la sortie de la conduite d'évacuation et de la station de pompage de l'installation. L'installation dispose de deux conduites d'entrée appelées prises intérieure et extérieure. Leurs

noms sont simplement définis en fonction de leur distance par rapport au rivage. L'entrée des conduites d'admission intérieure et extérieure se trouve respectivement à environ 45 et 70 m du rivage. La sortie de décharge est située sur le rivage et, selon les conditions de la marée, peut se trouver au-dessus du niveau de la surface de l'eau. La station de pompage comprend deux pompes d'obstruction positionnées à environ 2,5 m au-dessus du niveau moyen de la mer.

Le projet EUROSAC vise à réveiller le système SWAC en réalisant des travaux offshore et onshore dans le respect des activités actuelles du site. Cela peut inclure l'installation d'une nouvelle station de pompage, de filtres, d'échangeurs de chaleur et éventuellement de nouvelles conduites [27]. Le schéma simplifié du réseau d'eau de mer existant du laboratoire de Brixham se trouve à **Error! Reference source not found.6.**

Le réveil du « système SWAC » sera suivi d'études environnementales pour évaluer les impacts environnementaux potentiels du futur système. À cette fin, des mesures des propriétés de l'eau de mer (pH, salinité, O₂, matières en suspension totales) seront effectuées dans la baie de Tor. Les résultats peuvent conduire à optimiser la conception des filtres et des mesures anti-encrassement biologique (aussi appelé biofouling). En outre, les performances du SWAC seront également évaluées et les résultats seront utilisés pour de futures options d'amélioration [27].

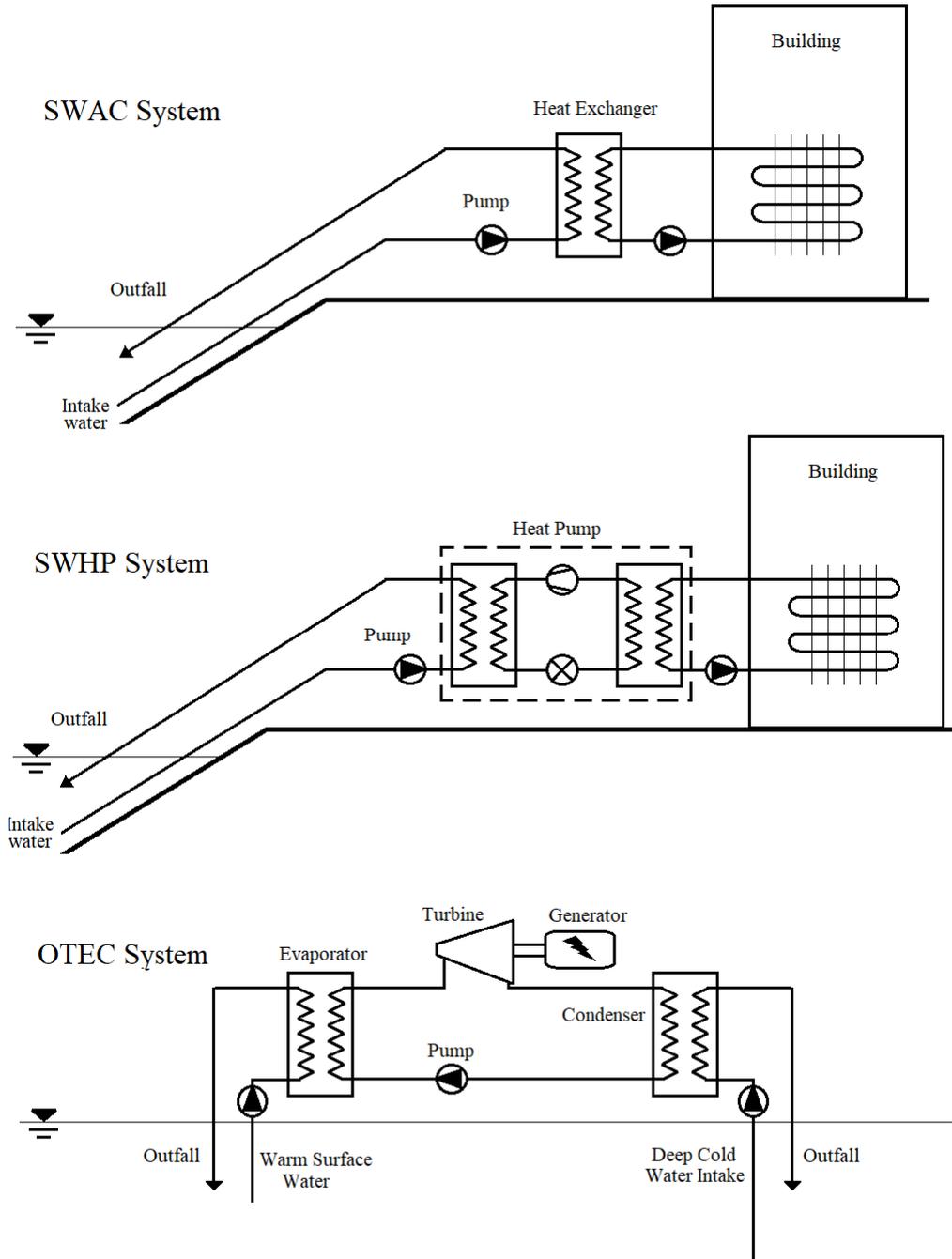
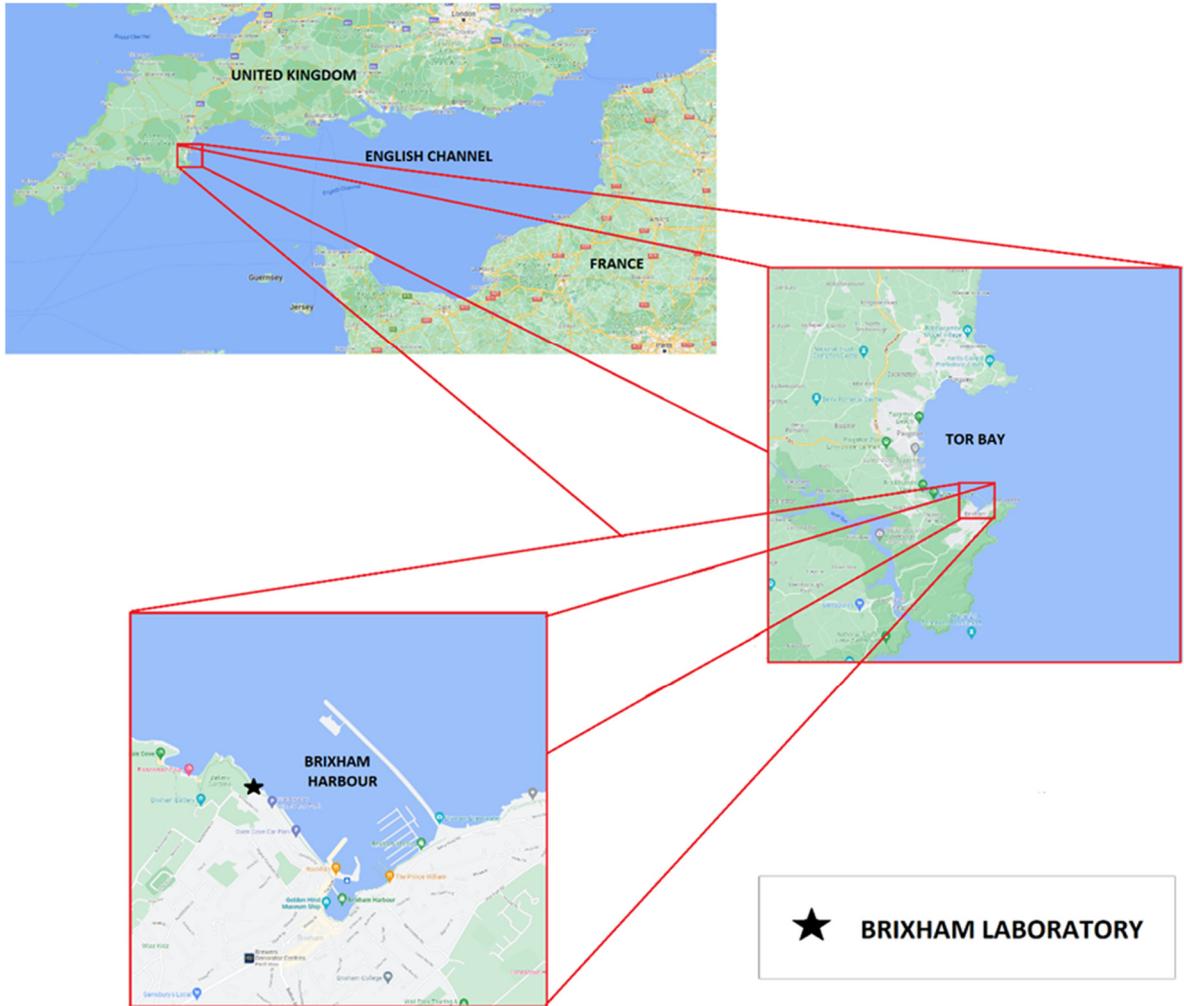


Figure 4: Schéma simplifié des différents types de systèmes WTEBS



★ BRIXHAM LABORATORY

Figure 5 : Emplacement de Tor Bay, du port de Brixham et du laboratoire de Brixham

GPS positions	Longitude	Latitude
Pump station (●)	50.40174	-3.51732
Discharge (●)	50.40186	-3.51773
Inner intake (●)	50.40212	-3.51743
Outer intake (●)	50.40239	-3.51723

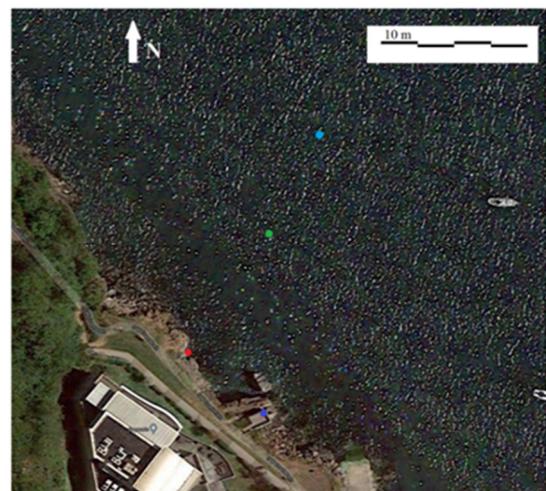


Figure 6 : Localisation des conduites SWAC au laboratoire de Brixham

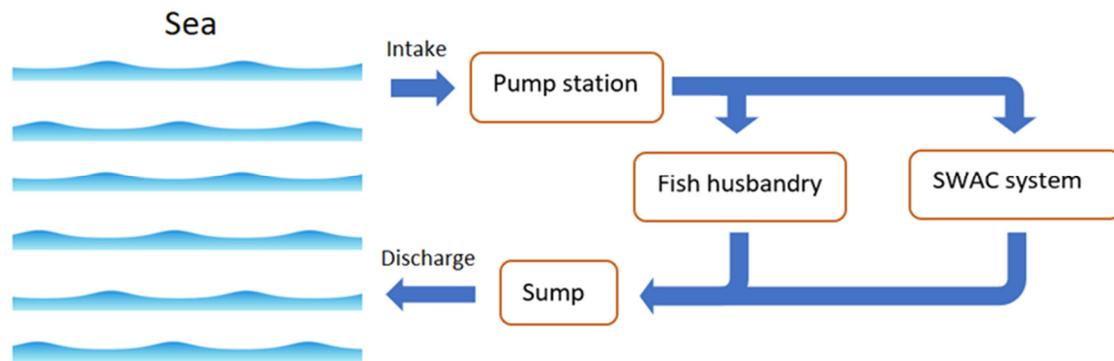


Figure 7: Schéma simplifié du réseau d'eau de mer du laboratoire de Brixham

2.2. Écloserie nationale de homards (NLH) à Newlyn

Le deuxième site de démonstration physique du projet EUROSAC est basé dans le port de Newlyn, au Royaume-Uni, exploité par The National Lobster Hatchery (NLH). Le site de Newlyn abrite une écloserie de homards constituée de deux conteneurs d'expédition placés sur le mur du port, également connu sous le nom de module à homards (LM). Les systèmes d'aquaculture LM fonctionnent soit comme un système d'aquaculture en recirculation (RAS), soit comme un système à circulation partielle (FTS) (expliqué à la figure 7). Ceux-ci sont utilisés pour élever des homards européens (*Homarus gammarus*) dans le but de reconstituer les stocks fragiles dans les eaux de Cornouailles, créant ainsi une pêche durable. Ces systèmes aquacoles, comme la plupart, ont une forte demande en énergie. La principale consommation provient de la technologie utilisée pour maintenir une température optimale dans les systèmes (EUROSAC - The National Lobster Hatchery, 2021). Dans le LM, les unités de refroidissement/chauffage font passer l'eau des systèmes à travers un échangeur de chaleur chauffant ou refroidissant l'eau selon les besoins. De plus, une climatisation est utilisée dans chaque conteneur pour contrôler la température de l'air à l'intérieur du LM, aidant à maintenir la température de l'eau des systèmes tout en réduisant leur évaporation, ce qui peut, si en quantité importante, entraîner une augmentation de la salinité bien au-dessus du seuil limite pour *H. gammarus*. L'unité de climatisation utilise du gaz réfrigérant à l'intérieur d'un système d'échange de chaleur en boucle fermée pour absorber l'énergie thermique de l'air à l'intérieur du LM et l'expulser vers l'environnement extérieur en utilisant l'air plus frais à l'extérieur avec des ventilateurs pour refroidir le gaz avant d'être pompé dans le LM pour continuer le cycle. Avec un approvisionnement fiable et constant en eau de mer disponible, ce site a été choisi pour évaluer les potentiels d'un système SWAC spécialement conçu et sa capacité à maintenir des températures optimales de l'air et de l'eau à l'intérieur des conteneurs pour la culture du homard. En tant qu'association pour la conservation marine, un potentiel d'opérations plus éconergétiques et durables tout en optimisant la production serait extrêmement bénéfique pour la NLH.

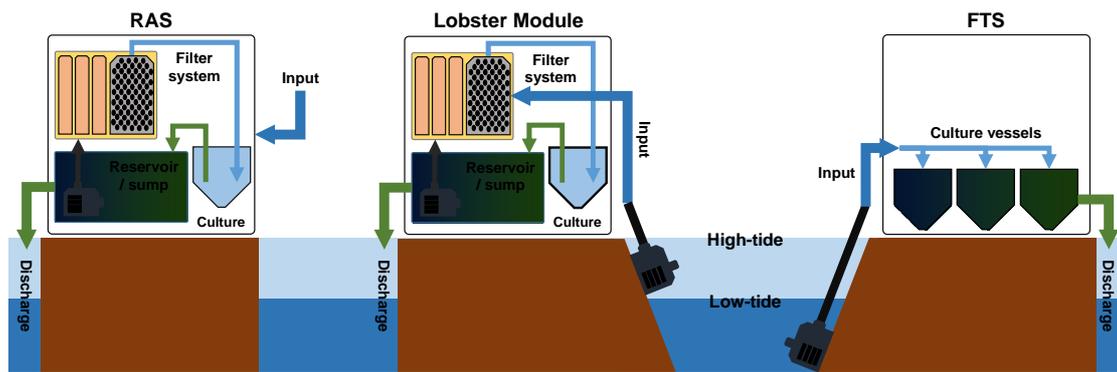


Figure8 : Diagrammes de flux des systèmes d'aquaculture en recirculation (RAS), des systèmes à écoulement continu (FTS) et du LM. Illustrant comment le LM est configuré pour fonctionner en tant que RAS ou FTS en fonction des besoins des utilisateurs

3. Impacts environnementaux des WTEBS

Les activités anthropiques sont les principales raisons des changements majeurs de la faune marine [35, 36]. Des activités telles qu'une variété d'utilisations des terres près des côtes, le dragage, la surpêche, les opérations pétrolières et gazières, le déversement illégal de déchets solides et autres déchets industriels ont considérablement perturbé l'environnement marin [35–42]. Récemment, Halpern et Frazier [43] ont étudié l'impact cumulatif de 14 facteurs de stress liés aux activités humaines sur 21 écosystèmes marins différents à l'échelle mondiale au cours d'une période de 11 ans de 2003 à 2013. En conséquence, ils ont réalisé que la majeure partie de l'océan (59 %) subit un impact cumulatif en augmentation significative, en particulier en raison du changement climatique mais aussi de la pêche, de la pollution d'origine terrestre et de la navigation. La croissance du déploiement des technologies d'énergie renouvelable offshore ajoute également aux préoccupations concernant les interactions avec l'environnement marin. Une liste des nouvelles technologies d'énergie renouvelable émergentes avec une concentration particulière sur la production d'énergie marine peut être trouvée dans [44, 45]. L'évaluation de l'impact environnemental du cycle de vie (y compris la construction, l'installation, l'exploitation et le déclassement) des dispositifs de production d'énergie marémotrice et houlomotrice a été examinée et évaluée [46–52]. Williamson et Fraser [53] ont utilisé des mesures écologiques et physiques pour montrer la prévisibilité des caractéristiques d'un banc de poissons (présence, zone du banc et hauteur au-dessus du fond marin) dans un site de marée à haute énergie, et comment cela a changé autour d'une structure de turbine. Malinka et Gillespie [54] ont étudié le comportement et les déplacements de petits cétaqués autour d'une hydrolienne. Seyfried et Palko [55] ont examiné les impacts environnementaux potentiels d'une installation d'énergie à gradient de salinité (SGE) au cours des phases de construction, d'exploitation et de déclassement. L'évaluation de l'impact environnemental du cycle de vie des éoliennes offshore a aussi été étudiée [51, 56, 57]. Gill et Degraer [58] ont étudié les effets du développement éolien offshore sur les poissons et la pêche. Tougaard et Hermannsen [59] et Madsen et Wahlberg [60] ont examiné les mesures disponibles du bruit sous-marin de différentes éoliennes pendant le fonctionnement et ont signalé que le bruit sous-marin émis par les éoliennes individuelles est faible par rapport au bruit émis par les cargos. Le

niveau de bruit combiné d'un grand parc éolien peut avoir des effets négatifs sur les espèces de poissons et de mammifères marins. Boehlert et Gill [34] ont noté que les appareils avec des pièces mobiles souterraines, comme les turbines sous-marines, sont supposés être les plus bruyants. Une enquête sur le bruit de fonctionnement sous-marin d'une hydrolienne peut être trouvée en [61]. Les impacts potentiels des câbles électriques sous-marins pendant les phases d'installation, d'exploitation et de démantèlement sur l'environnement marin ont été étudiés en [62–64].

