



Effets du parc éolien offshore Horns Rev 1 sur les communautés de poissons. Suivi sept ans après la construction

Cet article a été traduit par la Commission Particulière du Débat Public sur les éoliennes en mer en Normandie (du 15 novembre 2019 au 19 août 2020).

Il est mis à la disposition du public sur le site : normandie.debatpublic.fr

Article original :

Tenberg, C.; van Deurs, M.; Støttrup, J.; Mosegaard, H.; Grome, T.; Dinesen, G.; Christensen, A.; Jensen, H.; Kaspersen, M.; Berg, C.; Leonhard, S.; Skov, H.; Pedersen, J.; Hvidt, C.; Klastrup, M. (2011). Effect of the Horns Rev 1 Offshore Wind Farm on Fish Communities: Follow-up Seven Years after Construction (Report No. 246-2011). Report by DTU Aqua (National Institute of Aquatic Resources). Report for Danish Energy Agency.

Vous pouvez retrouver le texte original dans la bibliothèque du débat.

Effets du parc éolien offshore Horns Rev 1 sur les communautés de poissons

Suivi sept ans après la construction

Rapport DTU Aqua n° 246-2011

Rédacteurs en chef :

Simon B. Leonhard, Orbicon A/S

Claus Stenberg et Josianne Støttrup, DTU Aqua

Les auteurs :

Claus Stenberg, Michael van Deurs, Josianne Støttrup, Henrik Mosegaard, Thomas Grome, Grete Dinesen, Asbjørn Christensen, Henrik Jensen, Maria Kaspersen, Casper Willestoft Berg, Simon B. Leonhard, Henrik Skov, John Pedersen, Christian B. Hvidt et Maks Klastrup

Résumé

Le déploiement de parcs éoliens en mer se développe rapidement au Danemark et dans le reste de l'Europe, en raison d'une forte demande, tant économique que politique, en énergie renouvelable. Actuellement, 12 parcs éoliens offshore sont en service dans les eaux danoises. Les parcs éoliens offshore sont souvent placés dans des eaux relativement peu profondes (<20 m) en raison de contraintes techniques et économiques. Ces zones peu profondes sont souvent très productives d'un point de vue biologique et servent d'importantes aires de nourrissage et d'alimentation pour un certain nombre d'espèces de poissons. L'établissement de parcs éoliens est supposé avoir un impact positif sur l'abondance des poissons et les structures des communautés de poissons en augmentant l'hétérogénéité de l'habitat et en excluant les activités de chalutage dans la zone du parc éolien.

Ce rapport présente les résultats d'une expérience sur le terrain dans un site d'étude de démonstration (le parc éolien offshore Horns Rev 1), l'un des plus grands parcs éoliens offshore au monde. La construction de ce parc, composé de 80 éoliennes et situé en mer du Nord à 14-20 km au large de la côte occidentale du Danemark, à Blaavands Huk, a été achevée fin 2002. L'objectif de l'étude était d'analyser les changements dans la structure des communautés de poissons, la distribution spatiale et les changements dans les assemblages de lançons dus à l'établissement du parc éolien.

L'étude de base a été menée en septembre 2001 et mars 2002 avant la construction du parc éolien et l'étude d'impact a été réalisée 7 ans plus tard, respectivement en septembre 2009 et mars 2010. Les études comprenaient des filets maillants à mailles multiples ciblant les espèces semi-pélagiques et démersales (vivant sur le fond). En outre, l'étude d'impact comprenait des études acoustiques le long de transects latitudinaux et longitudinaux ciblant les poissons pélagiques et démersaux, à l'exception du lançon, qui a été exclu de l'analyse acoustique en raison des interférences de rétrodiffusion avec d'autres organismes détectables à faible niveau acoustique.

L'introduction d'un substrat dur et d'une plus grande complexité par rapport aux bancs de sable homogènes caractéristiques de la mer du Nord a entraîné des changements mineurs dans la communauté des poissons et la diversité des espèces. Des changements dans la communauté de poissons ont été observés après le déploiement du parc éolien en raison de la modification des densités des poissons les plus courants, *le merlan* (*Merlangius merlangus*) et la *limande* (*Limanda limanda*), mais ils reflètent surtout la tendance générale de ces populations de poissons en mer du Nord. En raison d'une variation temporelle importante et d'une répartition inégale des densités de poissons et de la biomasse, aucun changement général significatif de l'abondance ou de la répartition des poissons pélagiques et démersaux n'a été constaté dans les études acoustiques, ni entre le site témoin et le site du parc éolien, ni à l'intérieur de la zone d'impact entre les fondations.

L'introduction de substrat de fond dur a entraîné une plus grande diversité d'espèces à proximité de chaque turbine avec une répartition spatiale (horizontale) claire, qui était plus prononcée en automne, où la plupart des espèces étaient enregistrées. De nouveaux poissons de récif, tels que le labbe doré (*Ctenolabrus rupestris*), la loquette vivipare (*Zoarces viviparus*) et le meunier noir (*Cyclopterus lumpus*) se sont établis dans la zone récifale introduite. Très peu de gobies ont été capturés à proximité ou dans le parc éolien, et la quasi-absence de ces espèces a été suggérée comme étant liée aux conditions hydrographiques de la zone du parc éolien et comme ayant des implications sur l'occurrence des espèces pélagiques et démersales.

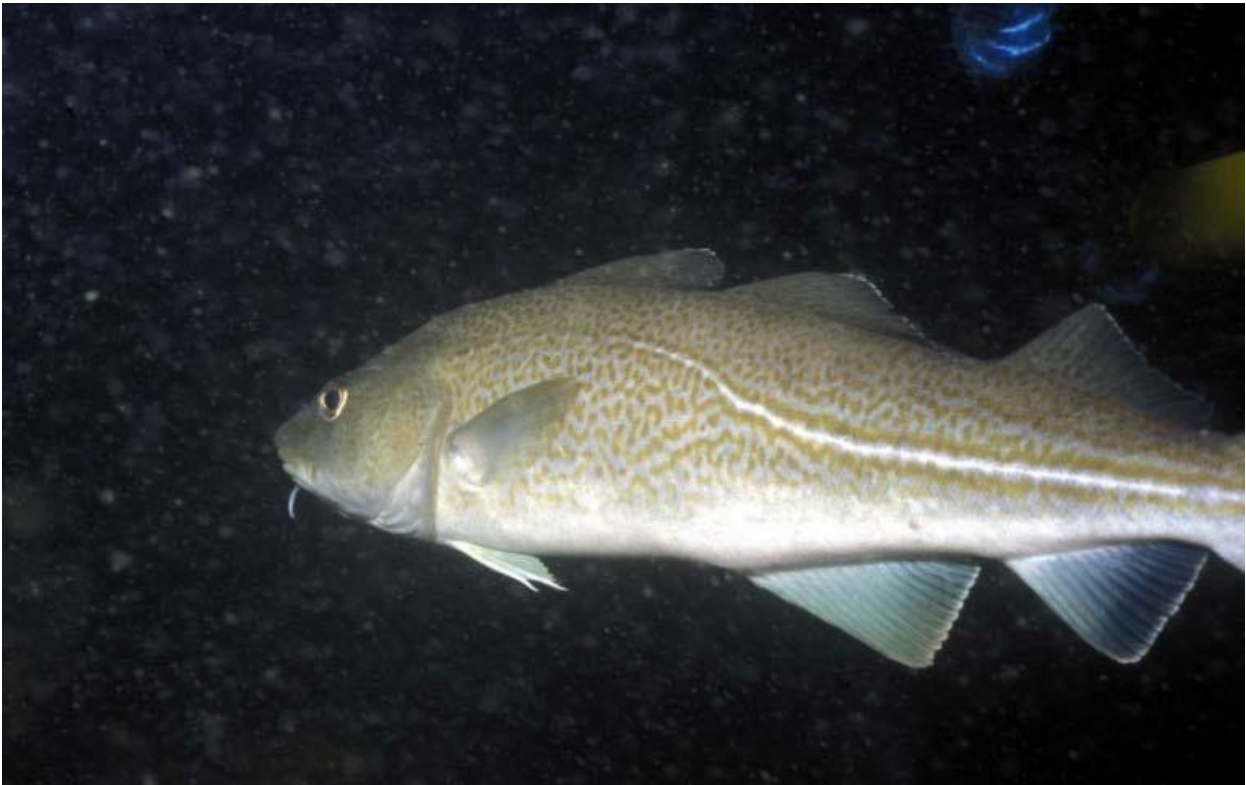
Les communautés de poissons dans la zone de Horns Reef ont montré des variations saisonnières significatives. La richesse et l'abondance des espèces ont été faibles au printemps par rapport à l'automne et l'hiver 2009-2010, exceptionnellement froid, a particulièrement affecté les communautés de poissons tant dans la zone du parc éolien que dans la zone témoin. En général, l'abondance des poissons et la richesse des espèces semblent augmenter avec la profondeur, ce qui augmente l'importance des structures de turbines déployées à de plus grandes profondeurs comme zones de refuge pour les poissons. L'utilisation de la télémétrie dans les études néerlandaises a montré une réaction comportementale où le cabillaud (*Gadus morhua*) entre et sort des structures dures des fondations des parcs éoliens offshore.

Les Horns Rev constituent un habitat pour le lançon, un groupe d'espèces de poissons très abondant qui, en raison de sa grande abondance et de sa forte teneur en pétrole, joue un rôle clé inévitable dans l'écosystème de la mer du Nord et en tant qu'espèce commercialement viable. Bien que les effets saisonniers et jour/nuit (diurnes) sur le lançon soient prononcés, les résultats n'ont révélé aucune indication que la construction du parc éolien de Horns Rev I ait eu un effet préjudiciable à long terme sur l'occurrence globale du lançon. Toutefois, un effet à court terme a été détecté en mars 2004, principalement en raison d'une augmentation temporaire du nombre de juvéniles, principalement du *grand lançon* (*Hyperoplus lanceolatus*), qui dominait complètement la communauté de lançons dans la zone du récif des Horns.

Le lançon est étroitement associé à la fraction de sable fin pur dans les sédiments des fonds marins et seuls les fonds marins dont les fractions de particules plus fines de limon et d'argile sont inférieures à une limite critique de 2 % offrent des habitats appropriés au lançon. Bien que la valeur la plus élevée pour la fraction de particules fines ait été trouvée dans le site de contrôle, aucun changement significatif dans la composition des sédiments des fonds marins n'a été détecté après la construction du parc éolien, sauf en 2004, où une fraction plus élevée de gravier a été trouvée à l'intérieur de la zone du parc éolien. La fraction pondérale de limon et d'argile dans les sédiments était généralement inférieure à 1 %. La présente étude indique que les parcs éoliens ne représentent ni une menace ni un avantage direct pour le lançon dans les zones côtières dominées par le *grand lançon*, bien que le recrutement du *grand lançon*, qui se reproduit lui-même dans la zone du récif des Cornes, pourrait bénéficier spécifiquement de l'exclusion des pêcheries dans la zone du parc éolien.

Les expériences des études post-construction concernant les effets du développement des parcs éoliens offshore sur les communautés de poissons sont rares ou presque inexistantes, ce qui explique pourquoi aucune tentative n'a été faite pour impliquer une évaluation appropriée de la viabilité des populations

(PVA) afin d'évaluer les effets de l'augmentation de l'habitat approprié pour certaines espèces de récifs ou les effets de l'exclusion des pêcheries sur les populations de lançons. Les effets cumulatifs d'un plus grand nombre de parcs éoliens dans la région peuvent être une augmentation du recrutement de poissons de l'habitat des récifs et une réhabilitation écologique des habitats en raison de l'exclusion des pêcheries dans de plus grandes zones adaptées aux lançons. L'effet cumulatif de l'introduction de structures verticales dans les eaux plus profondes peut être une agrégation de plus grands gadidés dans cette zone.



Cabillaud dans la zone du parc éolien de Horns Reef



Goldsinny wrasse sur les rochers de Horns Reef

Introduction

Le nombre de parcs éoliens en mer augmente régulièrement au Danemark et dans le reste de l'Europe en raison d'une forte demande, tant économique que politique, en énergie renouvelable. Le Danemark prévoit d'établir des parcs éoliens offshore d'une capacité totale de 4 400 MW (Energistyrelsen, 2011). L'objectif global est que l'éolien offshore contribue à hauteur de 50 % de la consommation nationale totale d'électricité en 2025. Une évaluation détaillée des incidences sur l'environnement (EIE) est réalisée pour chaque parc éolien afin d'évaluer les impacts environnementaux potentiels pendant la construction et l'exploitation.

Les parcs éoliens offshore sont constitués de multiples piles verticales régulièrement positionnées de caissons en acier ou en béton s'étendant du fond de la mer jusqu'à la surface de l'eau, sur lesquelles sont montées les nacelles et les pales. La base de chaque pile est entourée de lits de rochers pour empêcher l'érosion des fonds marins. Il existe une abondante documentation sur l'effet de récif artificiel des navires coulés et d'autres structures dures construites par l'homme, qui démontre une augmentation de la diversité des espèces locales et de la production de biomasse (Davis, *et al.*, 1982 ; Ambrose, *et al.*, 1990 ; Coleman et Connell, 2001 ; Gray, 2006 ; Wilhelmsson, *et al.*, 2006 ; Arena, *et al.*, 2007 ; Martin et Lowe, 2010). Les parcs éoliens actuels et prévus en mer du Nord sont situés sur des fonds sableux qui sont habités par une communauté d'espèces très différente de celle des récifs de blocs. Selon (Jensen, 2002), il faut environ cinq ans avant que des communautés stables ne s'établissent après le déploiement de structures artificielles dures. Pour bien comprendre les conséquences écologiques potentielles du déploiement de parcs éoliens offshore, il faut donc connaître non seulement l'effet des récifs artificiels, mais aussi les effets sur les écosystèmes au niveau des espèces, des populations, des habitats et des communautés, à des échelles temporelles appropriées (Davis, *et al.*, 1982 ; Ambrose, *et al.*, 1990).

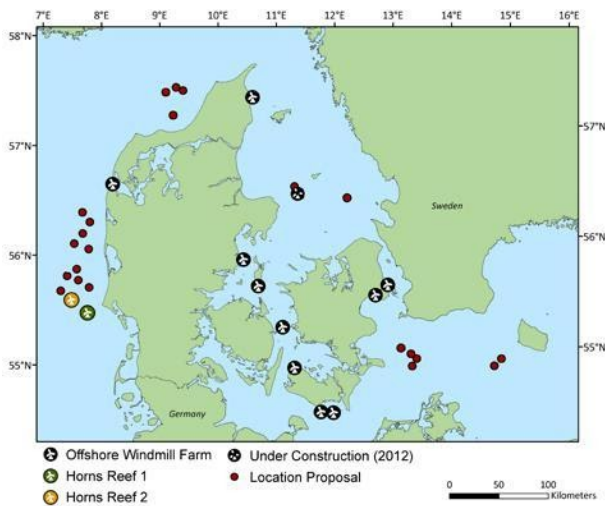


Figure 1. Emplacements des parcs éoliens offshore au Danemark. Les emplacements proposés pour les futurs parcs éoliens offshore sont continuellement ajustés et mis à jour en 2011 (Energistyrelsen, 2011).

Les 12 parcs éoliens offshore actuellement en exploitation au Danemark et celui en construction à Anholt sont placés dans des eaux relativement peu profondes, à moins de 20 m de profondeur, en raison de contraintes techniques et économiques (figure 1). Ces zones peu profondes sont généralement très productives sur le plan biologique et constituent d'importantes zones de nourrissage et/ou d'alimentation pour un certain nombre d'espèces de poissons. Dans la zone du récif de Horns, les structures dures introduites, telles que les fondations des turbines et les protections contre l'affouillement, ont fourni des habitats à des espèces autres que celles normalement associées aux fonds marins sableux, ce qui a entraîné une augmentation de la biomasse faunique et de la disponibilité potentielle de nourriture (Leonhard et Pedersen, 2006). Ces nouveaux habitats et l'augmentation de la nourriture pourraient bien, avec le temps, attirer un plus grand nombre et une plus grande variété d'espèces de poissons et pourraient augmenter la production et le recrutement d'espèces résidentes.

Depuis 1999, plusieurs études environnementales ont été menées dans la région de Horns Reef dans le but de documenter les changements dans la structure de l'habitat et dans les communautés de la flore et de la faune dus à l'établissement et à l'exploitation de l'un des plus grands parcs éoliens offshore du monde - Horns Rev I construit en 2002. Les résultats et les expériences des études environnementales sur les effets de ce parc éolien de démonstration et de l'autre parc éolien de démonstration au Danemark - le parc éolien offshore de Nysted, construit en 2002/2003 et situé dans la Baltique - sont résumés dans une publication intitulée "Danish Offshore Wind - Key Environmental Issues" (Vent offshore danois - Questions environnementales clés), publiée par DONG Energy, Vattenfall, l'Autorité danoise de l'énergie et l'Agence danoise pour la nature, qui traite de la nécessité de poursuivre les recherches sur, par exemple, le développement des communautés de poissons dans les parcs éoliens marins (DONG, *et al.*, 2006).

Les résultats de Horns Rev I ont indiqué qu'au cours des trois premières années après la construction, les espèces de poissons ont augmenté en nombre dans la zone d'impact. Les résultats d'autres études menées après la construction d'un parc éolien offshore dans la zone côtière néerlandaise ont montré une forte dynamique spatiale et temporelle dans les communautés de poissons et seulement des effets mineurs sur les assemblages de poissons près des fondations des turbines, bien que certaines espèces de poissons, comme le cabillaud, semblent trouver un abri à l'intérieur du parc éolien (Winter, *et al.*, 2010 ; Lindeboom, *et al.*, 2011).



Figure 2. Vue des oiseaux du parc éolien offshore Horns Rev 1, vu du sud-est.

La présente étude, qui porte sur la communauté de poissons du parc éolien offshore Horns Rev 1, fait partie de la Programme de surveillance de l'environnement pour les parcs éoliens offshore de démonstration danois Horns Rev 1 et Nysted, administré par le groupe environnemental composé de l'Agence danoise de l'énergie, de l'Agence danoise de la nature, de Vattenfall

et DONG Energy. Les travaux ont été menés sous contrat avec Vattenfall Vindkraft A/S, et parrainés par les consommateurs d'énergie danois dans le cadre d'une obligation de service public.

