



# Projet hydrolien du Raz Blanchard

## Synthèse bibliogra- phique



Fabrice Gallien



Groupe ornithologique normand (GONm)

181 rue d'Auge  
14000 Caen

Août 2021



# Sommaire

<b>SOMMAIRE .....</b>	<b>2</b>
<b>1 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE.....</b>	<b>3</b>
<b>2 LOCALISATION DES HYDROLIENNES DANS LE RAZ BLANCHARD.....</b>	<b>6</b>
<b>3 L'AVIFAUNE DANS LE RAZ BLANCHARD .....</b>	<b>7</b>
3.1 RESULTATS GLOBAUX.....	7
3.2 LES OISEAUX NICHEURS .....	10
3.2.1 <i>Grand cormoran</i> .....	11
3.2.2 <i>Cormoran huppé</i> .....	11
3.2.3 <i>Les Alcidés</i> .....	12
3.3 LES HIVERNANTS .....	13
3.3.1 <i>Plongeurs</i> .....	13
3.3.2 <i>Cormorans</i> .....	13
3.3.3 <i>Alcidés</i> .....	13
3.4 LES MIGRATEURS .....	13
<b>4 COMPARAISON ENTRE LES TECHNOLOGIES OPENHYDRO ET HYDROQUEST .....</b>	<b>13</b>
<b>5 BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>15</b>

Relecture : Franck Morel, Gérard Debout

Validation : Gérard Debout

# 1 Revue bibliographique

L'installation d'équipements de production d'énergie renouvelable exploitant les ressources des courants de marée crée des niveaux d'activité anthropique nouveaux dans les environnements à haute énergie (Pelc et Fujita, 2002). Toutefois, les répercussions potentielles des installations sur les oiseaux de mer demeurent largement inconnues (Furness et al., 2012 ; Scott et al., 2014). Les principales préoccupations sont le risque de collisions entre les oiseaux de mer qui se nourrissent en profondeur et les composants mobiles des dispositifs (Wilson *et al.*, 2007a), la perte ou la modification d'habitat, le risque d'éloigner les oiseaux de mer de leurs zones de nourrissages pendant l'installation, le changement de comportement des oiseaux face aux dispositifs ou aux modifications d'habitats et l'exploitation et l'entretien des dispositifs (Wilson et al., 2007 ; Furness et al., 2012 ; Wade et al., 2013 ; Frid *et al.*, 2012 ; Langton et al., 2011). Le risque de collision sous l'eau serait plus élevé qu'avec les éoliennes parce que les dispositifs hydroliens comprennent des pales en rotation sous l'eau, mais des recherches complémentaires sont nécessaires pour mieux l'évaluer (Inger *et al.* 2009). Pour les oiseaux, le risque serait faible à l'exception d'oiseaux plongeant à grande profondeur, avec cependant un risque de mortalité faible dû à la vitesse lente de rotation (Frid *et al.*, 2012 ; Grecian *et al.*, 2010). Par ailleurs, certains dispositifs hydroliens n'utilisent pas de turbines rotatives ou utilisent des turbines à centre évidé, ce qui diminue le risque (Frid *et al.*, 2012). Cependant, la turbidité accrue générée par les hydroliennes pourrait réduire la visibilité et accroître le risque (Frid *et al.*, 2012). La pose d'hydroliennes modifie les mouvements d'eau et de sédiments en aval des installations provoquant des perturbations hydro-sédimentaires pouvant affecter les habitats benthiques. Il a été montré que les dépôts de sable générés par les turbines peuvent diminuer le rythme de croissance et augmenter la mortalité des herbiers. Si cet effet semble réversible lors du démantèlement des installations, l'impact cumulé de nombreuses turbines reste à évaluer. Les turbines causent également un mélange accru de la colonne d'eau, ce qui peut altérer l'équilibre des écosystèmes là où les gradients de salinité et de température sont bien définis. Enfin, à large échelle, l'extraction de l'énergie cinétique des courants de marées diminue l'amplitude des marées ainsi que la vitesse des courants et la hauteur des vagues (Frid et al., 2012). L'impact sonore des hydroliennes reste assez peu connu (Frid et al., 2012). Le retrait de grandes quantités d'énergie des courants de marée pourrait réduire le nombre total de possibilités d'alimentation des oiseaux de mer (Scott *et al.*, 2014 ; Shields *et al.*, 2011). De plus, il pourrait y avoir un chevauchement spatial considérable entre les distributions d'alimentation des oiseaux de mer et les environnements à haute énergie (Waggitt et Scott, 2014), ce qui indique un potentiel élevé d'effets de déplacement (Langton *et al.*, 2011) ou de collisions directes avec des composants en mouvement. (Wilson *et al.*, 2007a).

Pour évaluer l'impact des hydroliennes et en l'absence de dispositifs de surveillance déployés dans les zones importantes pour les oiseaux de mer, Wilson *et al.* (2007) et Furness *et al.* (2012) ont utilisé des données, tirées de la littérature scientifique sur l'écologie des oiseaux de mer et l'importance patrimoniale, susceptibles d'influencer la vulnérabilité des populations aux énergies renouvelables en mer dans les eaux écossaises. À ce stade cependant, les interactions probables avec les dispositifs de marée et de vagues n'ont pu qu'être déduites. Sur la base de différents facteurs (risque de noyade, utilisation des zones à hautes énergies de marée pour l'alimentation, profondeur moyenne de plongée, alimentation benthique, aire d'alimentation, distance, perturbation par le trafic maritime, spécialisation de l'habitat) le guillemot à miroir, le petit pingouin, le guillemot de Troil, le grand cormoran, les plongeurs et le macareux moine ont ainsi été identifiés comme les espèces les plus

vulnérables aux effets néfastes des turbines marémotrices dans les eaux écossaises. Les plongeurs étant considérés comme étant les espèces les plus vulnérables aux effets néfastes de ces dispositifs. Des indices (Table 1, d'après Furness et al. 2012) ont été développés pour les populations d'oiseaux de mer écossais pourraient être appliqués à d'autres populations.