Cette section est fourni le détail de l'examen des interactions pertinentes avec l'environnement marin du développement des WTEBS, incluant les différentes étapes de construction, d'exploitation et de démantèlement. Bon nombre des effets associés aux WTEBS sont communs à d'autres types d'installations en milieu marin. Des incertitudes potentielles peuvent survenir lorsque leurs impacts n'ont pas été évalués ou anticipés avec précision.

3.1. Impacts de la construction et du démantèlement

Les phases de construction et de démantèlement de la vie d'un WTEBS sont susceptibles de causer des perturbations positives et négatives importantes aux ressources environnementales locales et des changements fondamentaux de l'habitat, à la fois au-dessus et au-dessous de la surface de l'eau [34, 65]. Leur échelle spatiale peut avoir des impacts écologiques s'étendant sur plusieurs kilomètres carrés, tandis que les échelles temporelles sont à la fois à court et à long terme sur les milieux marins [35, 66]. L'ampleur des impacts dépend fortement de la durée et de l'intensité de la perturbation ainsi que de la stabilité et de la résilience des communautés marines [35, 67–69]. Les implications écologiques associées à la construction de WTEBS peuvent être similaires aux altérations des habitats benthiques qui ont été soumis à la pêche ou au dragage marin [35, 70, 71]. Sur cette base, Gill [35] a énuméré un certain nombre d'effets sur l'environnement côtier résultant du développement (construction, exploitation et mise hors service) de systèmes d'énergie renouvelable offshore, y compris WTEBS. En général, pendant la construction et le déclassement, le fond marin sera perturbé par l'installation de fondations et de structures fixes (telles que des échangeurs de chaleur submergés ou des stations de pompage), des pipelines, des systèmes de protection contre l'affouillement, des dispositifs d'amarrage et des câbles électriques montés sur le fond marin. Les organismes marins à l'intérieur de l'empreinte de ces objets seraient étouffés ou écrasés [65]. Ces structures artificielles peuvent avoir le plus grand impact sur les habitats et les écosystèmes benthiques [34]. Ils peuvent également modifier l'écoulement local qui est essentiel pour certaines espèces aquatiques telles que les coraux [72], conduire à l'entraînement et au dépôt de sédiments et modifier la bathymétrie des fonds marins [73]. A l'inverse, le déploiement de ces objets sur les fonds marins, fournit des récifs artificiels en milieu benthique [74, 75]. Cela peut stimuler l'écosystème benthique et conduire à une plus grande biodiversité [75, 76]. Les phases de construction et de démantèlement perturberont la surface et entre les eaux avec des structures comprenant des espars, des bouées, des pipelines et des câbles qui peuvent entraîner des modifications sur les habitats et les écosystèmes pélagiques [34, 77]. Ces effets sont largement étudiés dans l'industrie des plates-formes pétrolières et gazières où ces structures peuvent remplir une fonction équivalente aux récifs artificiels dans les environnements benthiques [74, 75]. La présence de ces objets peut avoir des effets positifs sur l'attraction de certaines espèces (par exemple, le krill, les mysidacés et les poissons) et par conséquent d'autres prédateurs dans la région. La présence des structures peut modifier le débit d'eau local et peut occuper des zones importantes de la surface de la mer qui peuvent influencer les habitants de surface migrants [34].

La construction de systèmes de conduites d'eau de mer pour les WTEBS à terre est la principale interaction avec l'environnement océanique. Le système de canalisation peut contenir des pompes submersibles ou des serpentins submergés (échangeurs de chaleur) dans les systèmes de pompe à chaleur eau de mer/lac [78–81]. Les pipelines sont principalement constitués de polyéthylène haute densité (PEHD) en raison des nombreux avantages qu'il offre par rapport aux autres matériaux (par exemple : résistance, durabilité, flexibilité, isolation, résistance à la haute pression, rentabilité et légère flottabilité négative) [11, 82, 83]. Pour les pipelines exposés aux tempêtes, aux tsunamis, à l'activité sismique et à d'autres problèmes environnementaux, l'aspect le plus difficile du développement des pipelines est l'aspect de la zone de transition côtière (interface mer/côte) [26]. Pour réduire les risques de dommages ou d'incidents, dans la plupart des cas, les conduites sont soit tranchées, soit creusées sous le rivage, d'un point avant le rivage à un point dans le fond marin, à quelques mètres de profondeur [26, 65, 84]. Parmi ces deux techniques, le creusement de tunnels tel que le micro-tunneling et le forage directionnel horizontal (HDD) sont plus recommandés [26, 65, 85–87], car le creusement de tranchées s'accompagne d'un enlèvement de sédiments et d'une perte directe d'habitats marins [35]. L'élimination des sédiments augmente également la turbidité locale de l'eau en raison des particules en suspension. Cela peut augmenter le risque de propagation de tout contaminant des particules en suspension ou conduire à une réduction temporaire de l'oxygène disponible qui peut étouffer les habitats voisins des espèces sédentaires [35]. Les autres avantages des technologies sans tranchée par rapport à la tranchée à ciel ouvert sont : un impact minimal sur l'infrastructure existante, une durée de vie plus longue du pipeline, des efforts minimaux pour rétablir le site après l'installation du tuyau et une indépendance vis-à-vis des conditions météorologiques et des vagues pendant la phase de construction [88]. Néanmoins, les technologies sans tranchée peuvent également avoir des impacts environnementaux. Les fuites potentielles de boue de forage à travers les sédiments dans la colonne d'eau pendant le micro-tunnelage peuvent être éliminées en scellant le vide entre le micro-tunnel et les tuyaux [65]. Dans le développement de conduites d'eau de mer utilisant des technologies sans tranchée, les impacts de la construction de la conduite seraient principalement liés à l'excavation d'un point de rupture, où les sédiments seraient enlevés et la bathymétrie temporairement modifiée au niveau de la fosse [65]. Le point de rupture (fosse de réception) est l'endroit où les tuyaux enterrés et les tuyaux montés en surface sur le fond marin sont connectés. Les impacts temporaires des constructions tels que les niveaux élevés de sédiments en suspension dans l'eau adjacente à la zone d'excavation peuvent être minimisés par l'installation de palplanches autour de la fosse pour l'isoler de l'eau environnante [65]. Les impacts à long terme sur le courant océanique sont négligeables car la fosse de dérivation serait remblayée et recouverte de béton similaire à la bathymétrie d'origine. La partie principale des pipelines est montée sur la surface du fond marin qui est installée dans un processus de submersion contrôlée. Une discussion détaillée concernant l'installation des canalisations d'eau de mer profonde en HDPE peut être trouvée en [26, 65, 89]. Un impact possible à long terme serait associé à l'affouillement et au transport des sédiments sous les conduites montées. Cela peut être minimisé avec un dégagement suffisant entre les tuyaux et le fond marin [65]. Certaines études récentes en modélisation numérique de l'affouillement se retrouvent dans les travaux de Bordbar et al. [90–92]. Néanmoins, une surveillance étroite sera essentielle et chaque fois que nécessaire, une méthode de contre-mesure d'affouillement devra être envisagée [93].

Les WTEBS offshore qui comprennent des plates-formes, des conduites de prise d'eau et de rejet et des systèmes d'amarrage peuvent affecter les écosystèmes benthiques et pélagiques. Le principal impact environnemental dans les zones pélagiques lors de l'installation du système est susceptible d'être lié aux levés sismiques au début du projet, aux mouvements de navigation, au bruit de la

construction et à la pollution chimique potentielle associée aux opérations des navires. Brandt et Diederichs [94] ont rapporté que les mammifères marins évitent temporairement une zone où la construction est en cours. L'effet disparaît immédiatement après l'arrêt des activités bruyantes. Les conduites d'eau d'un WTEBS flottant peuvent être en HDPE ou en plastique renforcé de fibres (FRP). Pour les installations flottantes OTEC à grande échelle avec des conduites d'admission de 4 à 10 m de diamètre, un matériau FRP est proposé car l'utilisation de la solution HDPE n'est pas disponible pour les conduites d'un diamètre supérieur à 2.5 mètres [95]. Le PEHD n'est pas un matériau biodégradable et, en fin de vie, il doit être recyclé de manière responsable, tandis que le matériau des tuyaux en PRF est considéré comme non corrosif [96, 97]. McHale [98] a rapporté le processus de développement d'un pipeline d'eau froide associé à une mini-usine OTEC de 50 KW à Kona, Hawaii. Dans les systèmes OTEC, les conduites d'eau froide peuvent servir de conduite d'eau froide combinée et de ligne d'amarrage [98–100]. L'impact sur la zone benthique est probablement lié à l'installation de systèmes d'amarrage et de câbles électriques. L'installation de ces dispositifs peut perturber localement l'écosystème et augmenter temporairement la turbidité de l'eau, cependant la densité du biote est limitée à cette profondeur, c'est-à-dire jusqu'à 1000 m de profondeur [101]. Si aucun antialgues n'est utilisé, la présence des structures WTEBS fournira des habitats de peuplement pour une variété d'organismes [102, 103]. Comme indiqué précédemment dans cette section, pour une plate-forme à grande échelle, les impacts potentiels de la modification du débit d'eau local et de la grande surface occupée de la surface océanique sur les habitants migrateurs de surface et l'écosystème pélagique doivent être pris en compte.

Afin de minimiser l'impact environnemental de l'installation d'un pipeline pour une future application SWAC, DeProfundis et DORIS Engineering ont introduit un système innovant d'auto-enfouissement des tuyaux d'admission. Le système limite l'impact sur l'environnement sous-marin et réduit le coût d'installation [104]. En termes simples, le système consiste à injecter de l'eau dans le sable situé sous le tuyau posé au sol pour diluer le sable afin que le tuyau s'enfonce sous son propre poids [104]. La méthode bénéficie d'un nouveau concept appelé "self-burying pipe" qui contribuera à la réduction des coûts des systèmes SWAC conventionnels en réduisant le coût du matériel et de l'installation [105].

Les impacts associés au démantèlement d'un site sont supposés être similaires à ceux de la construction du site [34, 35]. La suppression des structures sous-marines existantes entraînera une altération soudaine de l'hétérogénéité de l'habitat benthique en supprimant une composante de l'écosystème [106]. Cela peut perturber le réseau trophique local et également modifier la disponibilité de l'habitat [35].

3.2. Impacts des opérations

Un WTEBS absorbe/déverse de grands volumes d'eau de mer. Par exemple, une centrale OTEC a généralement besoin d'environ 5 m³s d'eau de mer profonde froide et d'un apport égal d'eau de surface chaude pour 1 MW de capacité. Par conséquent, un système OTEC commercial d'une capacité de 100 MW a besoin d'un volume massif de 500 m³s d'eau froide et d'eau de surface pour fonctionner [22]. Le système mélange l'eau et la rejette dans le milieu ambiant avec des caractéristiques différentes. Compte tenu de la durée de vie d'une plante (25-30 ans), le fonctionnement du WTEBS peut modifier les caractéristiques de l'eau en champ proche, intermédiaire et lointain et par conséquent perturber l'écosystème marin [21]. De plus, le déploiement concentré de WTEBS à grande échelle peut accumuler et intensifier les impacts [33]. Alors que les impacts environnementaux associés au traitement de l'eau de mer sont au centre des préoccupations, les impacts d'autres facteurs tels que les champs électromagnétiques des câbles

électriques, les effets acoustiques des machines et des pipelines alimentant les WTEBS ou encore les fuites de produits chimiques du système peuvent également être importants pendant le fonctionnement du système. Dans la littérature pertinente, la plupart des connaissances concernant les impacts environnementaux des WTEBS proviennent d'études qui ont étudié l'état pré-impact sur un futur site WTEBS. Parmi eux, Comfort et McManus [4], Cardno TEC [65] Ciani [24] et Comfort et Vega [33] ont étudié la zone côtière d'Hawaii pour des projets SWAC et OTEC. Un examen des caractéristiques de l'environnement marin qui peuvent changer avec l'exploitation d'un WTEBS, et les impacts potentiels de ces changements sur la vie marine sont présentés dans cette section.

3.2.1. Conflit et immixtion d'organismes

Les conduites d'entrée peuvent absorber des organismes marins dans le système pendant le fonctionnement, en particulier ceux à faible mobilité et plus petits que les mailles du filtre de la conduite [22]. Ces organismes vont empiéter sur les parois internes du système et subiront des changements rapides, tels que des changements de température, d'oxygène dissous, de turbidité et de luminosité de l'eau, qui réduisent dans une large mesure leurs chances de survie [22, 93, 107]. Ce phénomène a été étudié pour les centrales nucléaires côtières et peut être similaire pour les WTEBS [22, 108, 109]. En raison de la concentration plus élevée de vie marine dans les eaux peu profondes, il s'agit d'un facteur important dans les systèmes qui absorbent l'eau de surface, alors qu'il doit être évalué pour les systèmes qui absorbent l'eau de mer profonde froide en fonction de l'écologie existante [33, 93, 110, 111]. Les conduites d'admission sont conçues de manière à avoir une vitesse d'approche aussi faible que possible [107]. Néanmoins, le plancton, le petit necton et la plupart des larves de thon présentent un risque élevé d'entraînement dans la prise d'eau de surface [110, 112]. Ce risque diminue extrêmement pour les organismes plus grands en raison de leurs capacités de nage [33]. De plus, les vibrations des pipelines pendant le fonctionnement du système peuvent créer un signal pour que les mammifères marins et les poissons évitent de s'approcher des pipelines [33]. La conduite de décharge peut également être une destination attrayante pour les organismes marins car il peut être riche en nutriments. Cela augmente la probabilité d'impact et de blessure des organismes marins [93]. L'utilisation de l'eau de décharge à des fins secondaires peut influencer la qualité de l'eau de décharge qui nécessite une surveillance et des observations supplémentaires.

3.2.2. Effets chimiques

Pendant le fonctionnement normal d'un système, le potentiel de fuite de ces appareils qui utilisent un fluide hydraulique doit être pris en compte. Dans les systèmes fonctionnant en cycle fermé, le fluide de travail (par exemple l'ammoniac ou le R-134a) est conservé. L'ammoniac est classé comme une substance hautement toxique pour les poissons, tandis que les inquiétudes concernant l'impact du R-134a sur la vie marine augmentent [113–115]. Une étude d'une sélection de fluides de travail en termes de toxicité, de performance environnementale et d'inflammabilité peut être trouvée dans Jung et Hwang [115]. Une fuite ou un déversement d'un petit volume de fluide de travail dans l'environnement ne mettrait pas en danger la population marine locale [93]. Cependant, si de l'ammoniac était rejeté dans les eaux de surface à un rythme élevé, il pourrait constituer une grave menace pour la santé de l'équipage de la plate-forme, de la population adjacente et de la vie marine. Cela ne pourrait se produire qu'en cas de dysfonctionnements graves tels qu'une panne majeure, une collision avec un navire de haute mer, une tempête hors norme (une fois tous les 100 ans), un terrorisme militaire ou politique ou des erreurs humaines [22]. Il est à noter qu'une fuite de fluide due à un dysfonctionnement du système doit être évitée à tout prix [116]. L'impact toxique des concentrations de métaux lourds des échangeurs de chaleur doit être évalué [117]. Les produits chimiques utilisés pour contrôler l'encrassement biologique et la corrosion, tels que le chlore ou les

matériaux de revêtement protecteurs, peuvent s'accumuler dans les tissus des organismes et remonter la chaîne alimentaire [22, 93]. Un prétraitement avant l'élimination des produits chimiques et/ou un contrôle mécanique de l'encrassement doivent être mis en œuvre [93].

3.2.3. Charge en éléments nutritifs

Pour les WTEBS qui absorbent l'eau océanique profonde et froide, le panache non traité a des propriétés physiques et chimiques différentes (température, densité, salinité, gaz dissous, niveau de nutriments et de pH) que l'eau océanique environnante où il est rejeté [4, 33, 34]. La différence de densité entre l'eau rejetée et l'eau ambiante fera descendre ou monter le panache à une profondeur d'équilibre et produira une zone artificielle enrichie en nutriments [33]. Si l'équilibre du panache se produit dans la zone photique, il peut induire des proliférations de phytoplancton et d'algues et par la suite modifier l'écosystème et l'habitat du réseau trophique pélagique [4, 34, 101, 118–120]. Dans les zones côtières, cela peut perturber les activités humaines telles que les entreprises à terre, l'industrie de la pêche et le tourisme récréatif [34, 93]. Pour minimiser l'impact environnemental du panache WTEBS, il est crucial de s'assurer que le panache riche en nutriments ne se mélange pas avec les eaux de surface et reste sous les profondeurs les plus biologiquement productives (en dessous du niveau de lumière de 1 %) [26, 33, 52]. A cet effet, différentes profondeurs d'eau comprises entre 90 et 200m ont été préconisées dans la littérature [33, 52, 120, 121]. Ces valeurs dépendent des conditions locales plus détaillées du site, des réglementations environnementales et de la modélisation de la dispersion du diffuseur [122]. L'amélioration des éléments nutritifs pour les WTEBS qui absorbent l'eau de la mer peu profonde ou des lacs doit également être étudiée, car de nombreux lacs et zones de mer peu profonde montrent une stratification verticale de leur eau pendant les saisons chaudes [123, 124]. Le rejet riche en nutriments du WTEBS peut également servir à une utilisation secondaire pour la production d'énergie, le refroidissement, le dessalement, l'aquaculture et l'agriculture [26, 125, 126]. Néanmoins, l'impact environnemental des effluents du système d'utilisation secondaire dans l'océan doit être évalué.

3.2.4. Problèmes de température

Comme mentionné ci-dessus, si l'eau de décharge du WTEBS n'est pas ramenée à une profondeur isotherme, il y aura un risque de légère variation de la température de l'eau. Cet effet thermique peut avoir de graves conséquences sur la vie marine : la réduction du nombre d'éclosion d'œufs, l'inhibition du développement des larves et l'augmentation de la mortalité chez les coraux et les poissons sont signalées en raison des changements thermiques [21, 93, 127]. Cependant, Avery et Wu [22] à la suite de plusieurs études théoriques et expérimentales (par exemple Adams, Fry [128]) ont conclu que les altérations climatiques dues au fonctionnement d'un système OTEC sont négligeables ou extrêmement localisées. À long terme, le grand volume de panache de décharge a le potentiel de modifier l'écosystème marin dans les régions proches de la sortie de décharge [34, 118]. Les impacts dans la région de champ lointain peuvent être plus perceptibles en présence d'un grand nombre d'installations OTEC [22].