L'objectif de la présente étude était de documenter les éventuels effets de refuge ou les changements dans les communautés locales de poissons sept ans après l'établissement du parc éolien, à un moment où l'on peut supposer que les effets du parc éolien sur l'environnement physique et biologique se sont stabilisés.

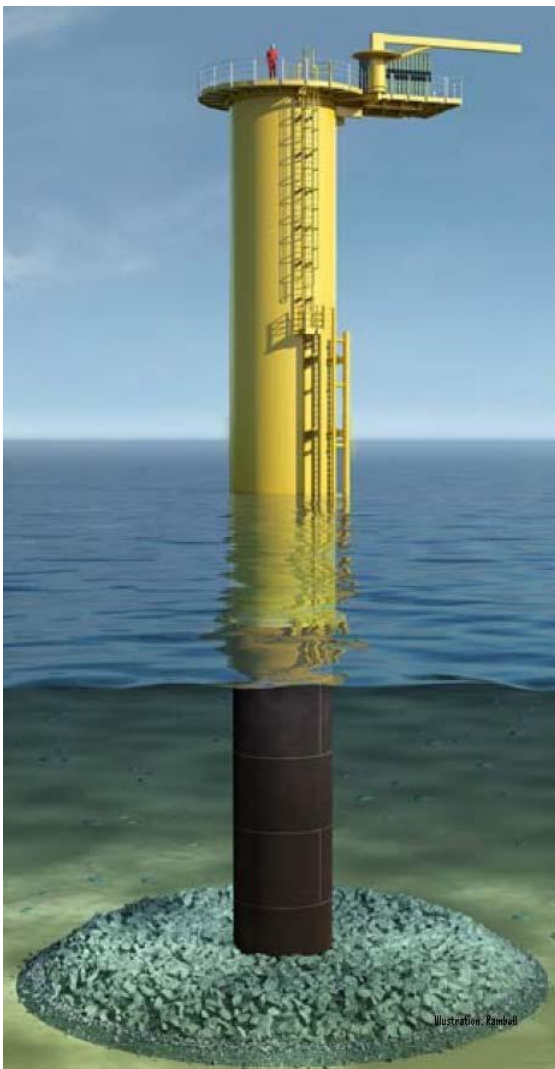
Les communautés de poissons et les assemblages de lançons ont été comparés à l'intérieur et à l'extérieur de la zone du parc éolien, avec l'hypothèse nulle que l'introduction d'un parc éolien offshore n'affecte pas la composition des espèces, la distribution temporelle ou spatiale des espèces ou l'abondance relative.

1.1 LE PARC ÉOLIEN OFFSHORE THE HORNS REV 1

Le parc éolien offshore Horns Rev 1 (figure 2) est situé en mer du Nord, à 14-20 km au large de la côte occidentale du Danemark, à Blaavands Huk, et sa construction a été achevée fin 2002.



Parc éolien offshore Horns Rev 1



Le parc éolien a une capacité de 160 MW et est composé de 80 éoliennes (Vestas V80- 2MW) érigées selon un quadrillage de 10 rangées orientées nord-sud. La distance entre les éoliennes individuelles et les rangées est de 560 m et le parc éolien couvre une superficie de 27,5 km², y compris une zone tampon de 200 m autour du parc éolien.

Figure 3. Les dimensions des éoliennes placées sur le monopile de Horns Rev. et d'une pièce de transition atteignent une hauteur de 9 m au-dessus de la surface de la mer.

Les fondations de l'éolienne sont construites selon le concept du "monopieu". La fondation monopile de Horns Rev est en principe un pieu en acier de 4 m de diamètre qui est enfoncé d'environ 25 m dans le fond marin (figure 3).

La protection contre l'affouillement autour de chaque monopile du parc éolien, déployée pour protéger les fondations de l'érosion, est d'environ 25 m de largeur totale et d'environ 1,3 m de hauteur au-dessus du fond marin d'origine. Bien que la largeur et la forme des différentes protections contre l'affouillement varient considérablement, la construction générale est composée d'un matelas de protection en pierre d'environ 0,8 m d'épaisseur avec de grosses pierres pouvant atteindre 55 cm de diamètre, recouvert d'un matelas de gravier de 0,5 m de haut composé de pierres plus petites, de 3 à 20 cm de diamètre (figure 5).

Les fondations des turbines, y compris la protection contre l'affouillement, couvrent environ 39 300 m² du fond marin, ce qui équivaut à 0,14 % de la superficie totale du parc éolien.

L'environnement de Horns Rev est très dynamique et influencé par les vents, les vagues et l'amplitude des marées. Les vents à Horns Rev sont souvent forts et supérieurs à 8 m s⁻¹ environ 50 % du temps (figure 4a). En raison de sa position à l'est de la mer du Nord, les vagues générées par les vents d'ouest dominants peuvent atteindre une hauteur de vague de 3,7 m (hauteur maximale de 5,8 m dans les mesures de 2009) (figure 4b). En raison de la profondeur relativement faible à Horns Rev, les plus grandes vagues se brisent et peuvent créer des surfs violents. L'amplitude de la marée peut atteindre 1,8 m et crée un fort courant de marée dans la région.

LES EFFETS POSSIBLES DES PARCS ÉOLIENS SUR LES COMMUNAUTÉS DE POISSONS

Le déploiement des parcs éoliens entraîne des changements dans la structure et la texture du substrat, l'apparition d'ombres et des conditions hydrographiques modifiées (Brostrom, 2008). Bien que l'on ne s'attende qu'à des changements mineurs dans la configuration des courants locaux d'après la modélisation hydrographique (Elsamprojekt, 2000), ces changements peuvent affecter la structure des fonds marins et les communautés de poissons vivants de fond (démersaux). La réduction modélisée de la vitesse du courant à une distance de 5 m des fondations est cependant inférieure à 15 % et la réduction de la hauteur des vagues sous le vent du parc éolien affectant potentiellement la structure du fond marin est inférieure à 3,5 % (Elsamprojekt, 2000).

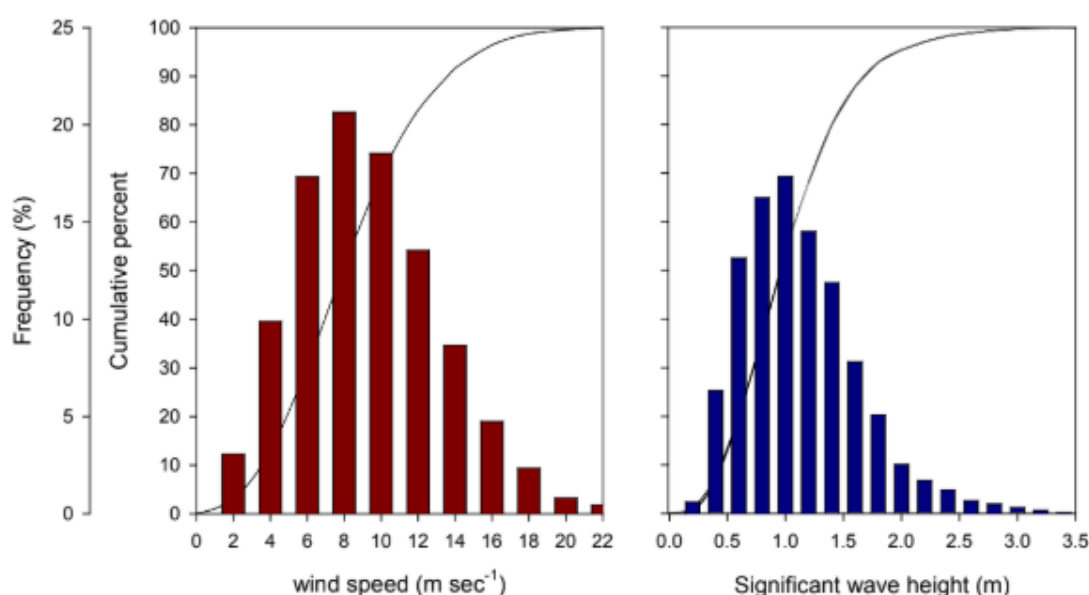


Figure 4. Mesures du vent (a) et des vagues (b) de Horn Reef (redessiné à partir de (Stenberg, et al., 2010).

Dans une zone sablonneuse peu profonde comme Horns Rev, de nouvelles possibilités d'habitat sont créées pour les poissons et les organismes sessiles qui peuvent influencer à la fois les communautés de poissons et les communautés benthiques et peut-être leurs habitudes alimentaires ou la relation

alimentaire des différents organismes de la chaîne alimentaire (Wilhelmsson, *et al.*, 2006 ; Anderson et Öhman, 2010). Les fondations des turbines semblent être particulièrement favorables aux moules bleues en augmentant leur biomasse de manière significative par rapport aux bancs de moules naturels dans les zones des parcs éoliens offshore danois (Maar, *et al.*, 2009). Cependant, seules quelques études ont documenté quantitativement la manière dont les poissons marins sont affectés par de telles structures et les études n'ont pas fourni de preuves concluantes de l'amélioration des populations locales de poissons en tant qu'effet des constructions artificielles (Brickhill, *et al.*, 2005). L'attraction des poissons pour les constructions sous-marines a été signalée pour différentes espèces de gobies (Wilhelmsson, *et al.*, 2006 ; Anderson et Öhman, 2010). Les espèces de poissons ronds migrateurs comme le cabillaud et le merlan sont également attirées par les structures sous-marines, cherchant à s'y réfugier ou à s'abriter des courants ou à s'alimenter de la faune qui se développe sur les structures de fond (Leitao, *et al.*, 2008 ; Fernandez, *et al.*, 2008 ; Page, *et al.*, 2007). Toutefois, pour valoriser une population locale, il ne suffit pas que les poissons soient attirés par la structure, car cela peut représenter une simple redistribution des poissons vers une zone plus confinée (Bohnsack, 1989).

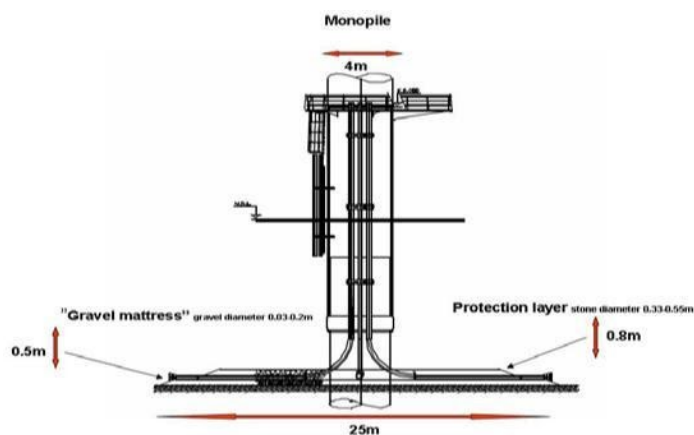


Figure 5. Fondation d'une éolienne et protection contre l'affouillement.

L'augmentation de la production implique une augmentation de la capacité de charge de la région (Bohnsack, 1989). Cela inclut une augmentation des possibilités d'alimentation ou d'abri, ce qui entraîne un recrutement plus important des populations adultes. L'affouillement rocheux autour de chaque éolienne de la ferme a augmenté le substrat de fond dur pour les organismes et les plantes sessiles (Leonhard et Pedersen, 2006) et ceux-ci, ainsi que les crevasses rocheuses, peuvent servir de refuge à des poissons de différentes tailles. La taille et la complexité de la structure sont des éléments importants pour la régulation des poissons vivant à proximité ou sur le fond marin

(espèces démersales) comme cela a été démontré pour les deux poissons des récifs coralliens tropicaux (par exemple Almany, 2004 ; Cappo, *et al.*, 2007) et les poissons des récifs tempérés (Anderson et Miller, 2004). De même, l'hétérogénéité des habitats s'est avérée importante pour l'abondance et la diversité des poissons (Chabanet, *et al.*, 1997). Ainsi, la diversité structurelle dans un habitat par ailleurs homogène peut avoir des effets positifs sur la diversité des espèces de poissons (Langhammer et Wilhelmsson, 2009).

Une fois en service, le principal objectif d'un parc éolien offshore est de produire de l'énergie qui peut également affecter les communautés de poissons. Le bruit et les vibrations des pales de rotor et des générateurs sont transmis par l'air et le monopôle à l'environnement sous-marin (Nedwell et Howell, 2004). L'énergie des turbines et des générateurs est transportée jusqu'aux utilisateurs finaux à terre. Pour cette transmission d'énergie, chaque turbine est reliée à un poste de transformation par des câbles électriques sous-marins enfouis dans le fond marin. La transmission de l'énergie par les câbles génère un champ électromagnétique autour des câbles. Des différences dans les champs électromagnétiques, et donc les effets possibles sur les poissons, entre les câbles du réseau et le câble de transmission vers la terre existent en raison des différences de niveaux de tension transmis. Bien que faibles et seulement détectables à courte distance des câbles, de nombreuses espèces de poissons sont capables de détecter ces champs électromagnétiques (Gill, *et al.*, 2005) et peuvent être affectées, bien qu'il ne soit pas clair dans quelle mesure ces perturbations ont un impact négatif sur les communautés de poissons (Brostrom, 2008) et que seuls les effets des câbles de transmission d'énergie, dus à la transmission à haute tension, ont été pris en compte jusqu'à présent.

L'exclusion de la pêche, en particulier du chalutage, sur les sites des parcs éoliens peut également affecter les communautés de poissons. Autour des câbles électriques sous-marins, un décret danois sur le câblage prévoit une zone de protection de 200 m contre la pêche au chalut de fond et l'extraction de matières premières, ce qui exclut en général ces activités dans une zone de parc éolien et les zones de parc éolien peuvent fonctionner, temporairement ou en permanence, comme un refuge pour différentes espèces de poissons, modifiant la composition et l'abondance des espèces par rapport à une zone située en dehors de la zone de parc éolien.

Le déploiement du parc éolien de Horns Rev a introduit un nouvel habitat en termes de type de substrat, de complexité et de relief vertical par rapport à l'habitat original d'un fond de sable nu. On s'attendait donc à ce que les assemblages de poissons locaux soient touchés, en partie par l'attraction et en partie par l'augmentation de la production grâce à une capacité de charge locale accrue ; mais les perturbations provenant d'autres sources pourraient également affecter les communautés de poissons.

LES EFFETS POSSIBLES SUR LES ASSEMBLAGES DE LANÇONS VIVANT DANS LE SABLE

Les changements éventuels de la structure des fonds marins peuvent affecter les espèces qui vivent dans le sable, comme le lançon. Le lançon est un groupe très abondant de petits poissons en forme d'anguille qui, en raison de sa grande abondance et de sa forte teneur en huile, joue inévitablement un rôle clé dans les écosystèmes (Robards, *et al.* ; Furness, 2002 ; Frederiksen, *et al.* , 2005 ; Wanless, *et al.* , 2005 ; Anderson et Öhman, 2010). Le lançon revêt une grande importance pour l'industrie de la pêche en mer du Nord, y compris dans la zone de Horns Reef (Krog, 1993). Le lançon est associé aux zones de bancs de sable, où, en raison de son cycle d'alimentation saisonnier et diurne, il reste enfoui dans le fond marin pendant l'hiver et la nuit.

Les lançons sont adaptés aux conditions spécifiques des fonds marins et présentent une tolérance limitée aux textures des sédiments. Le lançon vit dans du sable moyennement grossier bien oxygéné, dont la taille des grains est comprise entre 0,25 et 1,2 mm, et évite les sédiments plus grossiers et plus fins. En outre, différentes espèces de lançons présentent des schémas de dispersion et de recrutement limités (Ambrose et Anderson, 1990). Récemment, le lançon a été suggéré comme indicateur potentiel de la santé de l'écosystème de la mer du Nord, car la présence de lançons peut indiquer la présence d'autres espèces (Rogers, *et al.*, 2010).

Quatre espèces de lançon se trouvent en mer du Nord et dans la zone du récif des Cornes. L'espèce de lançon la plus abondante dans la mer du Nord est le *petit lançon* (*Ammodytes marinus*) et les trois autres espèces sont le *petit lançon* (*Ammodytes tobianus*), le *grand lançon* (*Hyperoplus lanceolatus*) et le rare lançon lisse (*Gymnammodytes semisquamatus*).

Le comportement du lançon et sa pertinence pour la santé de l'écosystème de la mer du Nord, vu dans le contexte d'un nombre croissant de parcs éoliens en mer du Nord, souligne l'importance de clarifier les effets sur les assemblages locaux de lançons de la construction et de l'exploitation de parcs éoliens offshore établis dans des zones de bancs de sable.

Les lançons sont pour la plupart stationnaires, limités à des zones d'habitats appropriés. C'est pourquoi le succès du recrutement et le développement durable de la communauté de lançons dépendent du nombre de larves qui dérivent dans ou hors de la zone et du succès de la métamorphose des larves dans la zone concernée. Les lançons déposent des œufs légèrement en forme de massue sur les grains de sable. Les œufs éclosent sur le fond marin (Popp, 1994 ; Whitehead, *et al.*, 1986). Une fois les œufs éclos et le jaune épuisé, les larves auront atteint une longueur de 4-5 mm. Le lançon entre alors dans un stade pélagique où il se nourrit de zooplancton (Reay, 1970). Au stade pélagique, les larves sont forcées de dériver avec les courants océaniques. Dans ce contexte, il n'est pas clair comment le recrutement est contrôlé et quels mécanismes sont vitaux pour que les espèces de lançons reviennent chaque année dans les mêmes zones de pêche. Il semble que dans le nord du Skagerrak, on trouve des concentrations plus élevées de lançons les années où il y a eu de forts courants nordiques, qui transportent les larves vers le nord depuis le sud de la mer du Nord (Popp, 1994). Des études menées près des îles Shetland montrent que les stocks de lançons à l'est des îles sont largement recrutés parmi les populations des îles Orcades, où un fort vent d'est entraîne les larves dans la mer du Nord en raison des courants océaniques (Proctor,

et al., 1998). Après la métamorphose, lorsque les larves ont atteint une taille d'environ 4 à 5 cm, elles passent du stade pélagique, en quittant la masse principale d'eau libre, et s'aventurent vers le bas jusqu'au sédiment où elles passent alors la plupart du temps enfouies dans le fond de la mer (Reay, 1970). Ici, les expériences d'étiquetage ont révélé que les espèces de lançon restent dans la même zone locale pendant toute leur vie (Kunzlik, *et al.*, 1986).