**Table 1.** Species vulnerability index for tidal turbine impacts on seabirds (ranked by species score).

Species	Vulnerability index	Descriptor on 5-score scale
Black guillemot	9.9	4: high vulnerability
Razorbill	9.6	4: high vulnerability
Shag	9.6	4: high vulnerability
Common guillemot	9.0	4: high vulnerability
Great cormorant	7.0	4: high vulnerability
Great northern diver	4.1	3: moderate vulnerability
Red-throated diver	3.8	3: moderate vulnerability
Atlantic puffin	3.8	3: moderate vulnerability
Black-throated diver	3.6	3: moderate vulnerability
Little auk	2.2	3: moderate vulnerability
Slavonian grebe	2.0	2: low vulnerability
Arctic tern	1.9	2: low vulnerability
Common eider	1.5	2: low vulnerability
Common scoter	1.5	2: low vulnerability
Manx shearwater	1.5	2: low vulnerability
Velvet scoter	1.4	2: low vulnerability
Northern gannet	1.4	2: low vulnerability
Common goldeneye	1.1	2: low vulnerability
Great-crested grebe	1.1	2: low vulnerability
Sooty shearwater	1.1	2: low vulnerability
Sandwich tern	1.1	2: low vulnerability
Greater scaup	1.0	1: very low vulnerability
Long-tailed duck	1.0	1: very low vulnerability
Great black-backed gull	1.0	1: very low vulnerability
Roseate tern	1.0	1: very low vulnerability
Black-legged kittiwake	0.9	1: very low vulnerability
Herring gull	0.8	1: very low vulnerability
Great skua	0.7	1: very low vulnerability
Common gull	0.7	1: very low vulnerability
Lesser black-backed gull	0.7	1: very low vulnerability
Little tern	0.7	1: very low vulnerability
White-tailed eagle	0.6	1: very low vulnerability
Arctic skua	0.6	1: very low vulnerability
Common tern	0.6	1: very low vulnerability
Black-headed gull	0.6	1: very low vulnerability
Northern fulmar	0.5	1: very low vulnerability
European storm-petrel	0.5	1: very low vulnerability
Leach's storm-petrel	0.5	1: very low vulnerability

Tableau 1 : Index de vulnérabilité des espèces face aux hydroliennes (d'après Furness *et al.*, 2012)

Les dispositifs de captage de l'énergie des vagues semblent moins dangereux pour les oiseaux de mer que les turbines à marée, et les deux formes de captage de l'énergie semblent moins dangereuses pour les oiseaux de mer que les parcs éoliens en mer.

Dans les environnements à haute énergie, les interactions entre les courants de marée et la bathymétrie complexe créent de nombreux micro habitats caractérisés par la variation des propriétés du fond marin, des vitesses de courant horizontales, de la turbulence et des convergences/divergences ; tous ces facteurs pourraient avoir une incidence sur la disponibilité de proies pour les

oiseaux de mer en quête de nourriture. Par exemple, les taux de rencontres avec des proies pélagiques pourraient augmenter dans les courants horizontaux rapides (Hunt *et al.* 1999), tandis que les taux de rencontres avec des proies benthiques et épibenthiques pourraient augmenter par rapport à certaines propriétés du fond marin. (Van der Kooij *et al.*, 2008 ; Wright *et al.*, 2000). Les courants horizontaux rapides, la forte turbulence et la convergence/divergence pourraient également désorienter les proies et accroître leur exploitabilité (Hunt *et al.* 1999).

L'emplacement et l'étendue de ces caractéristiques hydrodynamiques ci-dessus changent au cours des cycles de marée en raison des variations de la vitesse et de la direction du courant. Par conséquent, la présence d'associations entre les oiseaux de mer en nourrissage, les propriétés des fonds marins et l'hydrodynamique (caractéristiques des micro habitats) pourrait expliquer en partie la variation spatiale et temporelle des distributions d'alimentation à l'échelle du micro habitat dans des environnements à haute énergie.

Des associations entre les oiseaux de mer en nourrissage et les caractéristiques des micro habitats ont déjà été notées dans des environnements à haute énergie (Hunt *et al.*, 1999 ; Waggitt, 2015).

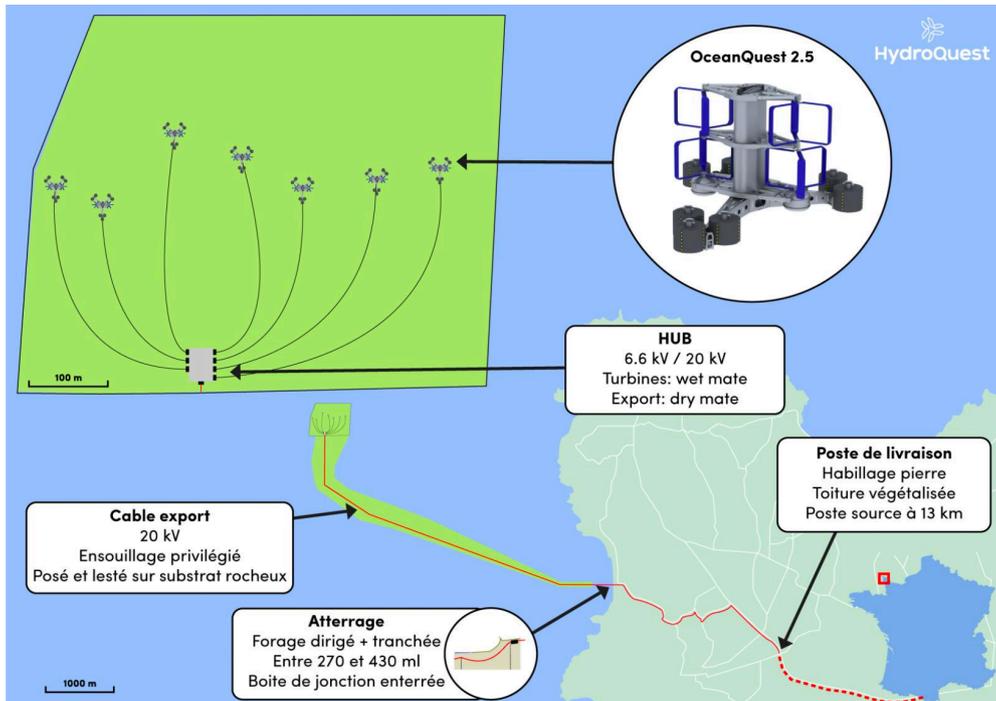
Les milieux à haute énergie de marée sont donc exploités par les espèces d'oiseaux de mer plongeant en profondeur (Hunt *et al.* 1999) mais les interactions entre les oiseaux de mer en alimentation et les turbines des courants de marée ne peuvent pas être facilement prédites (Bryden *et al.* 2007). Une étape clé de l'évaluation des risques consiste à quantifier le chevauchement spatial entre la distribution des zones d'alimentation des oiseaux de mer et l'emplacement des dispositifs dans des environnements à haute énergie (Waggitt et Scott, 2014). Cependant, les facteurs influant sur leur répartition à l'échelle du micro habitat (< 1 km) sont mal compris (Embling *et al.*, 2012 ; Scott *et al.*, 2013). Comprendre les causes de la variance spatio-temporelle des événements d'alimentation à l'échelle du micro habitat dans des environnements à haute énergie offre un moyen de prédire le chevauchement spatial entre les distributions d'alimentation des oiseaux de mer plongeurs profonds et l'emplacement des dispositifs dans l'installation sites et de déterminer lesquelles et quand les espèces sont les plus susceptibles d'interagir avec les turbines à marée. Ainsi, Dans les Orcades, Waggitt (2015) a testé l'utilisation relative des environnements à haute énergie pour l'alimentation des oiseaux de mer dans le nord-ouest de la mer du Nord sur une période de 32 ans pendant la saison de reproduction. La probabilité de rencontrer des oiseaux de mer en alimentation a montré des relations significatives et positives avec les vitesses de courant maximales moyennes pour quatre espèces : le macareux moine, la mouette tridactyle, le guillemot à miroir et le pingouin torda. En revanche, la probabilité de rencontrer des oiseaux de mer en alimentation n'a jamais montré de relations significatives et positives avec la rugosité des fonds marins. Par conséquent, les relevés étaient plus susceptibles de rencontrer des oiseaux de mer en quête de nourriture dans des environnements à haute énergie que d'autres habitats. Les taux de rencontres relativement élevés avec des oiseaux de mer en quête de nourriture dans des environnements à haute énergie et des zones de fronts thermiques persistants suggèrent que les deux pourraient représenter des habitats d'alimentation clés.