3.2.5. Émission de CO₂ et niveau de pH

L'eau de mer contient de nombreux gaz différents, notamment l'azote, l'oxygène et le dioxyde de carbone. L'eau d'admission d'un WTEBS est soumise à des changements de température et de pression qui entraînent des changements de solubilité du gaz dissous dans l'eau. Pour les systèmes qui absorbent l'eau des grands fonds océaniques, il peut en résulter un dégagement gazeux de CO₂ dissous [93]. Bien que cette quantité dépende du volume d'eau pompée, Avery et Wu [22] ont souligné qu'une telle quantité serait inférieure aux émissions d'une centrale à combustible fossile. À

l'inverse, le CO_2 et d'autres composés carbonés (ex. carbonate et bicarbonate) jouent un rôle important dans le niveau de pH de l'eau de mer [129]. Les changements dans la concentration des niveaux de CO_2 dans l'eau peuvent accroître les inquiétudes concernant l'effet d'acidification de l'eau artificiellement remontée [34, 130, 131]. Le changement du niveau de pH de l'eau de mer peut perturber l'écosystème marin, la biodiversité et le réseau trophique marin [131].

3.2.6. Effets acoustiques

L'acoustique est essentielle dans la communication, la reproduction, l'orientation et la détection des proies et des prédateurs chez les animaux [34]. Le bruit sous-marin anthropique s'ajoutera à l'environnement acoustique de fond habituel [34]. Les impacts possibles du bruit artificiel sur les poissons, les mammifères marins et les larves de crabe et de homard ont été indiqués dans [73, 132, 133]. Le bruit généré par le fonctionnement du WTEBS peut être préoccupant, car les centrales fonctionnent en permanence sur une longue période de 25 à 30 ans [134]. Les bruits acoustiques en milieu marin des WTEBS opérationnels à terre peuvent être principalement dus aux vibrations des pipelines, mais il n'y a aucune preuve d'un tel impact étudié dans la littérature. Pour les systèmes offshore, les conduites d'eau froide, les pompes à eau et le bruit associé aux dispositifs d'une usine WTEBS typique, tels que les pompes pour le transport du fluide de travail peuvent être la principale source de bruit [134, 135]. Ducatel et Audoly [136] ont mené une étude préliminaire pour prédire l'impact acoustique potentiel d'une installation OTEC dû aux machines embarquées. Ils ont noté les impacts potentiels du système sur les mammifères marins s'ils restent en permanence à de courtes distances [136].

3.2.7. Effets électromagnétiques

Les systèmes OTEC basés en mer nécessitent de transmettre l'électricité produite à terre. Cela peut être réalisé à l'aide d'un réseau de câbles montés sur le fond marin. La transmission de l'électricité produite à travers ces câbles émettra des champs électromagnétiques à basse fréquence (CEM) [34]. Un certain nombre d'organismes marins utilisent l'électroréception comme mode sensoriel fondamental pour trouver un partenaire, se nourrir et naviguer [34, 63, 137-139]. Par conséquent, il est fort probable que les champs électromagnétiques des câbles électriques affectent ces animaux. Scott et Harsanyi [64] ont indiqué que les champs électromagnétiques des câbles électriques sous-marins affectent les crabes comestibles à la fois sur le plan comportemental et physiologique. Westerberg et Lagenfelt [140] ont signalé un changement significatif dans la vitesse de nage de la migration des anguilles autour des câbles électriques sous-marins. D'autres préoccupations croissantes concernant les câbles électriques montés ou enterrés comprennent une augmentation de la température de l'eau adjacente, la sédimentation et les impacts sur les écosystèmes benthiques en raison de la transmission de l'électricité [34]. Une étude plus approfondie est recommandée pour une meilleure compréhension de l'impact des câbles électriques sous-marins sur les organismes marins.

4. Modélisation de la dispersion des décharges

La modélisation de la dispersion des rejets des WTEBS peut aider à répondre aux préoccupations concernant leurs impacts sur la durabilité des environnements marins et fournir des opportunités pour atteindre une efficacité maximale de mélange des effluents et comprendre le comportement de mélange des jets de panache.

L'application de la modélisation de la dispersion des rejets ne se limite pas aux WTEBS, car le sujet intéresse également d'autres technologies en pleine croissance telles que l'aquaculture, les usines de dessalement et les centrales thermiques qui rejettent une quantité considérable d'eaux usées directement dans les plans d'eau. La saumure de dessalement, un sous-produit des usines de dessalement, comprend des concentrations élevées de substances dissoutes et de solides en suspension ainsi qu'une éventuelle chaleur résiduelle [141]. Les centrales thermiques des villes côtières rejettent d'énormes quantités de chaleur résiduelle dans les mers et les lacs [142], tandis que les effluents de l'aquaculture sont généralement enrichis en solides organiques en suspension, en carbone, en azote et en phosphore [143], ce qui peut avoir un impact néfaste sur de nombreuses espèces vivant autour du lieu de rejet.

En général, les rejets d'eaux usées des procédés industriels sont classés en deux grands groupes en fonction de leur écart de densité avec les masses d'eau ambiantes [144]. Si l'effluent a une densité plus élevée que l'eau ambiante, le panache rejeté a tendance à couler, ce qui est connu sous le nom de panache de jet à flottabilité négative. Inversement, si l'effluent a une densité inférieure à celle de l'eau ambiante, le panache a tendance à s'élever, ce que l'on appelle un panache flottant [145]. Néanmoins, le comportement de mélange des effluents rejetés peut présenter une grande diversité de schémas d'écoulement, en fonction des caractéristiques géométriques et dynamiques du milieu et du débit de rejet [146, 147].

Dans la littérature concernée, l'étude de l'écoulement de jet submergé a été largement étudiée. Des recherches expérimentales sur les caractéristiques de jets de saumure inclinés denses, telles que l'élévation maximale de la hauteur du jet et le champ de concentration, dans un environnement stagnant peuvent être trouvées dans [148–150]. Ces études ont rapporté que les jets denses avec un angle incliné de 60° produisent la trajectoire d'entraînement la plus longue et donc la dilution la plus élevée. Dans [141] et [146] a été étudié l'effet d'une eau peu profonde stationnaire sur le mélange de jets denses inclinés à 30 et 45°. Il a été réalisé que la contrainte de surface peut allonger les distances d'étalement des jets et réduire la surface de dilution. Ils ont également recommandé que la hauteur finale d'un jet dense incliné à 60° soit élevée et que, par conséquent, l'angle puisse être trop grand pour assurer un mélange efficace dans les eaux peu profondes. [142] ont étudié des jets de turbulence flottante déversés verticalement dans une grande masse d'eau stagnante non stratifiée. Les caractéristiques de température d'un panache ascendant chaud comme fonction du nombre de Froude et de la profondeur de décharge ont été illustrées. [151], [152], et [153] ont étudié les impacts des jets flottants horizontaux déversés dans des environnements stationnaires ainsi que l'effet de la proximité du lit ou effet Coanda. L'effet Coanda se produit lorsque la décharge du jet est placée à la limite du fond, la décharge « s'accroche » alors au fond et se poursuit le long de celui-ci [146]. L'effet Coanda peut améliorer l'efficacité du mélange pour les écoulements naturels tandis que dans le cas d'un jet salin dense, il peut avoir des effets négatifs sur la communauté benthique autour de la zone impactée [146]. [154], [144] et [155] ont réalisé une modélisation numérique de jets de convection turbulents dans de l'eau ambiante stationnaire. Ces études ont appliqué le modèle de Reynolds-Average Navier-Stokes (RANS) combiné avec d'autres modèles de fermeture de convection. En conséquence, un modèle linéaire de viscosité turbulente, un modèle de turbulence k-ε réalisable et des modèles de contrainte de Reynolds, LRR, se sont avérés les plus fiables et les plus précis dans la modélisation de l'effet Coanda, du jet naturel et forcé dans un environnement stagnant. [156] ont mené une série d'essais expérimentaux pour des effluents à flottabilité négative rejetés par un canal saillant en surface dans de l'eau stagnante non stratifiée. Les résultats montrent que l'influence de la surface libre sur l'entraînement et le mélange des écoulements est faible. [157] ont mené des expériences complètes en laboratoire sur des diffuseurs

multiports pour des effluents à flottabilité négative dans de l'eau stationnaire. Par conséquent, il est recommandé, pour empêcher la réduction de l'entraînement, de considérer un espacement suffisant entre les différents orifices lors de la conception. [158] ont développé un tableau de classification pour les jets thermosalins à port unique incliné, à la suite d'un vaste ensemble d'expériences en laboratoire pour les effluents thermosalins avec trois angles de rejet différents de 30°, 45° et 60° en environnement d'eau stagnante. [159] ont réalisé des études numériques et expérimentales d'un jet à flottabilité négative déchargé avec un angle d'inclinaison de 45° dans un environnement aquatique stationnaire. Comme recommandé par [154], [144] et [155], des simulations ont été menées à l'aide du modèle RANS avec un modèle k-e réalisable et les résultats ont montré une bonne cohérence avec les résultats de la modélisation physique. Plus récemment, [160] ont étudié la décharge d'un jet thermosalin immergé dans un environnement stagnant en utilisant le modèle de turbulence LES. Les résultats ont montré que les modèles d'écoulement ne dépendent que du rapport de densité, qui est le rapport entre le flux thermique et le flux salin.

Des recherches sur les caractéristiques des jets dans des environnements non stationnaires ont également été largement menées. [161] ont mené une série d'expériences sur les caractéristiques de jets denses verticaux et inclinés avec différents angles déversés dans un flux transversal uniforme avec différentes vitesses et directions. Ils ont découvert que les jets inclinés sont généralement préférables aux jets verticaux. Lorsqu'une évacuation immergée est située là où les courants peuvent circuler dans toutes les directions, les jets verticaux peuvent être préférables aux jets inclinés [162]. [163] ont mené des expériences en laboratoire pour des jets turbulents projetés verticalement dans deux environnements différents, un avec de l'eau ambiante stagnante et un second avec des vagues régulières et ont observé une vitesse d'entraînement plus élevée dans le cas d'un environnement de vagues. [164] ont étudié expérimentalement le comportement d'un jet projeté horizontalement situé à mi-profondeur d'un environnement de vagues en eau peu profonde. Les résultats ont révélé que l'influence de l'amplitude des ondes sur la diffusion du jet est importante. [165] a simulé numériquement le champ de température de l'eau de mer pour surveiller les impacts environnementaux des effluents chauds rejetés par une pompe à chaleur à source d'eau de mer à Dalian, à l'aide d'un modèle d'équation de convection-diffusion à deux dimensions. Les impacts de l'élévation de la température de l'eau sur l'écosystème marin se sont avérés négligeables. [166] ont établi un modèle hydrodynamique bidimensionnel pour prédire et optimiser le panache thermique d'un rejet de la centrale électrique de Rizhao sur la mer de Rizhao. [167] ont effectué une modélisation numérique d'une décharge de jet rond projeté et déversé (non-projeté) dans des environnements de vagues à l'aide de la simulation LES (Large Eddy Simulation). L'effet de flottabilité a été considéré en utilisant l'hypothèse de Boussinesq. Les résultats ont été validés par rapport aux données expérimentales par [168]. Ils ont réalisé que sous la force de flottabilité, l'effet des vagues sur l'entraînement et le mélange des jets est considérablement affaibli. [169] ont développé et validé un modèle tridimensionnel temporel pour prédire les impacts biologiques et physiques des OTEC. Le modèle a simulé des flux de décharge à flottabilité négative par un modèle d'entraînement de jet-panache Lagrangien à couplage dynamique dans le champ proche, et par la circulation océanique dynamique et la turbulence dans le champ lointain pour l'eau entourant O'ahu à Hawaï. Le modèle utilisé pour définir l'effet des eaux profondes riches en nutriments et à faible teneur en oxygène sur l'augmentation de la productivité du phytoplancton. [170] ont développé un modèle tridimensionnel élémentaire pour prédire et minimiser le comportement de mélange des rejets thermiques d'un système OTEC dans les eaux côtières de Kosrae, Micronésie. Ils ont déclaré que le modèle était capable de reproduire le comportement du panache. L'effet des ondes de surface libre sur la distribution de la température dans la région de la couche limite thermique proche du fond

marin a été théoriquement modélisé dans [171]. L'étude a suggéré la nécessité d'étendre les modèles existants qui négligent les effets d'un champ de vagues.

Il existe également des modèles commerciaux bien connus qui ont été largement utilisés pour prédire les rejets d'effluents dans les plans d'eau. Dans ce groupe, [172] a implémenté un modèle de réalité virtuelle interactif lagrangien (JETLAG/VISJET) basé sur l'hypothèse d'entraînement de zone de projet et une théorie heuristique pour traiter la transition cisaillement vers entraînement vortex. [173] a développé le modèle VISUAL PLUMES (VP) qui est une plate-forme pour la modélisation des zones de mélange. [147] a introduit un modèle intégral pour les jets flottants turbulents en écoulement stratifié non borné qui a été codé dans un programme Fortran COREJET/CORMIX. [174] a effectué une analyse détaillée de ces modèles commerciaux (c'est-à-dire JETLAG, COREJET et VP) et ont démontré l'insensibilité de ces modèles à l'influence de la direction de l'écoulement transversal sur le comportement des jets. Plus récemment, [175] a étudié un jet rond vertical non flottant dans un environnement de courant et vagues coexistant et de courant seul à la fois numériquement, en utilisant la simulation LES, et expérimentalement. Ils ont observé le phénomène de nuages d'effluents dans l'environnement de courant et vagues coexistant, ce qui entraîne une augmentation considérable de la propagation et de la dilution des jets. [176] ont étudié l'impact des vagues régulières sur les structures scalaires tridimensionnelles d'un jet vertical dans l'environnement du courant de suivi des vagues en utilisant la modélisation numérique des jets ronds verticaux submergés non flottants. [177] a développé un ensemble d'équations semi-empiriques pour quantifier l'effet des vagues sur la dilution initiale des rejets d'eaux usées sur la base de la modélisation numérique des rejets de jets non flottants dans des environnements de courants suivi de vagues. [178] a mené plusieurs essais expérimentaux sur les rejets d'effluents de diffuseurs multivoies immergés dans un environnement à flux croisés ondulés. Il a été découvert que le rapport entre vitesse des vagues et courant est un paramètre très important pour décrire la dilution des rejets d'effluents. [179] a mis en œuvre un solveur basé sur *OpenFOAM* qui peut être appliqué à la modélisation des rejets thermiques dans les masses d'eau. Le solveur a été adapté pour simuler trois phases fluides avec des densités et des températures différentes : deux liquides miscibles et de l'air. Le modèle a été validé par rapport à une expérience de rupture de barrage multiphase. Cependant, le modèle n'a pas tenu compte des effets de flottabilité. [180] a mis en œuvre un modèle intégral pour prédire le comportement caractéristique d'un jet flottant dans un environnement d'écoulement croisé ondulé. [181] a réalisé une série d'essais en laboratoire dans la modélisation de décharges submergés à flottabilité négative dans des conditions typiques de la mer Méditerranée. Les résultats ont révélé que les vagues les plus fortes testées dans l'étude ont tendance à diminuer la dilution, tandis que les vagues les plus faibles ont tendance à l'améliorer. [182] a passé en revue la littérature du jet dans l'environnement de vagues et a identifié les différentes quantités moyennes et de turbulence du jet dans un environnement de vagues régulières et aléatoires. Il a conclu que le comportement du jet peut être prédit sur la base du rapport entre la vitesse d'entrée du jet et la vitesse orbitale de la vague. Comme indiqué ci-dessus, de nombreuses études numériques et expérimentales ont été menées pour étudier la dispersion des effluents, mais la littérature manque d'un modèle complet et sophistiqué de dynamique des fluides computationnelle (CFD) pour simuler le comportement hydrothermique des effluents rejetés dans les masses d'eau dans des conditions combinées de vagues et de courants. Les progrès récents dans le développement d'outils numériques dans la simulation de l'hydrodynamique des vagues et des courants avec des maillages (tels que, [183] qui a développé un générateur de vagues réaliste et un absorbeur de vagues actif pour l'équation de Navier-stokes et [184] qui a implémenté un nouveau modèle de turbulence capable de prédire avec précision les élévations de surface avant et après le

déferlement, ainsi que les profils de turbulence et de vitesse de ressac des ondes de surface) et sans maillage (tels que [185] et [186] qui ont mis en œuvre un modèle de courant de vagues numérique basé sur l'hydrodynamique des particules lissées (SPH)) offre une opportunité de combler ce manque de connaissances.

5. Encrassement biologique et corrosion

Les surfaces exposées des systèmes qui utilisent l'eau de mer comme principal fluide de traitement peuvent être affectées par les propriétés physico-chimiques de l'eau de mer telles que l'encrassement et la corrosion [187]. L'encrassement se produit à la suite du dépôt de matières dissoutes et particulaires dans l'eau sur les surfaces qui sont en contact avec elle [188]. La croissance et l'accumulation indésirables de salissures sur les surfaces en contact avec l'eau peuvent potentiellement affecter l'efficacité du système, tout en endommageant l'équipement dans le processus [187]. Une croissance incontrôlée de l'encrassement peut avoir des conséquences néfastes sur les WTEBS [187], les navires marins [189], les plates-formes [190], l'aquaculture marine [191] et d'autres infrastructures immergées dans la mer. L'encrassement cristallin, l'encrassement organique, l'encrassement particulaire et colloïdal et l'encrassement microbiologique sont classés comme les types d'encrassement les plus importants [192, 193]. Parmi eux, le contrôle du biofouling (encrassement microbiologique) est le plus compliqué [192, 193]. L'encrassement biologique marin est la croissance indésirable de micro- et macro-organismes marins comme les bactéries, les algues, les éponges, les balanes, les moules, etc. [194]. Le processus de croissance et d'accumulation de l'encrassement biologique sur les surfaces exposées peut être trouvé en détail dans [187, 192, 193, 195, 196]. Bott [197] a classé les paramètres qui peuvent influencer la croissance de l'encrassement biologique en trois catégories principales de produits chimiques, physiques et biologiques, comme indiqué dans le tableau 1.