Lançons

2 Méthodologie

L'approche méthodologique s'appuie - dans la mesure du possible - sur le modèle "Before After control Impact" (BACI) (Smith, *et al.*, 1993). La conception BACI décrit une approche expérimentale et une méthode analytique permettant de retracer les effets environnementaux des modifications substantielles apportées par l'homme à l'environnement. L'objectif de la méthode est d'estimer l'état de l'environnement avant et après (BA) tout changement et de comparer les changements sur des sites de référence (ou des sites de contrôle) avec la zone d'impact réelle (zone de parc éolien) (CI).

La solidité ou la fiabilité des résultats est testée au moyen d'une analyse de puissance, qui teste les possibilités d'erreur de type 1, l'erreur consistant à rejeter l'hypothèse nulle, lorsqu'elle est effectivement vraie, et d'erreur de type 2, l'erreur consistant à ne pas rejeter l'hypothèse nulle, alors qu'elle aurait dû être rejetée.

COMMUNAUTÉ DE POISSONS. MÉTHODOLOGIE UTILISÉE

Des enquêtes ont été menées juste avant la construction du parc éolien, qui a débuté en 2002 et a été relancée huit ans plus tard. Entre ces enquêtes, des pêches d'essai ont été menées et des observations d'espèces de poissons ont été effectuées en complément de la surveillance des assemblages fauniques sur les structures d'éoliennes introduites de 2003 à 2005 (Leonhard et Pedersen, 2006). Pour fournir des données sur les communautés de poissons et les schémas de distribution, des applications de filets maillants et acoustiques ont été combinées.

2.1.1 Pêche

Les enquêtes avant et après le déploiement du parc éolien ont été réalisées en septembre (enquête d'automne) et en mars (enquête de printemps) (tableau 1) à l'intérieur de l'impact et dans une zone de contrôle à l'extérieur du parc éolien (figure 6).



Tableau 1. Stations de filets maillants réussies dans les zones et par enquête. À chaque station, les filets maillants ont été placés à trois distances différentes (0, 120 et 230 m) de la turbine et avec une réplique de deux réglages (nord et sud de la turbine). La position indique le point d'échantillonnage central pour l'emplacement. Les positions spécifiques sont indiquées sur la figure 6.

Domaine	Lieu	Coordonnées		Enquête			
				24 sept. -7 oct. 2001	12-19 mars 2002	11-18 sept 2009	8-16 mars 2010
				Filet maillant valide stations			
Impact	55	N55 29.022	E7 50.737	4	4	5	4
	58	N55 28.121	E7 50.958	4	4	4	4
	95	N55 29.038	E7 52.858	3	4	4	4
Contrôle	1	N55 31.755	E7 43.221	3	4	5	4
Somme				14	16	18	16

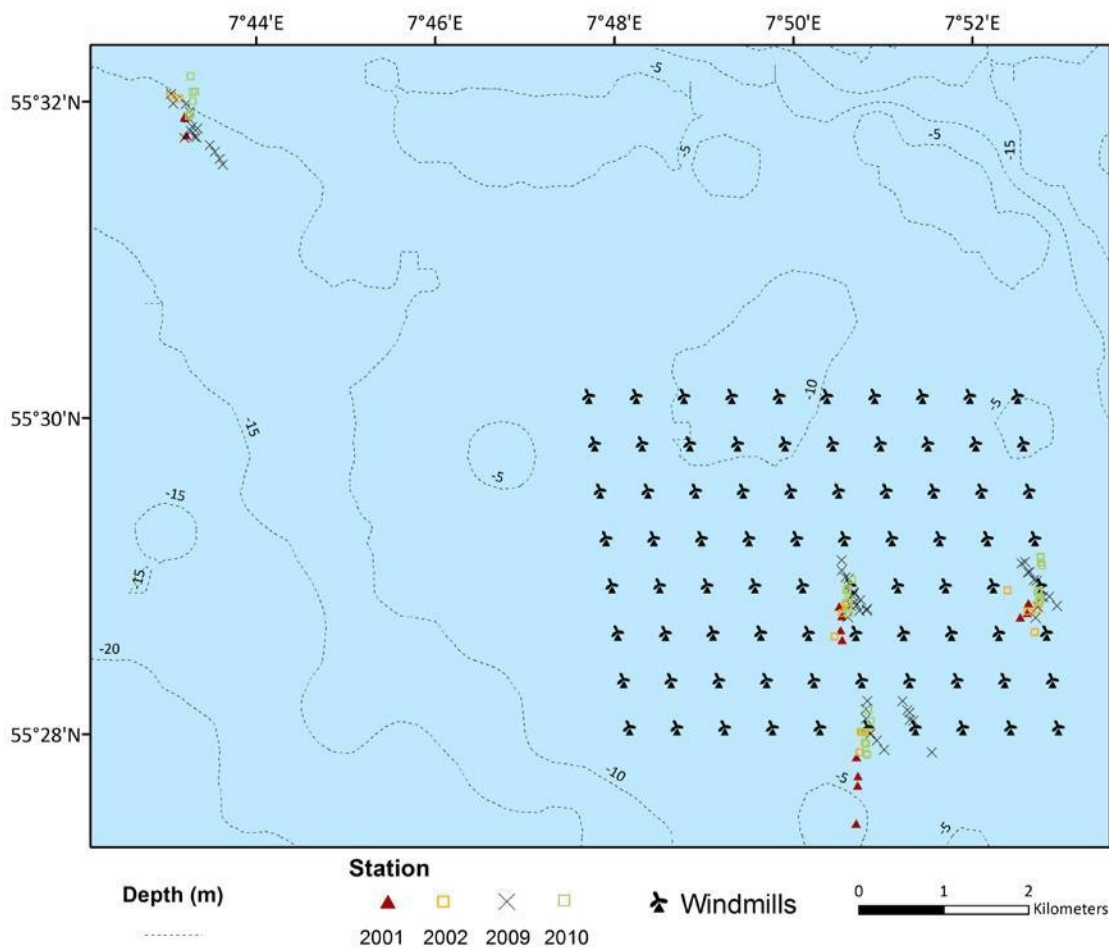


Figure 6. Carte des lieux d'échantillonnage dans la zone de Horns Rev I avec indication des stations 55, 58, 95 dans la zone du parc (impact). Les différentes années d'enquête sont indiquées par des symboles colorés. Station dans la zone de contrôle située au nord-ouest de la zone d'impact.

La pêche a été effectuée avec des filets maillants à mailles multiples et une méthodologie et un effort d'échantillonnage identiques ont été utilisés dans les enquêtes avant et après. Ce filet maillant a été développé pour capturer toutes les tailles et tous les types de poissons marins dans un environnement côtier (Eigaard et al., 2000). Chaque filet maillant est constitué de 12 panneaux de filet maillant de différentes tailles de maille (tableau 2). Il existe un écart de taille entre certains des maillages des différents panneaux, mais tous étaient inférieurs à 5 % et on a donc supposé qu'ils n'avaient pas d'effet significatif sur la sélection de la taille. Chaque panneau a été monté sur une ligne de flottaison et une ligne de plomb, avec un rapport de suspension de 0,3.

Les panneaux ont été distribués au hasard et avec un espace de 1 m entre chaque panneau pour éviter l'effet de plomb. Le filet a une hauteur de 1,5 m et une longueur totale de 110 m. Dans les enquêtes "avant", tous les panels avaient une longueur de 6 m, tandis que dans les enquêtes "après", les panels avaient une longueur de 3 à 12 m. Les chiffres des prises déclarées dans toutes les enquêtes ont été normalisés pour des panels avec un filet de 6 m.

Tableau 2. Spécification du filet maillant à mailles multiples utilisé dans les enquêtes avant (années 2001/2002) et après (années 2009/2010). La taille des mailles est mesurée

Mesh number	Meshsize (mm)		Length (m)	
	Before	After	Before	After
1	6.5	6.5	6	3
2	8.5	8.5	6	3
3	11.0	11.0	6	3
4	14.3	15.0	6	6
5	18.6	18.5	6	6
6	24.2	25.0	6	6
7	31.4	30.0	6	6
8	40.9	40.0	6	6
9	53.1	55.0	6	12
10	69.0	70.0	6	12
11	89.8	90.0	6	12
12	116.7	110.0	6	12

Trois stations ont été placées dans la zone d'impact des éoliennes 55, 58 et 95 et une station dans la zone de contrôle au nord-ouest du parc éolien (tableau 1). À une station donnée, des filets maillants ont été placés à trois distances croissantes au nord et au sud de la fondation de l'éolienne - près, près ou en partie sur la protection contre l'affouillement (0 m), à mi-chemin (120 m) et loin (230 m). Les filets maillants ont été déployés en fin d'après-midi et récupérés après environ une heure. Chaque station disposait ainsi d'un total de 6 réglages de filets maillants.

Les prises de poissons ont été identifiées au niveau taxonomique le plus bas possible, les mesures de longueur par rapport à la longueur totale. Dans cette étude, les lançons ont été déterminés uniquement au niveau de la famille (*Ammodytidae*). Les espèces de poissons ont été regroupées en fonction de leur habitat écologique.

En plus des relevés au filet maillant et des relevés acoustiques, un chalutage a été effectué à la fois sur le site d'impact et le site de contrôle à l'aide du chalut semi-pélagique TW3.

2.1.2 Pêche expérimentale

Une pêche expérimentale utilisant des filets maillants à mailles multiples a été effectuée chaque année au printemps et à l'automne de 2003 à 2005 à l'éolienne 54 ou 33 (tableau 3) et des observations visuelles des espèces de poissons ont été faites par des plongeurs sous-marins (Leonhard et Pedersen, 2006). En mars 2003 et 2004 et en septembre 2003, la pêche expérimentale a été effectuée sur le site de l'éolienne 54, tandis que de septembre 2004 à septembre 2005, le site de l'éolienne 33, situé dans une partie plus profonde de l'impact, a été sélectionné sur la base des observations des plongeurs ayant détecté plus d'espèces dans cette zone que dans tout autre site étudié. Des filets maillants pélagiques et des filets maillants coulants de longueur réduite (42 m) ont été utilisés de jour comme de nuit.

Tableau 3. Lieux de pêche test.

Lieu	Coordonnées		Profondeur (m)
33	N55 29.602	E7 49.523	11
54	N55 29.314	E7 50.665	10

Les filets ont été placés avec l'extrémité sud près du monopile dans la direction du courant principal vers 20° NNE. Les filets pélagiques ont été placés dans la zone pélagique

environ 1,5 à 2,5 m au-dessus du fond marin, couvrant à la fois la protection contre l'affouillement et le fond marin en dehors de la protection contre l'affouillement (figure 7).

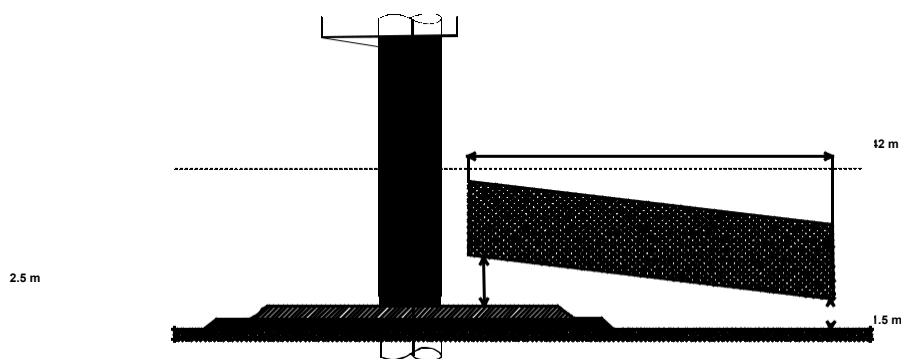


Figure 7. Illustration de la mise en place du filet à proximité du monopile.

2.1.3 Études hydroacoustiques

L'étude hydro-acoustique a été réalisée en septembre 2009 à l'aide d'un échosondeur SIMRAD EK60 avec un transducteur Simrad ES 120-4x10 à faisceau divisé monté sur une unité panoramique et d'inclinaison pour effectuer des études verticales et horizontales. L'utilisation du sonar orienté horizontalement était identique à celle des levés effectués en 2004 et 2005 (Hvidt, et al., 2006). Le sonar orienté horizontalement a permis de détecter des assemblages de poissons près ou autour des fondations de chaque turbine, alors que le sonar orienté verticalement n'a couvert que des zones mineures des fondations. Aucun relevé vertical n'a été effectué en 2005. Le sonar ne peut détecter que les assemblages de poissons pélagiques ou les assemblages de poissons vivant près des fonds marins (espèces de poissons démersaux). Le sonar ne peut détecter qu'exceptionnellement les poissons plats vivant au fond de la mer, et ne peut pas détecter les espèces fousseuses.

Les transects ont été étudiés à une vitesse au-dessus du sol (SOG) de 0,5-2 nœuds en fonction des conditions de courant et de vagues.

Les études hydro-acoustiques ont été réalisées le long de quatre transects couvrant les zones touchées et les zones témoins (figure 8). Des enregistrements horizontaux et verticaux ont été effectués. La zone touchée a été définie comme se trouvant à l'intérieur du parc éolien offshore de Horns Rev, tandis que la zone témoin était située à 3-7 km au nord-ouest du parc éolien offshore de Horns Rev. Les transects d'étude dans la zone d'impact et les transects d'étude correspondants dans la zone de contrôle ont été déterminés par une profondeur comparable de 8-10 m (tableau 1) et des régimes de substrat comparables.



Bouderies et orpillages sur les fondations de la turbine à Horns Reef

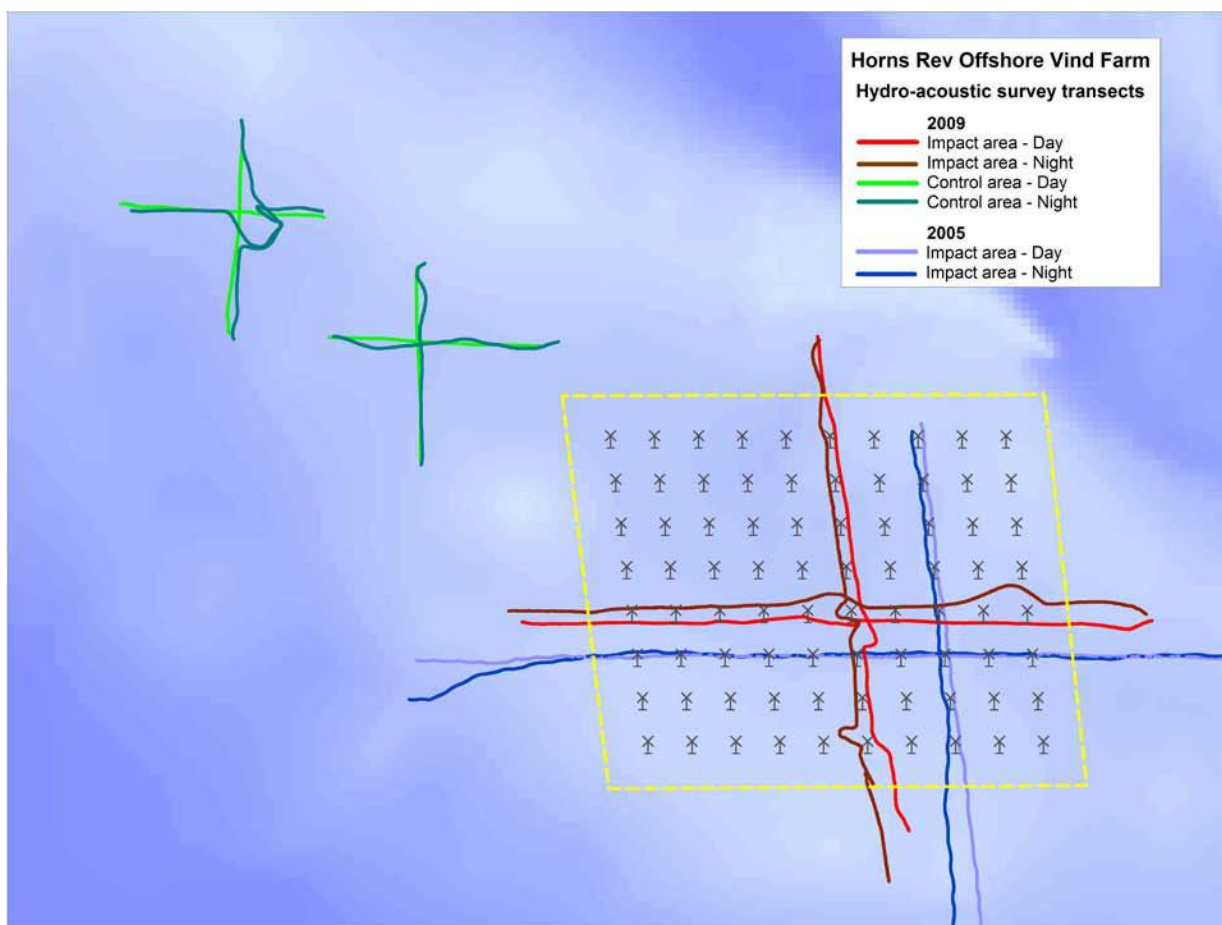


Figure 8. Transects hydroacoustiques étudiés dans la zone d'impact (I) et la zone témoin en septembre 2005 et 2009. En 2009, les transects ont été ajustés pour couvrir les stations utilisées pour les relevés aux filets maillants. Les zones de contrôle ne sont pas comparables entre 2005 (non indiqué) et 2009.