La détermination des impacts potentiels de l'extraction d'énergie marémotrice nécessite donc des études plus approfondies de l'importance des environnements à haute énergie comme habitats d'alimentation au niveau des populations. Par exemple, la quantification du nombre relatif d'individus exploitant des environnements à haute énergie pourrait indiquer si de grandes proportions de populations sont susceptibles de rencontrer des installations (Waggitt et Scott, 2014). Une meilleure compréhension du comportement des oiseaux de mer (Scott *et al.*, 2014 ; Waggitt et Scott, 2014) et des processus hydrodynamiques (Chen *et al.*, 2015 ; Neill *et al.*, 2012) dans les milieux à haute énergie sont également nécessaires, tout comme l'influence des conditions hydrodynamiques sur

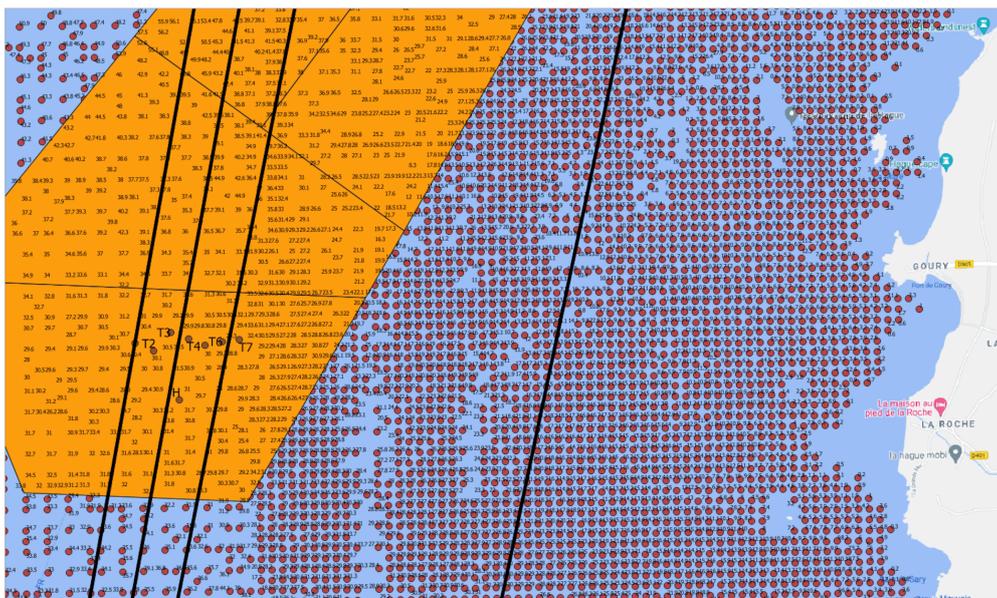
le comportement et l'exploitabilité des proies et sur le coût et le rendement des plongées d'alimentation appropriées (à ce jour cependant, peu d'études ont examiné comment les conditions hydrodynamiques influent sur le comportement de plongée (Heath et Gilchrist, 2010)).

## 2 Localisation des hydroliennes dans le raz Blanchard

Les hydroliennes seront plongées au large de Goury à une profondeur théorique maximale de 35m environ (cartes n°1 & 2).



Carte 1 : Localisation des hydroliennes



Carte 2 : Bathymétrie au niveau des hydroliennes

Les machines seront posées au fond et mesurent environ 21m de haut (figure n°1). Nous pouvons donc estimer que le haut des machines se situera à une profondeur d'au moins 15m (aux coefficients de marée les plus élevés, il restera entre 10 et 12m d'eau au-dessus des machines).