Tableau 1 : Paramètres chimiques, physiques et biologiques qui affectent la croissance de l'encrassement biologique [197]

Chimique	Physique	Biologique
Type de substrat	Température	Type de micro-organisme
Concentration du substrat	Contrainte de cisaillement fluide	Type de culture
pH	Flux de chaleur	Concentration de cellules en suspension
Ions inorganiques	Composition des surfaces	Organisme antagoniste
Oxygène dissous	Texture de surface	
Inhibiteurs microbiens	Temps de séjour du fluide	

Un encrassement non traité peut entraîner une augmentation de la résistance thermique ainsi que de la puissance de pompage requise [15]. Abidin, Rodhi [187] et Jenkins [198] ont affirmé que lors de la conception des systèmes OTEC, l'encrassement biologique est une condition inévitable. Ils ont mis

en évidence les impacts de la vitesse d'écoulement et de la température de la prise d'eau de mer comme deux paramètres principaux sur le contrôle de la croissance de l'encrassement biologique. La relation entre la vitesse d'écoulement et la croissance de l'encrassement biologique est compliquée à corrélérer en raison de son double impact. La vitesse rapide de l'eau peut fournir suffisamment d'oxygène et de nutriments qui favorisent la croissance des macro-encrassements, mais elle peut également arrêter la croissance de l'encrassement biologique si le taux de cisaillement de l'eau dépasse le taux de cisaillement du tassement de l'encrassement biologique [192, 198]. Panchal et Knudsen [199] ont souligné que la température de l'eau de mer dans la plage de 20 °C à 50 °C est la température souhaitée pour la croissance des micro-organismes, ce qui peut expliquer pourquoi l'eau de mer de surface à haute température exposée à la lumière solaire en continue permet la croissance de l'encrassement biologique [15]. Un potentiel plus élevé d'encrassement biologique est anticipé dans les installations terrestres en eau peu profonde par rapport aux installations offshore en raison de la forte concentration d'organismes dans l'eau de mer près de la zone littorale [22]. Les changements saisonniers de température de l'eau de mer peuvent également influencer le potentiel de croissance de l'encrassement biologique, car une faible plage de changements de température, par exemple dans les zones tropicales, fournit une condition stable pour le développement de l'encrassement biologique [200].

L'une des techniques les plus courantes dans l'industrie pour tuer les bactéries dans le système est l'utilisation de biocides [201]. Il existe deux types de biocides, oxydants et non oxydants. Les biocides oxydants, tels que le chlore, l'acide peracétique, le bromure de sodium, attaquent les micro-organismes en empêchant les nutriments de traverser la paroi cellulaire des micro-organismes [201, 202]. D'autre part, les biocides non oxydants, tels que le 1,2-benzisothiazolin-3-on, le 5-chloro-2-méthyl-4-isothiazolin-3-on, interfèrent avec la reproduction, arrêtent le processus de respiration ou cassent les parois cellulaires des micro-organismes [201, 202]. Dans les systèmes ouverts, en raison des préoccupations environnementales concernant les rejets chimiques, seule l'injection directe de l'agent oxydant hypochlorite de sodium (chlorine) est autorisée [15]. Le revêtement anti-encrassement est une autre pratique courante dans les industries marines et maritimes pour prévenir l'encrassement biologique. Jusqu'à récemment, le tributylétain (TBT) était un ingrédient biocide actif dans de nombreuses peintures qui réduisaient efficacement l'encrassement biologique [203]. Cependant, son utilisation a été interdite car il s'est avéré nocif pour les organismes marins. Ses substituts comprennent des espèces métalliques, telles que le cuivre et le zinc et de nombreuses autres alternatives [203].

Abidin [187] a élaboré une liste de techniques courantes et potentielles d'évaluation de l'encrassement biologique pour les systèmes OTEC, y compris les techniques microscopiques et optiques, l'évaluation spectroscopique, physique, les techniques électriques et les techniques de détection biologique/chimique. Cette liste peut être généralisée et adaptée pour les évaluations de l'encrassement biologique pour tous les autres types de WTEBS. Makai Ocean Engineering [204] a déclaré à la suite d'essais à long terme d'échangeurs de chaleur que l'encrassement n'est pas un problème majeur avec les WTEBS qui absorbent de l'eau de mer profonde froide dans la plage de 3 à 8 °C. Cependant, pour les systèmes d'eau chaude, l'encrassement biologique peut être inévitable. De plus, d'autres composants du système tels que les crépines, les pompes, les réservoirs de rétention et les raccords de canalisation font partie des équipements qui sont également exposés à un encrassement biologique potentiel [187]. Berger et Berger [205] ont établi que l'injection de chlore à une concentration de 50 à 70 parties par milliard de *ppb* pendant 1 heure par jour (moyenne sur 24 h de 2 à 3 *ppb*) puisse empêcher complètement l'encrassement des systèmes de façon continue et non-destructive.

Outre l'encrassement biologique, la corrosion peut également avoir un impact sur les performances des WTEBS en raison de la manière dont l'eau de mer interagit avec les composants et les structures du système. La corrosion est définie comme le processus de destruction d'un matériau sous l'action chimique ou électrochimique du milieu environnant [206]. Une clé essentielle pour améliorer la durée de vie optimale des structures marines contre la corrosion est la compréhension du type d'environnement marin, des matériaux, de la conception appropriée et des mesures de contrôle de la corrosion [207].

Un facteur de contrôle important dans les structures constituées de métaux et d'alliages est la formation d'un film passif qui réduit le transport ionique des espèces réactives [207]. Dans l'eau de mer, l'oxygène dissous et l'ion chlorure conduisent respectivement à la formation et à la réparation ou à la dégradation des films passifs [207]. Par conséquent, les paramètres environnementaux tels que la concentration de sel atmosphérique, la température, la concentration d'oxygène, la salinité et les paramètres de corrosion liés au débit (p. ex. érosion-corrosion [208] et cavitation [209]) doivent être pris en compte. La présence d'un biofilm peut également augmenter le taux de corrosion dans une structure ou agir comme un moyen de dissuasion passif [207, 210]. Une conception appropriée, y compris la sélection de matériaux compatibles à la fois pour la corrosion et les aspects mécaniques, l'optimisation des géométries et des processus d'assemblage qui minimisent la corrosion, et l'utilisation de mesures de contrôle de la corrosion, est le moyen le plus efficace de réduire les coûts de corrosion [207]. Typiquement, la corrosion peut être contrôlée en utilisant divers revêtements qui agissent comme des filtres ioniques ou des barrières de diffusion d'oxygène [207] ou par une protection cathodique [211] qui peut être très rentable et potentiellement combinée avec des revêtements. Pour les WTEBS qui doivent avoir des pipelines à de grandes profondeurs, le polyéthylène est un excellent choix de matériau car les pipelines ne corroderont pas ou ne contamineront pas l'eau [212]. Dans les systèmes d'échangeurs de chaleur, la corrosion due à l'eau de mer salée peut être éliminée en utilisant des échangeurs de chaleur en titane ou en aluminium, d'autant que le titane est proposé comme solution à faible risque pour un condenseur, en particulier dans l'eau de mer froide [126, 213, 214].

6. Mesures de la qualité de l'eau

6.1. Propriétés de l'eau à mesurer

Voici une liste des paramètres à mesurer dans la région du port de Brixham, convenus avec le NKE-Instrumentation (également partenaire du projet EuroSWAC), suivie d'une justification tirée de la littérature pertinente pour noter la nécessité de mesures pour ces paramètres.

6.1.1. Température

La température de l'eau est l'une des caractéristiques physiques les plus importantes du milieu marin. La température contrôle la vitesse à laquelle les réactions chimiques et les processus biologiques se produisent. De plus, la plupart des organismes ont une plage de températures distincte dans laquelle ils se développent. Un plus grand nombre d'espèces vivent dans les zones de température modérée, avec moins d'espèces tolérantes aux températures extrêmes. En règle générale, les organismes ne peuvent pas survivre à des fluctuations de température importantes.

6.1.2. Salinité

La salinité fait référence à la teneur en sel de l'eau de mer. Pour les eaux océaniques, la salinité est d'environ 35g /Kg. Les variations de la salinité des eaux océaniques sont principalement liées aux

conditions climatiques. Les variations de salinité sont maximales à la surface de l'eau. La salinité de l'eau de surface est augmentée par l'élimination de l'eau par évaporation. Alternativement, la salinité diminue par dilution à partir de l'ajout d'eau douce (par exemple, la pluie, le ruissellement de sources d'eau douce telles que les ruisseaux, etc.). Les estuaires représentent des zones de transition entre l'eau salée et l'eau douce. La salinité de l'eau de mer a un effet profond sur la concentration de sels dans les tissus et les fluides corporels des organismes. De légers changements des concentrations de sel dans le corps des animaux peuvent avoir des conséquences stressantes, voire mortelles. Par conséquent, les animaux ont soit développé des mécanismes pour contrôler les niveaux de sel corporel, soit pour tolérer les variations de l'eau de mer environnante.

6.1.3. Densité

La densité (masse par unité de volume) de l'eau de mer dépend de sa composition et est fonction à la fois de la température et de la salinité. Les sels dissous et d'autres substances contribuent à la densité plus élevée de l'eau de mer par rapport à l'eau douce. Lorsque la température augmente, la densité diminue. En conséquence, l'eau plus dense coulera, tandis que l'eau moins dense montera.

6.1.4. pH

La mesure de l'acidité ou de l'alcalinité d'une substance, connue sous le nom de pH, est basée sur une échelle allant de 1,0 (très acide) à 14,0 (très basique). Un pH de 7,0 est considéré comme neutre. L'eau de mer de surface a souvent un pH compris entre 8,1 et 8,3 (légèrement basique), mais l'acidité des eaux océaniques plus profondes est très stable avec un pH neutre. La très forte concentration d'ions carbonate dans l'eau de mer lui confère un grand pouvoir tampon et une résistance aux variations de pH. Néanmoins, dans les mers peu profondes et les zones côtières, le pH peut être modifié par les activités végétales et animales, la pollution et l'interaction avec l'eau douce.

6.1.5. Gaz dissous

L'oxygène n'est pas facilement soluble dans l'eau de mer. La quantité d'oxygène présente dans l'eau de mer varie en fonction du taux de production par les plantes, de la consommation par les animaux et les plantes, de la décomposition bactérienne et des interactions de surface avec l'atmosphère. La plupart des organismes ont besoin d'oxygène pour leurs processus vitaux. Lorsque l'eau de surface descend à des niveaux plus profonds, elle conserve sa réserve d'oxygène jusqu'à ce qu'elle soit consommée par des organismes. Le dioxyde de carbone est un gaz nécessaire aux plantes pour la production photosynthétique de nouvelle matière organique. Le dioxyde de carbone est 60 fois plus concentré dans l'eau de mer que dans l'atmosphère.

6.2. Méthodes de mesure

Talley [215] a décrit en détail différentes méthodes et instruments qui peuvent être appliqués pour mesurer les propriétés de l'eau de l'océan. Leurs méthodes de mesure peuvent être divisées en deux groupes : les plates-formes de mesure habitées traditionnelles telles que les navires de recherche océanique, et les plates-formes autonomes (sans équipage) telles que les instruments flottants ou amarrés, ou les satellites. Les mesures traditionnelles d'océanographie profonde ont été réalisées à partir de navires de recherche avec des mesures auxiliaires provenant de navires marchands (température et salinité de l'océan, météo) et de stations côtières (marégraphes, ondes, observations de température et de salinité au phare, etc.). De nos jours, le navire de recherche continue d'être essentiel pour la recherche océanographique, mais les améliorations rapides de la

technologie, y compris les communications par satellite et les capacités d'amarrage à longue durée de vie, ont introduit de nouvelles options.

Pour le projet EUROSAC, la mesure de la qualité de l'eau sera réalisée à l'aide de deux bouées fournies par NKE. L'une des bouées est censée être fixée dans la zone proche des conduites d'entrée, tandis que l'autre est censée être déplacée à différents endroits du port.

6.3. Données bathymétriques

Sur la base de la carte disponible sur le site Web du port de Tor Bay, une géométrie 3D du port de Brixham a été créée pour illustrer la morphologie du lit du port. Le point de référence pour les mesures sur la carte était basé sur la moyenne de la surface de l'eau à marée basse. La figure 8 présente les données bathymétriques de la zone d'intérêt à proximité du site du laboratoire de Brixham.

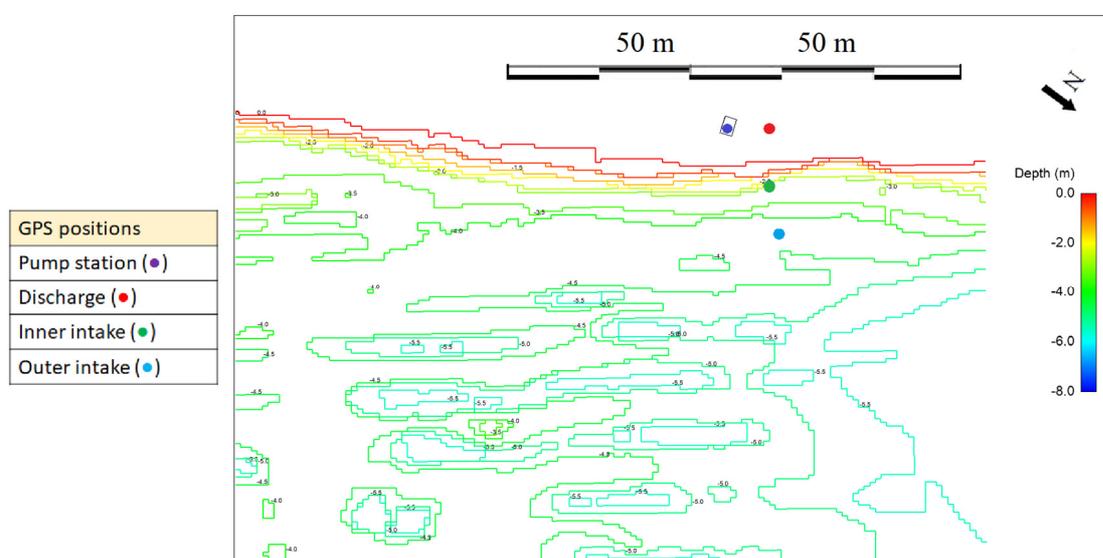


Figure 9: Données bathymétriques à proximité de l'entrée et de la sortie du système SWAC, port de Brixham.

6.4. Données supplémentaires pour aider à l'installation des bouées à Tor Bay

L'analyse et les prévisions de la physique des océans pour le plateau européen du nord-ouest [6] ont été utilisées pour recueillir des données pour la région de la baie de Tor. Pour cette analyse et prévision, le modèle océanique NEMO (Nucleus for European Modeling of the Ocean) est utilisé pour assimiler des observations telles que la température de surface, des profils verticaux de température et de salinité, et des données satellitaires d'anomalies du niveau de la mer. Le modèle est borné latéralement par des conditions tirées du modèle de prévision de l'océan Atlantique Nord du Met Office britannique et par le « CMEMS Baltic forecast product ». Une explication plus détaillée du modèle, ainsi que toutes les données et tous les résultats disponibles, sont disponibles sur le site web de Copernicus (disponible [ici](#)).

La figure 9 ci-dessous montre les vitesses quotidiennes moyennes des courants vers le nord et vers l'est en 2021 pour Tor-Bay, telles qu'obtenues par le modèle océanique NEMO.

Le géoïde est une surface de géopotential constant avec laquelle coïnciderait le niveau moyen de la mer si l'océan était au repos. Le paramètre "hauteur de la surface de la mer" est la différence entre

la hauteur réelle de la surface de la mer à un moment et à un endroit donnés et celle qu'elle aurait si l'océan était au repos. Les données horaires-instantanées présentées dans la figure 10 ci-dessous sont issues du modèle océanique NEMO.

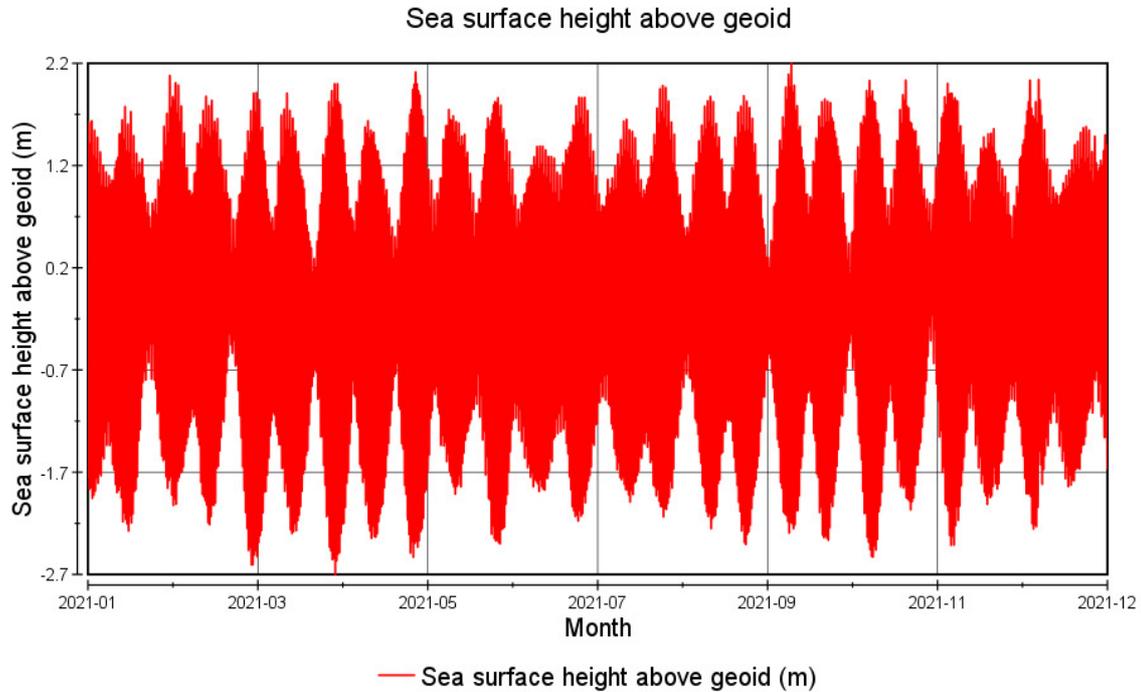


Figure 11: Hauteur de la surface de la mer au-dessus du géoïde. (Remarque : le point de données marqué comme 2021-12 correspond à la fin décembre)

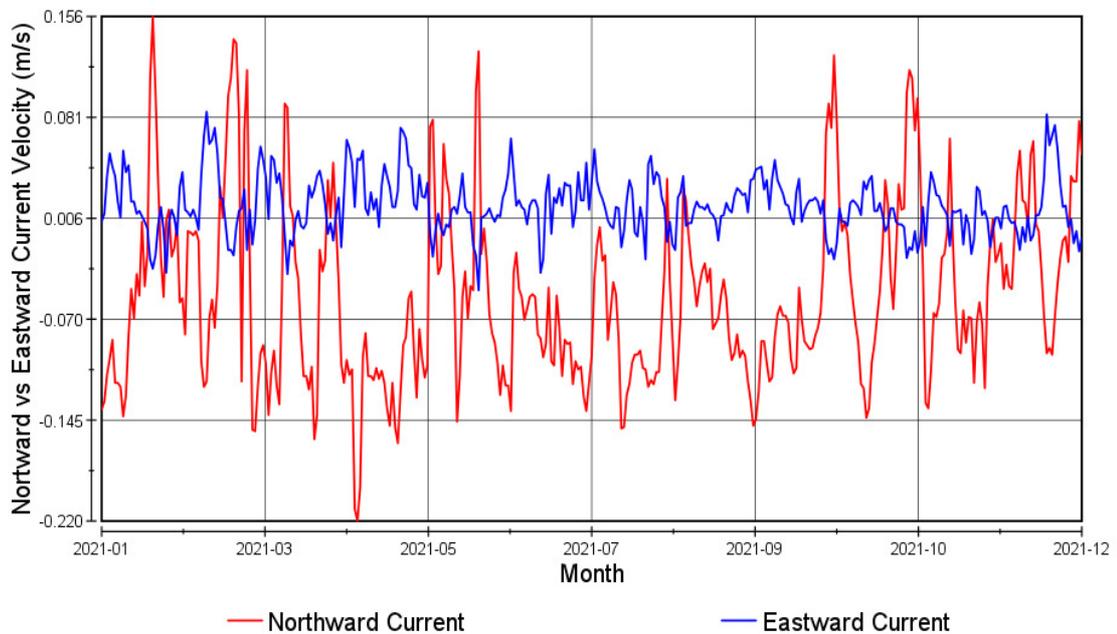


Figure 10: Vitesses actuelles sur le site en 2021 (données moyennes quotidiennes)

En plus des données obtenues à partir du modèle océanique NEMO, des données historiques concernant la vitesse et la direction du vent ont été obtenues pour aider à l'installation des bouées au port de Brixham. Les figures suivantes montrent la moyenne des vitesses horaires moyennes du vent à Brixham (Figure 11), ainsi que la direction du vent (Figure 12). Les données présentées ont été acquises entre 2014 et 2022.