Les transects ont été choisis pour obtenir les paires de transects d'impact et de contrôle les plus identiques possibles et les transects de gradient les plus homogènes possibles en ce qui concerne l'environnement et la topographie. De plus, les transects de gradient ont été placés parallèlement aux rangées de turbines et à une distance d'environ 50 m pour s'assurer que le faisceau acoustique couvre les fondations.

Tableau 4. Profondeurs dans la zone de contrôle et d'impact (I).

Profondeurs (m)	Surface	Moyenne	Min.	Max.
	Contrôle 1	10	8	14
	NS		7.5	13.5
	EW		9	11.5
	Contrôle 2	9	8	10
	NS		7.5	10.5
	EW		9	10.5
	Impact	8	7	10
	NS		6.5	9.5
	EW		7.5	9

Au total, deux enquêtes ont été réalisées à chaque transect d'impact et de contrôle. Afin de renforcer le relevé statistique et d'évaluer la variation diurne, des enquêtes identiques ont été réalisées pendant la journée (04:40 AM - 6:10 PM, GMT) (jour) et pendant la nuit (6:10 PM - 04:40 AM, GMT) (nuit).

2.1.4 Analyse des données

Les hypothèses nulles suivantes ont été testées :

- La structure communautaire ne diffère pas entre la zone d'impact et la zone de contrôle.
- Les assemblages de poissons pélagiques et semi-pélagiques sont répartis de façon homogène sur le site du parc éolien.

L'analyse des changements dans l'abondance, la distribution et la structure des communautés de poissons a suivi le modèle BACI. La variation de l'abondance a été analysée par des modèles linéaires généraux (GLM) et la variation de la variance (ANOVA) tandis que la structure et la composition de la communauté ont été analysées à l'aide de statistiques multivariées (ANOSIM, SIMPER).

Les statistiques multivariées ont été analysées à l'aide du logiciel PRIMER (Clarke et Warwick, 2001). Les échantillons comprenaient 96 collectes en automne et 75 au printemps, dont quatre valeurs aberrantes ont été exclues des analyses. Selon la procédure standard utilisant PRIMER, les valeurs aberrantes retirées des échantillons de $which \leq 1$ espèces ont été enregistrées (échantillon n° 20100308-58-mid, 20100308-58-près, 20100310-58-près, 20100310-95-loin). Trois transformations de données ont été utilisées (aucune, quatrième racine, présente/absente) pour analyser la pondération de l'abondance et de la composition des espèces sur la structure des communautés de poissons. Les analyses SIMPER et ANOSIM ont été basées sur la similarité de Bray-Curtis. Les effets des structures des parcs éoliens offshore (avant et après) ont été comparés aux changements saisonniers (automne 2001 et 2009, printemps 2002 et 2010) par un ANOSIM croisé dans les deux sens. Pour chaque saison, les effets globaux des parcs éoliens offshore (avant 2001-2002 et après 2009-2010) ont été comparés aux différences entre les stations de contrôle et d'impact par un ANOSIM croisé à deux voies des stations impactées et de contrôle par rapport aux périodes d'avant et d'après la construction des parcs éoliens offshore. Les effets détaillés du parc éolien offshore aux stations d'impact ont été comparés aux effets sur la station de contrôle par des tests ANOSIM unidirectionnels globaux et par paires.

Les nombres de captures ont été supposés suivre une distribution binomiale négative et ont été analysés par un modèle mixte pour les données discrètes dans le progiciel R glmmADMB (The R project for statistical computing) (Anonyme, 2007) :

$$= \frac{C!}{BA! CI! RandErr!}$$

où C est le nombre de prises, BA est l'établissement avant/après du parc éolien, CI est le contrôle/impact, et RandErr un effet aléatoire supplémentaire pour le jour et la station.

Les espèces de poissons les plus abondantes ont été analysées au niveau de l'espèce, tandis que les espèces qui ne sont présentes qu'en plus petites quantités ont été classées en quatre groupes en fonction de leurs caractéristiques biologiques et de leur préférence en matière d'habitat : poissons démersaux (DEM), pélagiques (PEL) et habitat récifal (ROC).

La diversité des espèces a été calculée à l'aide de l'indice de Shannon-Wiener (H') :

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \ln p_i)$$

où i est l'abondance des espèces I , S est le nombre d'espèces, N est le nombre total de tous les individus et p_i est l'abondance relative de chaque espèce, calculée comme la proportion d'individus d'une espèce donnée par rapport au

nombre total d'individus dans la communauté à une station et à une distance données.

Les données hydroacoustiques ont été analysées à l'aide d'un Sonar 5, qui est un logiciel développé par l'Institut de physique de l'Université d'Oslo, en coopération avec SIMRAD. La qualité du programme d'application suit les normes internationalement reconnues pour la détermination et l'analyse de la biomasse et de la distribution de taille des poissons, dont les définitions et les termes sont définis par le CIEM (CIEM, 2008). Les signaux d'écho hydroacoustique réfléchis par les poissons sont mesurés en tant que force cible (TS). L'intensité cible varie en fonction de la morphologie des individus, spécifique à l'espèce.

Seul le signal acoustique total (SA) a été utilisé pour la comparaison des différents assemblages de poissons à l'intérieur de la zone d'impact et pour la comparaison avec les assemblages de poissons du site témoin à l'extérieur du parc éolien. En raison des différences de localisation des sites de contrôle en 2005 et 2009, les données de la zone de contrôle en 2005 ne sont pas utilisées pour la comparaison entre les années. Les données de 2005 ne sont utilisées que pour la comparaison entre les années dans la zone d'impact. Aucune tentative n'a été faite pour calibrer les signaux acoustiques en fonction des différentes espèces présentes dans la zone.

Les échos hydroacoustique réfléchis par le poisson sont mesurés en tant que force de la cible (TS). L'intensité de la cible varie en fonction de la morphologie spécifique des individus de l'espèce. Les traces de la force cible (TS) ou les échos observés supérieurs à un seuil de -54 dB ont été acceptés afin d'éviter les traces ou les échos provenant d'objets de faible valeur TS comme les méduses et les petits crustacés. Malheureusement, ce seuil est supérieur à la force cible de -68,9 dB pour le lançon (Mackinson, et al., 2005).

Seul le signal acoustique total (sA) a été utilisé pour la comparaison des différents assemblages de poissons à l'intérieur de la zone d'impact et pour la comparaison avec les assemblages de poissons du site témoin à l'extérieur du parc éolien. Aucune tentative n'a été faite pour calibrer les signaux acoustiques en fonction des différentes espèces présentes dans la zone.

Les données de l'enquête acoustique ont été analysées dans une ANOVA complète en ce qui concerne les variables suivantes (tableau 5).

Tableau 5. Variables et valeurs utilisées dans le test ANOVA pour les différences entre les enquêtes acoustiques 2005-2009.

Variable	Valeurs
Effet	Entre les turbines
	Dans le tampon de la turbine
Année	2005
	2009
	Enquête
Direction	Est-Ouest
	Enquête Nord-Sud
Jour/Nuit	Journée
	Nuit



Prise de lançon à Horns Reef. Dans la prise, on peut reconnaître plus de gobies des sables, un poisson pipe et un petit scupin (seul le museau est visible). Un plus grand spécimen de grand lançon est facilement identifiable par une tache noire sur le museau. Outre de nombreuses crevettes brunes, on peut voir des étoiles de mer et des coquilles de rasoir.

ASSEMBLAGES DE LANÇONS

Les enquêtes de 2002 et 2004 ont été menées entre le 10 et le 14 mars. L'enquête de septembre 2009 a été répétée deux fois : de jour et de nuit (entre le 8 et le 10 septembre). L'enquête de mars 2010 a été répétée trois fois : au début (28 février), à la mi-mars (8 au 11 mars) et à la fin mars (22 au 23 mars). À l'exception de la répétition nocturne en 2009, tous les échantillons de lançons ont été collectés entre 8 heures et 18 heures. Pendant la journée, le navire de recherche a alterné entre l'échantillonnage dans la zone d'impact et la zone de contrôle afin d'éviter l'influence des effets potentiels du jour sur la capturabilité du lançon.

Au total, 63 positions ont été définies dans une grille régulière dans la zone du parc éolien (zone d'impact) et 9 positions dans une zone au nord-ouest du parc éolien (zone de contrôle) (Figure 9). Avant chaque enquête, entre 4 et 10 sites d'échantillonnage dans la zone d'impact et entre 4 et 7 sites d'échantillonnage dans la zone de contrôle ont été choisis au hasard dans les grilles respectives (tableau 6). Les enquêtes ont été répétées trois fois en mars 2010 : début, mi et fin mars ; et deux fois en septembre 2009 : Jour et nuit. Ces enquêtes répétées ont fourni une base pour évaluer l'effet saisonnier et diurne sur la capturabilité du lançon.

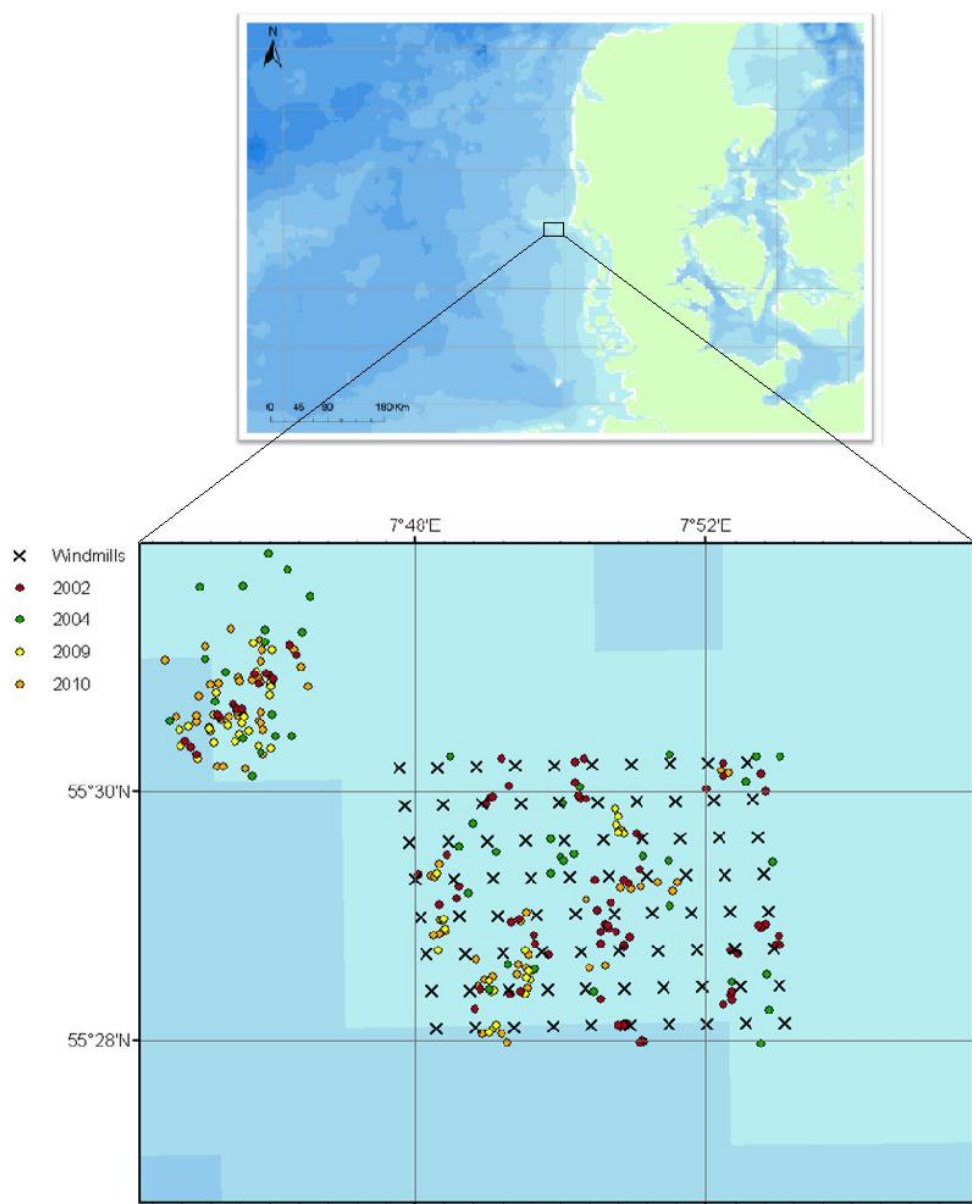


Figure 9. Carte des lieux d'échantillonnage dans la zone de Horns Rev I. Zone de contrôle située au nord-ouest de la zone d'impact

Tableau 6. Nombre de postes d'échantillonnage choisis au hasard. Les chiffres entre parenthèses se réfèrent à l'enquête de fin mars 2010

Mois et année	Zone d'impact	Zone de contrôle
2002	10	7
2004	8	4
2009	4	4
2010	7(4)	7(4)

Une drague à pétoncles modifiée de 1,225 m de large, avec un maillage de 5,5-6,5 mm, remorquée derrière un navire de recherche, a été utilisée pour recueillir des échantillons de lançon pendant la journée à chacun des endroits où les échantillons ont été prélevés. Au cours de chaque journée, le navire de recherche a alterné entre l'échantillonnage dans la zone d'impact et dans la zone de contrôle pour éviter l'influence des effets potentiels du jour sur la capturabilité du lançon. On a constaté que le dragage permettait de mesurer avec précision les densités relatives de lançons dans les fonds marins (Jensen,

2001 ; van der Kooij, 2008). Comme mars et septembre se situent en dehors de la principale période d'activité du lançon en mer du Nord (par exemple, Winslade, 1974b ; Wright *et al.* , 2000 ; Høines et Bergstad, 2001 ; van Deurs *et al.* , 2010), la majeure partie de la population de lançons devrait résider dans les sédiments pendant la majeure partie de la journée. L'échantillonnage de nuit a en général été évité en raison des difficultés à manœuvrer entre les éoliennes dans l'obscurité. Le mois de septembre 2009 a été une exception, puisqu'une étude supplémentaire a été réalisée la nuit. Trois à cinq échantillons répétés ont été prélevés à la drague sur chacun des sites d'échantillonnage, chaque échantillon étant représenté par un trajet de 10 minutes couvrant une distance de 400 à 1200 m en ligne droite, en fonction de la vitesse du courant et des conditions météorologiques. La figure 9 montre les positions de départ des dragues pour chacun des sites d'échantillonnage. Les lançons pris dans la drague ont été congelés pour être analysés ultérieurement en laboratoire. Les lançons ont été comptés et le poids et la longueur des poissons ont été mesurés en grammes et en mm. Les autres espèces n'étaient présentes que sporadiquement et en petit nombre. Les espèces de lançons ont été identifiées à l'aide des caractéristiques de base des espèces (tableau 7). Il n'a pas été possible de déterminer le stade de maturité des différentes espèces de lançons en raison des différences dans le calendrier des cycles de reproduction entre les espèces. Le vieillissement, basé sur les otolithes, a également été considéré comme largement incertain car cette méthode n'a été pratiquée auparavant que sur le *petit lançon*. En conséquence, une classification ontogénétique brute a été utilisée, dans laquelle les lançons juvéniles sont définis comme des poissons de moins de 10 cm et les adultes comme des poissons de plus de 10 cm.

Tableau 7. Caractères des lançons. Basé sur (Reay, 1970 ; Reay, 1973 ; Reay, 1986) et (Macer, 1966), sauf *) qui est un nouveau personnage découvert par Henrik Jensen, National Institute of Aquatic Resources.

	<i>A. marinus</i>	<i>A. tobianus</i>	<i>H. lanceolatus</i>	<i>G. semisquamatus</i>
La période de frai	Déc-Jan	Fév-Avr Sep-Nov	Été	Été
Profondeur de l'habitat	30-150 m	~0-30 m	~0-150 m	20-200 m
Premaxillae protrusible	Oui	Oui	Non	Oui
Tache sombre de chaque côté de museau	Non	Non	Oui	Non
Système de ligne latérale	Non ramifié	Non ramifié	Non ramifié	Branché
Dents de vomérine	Absent	Absent	Présenter Une seule dent bicuspidé	Absent
Écailles à la base de la nageoire caudale	Max. 2-3 Très rarement	Min. 6		
M-band à la base de la nageoire caudale*	Absent	Présenter	Absent	Absent
Nombre total de vertèbres	65-75	61-66	65-69	65-72
Nombre de rayons dorsaux	56-63	49-58	53-60	56-59
Nombre de rayons nageoires anales	29-33	24-32	27-32	28-32

Le contenu des boyaux de lançon a été recueilli mais non analysé dans la zone d'impact et la zone de contrôle lors de l'enquête de mars 2010.

2.2.1 Analyse des données

L'hypothèse nulle suivante a été testée :

- Le nombre de lançons ne diffère pas entre la zone d'impact et la zone de contrôle.

Cette hypothèse nulle a été testée pour chaque année d'échantillonnage, chaque espèce, et pour les juvéniles et les adultes respectivement. Le test de l'hypothèse nulle a été effectué en utilisant les deux modèles statistiques suivants, où le modèle 1 est un modèle linéaire général supposant une distribution binomiale négative des données et le modèle 2 est un modèle de régression logistique.

Modèle 1 : $LogE_{i,u} = Log(L_i) + Vu + S$

Modèle 2 : $Logit(P_{i,u}) = L_i + Vu + S$,

où E_i est le nombre de poissons dans l'échantillon i et p_i est la probabilité d'avoir au moins une observation dans l'échantillon i . L_i est la distance parcourue pour obtenir l'échantillon i et S est la position d'échantillonnage. V a deux niveaux : u = zone d'impact ou u = zone de contrôle. C'est la signification des estimations des paramètres pour V_u qui détermine si l'hypothèse nulle peut être rejetée.