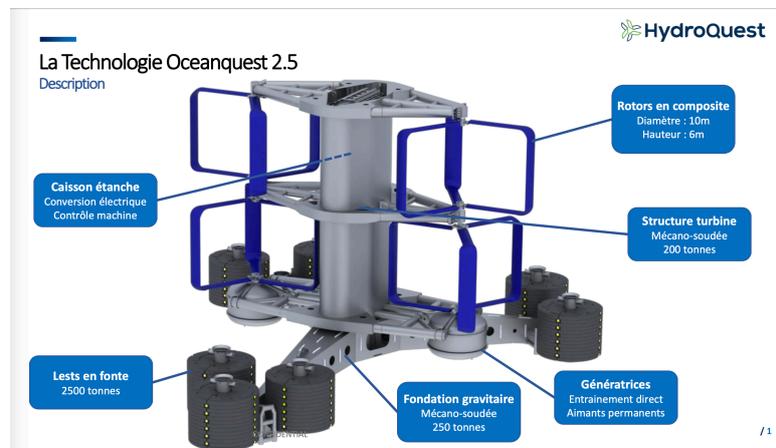


Figure n°1 : Type d'hydroliennes prévues

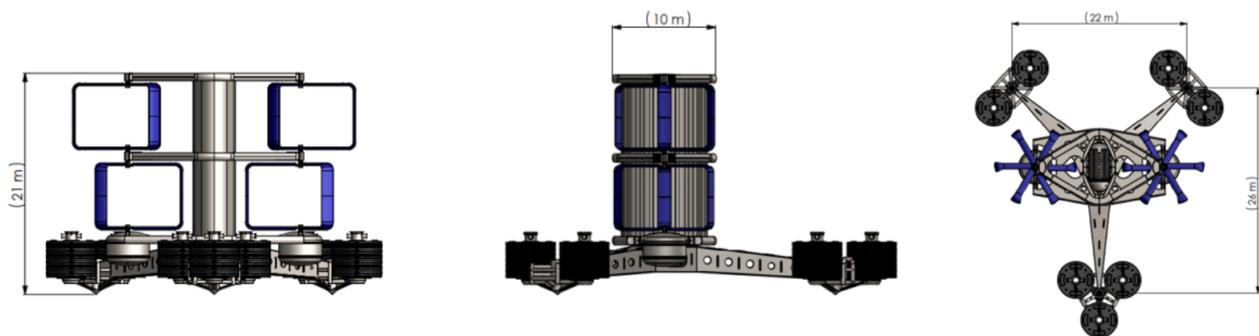


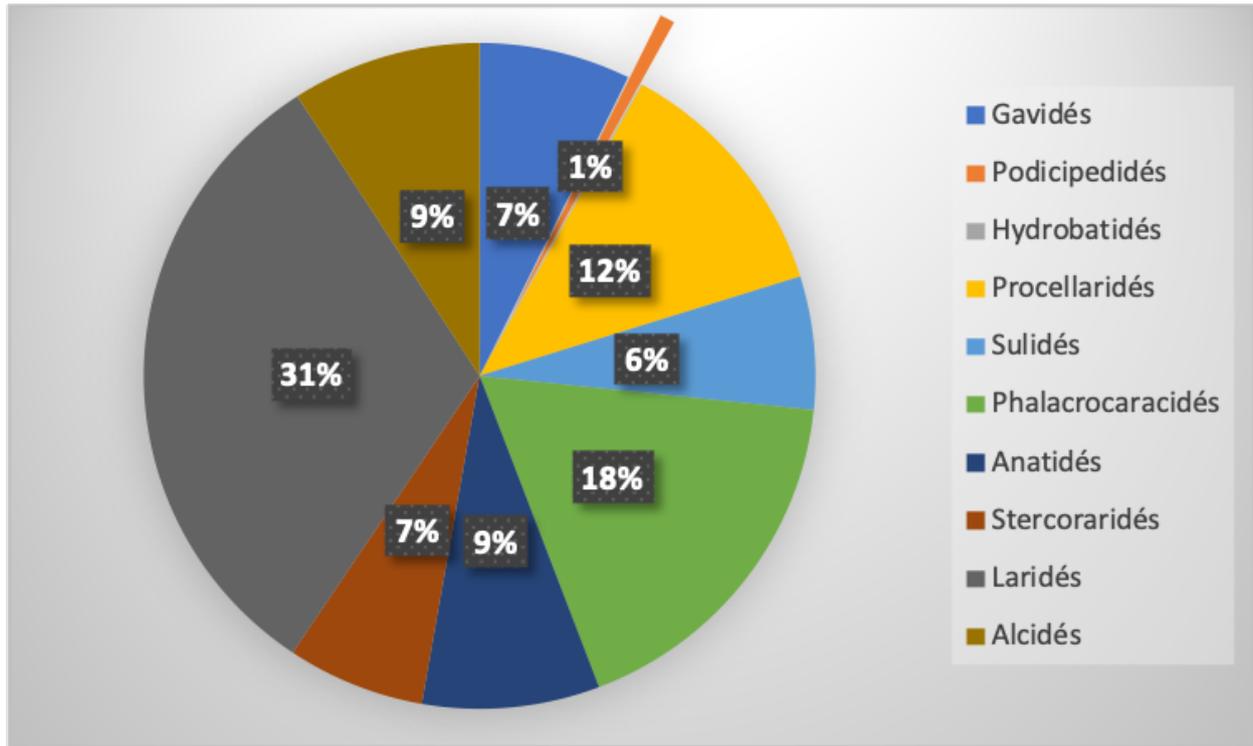
Figure n°2 : Dimensions des hydroliennes

### 3 L'avifaune dans le raz Blanchard

Pour compléter la revue bibliographique nous avons fait un bilan des données ornithologiques de la Hague disponibles dans la base de données du GONm.

#### 3.1 Résultats globaux

Toutes espèces confondues, sur les communes de Auderville, Jobourg et Flamanville (qui font face au Raz Blanchard), le GONm dispose d'un total de 29 000 données dont 15 000 concernent les oiseaux pouvant être amenés à se nourrir en mer.