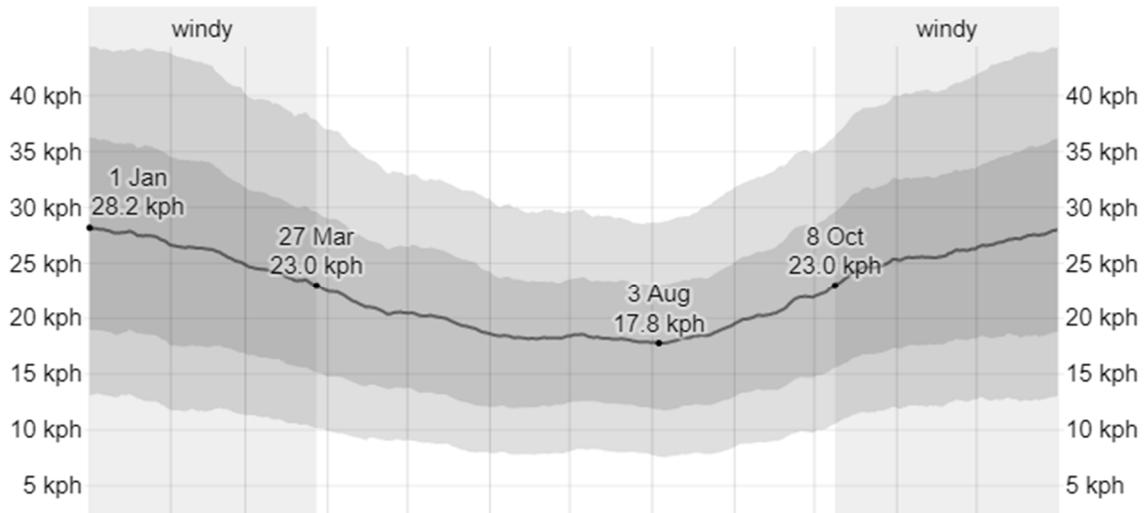


Figure 13: Vitesse moyenne du vent, ainsi que les bandes du 25e au 75e et du 10e au 90e centile (zones ombrées du graphique)

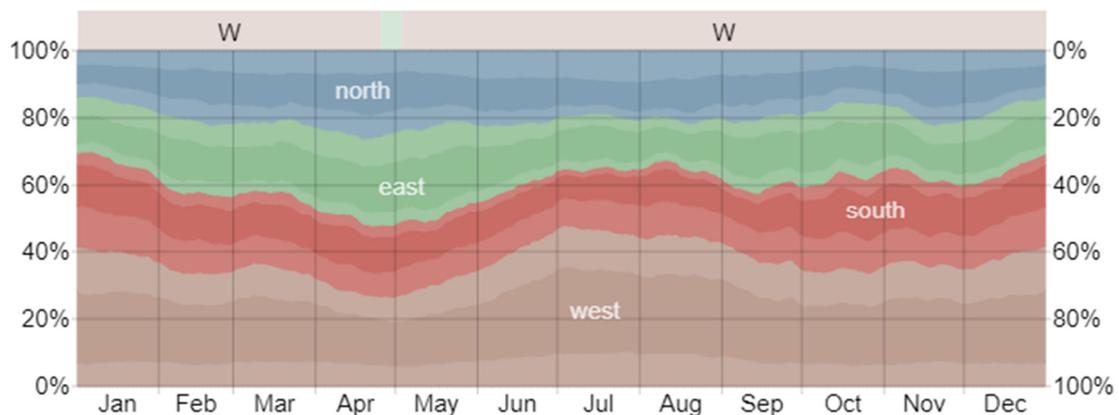


Figure 12: Pourcentage d'heures pendant lesquelles la direction moyenne du vent provient de chacune des quatre directions cardinales du vent, à l'exclusion des heures pendant lesquelles la vitesse moyenne du vent est inférieure à 1,6 km/h. Les zones légèrement teintées aux limites représentent le pourcentage d'heures passées dans les directions intermédiaires implicites (nord-est, sud-est, sud-ouest et nord-ouest).

Tableau1 : Vitesse moyenne du vent (en km/h)

Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Déc
27,6	26,0	23,7	21,2	19,6	18,3	18,2	18,4	20,8	24,0	25,8	27,3

6.5. Informations sur les bouées et les sondes WiMo

L'objectif est d'installer deux bouées instrumentées sur le site de Brixham afin d'évaluer l'impact du système SWAC en fonctionnement sur 3 mois (à partir de juin 2022). Pour mener à bien cette étude, NKE est en charge de concevoir les bouées et notamment la ligne d'ancrage et l'ancre. NKE avait

besoin de connaître les conditions hydrodynamiques du site : vitesse maximale du courant (sur un an), vitesse du vent sur un an, direction du vent (°) sur un an et hauteur maximale des vagues (Hs) sur un an). En fonction du site de Brixham et de ses caractéristiques hydrodynamiques, la solution s'est orientée vers une version 20L. Les deux bouées sont basées sur le modèle suivant (voir figure 13).

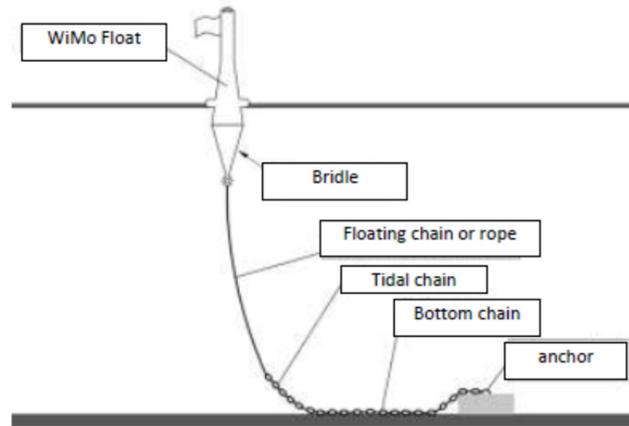


Figure 14: Description de la bouée WiMo

Afin de maintenir un bon comportement hydrodynamique de flottaison de la bouée, NKE a proposé de garder une réserve de flottabilité de 50-60%, ce qui signifie que la ligne de flottaison doit être comprise entre la moitié et le tiers de la hauteur totale du flotteur 20L.

Le lest total du flotteur est composé du poids de la chaîne de $\Phi 8$ (1,2 kg/m) et du poids de la chaîne d'amarrage. En fonction de la profondeur du mouillage, la ligne flottante de l'amarre sera composée d'une chaîne uniquement ou une chaîne et une corde.

Les bouées sont conçues pour éviter les chocs et ont les caractéristiques suivantes :

Hauteur totale	1,7m
Poids total	24 kg (chaîne incluse)
Poteau de support + antenne + poids total WIMO	7 kg
Flotteur avec une flottabilité de 20 litres	
Matériel	EVA (Ethylène-acétate de vinyle)
Partie centrale	Polyéthylène haute densité (HDPE)
Chaîne patte d'oie	Deux chaînes DN10 (2,2 kg/m) + Bridon et manilles
Lumière solaire	Jaune 0.5s/ON et 3.5s/OFF
Croix de Saint André	250 millimètres



Figure 15: Description du flotteur WiMo 20 litres

De plus, les bouées étaient équipées de sondes multiparamètres WiMo situées à 1 mètre sous la surface de l'eau. Comme indiqué dans les exigences du projet EUROSWAC, la sonde a pu mesurer la température de l'eau, la profondeur de l'eau, le pH, la concentration en oxygène et la saturation en oxygène dissous, la conductivité, le total des solides dissous (TTS) et l'oxydation - réduction potentiel (total des oxydants résiduels). A cet effet, les sondes NKE ont été équipées de capteurs pH, CT, DO et ORP. Il y avait aussi une brosse pour protéger la cellule du capteur optique DO, en particulier contre l'encrassement biologique.



Figure 16: sonde WiMo

La sonde WiMo est totalement autonome pendant le temps de déploiement. L'utilisateur peut se connecter à la sonde via un réseau WiFi avant le déploiement. Via une page web, l'utilisateur peut configurer la sonde en sélectionnant la fréquence d'acquisition toutes les 10' ou toutes les heures après l'activation du SWAC.

6.6. Des mesures

Les mesures à l'aide des sondes NKE ont eu lieu durant l'été 2022, à partir de fin juin. La liste complète des données obtenues par les bouées est présentée plus bas. Veuillez noter que lors du déploiement, il y a eu divers problèmes avec le fonctionnement optimal des bouées et donc les

données pour certains jours peuvent ne pas être représentatives de l'image réelle. Les bouées devaient également être déconnectées pendant quelques heures toutes les 2 à 3 semaines à des fins de maintenance. En raison du volume des données exportées, elles sont présentées en trois mois distincts (juillet 2022 – septembre 2022).

Nomenclature des cartes :

Salinity_48 = Salinité de l'eau de mer mesurée en PSU

TDS_51 = Solide dissous total mesuré en mg/L

PH_08 = pH

Oxygène_07 = Saturation en oxygène (%)

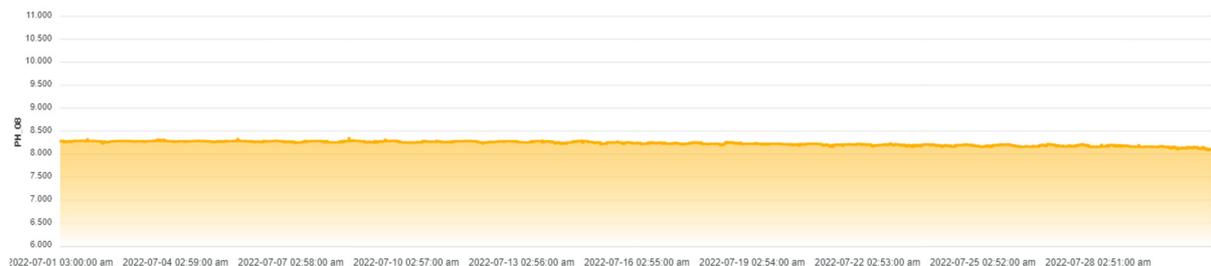
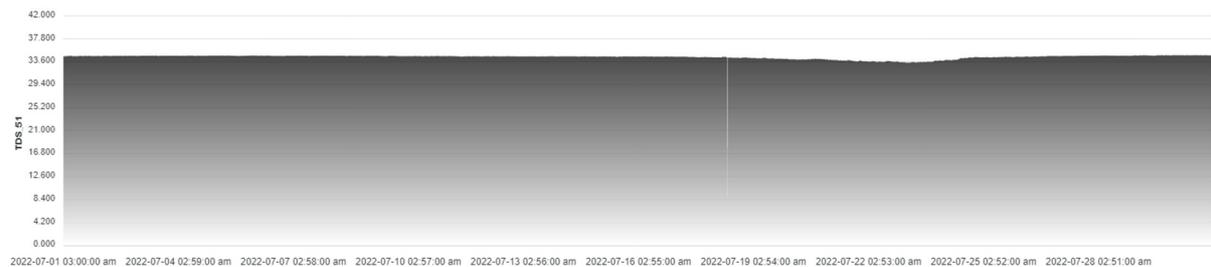
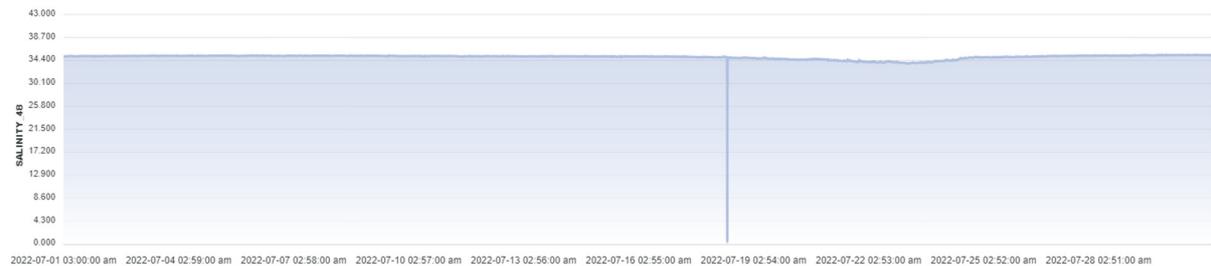
Oxygen_06 = Concentration en oxygène mesurée en mg/L

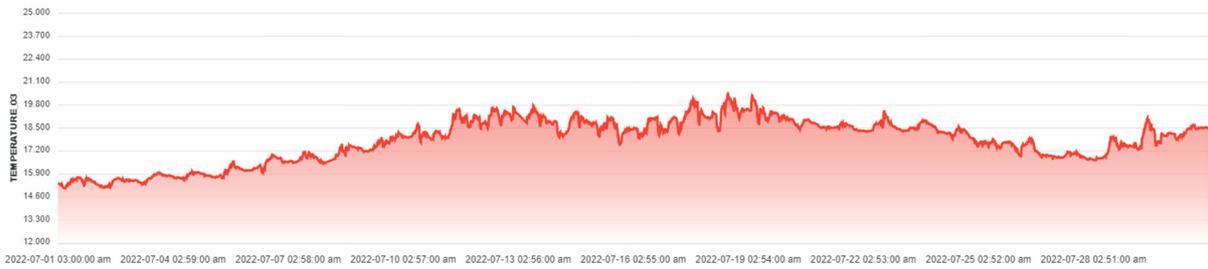
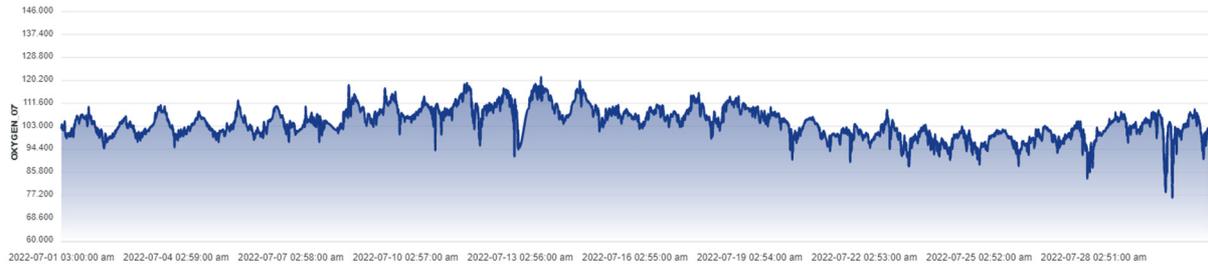
Temperature_03 = Température de l'eau de mer mesurée en °C

RedOx_20 = Potentiel d'oxydoréduction mesuré en mV (uniquement disponible pour septembre 2022)

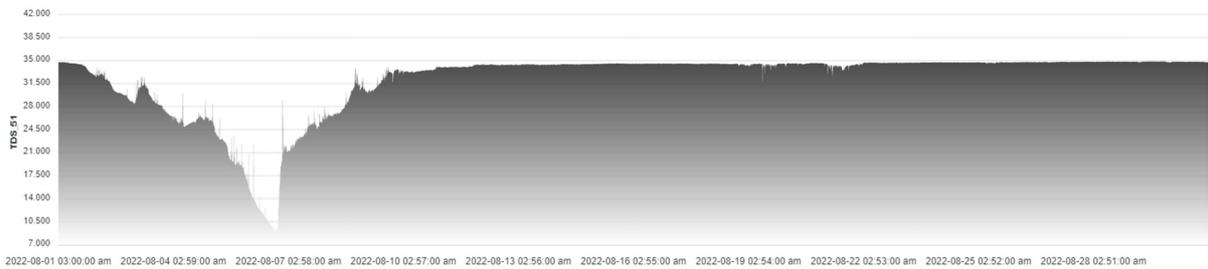
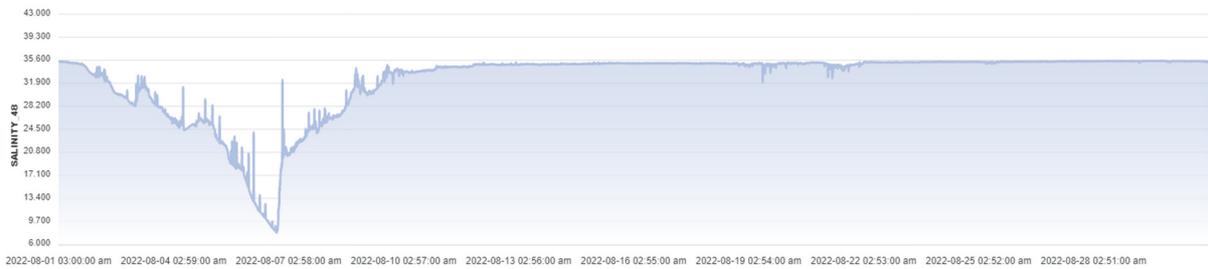
(Veuillez zoomer sur les graphiques suivants pour les afficher en plus haute résolution)