Le modèle 1 utilise des comptes absolus de lançons dans les échantillons (nombres), et a été appliqué lorsque les échantillons nuls (échantillons contenant des observations nulles) étaient rares et que le nombre d'observations par échantillon était élevé. Le modèle 2 a été appliqué lorsque les échantillons nuls étaient fréquents et que le nombre d'observations par échantillon était faible, et utilise des données de présence/absence (occurrence). Le principal seuil de signification statistique a été défini comme $P = 0,05$. Toutefois, dans les résultats, nous distinguons entre marginalement significatif ($0,1 > P > 0,05$), significatif ($0,05 > P > 0,001$) et hautement significatif ($P < 0,001$). La procédure `glm.nb` et `glm` dans R (The R project for statistical computing) (anonyme, 2007) a été utilisée pour mettre en œuvre les modèles statistiques ; dans ce dernier cas en choisissant une distribution binomiale et une fonction de lien logit (Hastie et Pregibon, 1992). Afin d'éviter de commettre des erreurs de type II dans nos conclusions, c'est-à-dire d'accepter l'hypothèse nulle là où elle aurait dû être rejetée, la puissance statistique du modèle 1 est évaluée, en utilisant une approche basée sur le "boot-strap" (annexe VII).

Les équations suivantes ont été appliquées pour tenir compte

la variation entre les échantillons de la distance couverte par la drague à lançon. L'équation 1 produit la distance (L [m]) couverte par la drague pour chaque échantillon et l'équation 2 produit le taux de capture du lançon représenté par le nombre de lançons par 1000 mètres carrés pêchés :

$$L = \arccos \left\{ \sin\left(\frac{LAT_{start}}{180} \times \pi\right) \times \sin\left(\frac{LAT_{end}}{180} \times \pi\right) + \cos\left(\frac{LAT_{start}}{180} \times \pi\right) \times \cos\left(\frac{LAT_{end}}{180} \times \pi\right) \times \cos\left(\frac{LONG_{start}}{180} \times \pi - \frac{LONG_{end}}{180} \times \pi\right) \right\} \times 6.378 \times 10^6 \quad (\text{Eq. 1})$$

$LONG_{end}$, $LONG_{start}$, LAT_{end} , and LAT_{start} are the longitude and latitude (as decimal values) for the start and end positions of the dredge-haul.

$$Catch_rate = E / L \quad (\text{Eq. 2})$$

E is the number of fish observed in the sample (equaling to E_i in model 1).

$LONG_{end}$, $LONG_{start}$, LAT_{end} et LAT_{start} sont la longitude et la latitude (en valeurs décimales) pour les positions de départ et d'arrivée de la drague.

$$Prise_taux = E / L \quad (\text{Eq. 2})$$

E est le nombre de poissons observés dans l'échantillon (égal à E_i dans le modèle 1).

2.2.2 Sédiment

Trois échantillons répétés de sédiments ont été prélevés à chaque point d'échantillonnage à l'aide d'une benne van Veen de 0,2 m². Des échantillons de sédiments répétés ont été nécessaires car le type de sédiment peut varier de manière significative sur des distances relativement petites dans les zones où il y a des populations de lançons (Jensen, 2001). Les échantillons de sédiments ont été vidés dans un récipient en plastique et un sous-échantillon d'environ 5 kg de l'échantillon total a été prélevé. Les échantillons de sédiments

0. Exemple d'un otolithe poncé et poli d'un grand lançon juvénile photographié au stéréomicroscope.

ont été séchées pendant 24 heures à 100°C et homogénéisées par la suite. Un sous-échantillon de 100 g à 140 g a été tamisé à l'aide d'une série de tamis Wentworth standard de 2 000 à 63 mailles μm , à l'aide d'un agitateur mécanique. Les analyses des tamis ont été effectuées par le Service géologique du Danemark et du Groenland (GEUS) selon la norme DS 405.9.

2.2.3 Simulation de la dérive des larves pour le *petit lançon* et le *grand lançon*

Grâce à la modélisation biophysique (Christensen, *et al.*, 2007 ; Christensen, *et al.*, 2008), il est possible de calculer le transport des larves de poissons par les courants océaniques (en supposant une dérive passive). Cela permet de mieux comprendre si Horns Rev fonctionne comme un lieu aléatoire où les larves culminent après un long transport par les courants océaniques ou si les espèces de lançons utilisent cette zone comme site de frai où les larves restent.

Le modèle est basé sur des données hydrographiques (2004, 2005 et 2006) provenant d'un modèle opérationnel de la mer (BSHcmod) réalisé par DMI (Dick, *et al.*, 2001). Le modèle a simulé 100 000 larves de lançon (particules) qui ont été réglées pour fonctionner avec ou contre les courants de Horns Rev.

19 échantillons de *grands* otolithes de *lançon* de septembre 2009 ont été poncés, polis et photographiés. À l'aide d'un logiciel d'imagerie (Image Pro 5.2), les cernes quotidiens au stade larvaire et au stade juvénile ont été comptés (figure 10).



La date moyenne d'éclosion des œufs du *grand lançon* recensé a été calculée au ¹⁵ mai (écart-type $\pm$ 12 jours) et la métamorphose moyenne a été calculée au 5 juillet (écart-type $\pm$ 8 jours). D'après la littérature, les œufs de *petit lançon* ont éclos le 1er mars (ET $\pm$ 8 jours) et se sont métamorphosés le 1er mai (ET $\pm$ 8 jours) (Macer, 1965 ; 1966 ; Wright, *et al.*, 1996 ; Boulcott et Wright, 2008).

Exemple d'un otolithe poncé et poli d'un grand lançon juvénile photographié au stéréomicroscope.

2.2.4 Modélisation de la distribution des espèces

Afin de pouvoir définir les différences potentielles dans la distribution spatiale du lançon avant (année 2002) et après (années 2004, 2009 et 2010) la construction du parc éolien dans la zone de Horns Reef tente de construire des modèles de distribution des espèces en utilisant

des modèles additifs généralisés (MAG) ont été réalisés. Les modèles de distribution des espèces, y compris les MAG, peuvent être utilisés pour relier la densité des espèces échantillonnées à des variables environnementales potentiellement importantes (Guisan et Zimmermann, 2000 ; Franklin, 2009). Le modèle peut ensuite être utilisé pour décrire la relation avec les différentes variables environnementales et pour prédire la distribution sur des sites non étudiés. Pour pouvoir décrire les réponses aux variables environnementales, il est important d'inclure des gradients entiers de variables environnementales dans les échantillons.

Les données sur les espèces ont été divisées en deux ensembles de données de modélisation. Dans le premier ensemble de données, seuls les échantillons dont les densités ont été collectées en 2002 ont été inclus. Dans le deuxième ensemble de données, toutes les densités d'échantillons collectées après la construction ont été incluses (années 2004, 2009 et 2009) et la densité de toutes les espèces de lançon a été utilisée comme variable de réponse dans le MAG. Pour les lieux d'échantillonnage, voir la figure 9.

Des variables environnementales telles que la profondeur, la pente du fond, la taille médiane des grains, la courbure et la distance par rapport aux turbines ont été utilisées comme variables prédictives (tableau 8 et figure 11). Toutes les variables avaient une résolution de 100x100m. La trame de profondeur était basée sur le modèle de bathymétrie DHI. La taille médiane des grains a été interpolée à partir de toutes les sources disponibles. La trame de la pente est basée sur la bathymétrie et calculée à l'aide de l'outil standard "slope tool" d'ArcGIS. La courbure a également été calculée dans ArcGIS à l'aide de l'outil standard "curvature tool". La courbure décrit la complexité de la surface du fond, 0 est plate, une valeur négative indique une surface convexe vers le haut et une valeur positive indique une surface concave vers le haut.

Tableau 8. Moyenne (min-max) des variables environnementales.

	Année 2002	Années 2004, -09, -10
Densité	0.002 (0-0.016)	0.004 (0-0.27)
Profondeur	-8.511 (-11.137 - -5.060)	-8.463 (-11.052 - -3.513)
Pente	0.127 (0.041-0.301)	0.109 (0.023-0.360)
Taille des grains	0.389 (0.308-0.452)	0.4062 (0.3076 -0.4553)
Courbure	-0.00017 (-0.005-0.005)	-0.00006 (-0.0017-0.0019)
Distance par rapport aux turbines	309.9 (100-501)	365.5 (0-501)

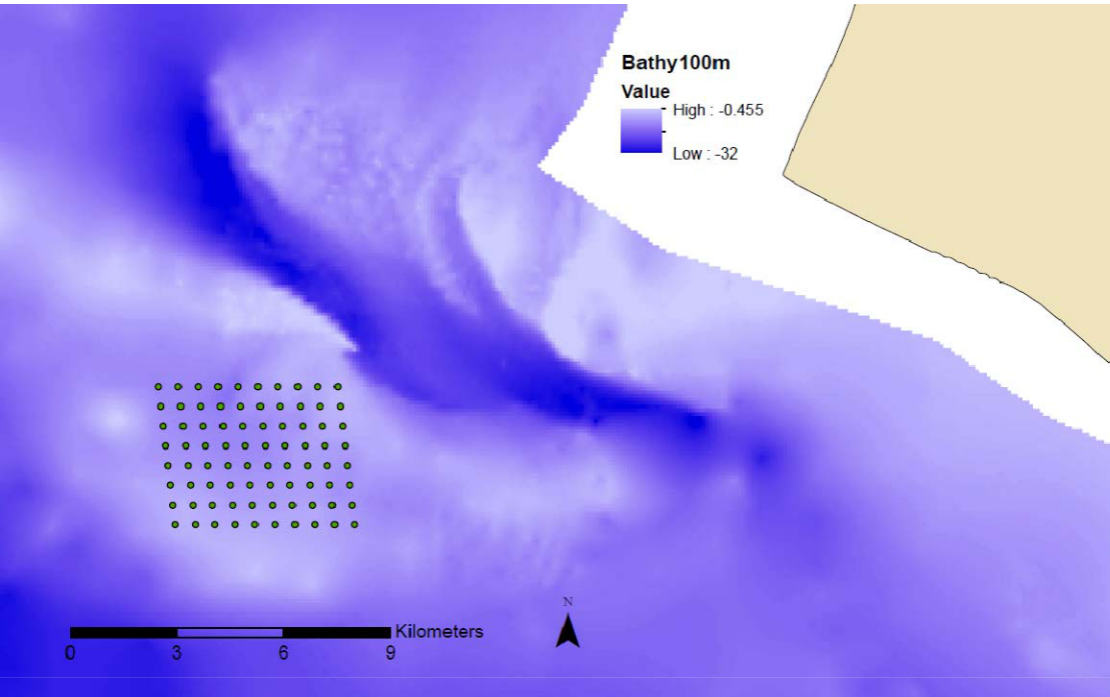


Figure 11. Visualisation de la variable décrivant la profondeur. Les turbines sont indiquées par des points verts.

Des modèles additifs généralisés (MAG) ont été utilisés comme algorithme de modélisation. Il s'agit d'une approche basée sur les données et capable de traiter des réponses et des distributions non linéaires. La bibliothèque MgcV dans R a été utilisée pour ajuster les modèles qui choisissent automatiquement le degré de lissage pour chaque variable (voir par exemple (Wood et Augustin, 2002 ; Wood, 2006) pour plus de détails). Les modèles ont été ajustés avec une distribution de famille de

quasi-poisson qui s'est avérée être la meilleure pour gérer la sur-dispersion des données et une distribution Tweedie a également été essayée.

Les modèles ont été utilisés pour prédire la distribution et la densité des lançons dans la région de Horns Rev. À cette fin, un fichier de prédiction a été utilisé, couvrant toute la zone d'étude avec une résolution de 100x100 m et comprenant les valeurs de toutes les variables environnementales utilisées dans la modélisation.

3 Résultats

COMMUNAUTÉ DU POISSON

Entre l'automne 2001 et le printemps 2010, 45 espèces différentes ont été enregistrées au total lors des enquêtes dans la zone du récif des Cornes (annexe I).

Bien que l'effort et les méthodes d'échantillonnage utilisés lors du suivi de la colonisation faunique des substrats durs en 2003-2005 aient été différents et non directement comparables aux études sur les filets maillants en 2002-2003 (Avant) et 2009-2010 (Après), les observations d'espèces sont incluses dans le nombre total observé.

D'après les données des filets maillants, la diversité des espèces a augmenté après l'établissement du parc éolien (figure 12). Au total, 41 espèces ont été observées dans la zone d'impact, y compris les observations visuelles des espèces faites par les plongeurs sous-marins, contre 30 espèces, qui ont été trouvées dans la zone de contrôle ou dans la zone d'impact avant la construction en 2003.

Quatre des seules espèces enregistrées dans la zone d'impact - le *labre ballan* (*Labrus bergylta*), le *gobie peint* (*Pomatoschistus pictus*), le *poisson pipeau à large nez* (*Syngnathus typhle*) et la *barbotte à longues épines* (*Taurulus bubalis*) - n'ont été observées que par les plongeurs et leur présence dans la zone d'impact n'a donc pas été vérifiée par les captures correspondantes dans les relevés au filet maillant ou au chalut. Lors de l'échantillonnage du lançon, seules quelques espèces peu nombreuses ont été identifiées et toutes les espèces présentes ont également été enregistrées dans les échantillons de filets maillants. Dans les échantillons instantanés, quelques *gobies des sables* (*Pomatoschistus minutes*) et un spécimen de *poisson pipe à large nez* (*Syngnathus typhle*) ont été observés. Des poissons pipes ont également été enregistrés dans les relevés au chalut, bien que, en faible nombre, ils étaient plus abondants dans la zone de contrôle avec la *limande* (*Limanda limanda*) que dans la zone d'impact, alors que le *hareng* (*Clupea harengus*) n'a été enregistré que dans la zone d'impact (annexe II). En général, les captures au chalut ont été très faibles.

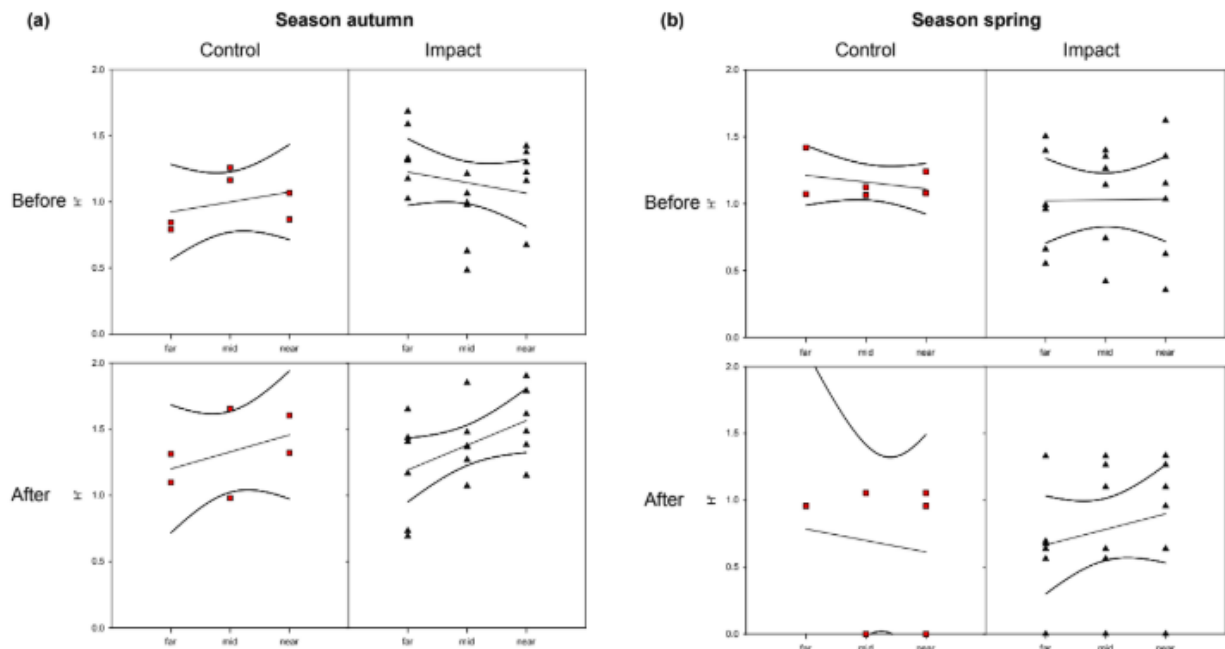


Figure 12. Indice de Shannon-Wiener (H') pour la diversité des espèces à distance de la turbine (loin, milieu et loin) lors des différentes enquêtes et dans la zone de contrôle/impact. Régression linéaire avec des intervalles de confiance de 95 % indiqués.

Les résultats des études sur les filets maillants ont montré une plus grande diversité dans la zone d'impact par rapport à la zone témoin après la construction. La différence entre les saisons était plus importante que celle entre les sites ($p < 0,01$), avec une plus grande diversité d'espèces dans les relevés d'automne. L'analyse a donc été effectuée par saison. Pour les deux saisons, il y a eu un effet significatif de l'avant-après (BA), mais aucun effet du site ni d'aucun effet d'interaction

(CIxBA) (Tableau 9). Cependant, l'effet de l'avant-après a été inverse pour les deux saisons, car la diversité a augmenté à l'automne mais a diminué dans l'enquête de printemps après la construction.

Tableau 9. Statistiques de test de l'indice de Shannon-Wiener (H') sur les effets du plan avant (B), après (A), contrôle (C), impact (I) avec H'^A estimé sur les effets significatifs.

Season	Source	DF	Type III SS Mean Square	F Value	Pr > F	H'^A
Fall	BA	1	0.71727	7.58	0.0085	B=1.07; A=1.35
	CI	1	0.08632	0.91	0.3446	
	BAxCI	1	0.02077	0.22	0.6416	
Spring	BA	1	1.42366	8.68	0.0054	A=1.1; A=0.65
	CI	1	0.05722	0.35	0.5582	
	BAxCI	1	0.37896	2.31	0.1366	

Les espèces les plus abondantes dans les relevés étaient le merlan (*Merlangius merlangus*), la limande (*Limanda limanda*) et le lançon (*Ammodytidae* spp.). Ces espèces ont contribué à 77-84% des captures dans les études avant la construction et dans l'étude d'automne après la construction, tant dans la zone de contrôle que dans la zone d'impact (figure 13). La limande a été capturée dans les quatre études au filet maillant, tandis que le merlan et le lançon n'ont été capturés en grande quantité que dans trois, respectivement deux, des études (annexe IV). Le relevé de printemps après la construction a été dominé par les clupéidés hareng (*Clupea harengus*) et sprat (*Sprattus sprattus*) et bécasseau (*Agonus cataphractus*). Cependant, même s'ils ont contribué à la plus grande partie des prises, les taux de capture

de cette étude étaient très faibles (annexe IV). Par conséquent, les trois espèces/groupes d'espèces les plus abondantes, le merlan, la limande et le lançon, ont été traités séparément, tandis que les autres espèces ont été regroupées dans les groupes des poissons démersaux (DEM), des poissons pélagiques (PEL) et des poissons des habitats récifaux (ROC) dans l'interprétation suivante des résultats (Annexe III).