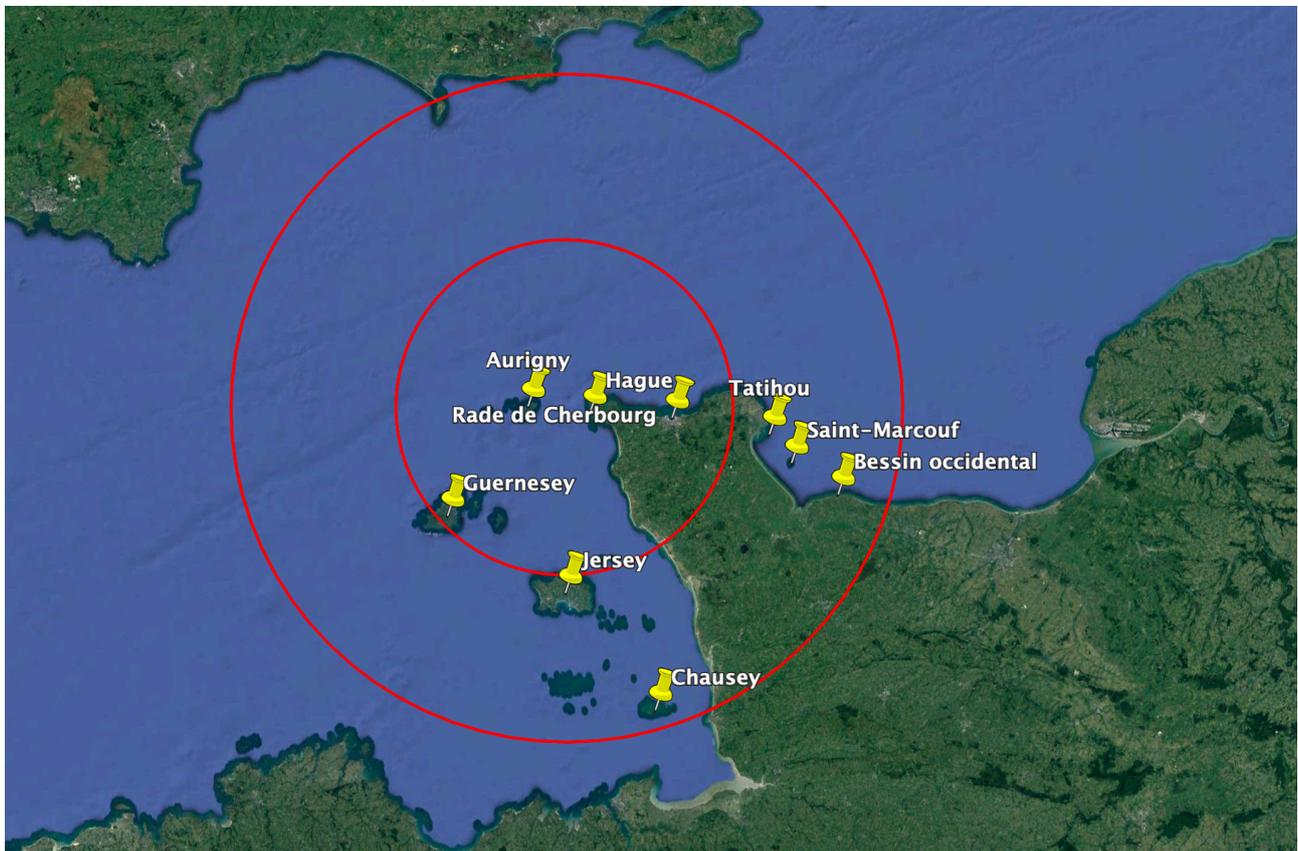
Graphique 1 : Répartition du nombre de données par famille

Famille	Espèces	Nombre de données	Famille	Espèces	Nombre de données
Gavidés	Plongeon arctique	392	Stercoraridés	Labbe parasite	337
	PLONGEON CATARCTIQUE	61		Labbe pomarin	175
	Plongeon catmarin	291		LABBE POMASITE	80
	Plongeon imbrin	99		LABBE SPECIES	121
	PLONGEON SPECIES	286	Laridés	Goéland à ailes blanches	2
Podicipedidés	Grèbe à cou noir	9		Goéland argenté	352
	Grèbe esclavon	45		Goéland bourgmestre	4
	GREBE ESCOUNOIR	8		Goéland brun	241
	Grèbe huppé	37		Goéland cendré	238
	Grèbe jougris	12		Goéland marin	541
Hydrobatidés	Pétrel culblanc	1		Guifette moustac	2
	PETREL SPECIES	1		Guifette noire	99
	Pétrel tempête	4		Mouette de Sabine	20
Procellaridés	Pétrel fulmar	757		Mouette mélanocéphale	599
	Puffin cendré	2		Mouette pygmée	156
	Puffin des Anglais	362		Mouette rieuse	550
	Puffin des Baléares	456		Mouette tridactyle	634
	Puffin fuligineux	161		Sterne arctique	64
	Puffin majeur	2		Sterne caspienne	2
	PUFFINS SPECIES	137		Sterne caugek	774
Sulidés	Fou de Bassan	1001		Sterne de Dougall	2
Phalacrocaracidés	Cormoran huppé	920		Sterne hansel	3
	CORMORAN SPECIES	2		Sterne naine	43
	Grand Cormoran	799		STERNE PIERRARCTIQUE	179
Anatidés	Eider à duvet	254	Sterne pierregarin	363	
	Harelde boréale	8	STERNE SPECIES	6	
	Harle huppé	190	Alcidés	Guillemot de Troïl	270
	Macreuse à bec jaune	1		Macareux moine	18
	Macreuse brune	72		Mergule nain	7
	Macreuse noire	798		PINGMOT	664
Stercoraridés	Grand Labbe	310		Pingouin torda	454
	Labbe à longue queue	4			

Tableau 2 : Listes des espèces pouvant se nourrir en mer et nombre de données associées

### 3.2 Les oiseaux nicheurs

Les principales colonies d'oiseaux marins nicheurs en milieu naturel sont indiquées sur la carte 1 qui montre que, dans un rayon d'une centaine de kilomètres autour de la zone d'implantation, existent plusieurs colonies d'oiseaux de mer (hors colonies urbaines) : le plus grand rayon indiqué est de 100 km, le plus petit de 50 km.



Carte 3 : Localisation des colonies d'oiseaux marins nicheurs proches du site d'étude

Les colonies présentes dans un rayon de 100 km sont récapitulées dans le tableau suivant (d'après données GONm, Debout à paraître et Mitchell *et al* 2004) :

	Chausey	Jersey	Guernesey	Aurigny	Hague	Rade de Cherbourg	Tatihou	Saint Marcouf	Bessin occidental
Pétrel-tempête	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Fulmar glacial	-	+	+	+	-	-	-	-	+
Fou de Bassan	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<b>Grand cormoran</b>	<b>+</b>	<b>+</b>	<b>+</b>	<b>+</b>	<b>+</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>+</b>	<b>-</b>
<b>Cormoran huppé</b>	<b>+</b>	<b>+</b>	<b>-</b>	<b>+</b>	<b>+</b>	<b>+</b>	<b>-</b>	<b>+</b>	<b>+</b>
Goéland marin	+	+	+	+	+	+	+	+	-
Goéland brun	+	+	+	+	-	+	+	+	+
Goéland argenté	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Mouette tridactyle	-	-	-	+	-	-	-	-	+
Sterne pierregarin	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Sterne de Dougall	+	+	-	-	-	-	-	-	-
Sterne caugek	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Pingouin torda</b>	<b>-</b>	<b>+</b>	<b>+</b>	<b>+</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>
<b>Guillemot de Troïl</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>+</b>	<b>+</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>
<b>Macareux moine</b>	<b>-</b>	<b>+</b>	<b>+</b>	<b>+</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>