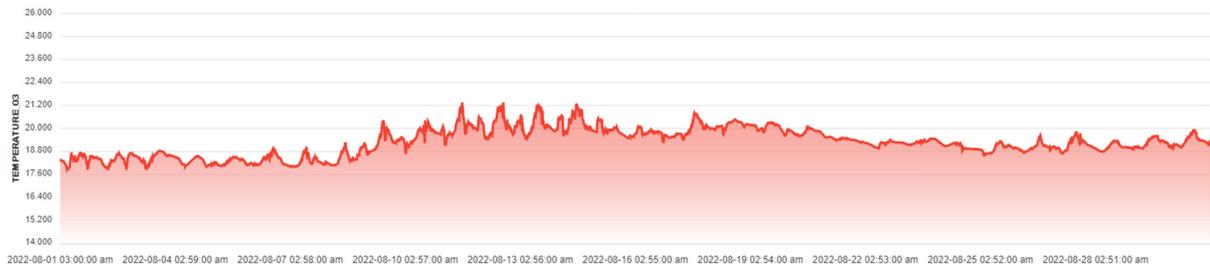
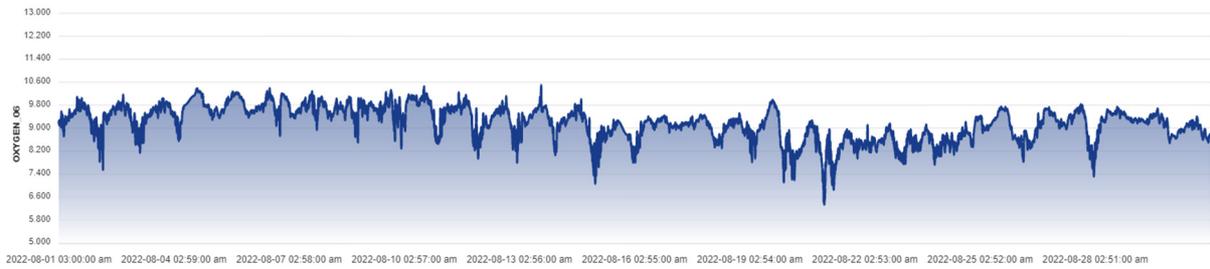
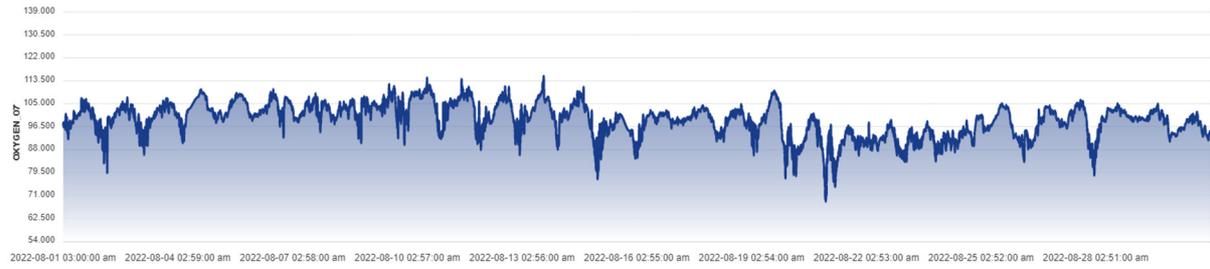
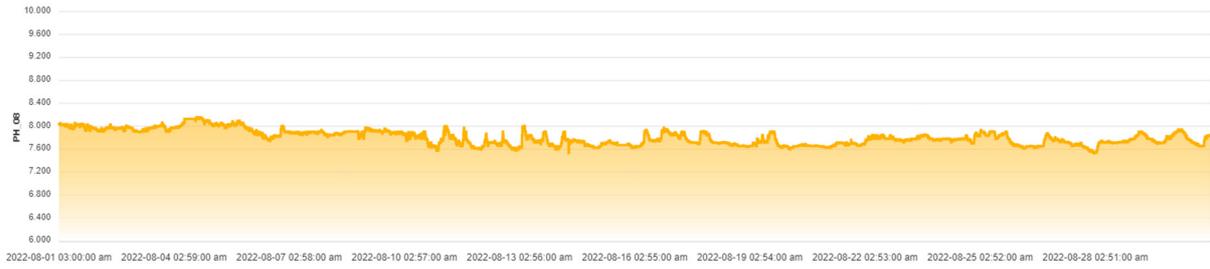
6.6.1. Juillet 2022



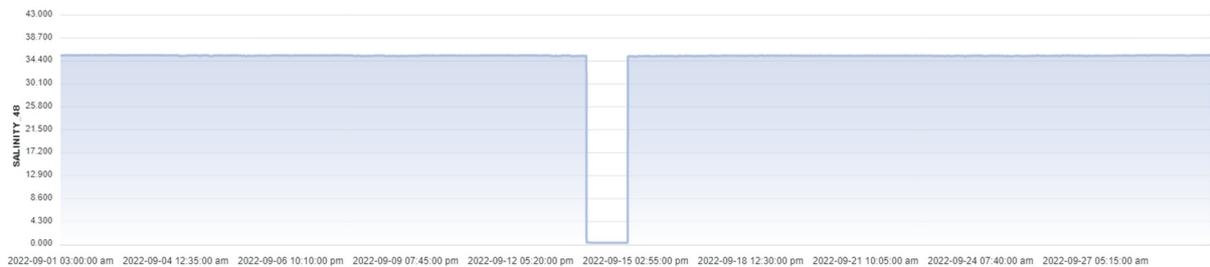


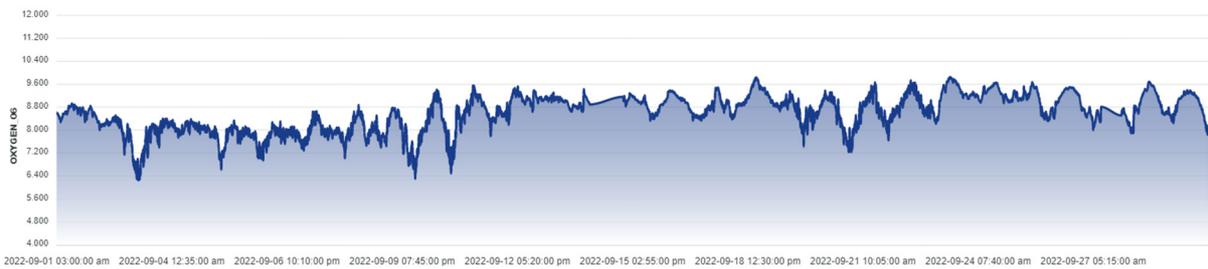
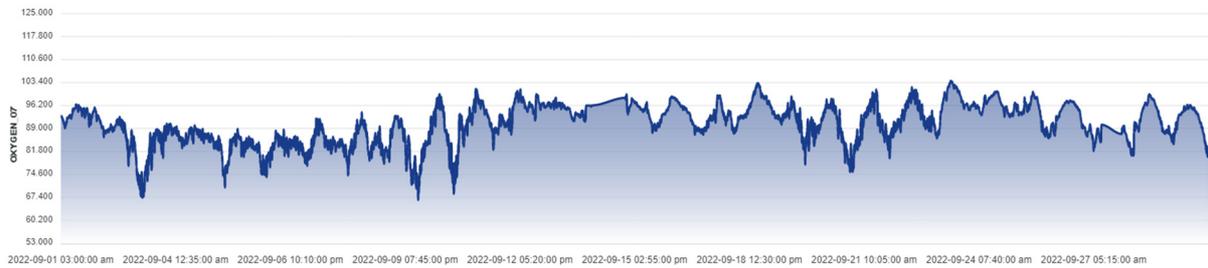
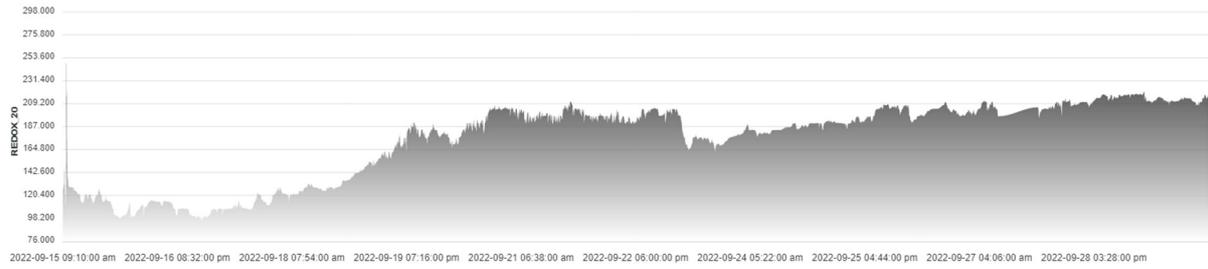
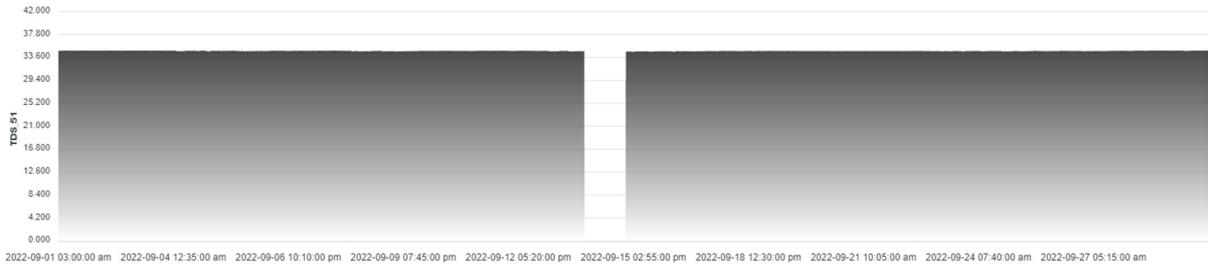
6.6.2. Août 2022





6.6.3. Septembre 2022





7. Conclusion

La croissance et le développement des WTEBS soulèvent des inquiétudes quant à leurs impacts sur la durabilité et la dégradation des environnements marins. Le présent rapport fournit un examen complet des différents aspects de l'interaction des WTEBS avec les environnements marins. Il détaille les préoccupations concernant le développement des WTEBS, comprenant les différentes phases de construction, d'exploitation et de démantèlement, compte tenu des autres types de développement dans l'environnement marin, tels que les centrales électriques côtières ou d'autres technologies renouvelables marines. Les phases de construction et de démantèlement d'un projet WTEBS, y compris l'installation de fondations et de structures fixes (telles que des échangeurs de chaleur immergés ou des stations de pompage), de pipelines, de systèmes de protection contre l'affouillement, de dispositifs d'amarrage et de câbles électriques installés sur le fond marin, sont susceptibles de provoquer des perturbations positives et négatives importantes des ressources environnementales locales et des changements fondamentaux de l'habitat benthique. Les solutions innovantes introduites par DeProfundis et DORIS Engineering, telles que les technologies d'enfouissement automatique et de conduites flexibles, peuvent aider à minimiser l'impact environnemental et les coûts d'installation des pipelines. En termes de fonctionnement, un WTEBS perturbe en permanence le milieu marin pendant toute sa durée de vie. Un examen complet de l'impact environnemental associé à l'exploitation d'un WTEBS, tel que le rejet de l'eau de mer de traitement, les champs électromagnétiques des câbles électriques, les effets acoustiques des machines et des pipelines du WTEBS, et les fuites de produits chimiques du système sur les écosystèmes benthiques et pélagiques a été réalisé. La dispersion des rejets d'eau de mer comme l'une des principales préoccupations d'impact environnemental concernant l'exploitation d'un WTEBS a été discutée dans une section distincte. Les outils de modélisation expérimentaux et numériques antérieurs ont été indiqués et les possibilités d'amélioration des modèles existants pour combler les lacunes en matière de connaissances ont été discutées.

De plus, ce rapport fournit des informations sur les mesures de la qualité de l'eau effectuées dans le port de Brixham à l'aide d'appareils fournis par NKE Instrumentation. Les données présentées ont été collectées entre juillet 2022 et septembre 2022. Les données brutes collectées par les deux bouées sont stockées à l'Université de Plymouth et peuvent être mises à disposition sur demande.

8. References

1. John Houghton. "Global warming". In: *Reports on progress in physics* 68.6 (2005), p. 1343.
2. Jonas Meckling. "The developmental state in global regulation: Economic change and climate policy". In: *European Journal of International Relations* 24.1 (2018), pp. 58–81.
3. Nasim Ullah et al. "Adaptive fractional order terminal sliding mode control of a doubly fed induction generator-based wind energy system". In: *IEEE Access* 5 (2017), pp. 21368–21381.
4. Christina M Comfort et al. "Environmental properties of coastal waters in Mamala Bay, Oahu, Hawaii, at the future site of a seawater air conditioning outfall". In: *Oceanography* 28.2 (2015), pp. 230–239.
5. Hina Gohar Ali et al. "Non-linear sliding mode controller for photovoltaic panels with maximum power point tracking". In: *Processes* 8.1 (2020), p. 108.

6. Douglas J Arent, Alison Wise, and Rachel Gelman. “The status and prospects of renewable energy for combating global warming”. In: *Energy Economics* 33.4 (2011), pp. 584–593.
7. Hannah Ritchie and Max Roser. “Electricity production by source, world.” In: 2021. url: <https://ourworldindata.org/grapher/electricity-prod-source-stacked>.
8. Julian David Hunt, Edward Byers, and Antonio Santos S´anchez. “Technical potential and cost estimates for seawater air conditioning”. In: *Energy* 166 (2019), pp. 979–988.
9. Julian David Hunt et al. “Deep seawater cooling and desalination: Combining seawater air conditioning and desalination”. In: *Sustainable Cities and Society* 74 (2021), p. 103257.
10. Jorge Herrera, Santiago Sierra, and Asier Ibeas. “Ocean thermal energy conversion and other uses of deep sea water: A review”. In: *Journal of Marine Science and Engineering* 9.4 (2021), p. 356.
11. Julian David Hunt et al. “High velocity seawater air-conditioning with thermal energy storage and its operation with intermittent renewable energies”. In: *Energy Efficiency* 13(8) (2020), pp. 1825– 1840.
12. K Schroeder et al. “An extensive western Mediterranean deep water renewal between 2004 and 2006”. In: *Geophysical Research Letters* 35.18 (2008).
13. Charissa M Ferrera et al. “Carbonate parameters in high and low productivity areas of the Sulu Sea, Philippines”. In: *Marine Chemistry* 195 (2017), pp. 2–14.
14. Barbara Hattemer and Stephen P Kavanaugh. “Design Temperature Data for Surface Water Heating and Cooling Systems.” In: *ASHRAE Transactions* 111.1 (2005).
15. Matt S Mitchell and Jeffrey D Spitler. “Open-loop direct surface water cooling and surface water heat pump systems—A review”. In: *HVAC and R Research* 19 (2 Feb. 2013).
16. Lynne D Talley. *Descriptive physical oceanography: an introduction*. Academic press, 2011.
17. Inc. MAKAI OCEAN ENGINEERING. “New renewable energy report released: seawater air conditioning in the Caribbean (report).” In: 2015.
18. MC Soini et al. “Renewable Energy in District Heating and Cooling: A Sector Roadmap for Remap”. In: *International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi* (2017).
19. Chang Su et al. “Seawater heat pumps in China, a spatial analysis”. In: *Energy Conversion and Management* 203 (2020), p. 112240.
20. Kian J Chua, Siaw K Chou, and WM Yang. “Advances in heat pump systems: A review”. In: *Applied energy* 87.12 (2010), pp. 3611–3624.
21. Robin Pelc and Rod M Fujita. “Renewable energy from the ocean”. In: *Marine Policy* 26.6 (2002), pp. 471–479.
22. William H. Avery and Chih Wu. *Renewable Energy from the Ocean*. Oxford University Press, June 1994. isbn: 9780195071993. doi: 10.1093/oso/9780195071993.001.0001.

23. Hyeon-Ju Kim and Albert S Kim. *Ocean Thermal Energy Conversion (OTEC): Past, Present, and Progress*. 2020.
24. John Ciani. *Sea/Lake Water Cooling for Naval Facilities*. Tech. rep. CIVIL ENGINEERING LAB (NAVY) PORT HUENEME CALIF, 1978.
25. Helge Smebye, Kirsti Midttømme, and Jørn Stene. “Energi fra overflatevann i Norge- kartlegging av økonomisk potensial”. In: (2011).
26. Jan C War. “Seawater Air Conditioning (SWAC) a renewable energy alternative”. In: *OCEANS’11 MTS/IEEE KONA*. IEEE. 2011, pp. 1–9.
27. Brian Von Herzen et al. “A feasibility study of an integrated air conditioning, desalination and marine permaculture system in Oman”. In: *ICTEA: International Conference on Thermal Engineering*. Vol. 2017. 2017.
28. Tonio Sant and Robert N Farrugia. “Performance modelling of an offshore floating wind turbine- driven deep sea water extraction system for combined power and thermal energy production: a case study in a central Mediterranean context”. In: *International Conference on Offshore Mechanics and Arctic Engineering*. Vol. 55423. American Society of Mechanical Engineers. 2013, V008T09A044.
29. Tonio Sant, Daniel Buhagiar, and Robert N Farrugia. “Offshore floating wind turbine-driven deep sea water pumping for combined electrical power and district cooling”. In: *Journal of Physics: Conference Series*. Vol. 524. 1. IOP Publishing. 2014, p. 012074.
30. Matthew Galea and Tonio Sant. “Coupling of an offshore wind-driven deep sea water pump to an air cycle machine for large-scale cooling applications”. In: *Renewable Energy* 88 (2016), pp. 288– 306.
31. Matthew Galea and Tonio Sant. “Using offshore wind technology for large-scale cooling applications”. In: *Wind Engineering* 40.5 (2016), pp. 447–454.
32. Daniel Buhagiar and Tonio Sant. “Steady-state analysis of a conceptual offshore wind turbine driven electricity and thermocline energy extraction plant”. In: *Renewable energy* 68 (2014), pp. 853–867.
33. Christina M Comfort and Luis Vega. “Environmental assessment for ocean thermal energy conversion in Hawaii: Available data and a protocol for baseline monitoring”. In: *OCEANS’11 MTS/IEEE KONA*. IEEE. 2011, pp. 1–8.
34. George W Boehlert and Andrew B Gill. “Environmental and ecological effects of ocean renewable energy development: a current synthesis”. In: *Oceanography* 23.2 (2010), pp. 68– 81.
35. Andrew B Gill. “Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone”. In: *Journal of applied ecology* (2005), pp. 605–615.
36. Guilherme VB Ferreira et al. “High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect”. In: *Environmental Pollution* 236 (2018), pp. 706–717.