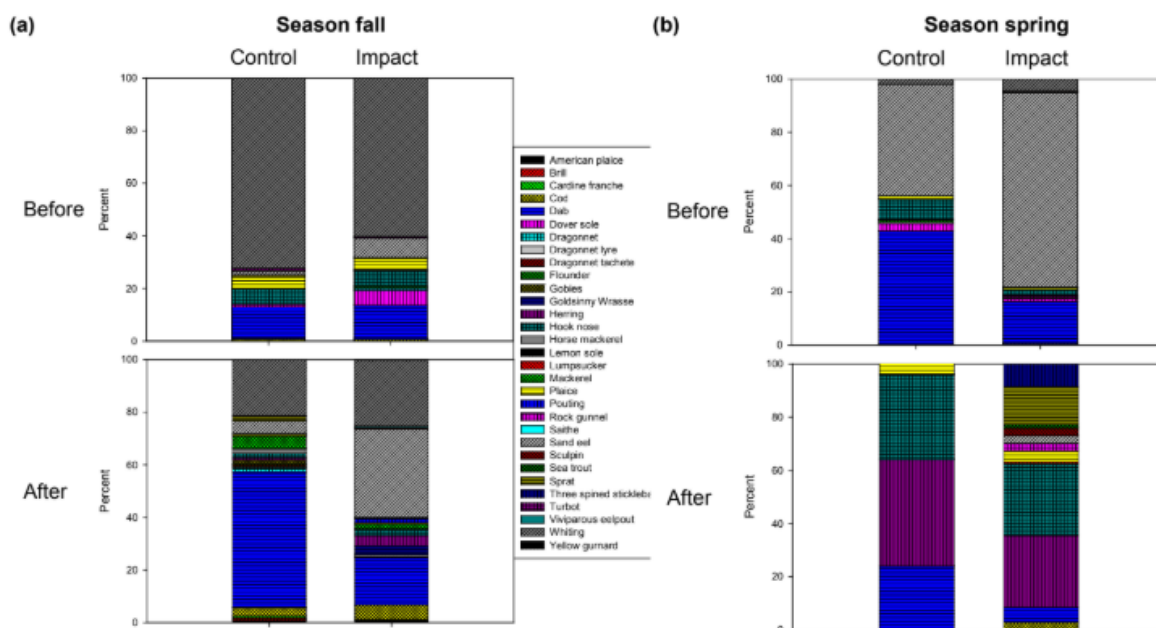


Figure 13. Répartition des espèces dans les enquêtes de l'automne (a) et du printemps (b) avant et après l'impact du contrôle.

La taille des poissons était, aux deux saisons et dans les zones, dominée par des poissons relativement petits, de moins de 30 cm de long. Les distributions de taille pour le merlan, la limande et le lançon avaient des longueurs modales (le plus souvent la longueur) de respectivement 12-14 ; 20-22 et 12-14 cm (figure 14). Il n'y a pas eu de différence significative dans la distribution des tailles dans les études d'automne et de printemps entre l'étude avant-après ou l'étude de contrôle ($p > 0,09$) (annexe V).

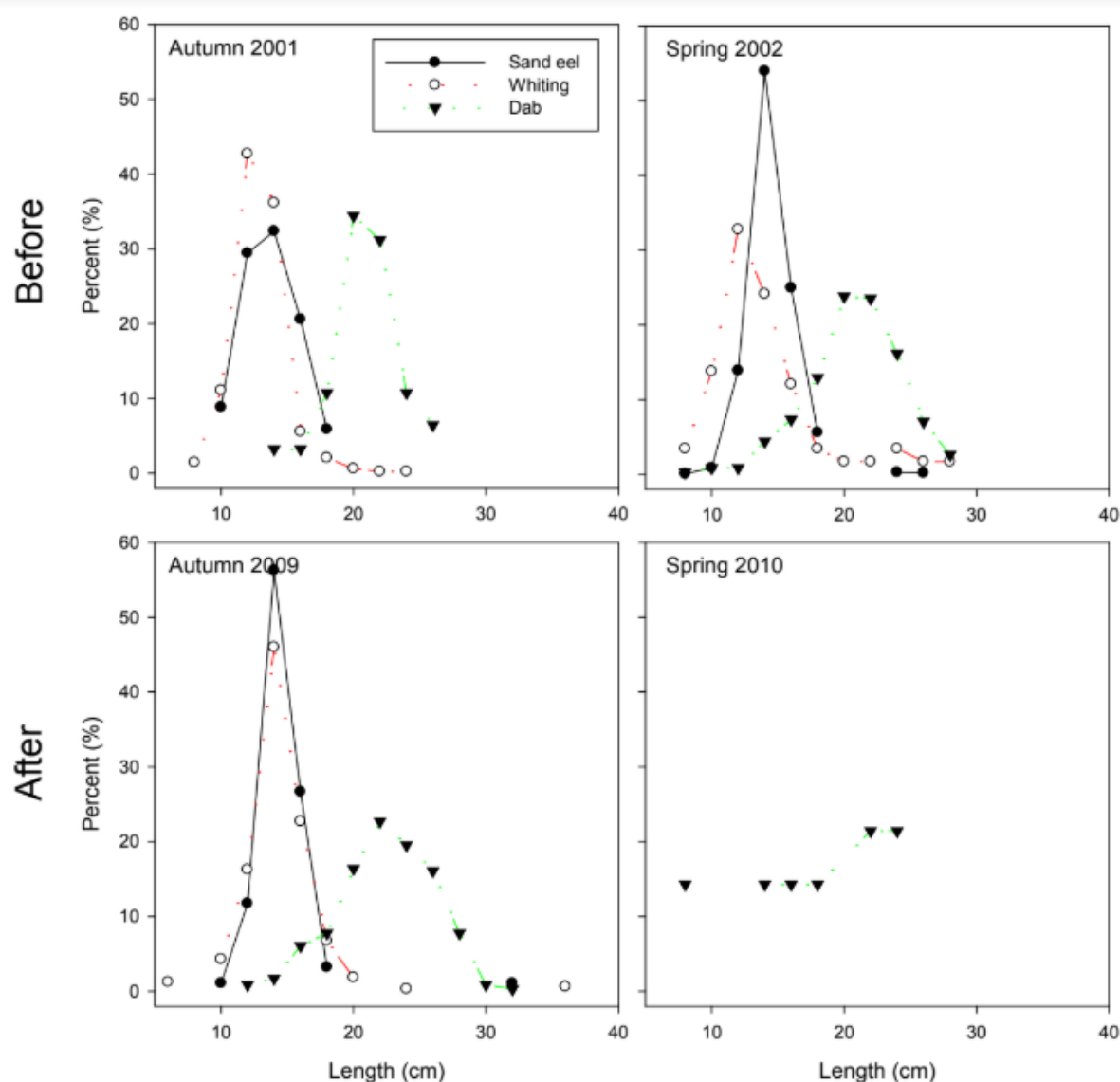


Figure 14. Distribution des tailles par intervalles de 2 cm pour les espèces de poissons les plus courantes dans les études : Avant (panneau supérieur) et Après (panneau inférieur) en automne (panneau gauche) et au printemps (panneau droit).

3.1.1 Structure communautaire

Les résultats de l'analyse multivariée (MDS), décrivant les similitudes dans la structure des communautés de poissons entre les sites d'impact et de contrôle dans une situation avant et après la construction, ont montré que l'abondance et la diversité des poissons différaient dans une certaine mesure entre les saisons, alors que les effets du déploiement du parc éolien semblaient être négligeables. Dans le graphique MDS, le premier résultat mentionné est représenté par plus ou moins deux groupes séparés, avec une distance relativement courte entre les symboles identiques correspondant aux deux saisons, alors que les symboles identiques représentant la situation avant et après ne sont pas ou seulement en partie séparés en deux groupes (figure 15). Ainsi, la structure des communautés de poissons a été analysée indépendamment pour l'automne et le printemps afin de détecter les changements à un niveau détaillé. Étant donné que la migration des poissons des eaux plus profondes vers le bord.

La mise à terre a été retardée suite à l'hiver 2009-2010 exceptionnellement froid, seules les enquêtes d'automne ont été utilisées dans les analyses BACI détaillées de la structure des communautés de poissons.

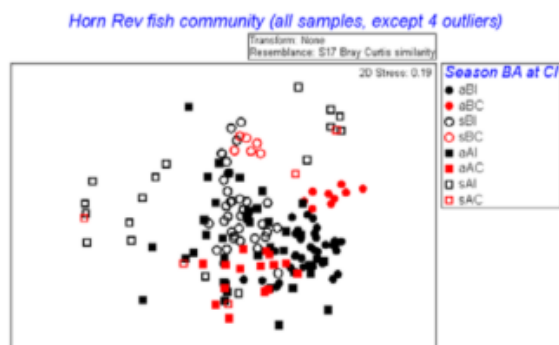


Figure 15. Graphiques MDS (multidimensional scaling) des similarités des communautés de poissons (Bray-Curtis) basés sur des données non transformées de sites collectées en automne (solide) et au printemps (ouvert), avant 2001-2002 (cercle) et après 2009-2010 (carré) construction de parcs éoliens dans les stations impactées (noir) et de contrôle (rouge).

De grandes variations sont constatées à la fois dans la zone d'impact et de contrôle et entre les sites individuels des turbines (figure 16) (dans le MDS longue distance entre les groupes). Ce résultat confirme que la structure de la communauté de poissons de Horns Rev varie davantage entre la zone de contrôle et la zone d'impact qu'entre les années. Le graphique de la MDS a montré une plus grande variation (longue distance entre symboles identiques - solide) entre les échantillons de 2009-2010 par rapport aux échantillons de 2001-2002 (distance plus courte entre symboles identiques - ouvert).

À l'automne, des analyses des différences spécifiques dans la composition des espèces ont montré que le nombre d'espèces a augmenté de 2001-2002 à 2009-2010 (figure 13). Cependant, la diminution d'une seule espèce,

le merlan, a représenté ~81% d'une différence plus faible entre les échantillons de 2001-2002 et 2009-2010 (à travers le contrôle-impact) (Annexe VIII). Des différences plus importantes ont été constatées entre la zone de contrôle et la zone d'impact (entre Avant et Après), dans laquelle le merlan représentait ~91% (Annexe VIII). En comparaison, les analyses des différences spécifiques dans la composition des espèces au printemps ont montré que le nombre d'espèces a également augmenté de 2001-2002 à 2009-2010 (figure 13). Par rapport à la composition des espèces en automne, les différences étaient plus importantes au printemps, où le lançon représentait ~79% de la différence. La différence la plus importante a été constatée au printemps entre la zone de contrôle et la zone d'impact (dans l'ensemble de la zone avant-après), où le merlan représentait environ 43 % et le lançon environ 37 % (80 % au total).

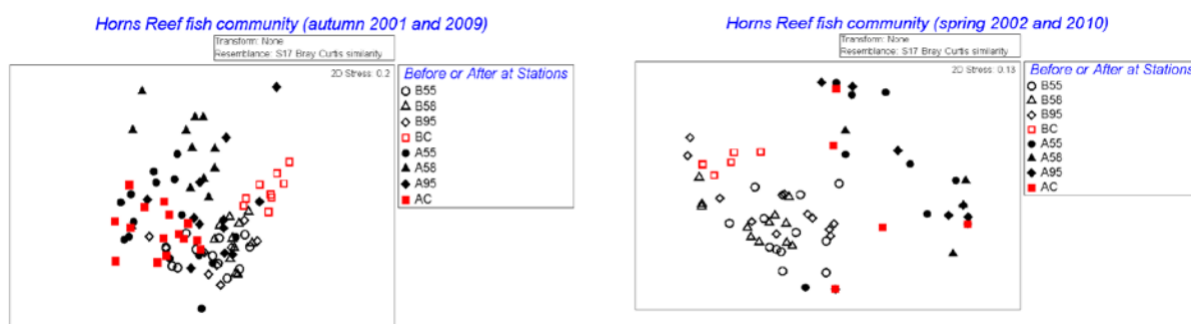


Figure 16. Graphiques MDS (multidimensional scaling) des similarités des communautés de poissons (Bray -Curtis) basés sur des données non transformées de sites collectées en automne (2001 et 2009) et au printemps (2002 et 2009) avant (symbole ouvert) et après (symbole solide) la construction de parcs éoliens à trois stations impactées (noir) et une station témoin (rouge) (statistiques de test à l'annexe VIII).

L'analyse du printemps a été entravée par un hiver 2009-2010 exceptionnellement froid, qui a retardé l'immigration des poissons des eaux profondes vers les eaux peu profondes. Compte tenu de cette situation, les résultats ont montré que les écarts entre les échantillons étaient beaucoup plus importants au printemps 2010, où très peu de poissons ont été trouvés, par rapport au printemps 2002 (figure 16). L'analyse détaillée au printemps des stations touchées et des stations témoins (avant-après) a montré des différences considérables entre plusieurs sites (avant-après) (annexe VIII). Cependant, les différences entre les sites témoins et les sites touchés au même moment (B et A, respectivement) n'étaient pas

significatives. Ainsi, ce résultat est conforme aux résultats globaux montrant une grande variabilité spatiale et temporelle dans la distribution et l'occurrence dans la communauté de poissons et seulement des effets insignifiants de la présence du parc éolien.

1.2 Abondance

Comme indiqué ci-dessus, les relevés au filet maillant ont montré une différence significative entre les relevés d'automne et de printemps avec des densités de poissons généralement plus élevées en automne, ce qui correspond aux observations faites par les plongeurs. Les très faibles prises de l'enquête de printemps après la construction pour presque toutes les espèces ont quelque peu entravé les analyses statistiques de la saison printanière. Les détails des analyses des effets fixes dans le plan BACI pour les enquêtes d'automne et de printemps sont présentés à l'annexe VIII. L'abondance du *merlan* (*Merlangius merlangus*) en automne différait sensiblement entre la période (Avant-Après) et le site (Contrôle-Impact) et des interactions significatives entre les périodes et les sites ont été constatées (Annexe VIII). Les nombres les plus élevés de *merlans* ont été trouvés avant la construction du parc éolien sur les deux sites et après la construction, les nombres ont diminué de manière significative (figure 17a). Avant la construction, des différences significatives d'abondance ont été observées entre les deux sites (Contrôle-Impact), où des abondances plus élevées ont été trouvées dans la zone de contrôle ($p < 0,0001$) alors qu'il n'y avait pas de différence entre les sites (Contrôle-Impact) après la construction ($p > 0,75$). Lors des enquêtes de printemps, seuls de faibles nombres (avant) ou aucun *merlan* (après) ont été capturés.

En automne, les enquêtes *dab* (*Limanda limanda*) ont été réalisées à des densités similaires avant et après la construction (figure 17b) ($p > 0,8$). Dans les deux enquêtes, on a constaté un effet significatif du site (Control-Impact) avec des densités plus élevées dans la zone témoin ($p < 0,014$). Dans les études de printemps, l'effet le plus important a été constaté entre les années (Avant-Après) avec un nombre significativement plus faible de *limande* trouvée après la construction ($p < 0,0001$), mais une différence significative entre la zone de contrôle et la zone d'impact a également été constatée avec des abondances plus élevées dans la zone de contrôle ($p < 0,0001$)

Les lançons (*Ammodytidae*) n'ont pas montré de différences significatives d'abondance entre les années (Avant-Après) ou entre les sites (Contrôle-Impact) en automne (Figure 17c) ($p > 0,12$). Dans les relevés de printemps, une baisse de l'abondance a été constatée entre 2002 et 2010.



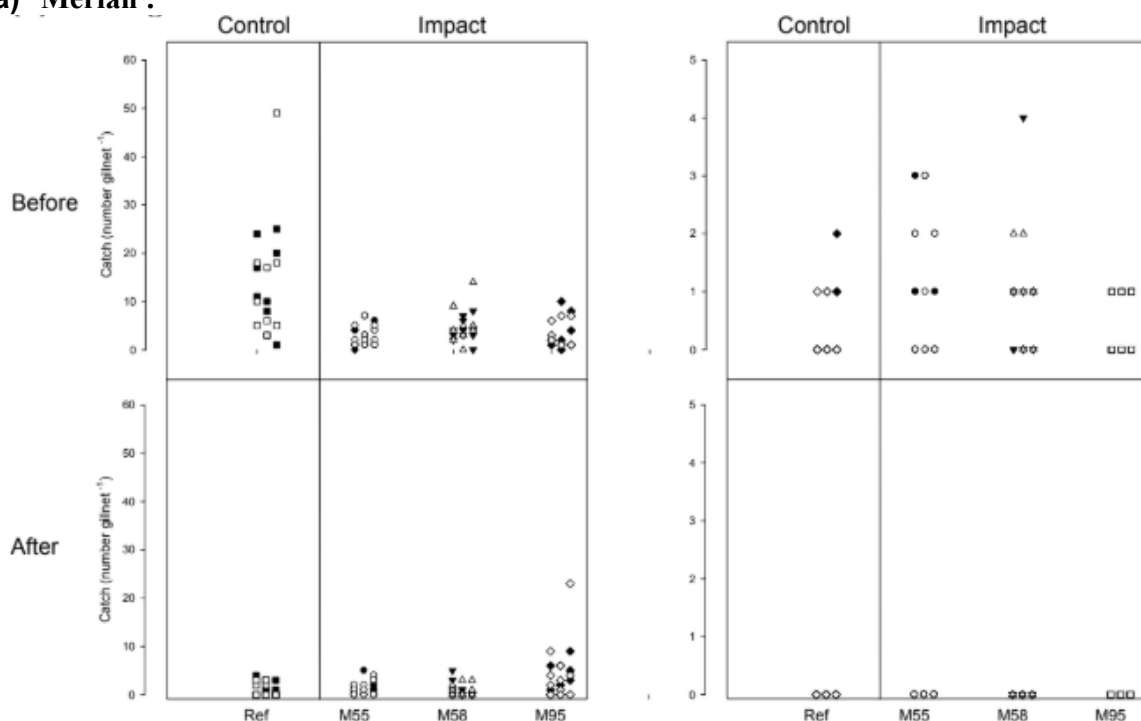
Échantillonnage de lançons à Horns Rev

Les autres espèces de poissons, qui sont toutes présentes en plus petit nombre, ont été classées dans les groupes décrits ci-dessus. Les poissons de fond ou démersaux (DEM) ont montré les mêmes tendances que celles observées ci-dessus pour le *merlan* en automne avec une différence significative entre les années (Avant-Après) (figure 19a) ($p < 0,001$), et un changement entre les sites (Contrôle-Impact) avec une abondance plus élevée dans la zone témoin avant la construction ($P < 0,001$) et aucune différence entre les sites (Contrôle-Impact) après la construction ($p > 0,47$). Au printemps, les poissons démersaux ont également montré une baisse significative de l'abondance entre l'avant et l'après construction, avec des nombres plus élevés dans la zone de contrôle par rapport à la zone d'impact avant la construction, alors qu'il n'y avait pas de différence entre les sites après ($p > 0,38$). Pélagiques (PEL)

et les poissons des habitats récifaux (ROC) se sont différenciés des autres espèces et groupes par une augmentation de l'abondance après la construction pendant les deux saisons (figure 19b).