NB : en rouge les espèces d'oiseaux marins vulnérables à très vulnérables par rapport aux hydroliennes d'après Furness *et al.* 2012

### 3.2.1 Grand cormoran

Dans un rayon de cinquante kilomètres, l'espèce se reproduit dans la Hague (une trentaine de couples) et à Aurigny. Une étude menée sur le grand cormoran à Saint-Marcouf et Antifer (Debout, 1988), dont le rayon d'action est de l'ordre de 20 km au plus. Les oiseaux des colonies d'Aurigny et de la Hague pourraient donc potentiellement être impactés par le projet d'hydroliennes.

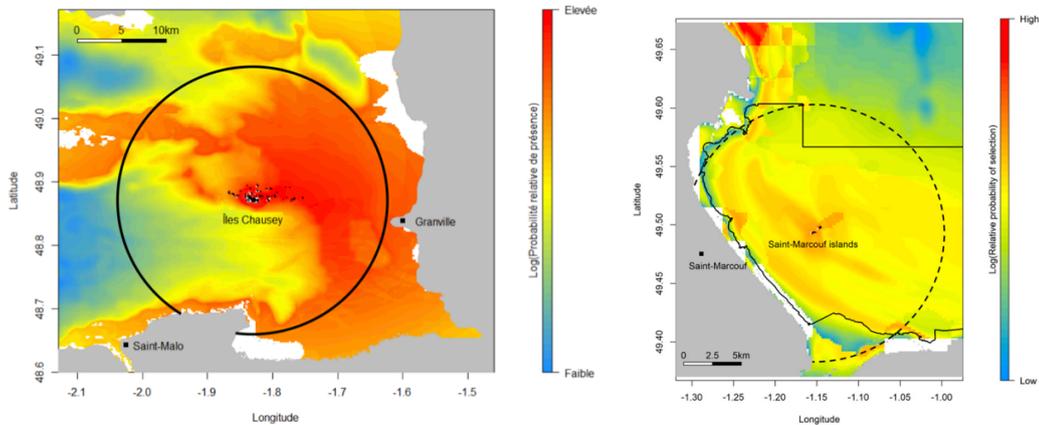
Une étude menée dans l'archipel de Chausey a montré qu'en moyenne les grands cormorans plongent à 5-6 m de profondeur pour rechercher leur nourriture. Mais les plongées peuvent atteindre une profondeur de 32 m (Grémillet, 1997). Considérant la profondeur estimée d'immersion des machines, l'impact potentiel des hydroliennes semble limité, mais pas impossible, pour l'essentiel des oiseaux.

### 3.2.2 Cormoran huppé

Les colonies les plus proches se situent à Jobourg (une quarantaine de couples) Aurigny et à Cherbourg (une soixantaine de couples). L'écologie spatiale de cette espèce a été étudiée par télémétrie à Chausey et Saint-Marcouf en 2018 (Courbin *et al.* 2018 ; Courbin *et al.* 2019). Sur chaque site, quinze oiseaux ont été équipés d'une balise GPS et l'analyse de leurs trajectoires montre que le rayon d'action est d'environ 4 kilomètres avec un éloignement maximal d'environ 15 km quand des travaux antérieurs ont déterminé un rayon d'action de 6,5 km avec un éloignement maximal de 16 à 20 km (Langston 2010, Thaxter *et al.* 2012). Sur ces bases, les oiseaux de Cherbourg, Saint-Marcouf, Guernesey, Jersey et Chausey ne seraient pas ou peu impactés par le projet. Bien que plus proches, les colonies d'Aurigny se situent à plus de 20 km de l'emplacement envisagé pour l'immersion des machines. L'impact sur les cormorans huppés nicheurs d'Aurigny pourraient donc être limités. En revanche, les oiseaux se reproduisant à Jobourg pourraient potentiellement être impactés.

Dans le cadre des deux études par télémétrie menées sur le cormoran huppé en Normandie, sur les colonies de Chausey et Saint-Marcouf, Courbin *et al.* (2018, 2019) ont montré que la profondeur des

plongées d'alimentation des oiseaux se situait entre -5 et -15m à Chausey et entre -10 et -20m à Saint-Marcouf. Considérant la profondeur estimée d'immersion des machines, l'impact potentiel des hydroliennes semble limité. Cependant, les hydroliennes vont être immergées dans un milieu à haute énergie tandis que les études ont été menées dans des zones présentant des courants beaucoup moins forts. Il est tout à fait envisageable que le comportement de recherche alimentaire des oiseaux soit différent selon la force des courants.



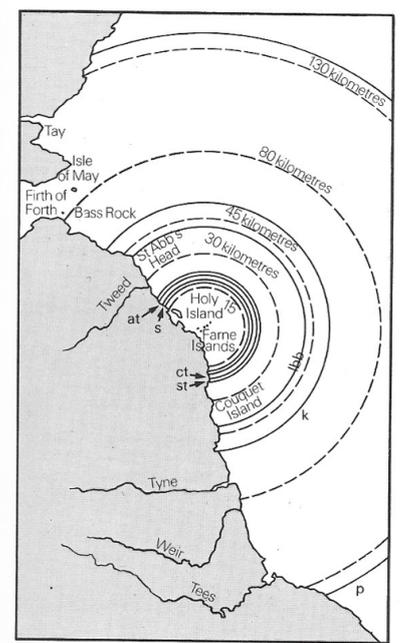
Carte 4 & 5 : Distribution spatiale des cormorans huppés de Chausey (à gauche) et Saint-Marcouf (à droite) (d'après Courbin *et al.*, 2018 et 2019)

### 3.2.3 Les Alcides

Les pingouin torda, guillemot de Troïl et macareux moine se reproduisent sur les îles anglo-normandes. Le macareux moine va pêcher au-delà de 100 km de leur colonie, comme le montre l'exemple de la carte 4 (Fisher 1984). Les 2 autres Alcides pourraient eux aussi s'éloigner de plusieurs dizaines de kilomètres de leurs colonies, mais les distances sont discutées (Bradstreet et Brown 1985, Harris 1984).