37. Angela Carpenter. "Oil pollution in the North Sea: the impact of governance measures on oil pollution over several decades". In: *Hydrobiologia* 845.1 (2019), pp. 109–127.
38. M Barletta, FJA Cysneiros, and ARA Lima. "Effects of dredging operations on the demersal fish fauna of a South American tropical–subtropical transition estuary". In: *Journal of fish biology* 89.1 (2016), pp. 890–920.
39. ARA Lima et al. "Changes in the composition of ichthyoplankton assemblage and plastic debris in mangrove creeks relative to moon phases". In: *Journal of Fish biology* 89.1 (2016), pp. 619–640.
40. Steve JM Blaber et al. "Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems". In: *iCES Journal of marine Science* 57.3 (2000), pp. 590–602.
41. Donald S McLusky, David M Bryant, and Michael Elliott. "The impact of land-claim on macrobenthos, fish and shorebirds on the forth estuary, eastern Scotland". In: *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems* 2.3 (1992), pp. 211–222.
42. Monica F Costa and M´ario Barletta. "Microplastics in coastal and marine environments of the western tropical and sub-tropical Atlantic Ocean". In: *Environmental Science: Processes & Impacts* 17.11 (2015), pp. 1868–1879.
43. Benjamin S Halpern et al. "Recent pace of change in human impact on the world’s ocean". In: *Scientific reports* 9.1 (2019), pp. 1–8.
44. Tabbi Wilberforce et al. "Overview of ocean power technology". In: *Energy* 175 (2019), pp. 165– 181.
45. Hao Chen et al. "Attraction, challenge and current status of marine current energy". In: *IEEE Access* 6 (2018), pp. 12665–12685.
46. Chris Frid et al. "The environmental interactions of tidal and wave energy generation devices". In: *Environmental Impact Assessment Review* 32.1 (2012), pp. 133–139.
47. Nicoletta Patrizi et al. "Lifecycle environmental impact assessment of an overtopping wave energy converter embedded in breakwater systems". In: *Frontiers in Energy Research* 7 (2019), p. 32.
48. Amy L Baker et al. "Modelling the impact of tidal range energy on species communities". In: *Ocean & coastal management* 193 (2020), p. 105221.
49. Andrea E Copping et al. "Are fish in danger? A review of environmental effects of marine renewable energy on fishes". In: *Biological Conservation* 262 (2021), p. 109297.
50. Natalie Isaksson et al. "Assessing the effects of tidal stream marine renewable energy on seabirds: A conceptual framework". In: *Marine Pollution Bulletin* 157 (2020), p. 111314.
51. Enas Taha Sayed et al. "A critical review on environmental impacts of renewable energy systems and mitigation strategies: Wind, hydro, biomass and geothermal". In: *Science of the total environment* 766 (2021), p. 144505.
52. Hayley Farr et al. "Potential environmental effects of deepwater floating offshore wind energy facilities". In: *Ocean & Coastal Management* 207 (2021), p. 105611.

53. Benjamin Williamson et al. “Predictable changes in fish school characteristics due to a tidal turbine support structure”. In: *Renewable Energy* 141 (2019), pp. 1092–1102.
54. Chloe E Malinka et al. “First in situ passive acoustic monitoring for marine mammals during operation of a tidal turbine in Ramsey Sound, Wales”. In: *Marine Ecology Progress Series* 590 (2018), pp. 247–266.
55. Caitlin Seyfried, Hannah Palko, and Lindsay Dubbs. “Potential local environmental impacts of salinity gradient energy: A review”. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 102 (2019), pp. 111–120.
56. Milad Shadman et al. “Environmental impacts of offshore wind installation, operation and maintenance, and decommissioning activities: A case study of Brazil”. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 144 (2021), p. 110994.
57. Rebecca Hall, Elsa João, and Charles W Knapp. “Environmental impacts of decommissioning: Onshore versus offshore wind farms”. In: *Environmental Impact Assessment Review* 83 (2020), p. 106404.
58. Andrew B Gill et al. “Setting the context for offshore wind development effects on fish and fisheries”. In: *Oceanography* 33.4 (2020), pp. 118–127.
59. Jakob Tougaard, Line Hermannsen, and Peter T Madsen. “How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines?” In: *The Journal of the Acoustical Society of America* 148.5 (2020), pp. 2885–2893.
60. Peter T Madsen et al. “Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs”. In: *Marine ecology progress series* 309 (2006), pp. 279–295.
61. Denise Risch et al. “Characterisation of underwater operational sound of a tidal stream turbine”. In: *The Journal of the Acoustical Society of America* 147.4 (2020), pp. 2547–2555.
62. Bastien Taormina et al. “A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions”. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 96 (2018), pp. 380–391.
63. Zoë L Hutchison, David H Secor, and Andrew B Gill. “The interaction between resource species and electromagnetic fields associated with electricity production by offshore wind farms”. In: *Oceanography* 33.4 (2020), pp. 96–107.
64. Kevin Scott, Petra Harsanyi, and Alastair R Lyndon. “Understanding the effects of electromagnetic field emissions from Marine Renewable Energy Devices (MREDs) on the commercially important edible crab, *Cancer pagurus* (L.)” In: *Marine Pollution Bulletin* 131 (2018), pp. 580–588.
65. Cardno Tec. Inc. “Final environmental impact statement for the proposed Honolulu Seawater Air Conditioning Project, Honolulu, Hawaii.” In: *Honolulu: US Army Corps Of Engineers* (2014).

66. Gregorio Iglesias et al. "Environmental effects". In: *Wave and tidal energy* (2018), pp. 364–454.
67. JA Van Dalssen et al. "Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the Western Mediterranean". In: *ICES Journal of Marine Science* 57.5 (2000), pp. 1439–1445.
68. Zhiqiang Lu et al. "Small-Scale Effects of Offshore Wind-Turbine Foundations on Macro-benthic Assemblages in Pinghai Bay, China". In: *Journal of Coastal Research* 36.1 (2020), pp. 139–147.
69. Sharon L Drabsch, Jason E Tanner, and Sean D Connell. "Limited infaunal response to experimental trawling in previously untrawled areas". In: *ICES Journal of Marine Science* 58.6 (2001), pp. 1261–1271.
70. Jan Geert Hiddink et al. "Selection of indicators for assessing and managing the impacts of bottom trawling on seabed habitats". In: *Journal of Applied Ecology* 57.7 (2020), pp. 1199–1209.
71. Robert E Blyth et al. "Implications of a zoned fishery management system for marine benthic communities". In: *Journal of Applied Ecology* 41.5 (2004), pp. 951–961.
72. S. J. Hennige et al. "Using the Goldilocks Principle to model coral ecosystem engineering". In: *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 288 (288 Dec. 2021).
73. John C Montgomery et al. "Sound as an orientation cue for the pelagic larvae of reef fishes and decapod crustaceans". In: *Advances in marine biology* 51 (2006), pp. 143–196.
74. Piero Addis et al. "Spatial and temporal changes in the assemblage structure of fishes associated to fish aggregation devices in the Western Mediterranean". In: *Aquatic Living Resources* 19.2 (2006), pp. 149–160.
75. Richard Inger et al. "Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research". In: *Journal of applied ecology* 46.6 (2009), pp. 1145–1153.
76. Timothy J Langlois, Marti J Anderson, and Russell C Babcock. "Reef-associated predators influence adjacent soft-sediment communities". In: *Ecology* 86.6 (2005), pp. 1508–1519.
77. Olivia Langhamer, Dan Wilhelmsson, and Jens Engström. "Artificial reef effect and fouling impacts on offshore wave power foundations and buoys—a pilot study". In: *Estuarine, coastal and shelf science* 82.3 (2009), pp. 426–432.
78. Zhenjing Wu et al. "Model development and performance investigation of staggered tube-bundle heat exchanger for seawater source heat pump". In: *Applied Energy* 262 (2020), p. 114504.

79. Long Liu, Mingqing Wang, and Yu Chen. "A practical research on capillaries used as a front-end heat exchanger of seawater-source heat pump". In: *Energy* 171 (2019), pp. 170–179.
80. Ioan Sarbu and Calin Sebarchievici. "General review of ground-source heat pump systems for heating and cooling of buildings". In: *Energy and buildings* 70 (2014), pp. 441–454.
81. Wandong Zheng et al. "The thermal performance of seawater-source heat pump systems in areas of severe cold during winter". In: *Energy conversion and management* 90 (2015), pp. 166–174.
82. Khanh Q Nguyen et al. "Long-term testing methods for HDPE pipe-advantages and disadvantages: a review". In: *Engineering Fracture Mechanics* 246 (2021), p. 107629.
83. Alan Miller, Ted Rosario, and Matt Ascari. "Selection and validation of a minimum-cost cold water pipe material, configuration, and fabrication method for ocean thermal energy conversion (OTEC) systems". In: *Proceedings of SAMPE* (2012), pp. 1–28.
84. Lloyd F Lewis, Joseph Van Ryzin, and Luis Vega. "Steep slope seawater supply pipeline". In: *Coastal Engineering Proceedings* 21 (1988), pp. 196–196.
85. Craig Camp et al. "HDD Design for Construction Ocean Outfall". In: *Pipelines 2019: Condition Assessment, Construction, and Rehabilitation*. American Society of Civil Engineers Reston, VA, 2019, pp. 642–649.
86. Danilo Machado L da Silva et al. "Pipeline Shore Approach Installation by Horizontal Directional Drilling". In: *International Conference on Offshore Mechanics and Arctic Engineering*. Vol. 55379. American Society of Mechanical Engineers. 2013, V04BT04A005.
87. Jason T Swartz. "'Underground, under Where?' How Many Communities Are Turning to Trenchless Applications to Solve Their Challenges". In: *Pipelines 2020*. American Society of Civil Engineers Reston, VA, 2020, pp. 475–484.
88. Peter Hennig and Lutz zur Linde. "Trenchless installation methods of Sea Outfalls". In: *International Symposium on Outfall Systems*. 2011, pp. 15–18.
89. Inc. MAKAI OCEAN ENGINEERING. "A Pre-Feasibility Study for Deep Seawater Airconditioning Systems in the Caribbean (report)." In: 2015. url: <http://scioteca.caf.com/handle/123456789/806>.
90. Amir Bordbar, Soroosh Sharifi, and Hassan Hemida. "Investigation of the flow behaviour and local scour around single square-shaped cylinders at different positions in live-bed". In: *Ocean Engineering* 238 (2021), p. 109772.
91. Amir Bordbar et al. "Estimating the equilibrium scour depth around two side-by-side piers with different spacing ratios in live-bed conditions". In: *Ocean Engineering* 257 (2022), p. 111641.
92. Amir Bordbar, Soroosh Sharifi, and Hassan Hemida. "Numerical investigation of sand sliding methods for hydro-morphodynamic modelling". In: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers- Maritime Engineering*. Thomas Telford Ltd. 2022, pp. 1–11.

93. K Elahee and S Jugoo. "Ocean thermal energy for air-conditioning: Case study of a green data center". In: *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects* 35.7 (2013), pp. 679–684.
94. Miriam J Brandt, Ansgar Diederichs, and Georg Nehls. "Harbour porpoise responses to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea". In: *Final report to DONG Energy. Husum, Germany, BioConsult SH* (2009).
95. L Stoev, P Georgiev, and Y Garbatov. "Offshore sulfide power plant for the Black Sea". In: (2018).
96. Ehsan Vahidi et al. "Environmental life cycle analysis of pipe materials for sewer systems". In: *Sustainable Cities and Society* 27 (2016), pp. 167–174.
97. Ayberk Sözen, Gökdeniz Neşer, and Murat Bengisu. "Effect of the geometry on the structural performance of high-density polyethylene small craft joints". In: *Ships and Offshore Structures* (2021), pp. 1–8.
98. F McHale. "Construction and deployment of an operational OTEC plant at Kona, Hawaii". In: *Offshore technology conference*. OnePetro. 1979.
99. Wei Zhang et al. "Review of the applied mechanical problems in ocean thermal energy conversion". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 93 (2018), pp. 231–244.
100. R Magesh. "OTEC technology—a world of clean energy and water". In: *Proceedings of the World Congress on Engineering*. Vol. 2. WCE London, UK. 2010, pp. 1–6.
101. Damien A Devault and Anne Pénée-Annette. "Analysis of the environmental issues concerning the deployment of an OTEC power plant in Martinique". In: *Environmental Science and Pollution Research* 24.33 (2017), pp. 25582–25601.
102. David G Itano and Kim N Holland. "Movement and vulnerability of bigeye (*Thunnus obesus*) and yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in relation to FADs and natural aggregation points". In: *Aquatic Living Resources* 13.4 (2000), pp. 213–223.
103. Tim Dempster and Marc Taquet. "Fish aggregation device (FAD) research: gaps in current knowledge and future directions for ecological studies". In: *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14.1 (2004), pp. 21–42.
104. energiesdelamer.eu. "Innovation: DORIS Engineering and Deprofundis conduct new tests for the SWAC". In: 2022. url: <https://www.energiesdelamer.eu/2022/09/27/innovation-doris-engineering-et-deprofundis-menant-de-nouveaux-tests-pour-le-swac/>.
105. Océanide. "Océanide, a EuroSwac Partner". In: 2022. url: <https://euroswac.fr/?p=1417&lang=en>.
106. MJ Kaiser and Simon Jennings. "Ecosystem effects of fishing". In: *Handbook of fish biology and fisheries*. Blackwell Science, 2002, pp. 32–366.

107. JJ Cunningham, ZE Magdol, and NE Kinner. "Ocean thermal energy conversion: Assessing potential physical, chemical, and biological impacts and risks". In: *Coastal Response Research Center, University of New Hampshire, Durham, NH 33* (2010).
108. Lawrence W Barnthouse, Cherie-Lee Fietsch, and David Snider. "Quantifying restoration offsets at a nuclear power plant in Canada". In: *Environmental management* 64.5 (2019), pp. 593–607.
109. Jinho Chae et al. "Distribution of a pelagic tunicate, *Salpa fusiformis* in warm surface current of the eastern Korean waters and its impingement on cooling water intakes of Uljin nuclear power plant". In: *J Environ Biol* 29.4 (2008), pp. 585–590.
110. Edward P Myers et al. "The potential impact of ocean thermal energy conversion (OTEC) on fisheries". In: (1986).
111. Georgiana B Deevey and Albert L Brooks. "THE ANNUAL CYCLE IN QUANTITY AND COM- POSITION OF THE ZOOPLANKTON OF THE SARGASSO SEA OFF BERMUDA. II. THE SURFACE TO 2,000 m 1". In: *Limnology and Oceanography* 16.6 (1971), pp. 927–943.
112. George W Boehlert and Bruce C Mundy. "Vertical and onshore-offshore distributional patterns of tuna larvae in relation to physical habitat features". In: *Marine Ecology Progress Series* (1994), pp. 1–13.
113. MADHU SRUTHI Emani, R Roy, and BIJAN KUMAR Mandal. "Development of refrigerants: a brief review". In: *Indian J. Sci. Res* 14.2 (2017), pp. 175–181.
114. Mingming Zhao et al. "Effects of ammonia on shrimp physiology and immunity: a review". In: *Reviews in Aquaculture* 12.4 (2020), pp. 2194–2211.
115. Hoon Jung and Jungho Hwang. "Feasibility study of a combined ocean thermal energy conversion method in South Korea". In: *Energy* 75 (2014), pp. 443–452.
116. WL Owens and LC Trimble. "Mini-OTEC operational results". In: (1981).
117. Arlo W Fast et al. "Heavy Metal Content of Coho *Oncorhynchus kisutch* and Chinook Salmon O. tshawytscha Reared in Deep Upwelled Ocean Waters in Hawaii 1". In: *Journal of the World Aquaculture Society* 21.4 (1990), pp. 271–276.
118. John T Harrison. *The 40 MWe OTEC plant at Kahe Point, Oahu, Hawaii: a case study of potential biological impacts*. Vol. 68. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries . . . , 1987.
119. Anthony J Richardson and David S Schoeman. "Climate impact on plankton ecosystems in the Northeast Atlantic". In: *Science* 305.5690 (2004), pp. 1609–1612.
120. Jonathan Lilley et al. "Potential Benefits, Impacts, and Public Opinion of seawater air conditioning in Waikiki". In: (2012).
121. Deprofundis. "Sea Water Air Conditioning: Services and Solutions (report)". In: 2016. url: http://www.deprofundis.com/wp-content/uploads/2016/12/DPIEN_October_2016.pdf.
122. H.and others Moss. "A PRE-FEASIBILITY STUDY FOR DEEP SEAWATER AIR CONDITION- ING SYSTEMS IN THE CARIBBEAN". In: 2015.