Les augmentations sont passées de presque aucune à des chiffres modérés, ce qui a entravé l'analyse statistique directe des effets de la BACI. Cependant, il était évident que les poissons des habitats récifaux (ROC) après la construction et le déploiement des rochers et des fondations des turbines ont été trouvés en nombre - jusqu'à 12 spécimens par filet maillant - dans la zone d'impact, alors que ces espèces de poissons étaient totalement absentes dans la zone de contrôle (figure 19c).

a) Merlan :



b) Limande

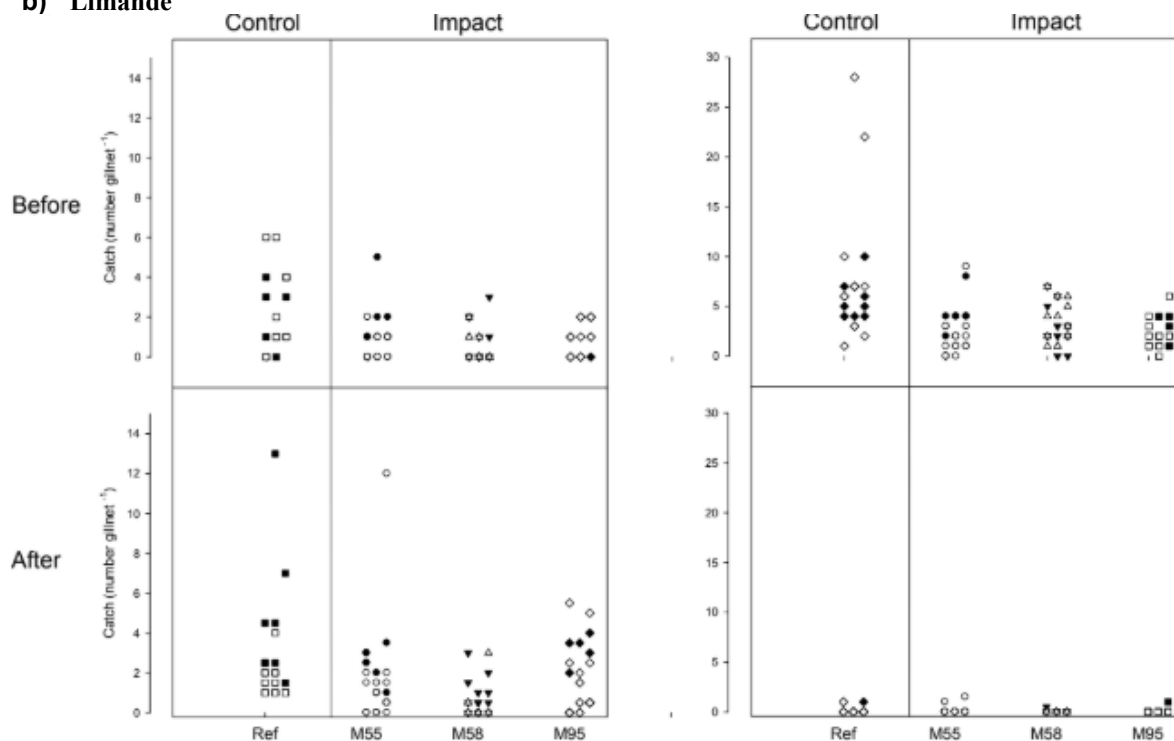


Figure 17 (à suivre). Prises en nombre pour les espèces les plus abondantes par pose de filet maillant avant et après dans la zone de contrôle (Ref) et d'impact (emplacements M55, M58 et M95) en automne (panneau de gauche) et au printemps (panneau de droite). Les symboles de remplissage en noir et blanc indiquent la pose de filets maillants respectivement au nord et au sud de la station. Le filet maillant placé aux 3 distances (proche, moyen et lointain) de la station est illustré de gauche (proche) à droite (lointain) au niveau du point coché. Notez les différentes échelles sur l'axe des Y entre les espèces et l'automne-printemps.

c) Lançon

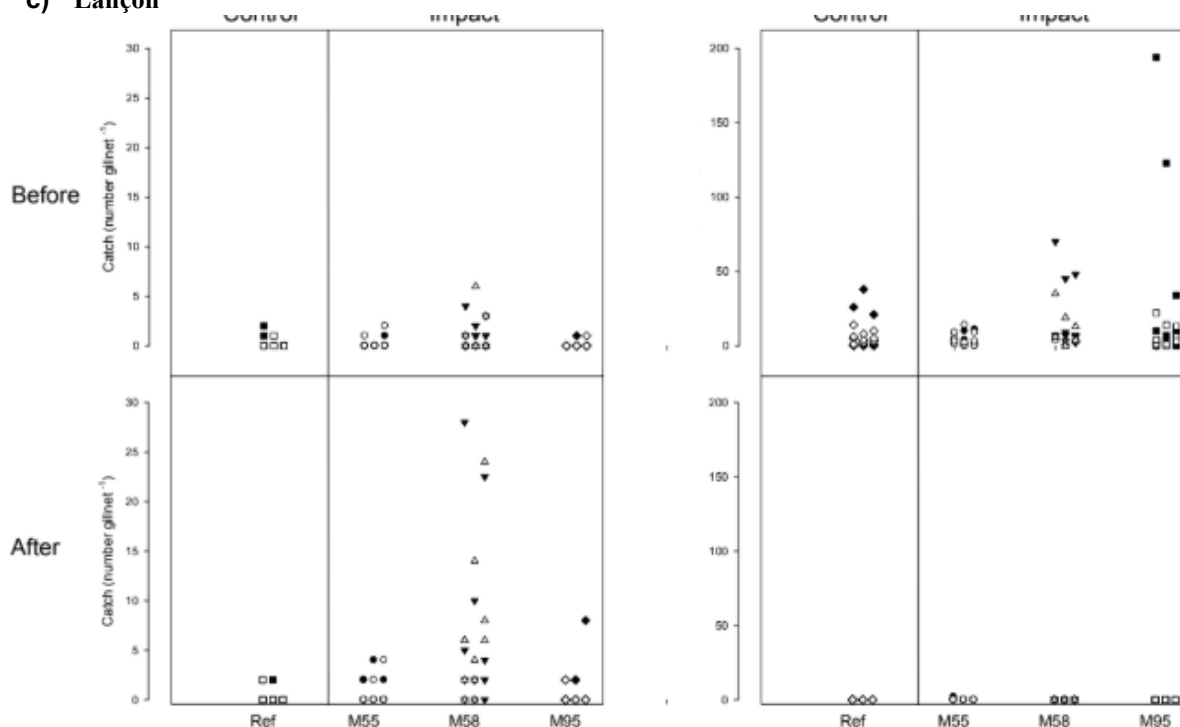


Figure 18 (suite). Prises en nombre pour les espèces les plus abondantes par pose de filet maillant avant et après dans la zone de contrôle (Ref) et d'impact (emplacements M55, M58 et M95) en automne (panneau de gauche) et au printemps (panneau de droite). Les symboles de remplissage en noir et blanc indiquent la pose de filets maillants respectivement au nord et au sud de la station. Le filet maillant placé aux 3 distances (proche, moyen et lointain) de la station est illustré de gauche (proche) à droite (lointain) au niveau du point coché. Notez les différentes échelles sur l'axe des Y entre les espèces et l'automne-printemps.

d) poissons démersaux

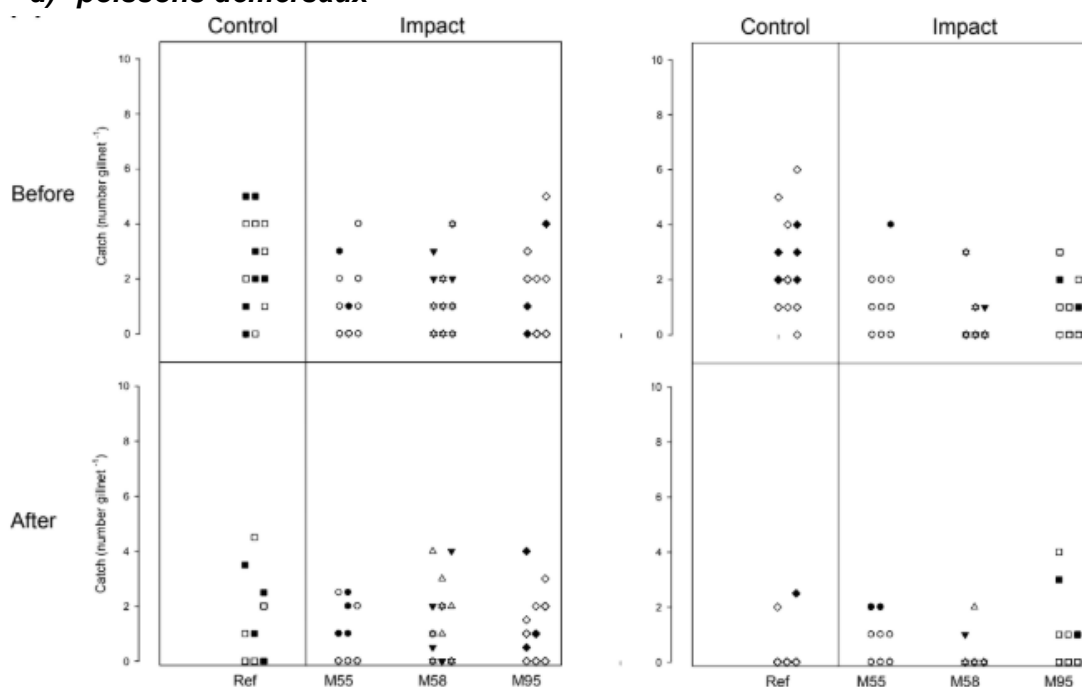
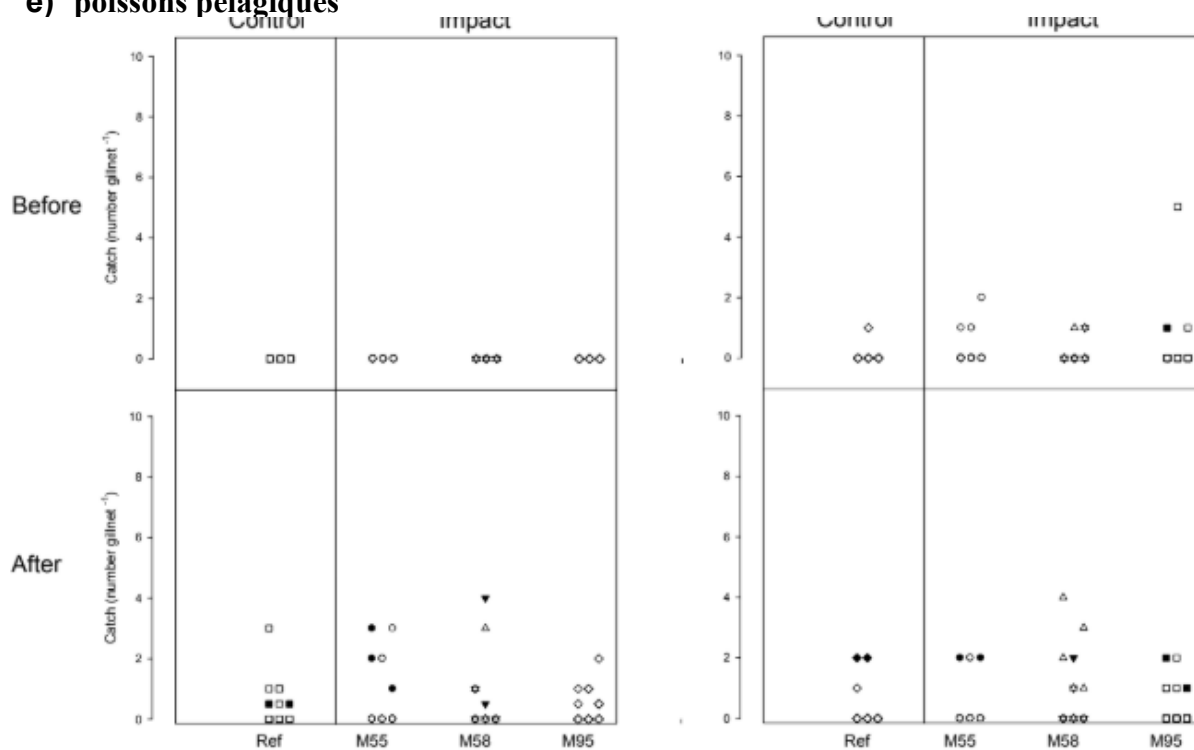


Figure 19 (à suivre). Prises en nombre de poissons démersaux (DEM) (a), de poissons pélagiques (PEL) (b) et de poissons d'habitat récifal (ROC) (c) par pose de filet maillant.

e) poissons pélagiques



f) poissons d'habitat récifal

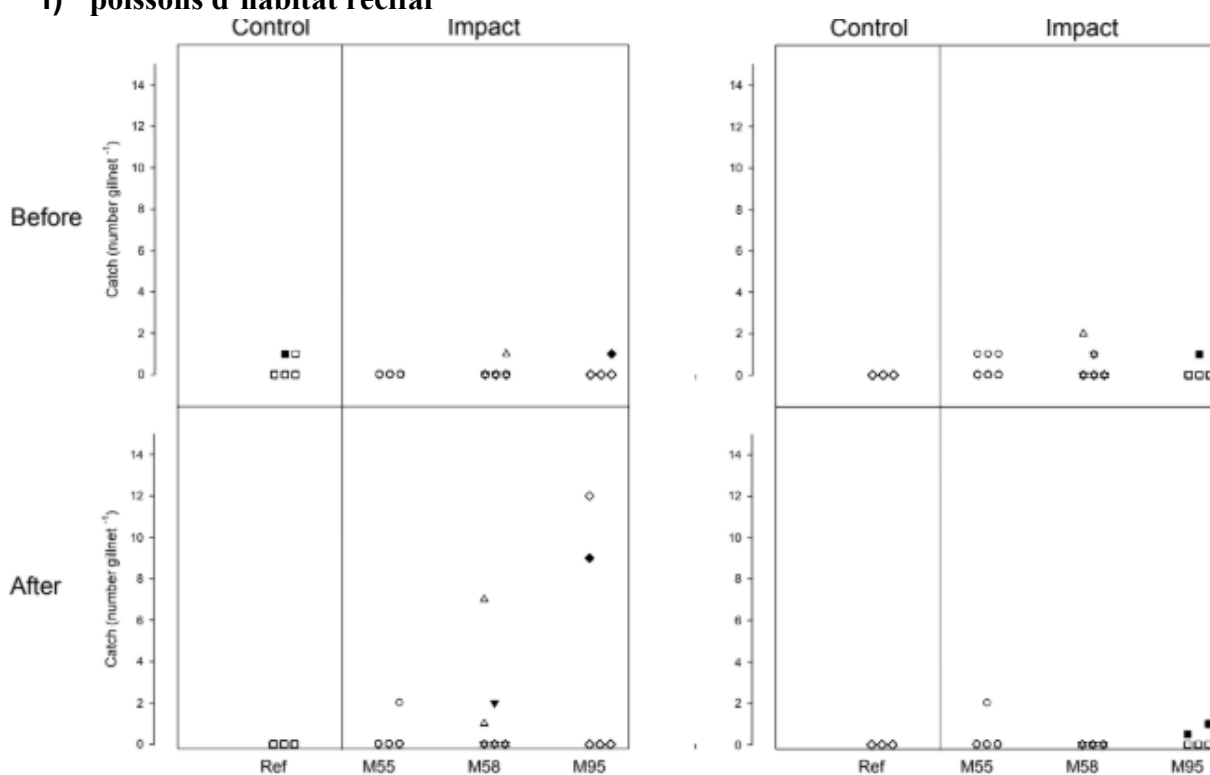


Figure 20 (suite). Prises en nombre de poissons démersaux (DEM) (a), de poissons pélagiques (PEL) (b) et de poissons d'habitat récifal (ROC) (c) par pose de filet maillant.

Hydroacoustique

Au cours de l'étude hydroacoustique, qui ne couvre que deux jours de la distribution spatiale des poissons pélagiques et démersaux, à l'exception du lançon dans la zone étudiée, des abondances plus élevées ont été observées dans la zone témoin par rapport à la zone d'impact (figure 21). L'abondance semblait augmenter vers l'ouest, tant de jour que de nuit. Dans les études verticales couvrant principalement des zones sans fondations dans la zone d'impact comparables aux zones du site témoin, des différences significatives dans les schémas diurnes ont également été observées avec des densités plus élevées pendant la journée tant dans la zone d'impact que dans la zone témoin (figure 22), ce qui correspond également à des biomasses plus élevées enregistrées pendant la journée (figure 23).