Les études menées sur les Alcides montre que le pingouin torda plonge à une profondeur moyenne de 5m mais que les guillemot de Troïl et macareux moine pouvaient tous deux plonger jusqu'à 60m pour s'alimenter (Bradstreet *et al.*, 1985)

Sur ces bases, si l'impact d'hydroliennes immergées au large de la Hague semble limité pour le pingouin torda, le guillemot de Troïl et le macareux moins pourraient quant à eux être impactés par le projet.



Carte 6 : Répartition spatiale des fulmar, macareux et pétrel tempête (d'après Fischer, 1984)  
P = macareux moine

### **3.3 Les hivernants**

Si nous disposons bien de données attestant de la présence d'espèces potentiellement vulnérables face à des hydroliennes dans le Raz Blanchard, de très rares informations relatives au comportement de ces oiseaux sont signalées dans la base de données. De sorte qu'il nous est impossible de dire si ces espèces pourraient potentiellement être impactées même si bien sûr le risque existe.

#### **3.3.1 Plongeurs**

En hiver les trois espèces de plongeurs font l'objet d'observation régulières au niveau du Raz Blanchard. Le plongeur imbrin est le moins observé (moins de 5 individus en hivernage au maximum) mais plusieurs dizaines de plongeurs arctique et catmarin (de 50 à 200 selon les années).

#### **3.3.2 Cormorans**

En hiver une centaine d'individus de chaque espèce de cormorans (cormoran huppé et grand cormoran) sont régulièrement observés au niveau du Raz Blanchard.

#### **3.3.3 Alcidés**

La présence de macareux moine au large des côtes françaises de la Hague est rare. Mais la présence de guillemot de Troïl et pingouin torda est en revanche bien marquée avec 200 à 300 oiseaux régulièrement signalés avec des pics pouvant monter à 1000 ou 1500 oiseaux.

### **3.4 Les migrants**

Il est très difficile de suivre les migrants et d'estimer leurs effectifs : il ne faut en effet pas oublier que les observateurs ont naturellement tendance à aller observer les jours où les passages doivent *a priori* être importants, compte tenu des conditions météorologiques et il est impossible d'extrapoler à partir des résultats des heures d'observation. S'il y a peu de risques d'impacter les oiseaux migrants qui ne font que passer, le risque est potentiel pour les oiseaux marins plongeurs en halte migratoire qui se reposent et se nourrissent avant de reprendre leur migration.

Entre 3000 et 5000 individus de plongeurs, cormoran et Alcidés sont observés annuellement en migration au niveau du cap de la Hague. Compte tenu de la difficulté d'évaluer les effectifs d'oiseaux migrants, il est probable que les effectifs réels soient supérieurs. La plupart de ces oiseaux ne font que passer pour rejoindre leurs sites d'hivernage. Néanmoins certains d'entre eux peuvent être amenés à faire une halte migratoire, pour se reposer et se nourrir, au large de la Hague. Cependant, comme pour les nicheurs et hivernants, nous manquons de données comportementales pour statuer sur un potentiel impact.

## **4 Comparaison entre les technologies OpenHydro et HydroQuest**

Les caractéristiques techniques des machines issues des technologies OpenHydro et HydroQuest sont sensiblement les mêmes (figure n°3).

Eléments	Modèle OpenHydro	Modèle HydroQuest
<b>Vue d'ensemble</b>		
<b>Turbine</b>	<b>Rotor horizontal</b>	<b>Rotor Vertical</b>
<b>Vitesse de rotation</b>	<b>12 t/mn</b>	<b>12 t/mn</b>
<b>Maintenance</b>		<b>Tous les 5 ans sortie de l'eau</b> (Cf. mêmes moyens nautiques que pour le déploiement)
<b>Emprise vertical (face au courant)</b>		
<b>Hauteur</b>	20 m	21m
<b>Largeur</b>	16 m	25 m
<b>Surface</b>	320 m2	525m2
<b>Différence</b>		<b>+165m2</b>
<b>Emprise vertical (profil au courant)</b>		
<b>Hauteur</b>	20 m	26 m
<b>Largeur</b>	9 m	10 m
<b>Surface</b>	180 m2	260 m2
<b>Différence</b>		<b>+80 m2</b>
<b>Emprise Fondation gravitaire</b>		
<b>Longueur</b>	45 m	30 m
<b>Largeur</b>	45 m	34 m
<b>Différence Longueur</b>	<b>+15 m</b>	
<b>Différence Largeur</b>	<b>+11 m</b>	
<b>Hub &amp; Câbles électriques</b>		
Emprise spatiale du Hub	5 m2	10 m2
Différence		<b>+ 5 m2</b>
Différence Câbles électrique liée à la présence de connecteurs différents	<b>Longueur de câble électrique plus importante</b> <b>+ 120 m de longueur de câble/ hydrolienne</b> <b>+ 840 m de plus l'ensemble de la ferme</b>	<b>Longueur de câble électrique moins importante</b>
Connecteurs	DRY MATE	WET MATE

Figure n°3 : Caractéristiques des 2 modèles d'hydroliennes

La profondeur d'immersion et la hauteur des machines font que les risques de collision sont potentiels pour les Alcidés, Phalacrocoracidés et Gaviidés.

Il nous semble cependant que la faible vitesse de rotation (<12 tours/Min) est peu susceptible de provoquer des blessures en cas de collision. Il est également envisageable que les oiseaux plongeant depuis la surface (dans le cas du Raz Blanchard : guillemot de Troïl, pingouin torda, macareux moine, plongeurs *species*, cormoran huppé et grand cormoran) possèdent une capacité d'évitement des obstacles, à la condition néanmoins que le nombre de machines immergées et la distance entre les machines n'impliquent pas d'effet barrière.

En l'absence de données bibliographiques et du faible retour d'expérience, il nous est difficile de donner un degré de vulnérabilité des espèces. Si le risque semble faible pour les cormorans et plongeurs, il reste potentiel pour le guillemot de Troïl et le macareux moine nichant à Aurigny ou exploitant le site lors de halte migratoire.