123. Bertram Boehrer and Martin Schultze. "Stratification of lakes". In: *Reviews of Geophysics* 46.2 (2008).
124. Anna E Hickman et al. "Primary production and nitrate uptake within the seasonal thermocline of a stratified shelf sea". In: *Marine Ecology Progress Series* 463 (2012), pp. 39-57.
125. DG Leo Samuel, SM Shiva Nagendra, and MP Maiya. "Passive alternatives to mechanical air conditioning of building: A review". In: *Building and Environment* 66 (2013), pp. 54-64.
126. A Elsafty and L Saeid. "Sea water air conditioning [SWAC]: a cost effective alternative". In: *International Journal of Engineering* 3.3 (2009), pp. 346-358.
127. Jonathan Lilley, Denise Eby Konan, and Darren T Lerner. "Cool as a (sea) cucumber? Exploring public attitudes toward seawater air conditioning in Hawai 'i". In: *Energy Research & Social Science* 8 (2015), pp. 173-183.
128. E Eric Adams, David J Fry, and David H Cox. "Results of a near field physical model study". In: *Ocean Thermal Energy for the 80* (1979).
129. Paul Webb. *Introduction to oceanography*. Roger Williams University, 2021.
130. Richard A Feely et al. "Evidence for upwelling of corrosive" acidified" water onto the continental shelf". In: *science* 320.5882 (2008), pp. 1490-1492.
131. Gary P Griffith, Elizabeth A Fulton, and Anthony J Richardson. "Effects of fishing and acidification- related benthic mortality on the southeast Australian marine ecosystem". In: *Global Change Biology* 17.10 (2011), pp. 3058-3074.
132. Mardi C Hastings and Arthur N Popper. *Effects of sound on fish*. Tech. rep. California Department of Transportation, 2005.
133. Brandon L Southall et al. "Marine mammal noise-exposure criteria: initial scientific recommendations". In: *Bioacoustics* 17.1-3 (2008), pp. 273-275.
134. J Rucker and W Friedl. "Potential impacts from OTEC-generated underwater sounds". In: *OCEANS'85- Ocean Engineering and the Environment*. IEEE. 1985, pp. 1279-1283.
135. Claus P Janota and Donald E Thompson. "Waterborne noise due to ocean thermal energy con- version plants". In: *The Journal of the Acoustical Society of America* 74.1 (1983), pp. 256-266.
136. Cécile Ducatel, Christian Audoly, and Cédric Auvray. "Prediction of OTEC underwater radiated noise and assessment of noise disturbance on cetaceans". In: *1st Underwater Acoustics international conference and exhibition. Corfu*. 2013.
137. Marcus C O' hman, Peter Sigray, and H°akan Westerberg. "Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish". In: *AMBIO: A journal of the Human Environment* 36.8 (2007),

pp. 630–633.

138. Joseph L Kirschvink. “Homing in on vertebrates”. In: *Nature* 390.6658 (1997), pp. 339–340.
139. Darryl Whitehead and Shaun Collin. “The functional roles of passive electroreception in non- electric fishes”. In: *Animal Biology* 54.1 (2004), pp. 1–25.
140. H Westerberg and I Lagenfelt. “Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel”. In: *Fisheries Management and Ecology* 15.5-6 (2008), pp. 369–375.
141. Baoxin Jiang, Adrian Wing-Keung Law, and Joseph Hun-Wei Lee. “Mixing of 30 and 45 inclined dense jets in shallow coastal waters”. In: *Journal of hydraulic engineering* 140.3 (2014), pp. 241– 253.
142. RJ Pryputniewicz and WW Bowley. “An experimental study of vertical buoyant jets discharged into water of finite depth”. In: (1975).
143. Qingfei Zeng et al. “The impact of Chinese mitten crab culture on water quality, sediment and the pelagic and macrobenthic community in the reclamation area of Guchenghu Lake”. In: *Fisheries Science* 79.4 (2013), pp. 689–697.
144. H Kheirkhah Gildeh et al. “Numerical modeling of turbulent buoyant wall jets in stationary ambient water”. In: *Journal of Hydraulic Engineering* 140.6 (2014), p. 04014012.
145. Tobias Bleninger, Anne Niepelt, and Gerhard Jirka. “Desalination plant discharge calculator”. In: *Desalination and Water Treatment* 13.1-3 (2010), pp. 156–173.
146. Dongdong Shao and Adrian Wing-Keung Law. “Mixing and boundary interactions of 30 and 45 inclined dense jets”. In: *Environmental fluid mechanics* 10.5 (2010), pp. 521–553.
147. Gerhard H Jirka and Robert L Domeker. “Hydrodynamic classification of submerged single-port discharges”. In: *Journal of hydraulic engineering* 117.9 (1991), pp. 1095–1112.
148. Philip JW Roberts, Adrian Ferrier, and Greg Daviero. “Mixing in inclined dense jets”. In: *Journal of Hydraulic Engineering* 123.8 (1997), pp. 693–699.
149. A Cipollina et al. “Bench-scale investigation of inclined dense jets”. In: *Journal of Hydraulic Engineering* 131.11 (2005), pp. 1017–1022.
150. Chris CK Lai and Joseph HW Lee. “Mixing of inclined dense jets in stationary ambient”. In: *Journal of hydro-environment research* 6.1 (2012), pp. 9–28.
151. J Je Sharp. “THE USE OF A BUOYANT WALL JET TO IMPROVE THE DILLUTION OF A SUBMERGED OUTFALL.” In: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers* 59.3 (1975), pp. 527–534.
152. JJ Sharp, BD Vyas, and FROUDE. “The buoyant wall jet.” In: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers* 63.3 (1977), pp. 593–611.
153. Rodney J Sobey, Archie J Johnston, and Richard D Keane. “Horizontal round buoyant jet in shallow water”. In: *Journal of Hydraulic Engineering* 114.8 (1988), pp. 910–929.

154. Wen-xin Huai et al. "Numerical simulation of horizontal buoyant wall jet". In: *Journal of Hydro-dynamics* 22.1 (2010), pp. 58–65.
155. Hossein Kheirkhah Gildeh et al. "Numerical modeling of 30° and 45° inclined dense turbulent jets in stationary ambient". In: *Environmental Fluid Mechanics* 15.3 (2015), pp. 537–562.
156. O Abessi et al. "Surface discharge of negatively buoyant effluent in unstratified stagnant water". In: *Journal of Hydro-environment Research* 6.3 (2012), pp. 181–193.
157. Ozeair Abessi and Philip JW Roberts. "Multiport diffusers for dense discharges". In: *Journal of Hydraulic Engineering* 140.8 (2014), p. 04014032.
158. Hossein Ardalan and Fereidon Vafaei. "Hydrodynamic classification of submerged thermal-saline inclined single-port discharges". In: *Marine pollution bulletin* 130 (2018), pp. 299–306.
159. Hossein Ardalan and Fereidon Vafaei. "CFD and experimental study of 45° inclined thermal-saline reversible buoyant jets in stationary ambient". In: *Environmental Processes* 6.1 (2019), pp. 219– 239.
160. Amin Azadi and Bahar Firoozabadi. "New criterion for characterization of thermal-saline jets discharged from thermal desalination plants". In: *International Journal of Heat and Mass Transfer* 195 (2022), p. 123142.
161. Philip JW Roberts and G Toms. "Inclined dense jets in flowing current". In: *Journal of Hydraulic Engineering* 113.3 (1987), pp. 323–340.
162. Nadeem Ahmad and Raouf E Baddour. "Dilution and penetration of vertical negatively buoyant thermal jets". In: *Journal of Hydraulic Engineering* 138.10 (2012), pp. 850–857.
163. Michele Mossa. "Experimental study on the interaction of non-buoyant jets and waves". In: *Journal of Hydraulic Research* 42.1 (2004), pp. 13–28.
164. Yonguk Ryu, Kuang-An Chang, and Nobuhito Mori. "Dispersion of neutrally buoyant horizontal round jet in wave environment". In: *Journal of Hydraulic Engineering* 131.12 (2005), pp. 1088– 1097.
165. Li Zhen et al. "District cooling and heating with seawater as heat source and sink in Dalian, China". In: *Renewable energy* 32.15 (2007), pp. 2603–2616.
166. Jing Yu, Zhanliang Liu, and Yingli Li. "Optimization of Thermal Discharge Scheme for the Phase II Project of Rizhao Power Plant". In: *2009 Asia-Pacific Power and Energy Engineering Conference*. IEEE. 2009, pp. 1–4.
167. Yong-ping Chen et al. "Numerical study of a round buoyant jet under the effect of JONSWAP random waves". In: *China Ocean Engineering* 26.2 (2012), pp. 235–250.
168. Yong Ping Chen, Chi Wai Li, and Chang Kuan Zhang. "Experimental study on flow characteristics of round vertical buoyant jet under random waves". In: *Shuili Xuebao/Journal of Hydraulic Engineering* 40.12 (2009), pp. 1444–1451.

169. MAKAI OCEAN ENGINEERING INC. “Modeling the Physical and Biochemical Influence of Ocean Thermal Energy Conversion Plant Discharges into their Adjacent Waters”. In: (2012).
170. Jongkyu Kim and Hyeon-Ju Kim. “Numerical Modeling Of OTEC Thermal Discharges In Coastal Waters”. In: (2014).
171. S. Michele, R. Stuhlmeier, and A. G. L. Borthwick. “Heat transfer in the seabed boundary layer”. In: *J. Fluid Mech.* 928 (2021), R4.
172. Joseph Hun-wei Lee, Vincent Chu, and Vincent H Chu. *Turbulent jets and plumes: a Lagrangian approach*. Vol. 1. Springer Science & Business Media, 2003.
173. Walter E Frick. “Visual Plumes mixing zone modeling software”. In: *Environmental Modelling & Software* 19.7-8 (2004), pp. 645–654.
174. P Palomar, JL Lara, and IJ Losada. “Near field brine discharge modeling part 2: Validation of commercial tools”. In: *Desalination* 290 (2012), pp. 28–42.
175. Zhenshan Xu et al. “Three-dimensional flow structure of a non-buoyant jet in a wave-current coexisting environment”. In: *Ocean Engineering* 116 (2016), pp. 42–54.
176. Zhenshan Xu et al. “Near-field dilution of a turbulent jet discharged into coastal waters: Effect of regular waves”. In: *Ocean Engineering* 140 (2017), pp. 29–42.
177. Zhenshan Xu, Yongping Chen, and Yi Pan. “Initial dilution equations for wastewater discharge: Example of non-buoyant jet in wave-following-current environment”. In: *Ocean Engineering* 164 (2018), pp. 139–147.
178. Zhenshan Xu et al. “2D PIV measurement of twin buoyant jets in wavy cross-flow environment”. In: *Water* 11.2 (2019), p. 399.
179. Paola Elizabeth Rodríguez-Ocampo et al. “CFD simulations of multiphase flows: Interaction of miscible liquids with different temperatures”. In: *Water* 12.9 (2020), p. 2581.
180. SHUQIAO FANG, YONGPING CHEN, and ZHENSHAN XU. “WAVE AND CURRENT EFFECTS ON A BUOYANT JET: AN INTEGRAL MODEL”. In: *E-proceedings of the 38th IAHR World Congress* (2019).
181. Simone Ferrari, Maria Grazia Badas, and Giorgio Querzoli. “On the effect of regular waves on inclined negatively buoyant jets”. In: *Water* 10.6 (2018), p. 726.
182. Chetankumar Anghan, Mukund H Bade, and Jyotirmay Banerjee. “A review on fundamental properties of the jet in the wave environment”. In: *Ocean Engineering* 250 (2022), p. 110914.
183. Pablo Higuera, Javier L Lara, and Inigo J Losada. “Realistic wave generation and active wave absorption for Navier–Stokes models: Application to OpenFOAM®”. In: *Coastal Engineering* 71 (2013), pp. 102–118.
184. Bjarke Eltard Larsen and David R Fuhrman. “On the over-production of turbulence beneath surface waves in Reynolds-averaged Navier–Stokes models”. In: *Journal of Fluid Mechanics* 853 (2018), pp. 419–460.

185. Xingye Ni et al. "A SPH numerical wave flume with non-reflective open boundary conditions". In: *Ocean Engineering* 163 (2018), pp. 483–501.
186. Xing-ye Ni et al. "An SPH wave-current flume using open boundary conditions". In: *Journal of Hydrodynamics* 32.3 (2020), pp. 536–547.
187. Mohd Zaki Zainal Abidin et al. "Assessing biofouling in Ocean Thermal Energy Conversion (OTEC) power plant – A review". In: *Journal of Physics: Conference Series* 2053 (1 Oct. 2021), p. 012011. issn: 1742-6588. doi: 10.1088/1742-6596/2053/1/012011.
188. FA Abd El Aleem, KA Al-Sugair, and MI Alahmad. "Biofouling problems in membrane processes for water desalination and reuse in Saudi Arabia". In: *International biodeterioration & biodegradation* 41.1 (1998), pp. 19–23.
189. Chelsea M. Magin, Scott P. Cooper, and Anthony B. Brennan. "Non-toxic antifouling strategies". In: *Materials Today* 13 (4 Apr. 2010), pp. 36–44. issn: 13697021. doi: 10.1016/S1369-7021(10) 70058-4.
190. Kate Gormley et al. "Automated Image Analysis of Offshore Infrastructure Marine Biofouling". In: *Journal of Marine Science and Engineering* 6 (1 Jan. 2018), p. 2. issn: 2077-1312. doi: 10. 3390/jmse6010002.
191. Isla Fitridge et al. "The impact and control of biofouling in marine aquaculture: a review". In: *Biofouling* 28 (7 Aug. 2012), pp. 649–669. issn: 0892-7014. doi: 10.1080/08927014.2012.700478.
192. Hans-Curt Flemming. "Reverse osmosis membrane biofouling". In: *Experimental Thermal and Fluid Science* 14 (4 May 1997), pp. 382–391. issn: 08941777. doi: 10. 1016 / S0894 - 1777(96) 00140-9.
193. Raed A Al-Juboori and Talal Yusaf. "Biofouling in RO system: mechanisms, monitoring and con- trolling". In: *Desalination* 302 (2012), pp. 1–23.
194. Lokeshwar Mahto and Dharm Pal. "Preparation and characterization of amphiphilic polymer coat- ing for marine biofouling control". In: *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* 798 (1 Mar. 2020), p. 012005. issn: 1757-8981. doi: 10.1088/1757-899X/798/1/012005.
195. Hisham Maddah and Aman Chogle. "Biofouling in reverse osmosis: phenomena, monitoring, con- trolling and remediation". In: *Applied Water Science* 7.6 (2017), pp. 2637–2651.
196. Ralph Mitchell and Peter H Benson. "Micro-and macrofouling in the OTEC program: an overview". In: (1980).
197. T. Reg. Bott. *Industrial Biofouling*. Elsevier, 2021. doi: 10.1016/C2009-0-22884-4.
198. James F Jenkins. *Corrosion and Biofouling of OTEC System Surfaces-Design Factors*. Tech. rep. CIVIL ENGINEERING LAB (NAVY) PORT HUENEME CA, 1978.
199. CB Panchal and JG Knudsen. "Mitigation of water fouling: technology status and challenges". In: *Advances in Heat Transfer* 31 (1998), pp. 431–474.

200. M A M Affandy et al. "Development and succession of sessile macrofouling organisms on the artificial structure in the Shallow Coastal Waters of Sabah, Malaysia". In: *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 236 (Mar. 2019), p. 012046. issn: 1755-1315. doi: 10.1088/1755-1315/236/1/012046.
201. Abdel Salam H. Makhoulf and Martin A. Botello. *Failure of the metallic structures due to microbiologically induced corrosion and the techniques for protection*. Elsevier, 2018, pp. 1–18. doi: 10.1016/B978-0-08-101928-3.00001-X.
202. Esra Ilhan-Sungur, Tuba Unsal-Istek, and Nurhan Cansever. "Microbiologically influenced corrosion of galvanized steel by *Desulfovibrio* sp. and *Desulfosporosinus* sp. in the presence of Ag–Cu ions". In: *Materials chemistry and physics* 162 (2015), pp. 839–851.
203. L.D. Chambers et al. "Modern approaches to marine antifouling coatings". In: *Surface and Coatings Technology* 201 (6 Dec. 2006), pp. 3642–3652. issn: 02578972. doi: 10.1016/j.surfcoat.2006.
- 08.129.
204. Inc. MAKAI OCEAN ENGINEERING. "OTEC XH Testing Program 2014 Annual Report". In: 2014. url: <https://tethys-engineering.pnnl.gov/publications/otec-xh-testing-program-2014-annual-report>.
205. Leslie Ralph Berger and Joyce A. Berger. "Countermeasures to Microbiofouling in Simulated Ocean Thermal Energy Conversion Heat Exchangers with Surface and Deep Ocean Waters in Hawaii". In: *Applied and Environmental Microbiology* 51 (6 June 1986), pp. 1186–1198. issn: 0099-2240. doi: 10.1128/aem.51.6.1186-1198.1986.
206. Marcel Pourbaix and Roger W Staehle. "Introduction to Corrosion". In: *Lectures on Electrochemical Corrosion*. Springer, 1973, pp. 1–22.
207. David A. Shifler. "Understanding material interactions in marine environments to promote extended structural life". In: *Corrosion Science* 47 (10 Oct. 2005), pp. 2335–2352. issn: 0010938X. doi: 10.1016/j.corsci.2004.09.027.
208. *Environmental Effects on Flow-Assisted Corrosion in Naval Systems*. Vol. All Days. NACE CORROSION. NACE-99619. Apr. 1999. eprint: <https://onepetro.org/NACECORR/proceedings-pdf/CORR99/All-CORR99/NACE-99619/1916948/nace-99619.pdf>.
209. J W Hoyt and O Furuya. "Cavitation and multiphase flow forum - 1985". In: (Jan. 1985). url: <https://www.osti.gov/biblio/5032386>.
210. Hector A. Videla and William G. Characklis. "Biofouling and microbially influenced corrosion". In: *International Biodeterioration and Biodegradation* 29 (3-4 Jan. 1992), pp. 195–212. issn: 09648305. doi: 10.1016/0964-8305(92)90044-O.
211. "Carbon Steel Corrosion and Cathodic Protection Data in Deep North Atlantic Ocean". In: *Corrosion* 76 (11 Nov. 2020). issn: 0010-9312. doi: 10.5006/3552.
212. Ahmed Elsafty and Loai Saeid. "Sea Water Air Conditioning [SWAC]: A Cost Effective Alternative". In: *International Journal of Engineering* 3 (Sept. 2009).

213. JC Van Ryzin and TK Leraand. "Air conditioning with deep seawater; a reliable, cost-effective technology". In: *OCEANS 91: ocean technologies and opportunities in the Pacific for the 90's, October 1-3, 1991, Honolulu HI*. 1991.
214. Hawaii Natural Energy Institute: MAKAI OCEAN ENGINEERING. "OTEC Heat Exchanger Development and Testing". In: (2014).
215. Talley, L.D., *Descriptive physical oceanography: an introduction*. 2011: Academic press.