## 5 Bibliographie

- Bradstreet, M.S.W. et Brown R.G.B. in Nettleship, D.N. et Birkhead, T.R. 1985 – The Atlantic Alcidae. Academic Press, 574 pages.
- Bryden, I. G., Couch, S. J., Owen, A. & Melville, G. 2007. Tidal current resource assessment. Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part A: Journal of Power and Energy, 221, 125-135.
- Chen, Y., Lin, B., Lin, J. & Wang, S. 2015. Effects of stream turbine array configuration on tidal current energy extraction near an island. Computers & Geosciences, 77, 20-28
- Courbin, N., Gallien, F. et Grémillet, D. 2018 – Écologie spatiale des cormorans huppés des îles Chausey. 38 p.
- Courbin, N., Gallien, F., Purenne, R. et Grémillet, D. 2019 – Écologie spatiale des cormorans huppés des îles Saint-Marcouf. 38 p.
- Embling, C. B., Illian, J., Armstrong, E., Van der Kooij, J., Sharples, J., Camphuysen, C. J. & Scott, B. E. 2012. Investigating fine scale spatio-temporal predator-prey patterns in dynamic marine ecosystems: a functional data analysis approach. Journal of Applied Ecology, 49, 481-492.
- Debout G. 1988 - La biologie de reproduction du Grand Cormoran en Normandie. ORFO 58 (1) : 1-17
- Frid, C., Andonegi, E., Depestele, J., Judd, A. Rihan, D., Rogers R. et Kenchington, E. 2012. «The environmental interactions of tidal and wave energy generation devices». Environmental Impact Assessment Review, no 32, p. 133-139
- Furness, R. W., Wade, H. M., Robbins, A. M. C. & Masden, E. A. 2012. Assessing the sensitivity of seabird populations to adverse effects from tidal stream turbines and wave energy devices. ICES Journal of Marine Science, 69, 1466-1479.
- Grecian, J., Inger R., Attrill, M., Bearhop, S., Godley, B., Witt, M. et Votier, S. 2010. « Potential impacts of wave-powered marine renewable energy installations on marine birds ». IBIS, the International Journal of Avian Science, no 152, p. 683-697
- Grémillet, D. 1997 - Wettable gluttons of the sea? The foraging ecology of breeding Great Cormorants (*Phalacrocorax carbo*) and European Shags (*Phalacrocorax aristotelis*). Thèse. Université de Kiel, 129 pages
- Harris, M.P. 1984 – The Puffin. TAD Poyser, 224 pages.
- Heath, J. P. & Gilchrist, H. G. 2010. When foraging becomes unprofitable: energetics of diving in tidal currents by common eiders wintering in the Arctic. Marine Ecology Progress Series, 403, 279-290.
- Hunt, G. L., Mehlum, F., Russell, R. W., Irons, D., Decker, M. B. & Becker, P. H. 1999. Physical processes, prey abundance, and the foraging ecology of seabirds. Proceedings of the International Ornithological Congress, 22, 2040-2056

- Inger, R., Attrill, M., Bearhop, S., Broderick, A., Grecian, J., Hodgson, D., Mills C., Sheehan, E., Votier, S., Witt, M. et Godley B. 2009. «Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research». *Journal of Applied Ecology*, no 46, p. 1145–1153.
- Langton, R., Davies, I. M. & Scott, B. E. 2011. Seabird conservation and tidal stream and wave power generation: Information needs for predicting and managing potential impacts. *Marine Policy*, 35, 623-630
- Langston R. 2010. Offshore wind farms and birds Round 3 zones, extensions to Round 1 & Round 2 sites & Scottish Territorial Waters, Sandy, RSPB.
- Neill, S. P., Jordan, J. R. & Couch, S. J. 2012. Impact of tidal energy converter (TEC) arrays on the dynamics of headland sand banks. *Renewable Energy*, 37, 387-397.
- Pelc, R. & Fujita, R. M. 2002. Renewable energy from the ocean. *Marine Policy*, 26, 471- 479
- Shields, M. A., Woolf, D. K., Grist, E. P. M., Kerr, S. A., Jackson, A. C., Harris, R. E., Bell, M. C., Beharie, R., Want, A., Osalusi, E., Gibb, S. W. & Side, J. 2011. Marine renewable energy: The ecological implications of altering the hydrodynamics of the marine environment. *Ocean & Coastal Management*, 54, 2-9.
- Scott, B. E., Langton, R., Philpott, E. & Waggitt, J. J. 2014. Seabirds and marine renewables: Are we asking the right questions? In: *Humanity and the Seas: Marine Renewable Energy and Environmental Interactions* (Ed. by M. A. Shields & A. I. L. Payne), pp. 81-92. London, UK:Springer
- Thaxter CB, Lascelles B, Sugar K, Cook ASCP, Roos S, Bolton M, Langston RHW, Burton NHK. 2012. Seabird foraging ranges as a preliminary tool for identifying candidate Marine Protected Areas. *Biological Conservation*,156:53-61.
- Van der Kooij, J., Scott, B. E. & Mackinson, S. 2008. The effects of environmental factors on daytime sandeel distribution and abundance on the Dogger Bank. *Journal of Sea Research*, 60, 201-209.
- Wade H. M., Masden E. A., Jackson A. C. & Furness R. W. 2013. Which seabird species use high-velocity current flow environments? Investigating the potential effects of tidal-stream renewable energy developments. *BOU Proceedings – Marine Renewables and Birds*. 5 P.
- Waggitt, J. J. & Scott, B. E. 2014. Using a spatial overlap approach to estimate the risk of collisions between deep diving seabirds and tidal stream turbines: a review of potential methods and approaches. *Marine Policy*, 44, 90-97.
- Waggitt, J. 2015. Quantifying deep-diving seabirds use of high- energy environments and spatial overlap with tidal stream turbines. A thesis presented for the degree of Doctor of Philosophy in Ecology at the University of Aberdeen. 195p.
- Wilson, B., Batty, R. S., Daunt, F. & Carter, C. 2007. Collision risks between marine renewable energy devices and mammals, fish and diving birds. SAMS report to the Scottish Executive.

Wright, P. J., Jensen, H. & Tuck, I. 2000. The influence of sediment type on the distribution of the lesser sandeel, *Ammodytes marinus*. *Journal of Sea Research*, 44, 243- 256.