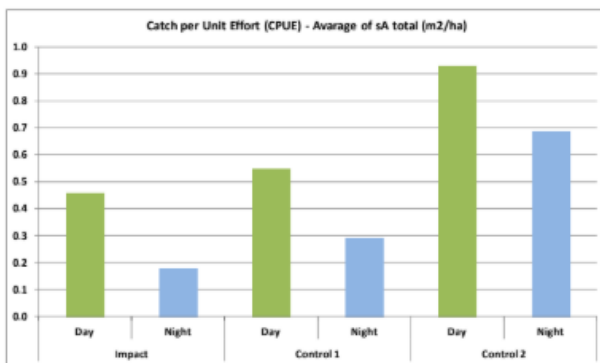


Figure 21. Abondance totale et distribution spatiale des poissons pélagiques (PEL) et démersaux (DEM), à l'exception du lançon, mesurée par la moyenne acoustique des CPUE pour les relevés verticaux et horizontaux dans la zone d'impact et de contrôle.

Bien qu'une forte variation spatiale du modèle d'abondance ait été observée dans les études hydroacoustiques horizontales, couvrant les fondations des turbines dans la zone d'impact, une migration typique jour-nuit a été observée. Pendant la journée, une abondance et une biomasse plus élevées ont été observées à l'intérieur ou à proximité de la zone d'impact par rapport à la zone de contrôle située à l'extérieur du parc éolien, tandis que pendant la nuit, le schéma de distribution inverse a été observé (figure 24 et figure 25). Bien que, dans les cas d'abondance plus faible, une proportion relative plus élevée de prises diurnes dans les relevés verticaux ait également été observée dans la zone d'impact par rapport à la zone témoin à l'extérieur du parc éolien, la répartition inverse a été observée la nuit (figure 24 et figure 25).

à la zone de contrôle (figure 26). En 2005, cependant, des abondances et une biomasse plus importantes ont été observées à l'intérieur de la zone d'impact pendant la nuit par rapport au jour.

Les poissons sont normalement orientés parallèlement à la direction principale du courant, qui est nord-sud dans la zone de Horns Reef, mais aucune différence significative dans les signaux acoustiques n'a été constatée entre les lignes de relevé dans les directions nord-sud et est-ouest, bien qu'une plus grande variation et de plus grandes abondances à l'intérieur de la zone d'impact aient été enregistrées dans la direction nord-sud. Dans la zone de contrôle, une variation plus importante a été observée dans la direction est-ouest.



Illustration schématique du faisceau d'écho horizontal.

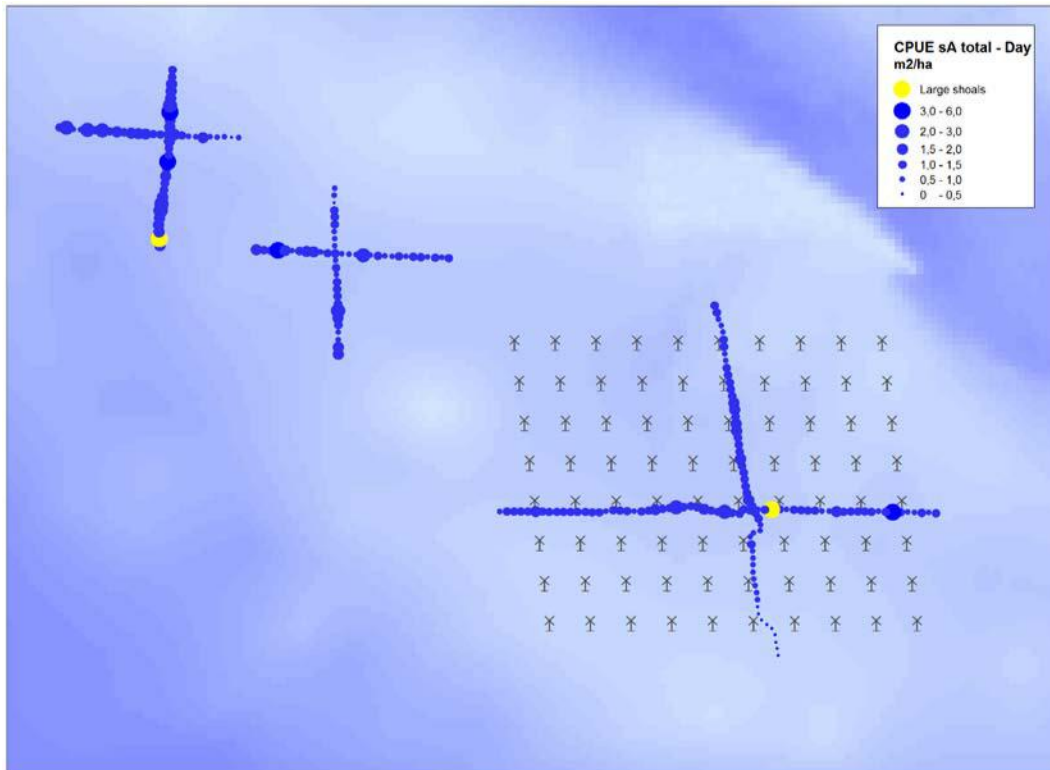


Figure 22. Profil de distribution de la biomasse (CPUE sA) en journée des poissons pélagiques et démersaux dans la zone d'impact et de contrôle Septembre 2009, étude hydroacoustique verticale

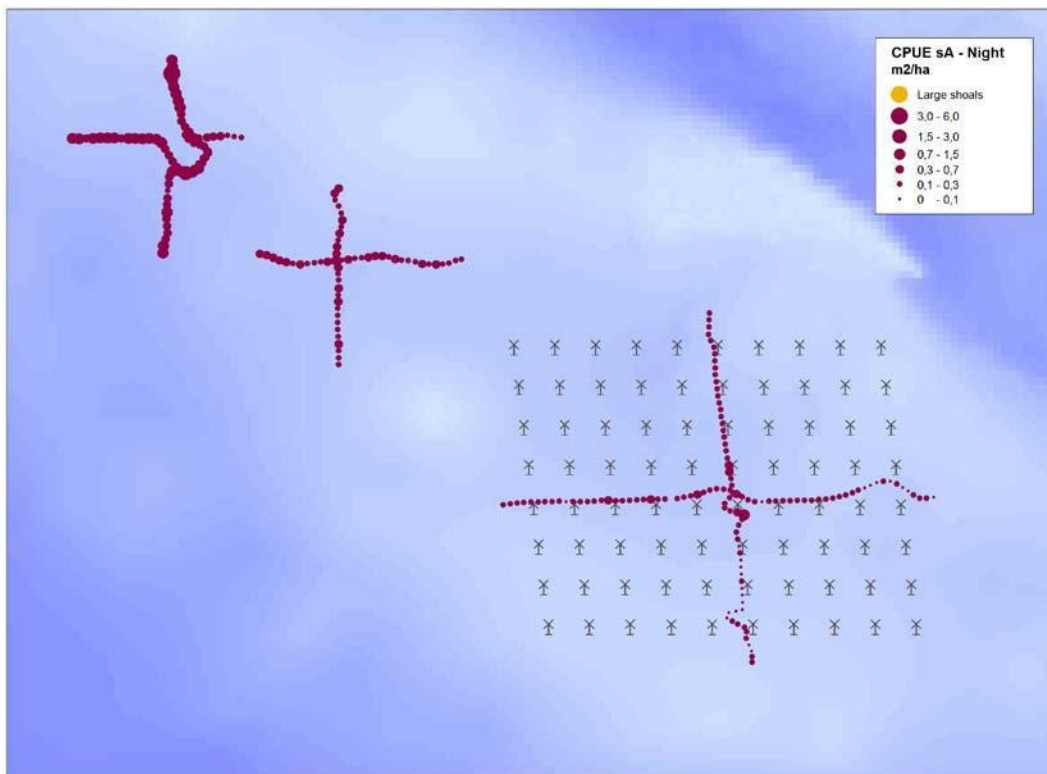


Figure 23.

Profil de distribution de la biomasse (CPUE sA) la nuit des poissons pélagiques et démersaux dans la zone d'impact et de contrôle en septembre 2009, étude hydroacoustique verticale.

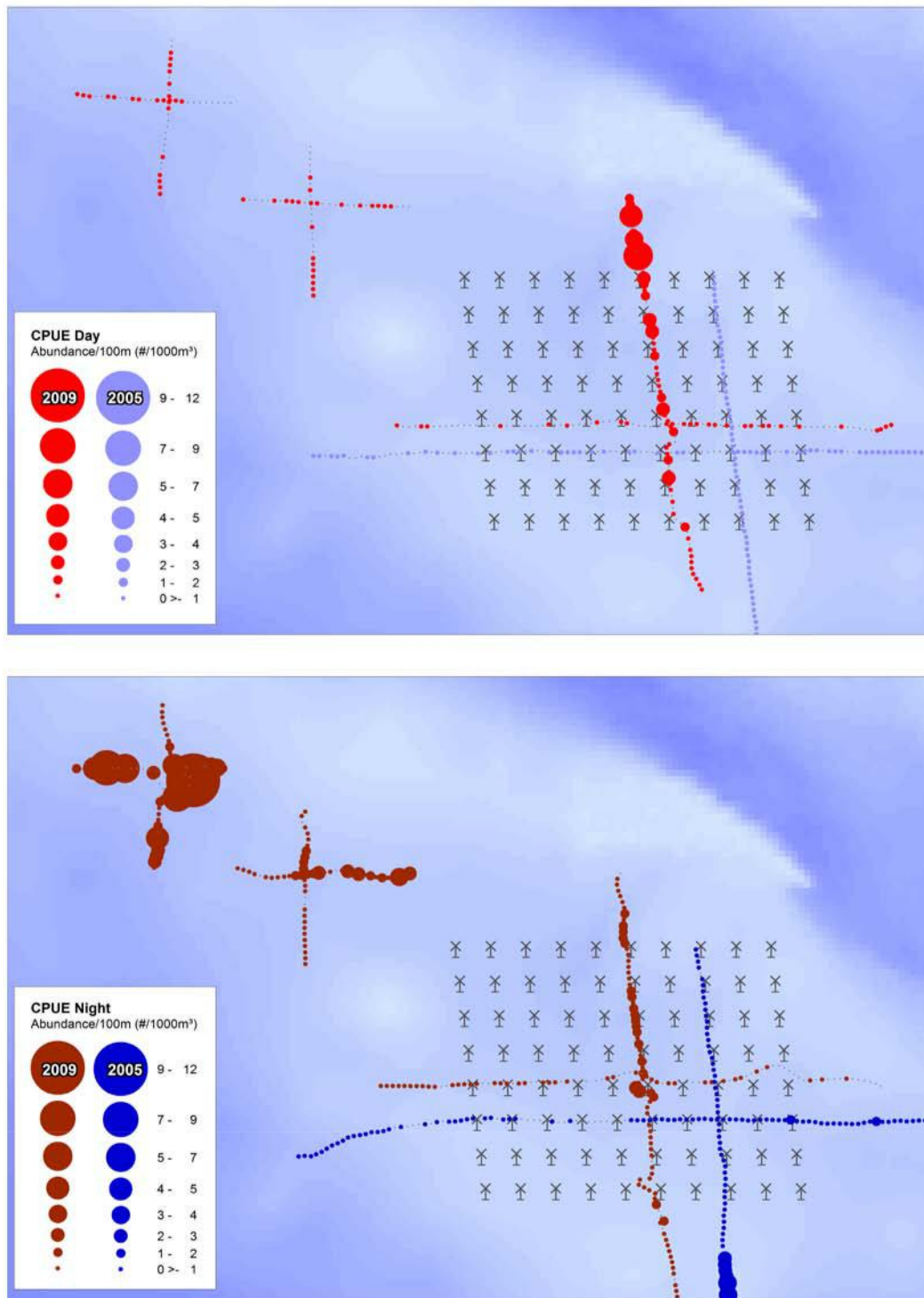


Figure 24. Schéma de distribution de l'abondance des poissons pélagiques et démersaux dans la zone d'impact et de contrôle Septembre 2005 et 2009, étude hydroacoustique horizontale

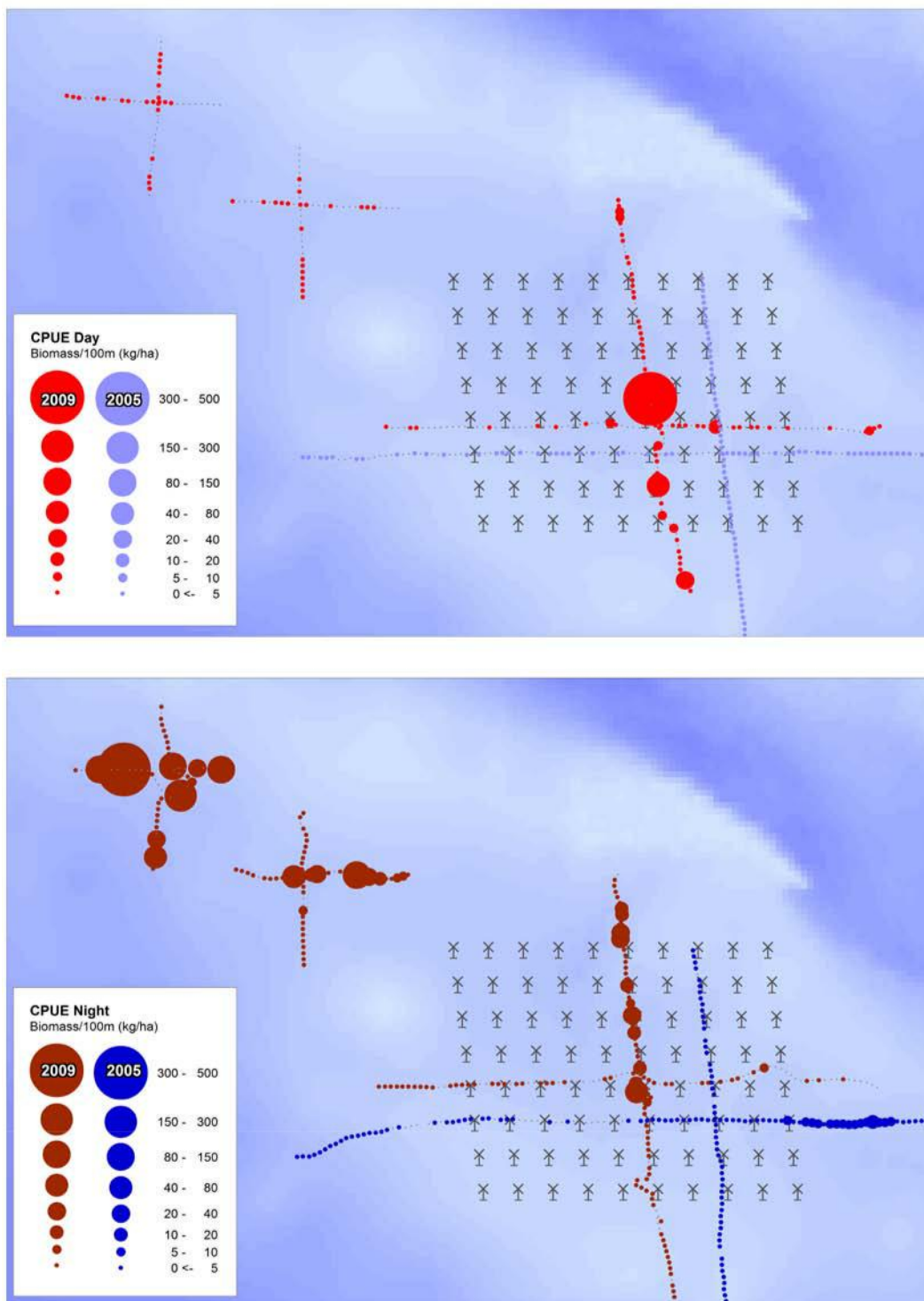


Figure 25. Profil de distribution de la biomasse des poissons pélagiques et démersaux dans la zone d'impact et de contrôle Septembre 2005 et 2009, étude hydroacoustique horizontale.

Capture par unité d'effort (CPUE) sA total (m2/ha)			
	Surface/temps	Nombre/100 m	Moyenne sA StdDev sA
Impact			
Journée	116	0.459	0.414
Nuit	123	0.180	0.101
Contrôle 1			
Journée	52	0.548	0.644
Nuit	58	0.292	0.073
Contrôle 2			
Journée	51	0.930	0.805
Nuit	72	0.686	0.628

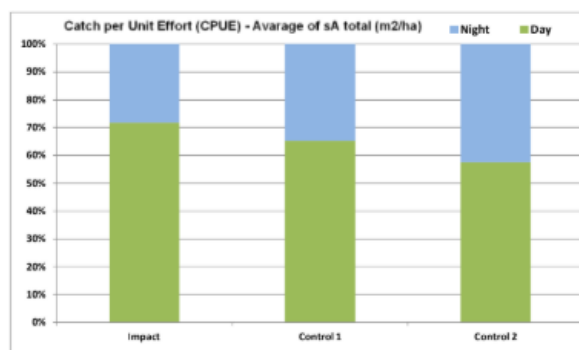


Figure 26. Abondance relative et distribution spatiale des poissons pélagiques (PEL) et démersaux (DEM), à l'exception du lançon, mesurée par la moyenne acoustique des CPUE dans la zone d'impact et de contrôle, relevé hydroacoustique vertical.

L'analyse des données de l'enquête dans la zone d'impact pour 2005 et 2009 a révélé des effets croisés importants (figure 27), (annexe X). En analysant les données du transect est-ouest, des différences significatives d'abondance ont été constatées entre les années, montrant des densités plus élevées en 2005 par rapport à 2009 ($p < 0,015$), et dans la distribution de jour et de nuit ($p < 0,001$) montrant des abondances plus élevées pendant la nuit, qui ne correspondent pas à l'observation générale (figure 21).

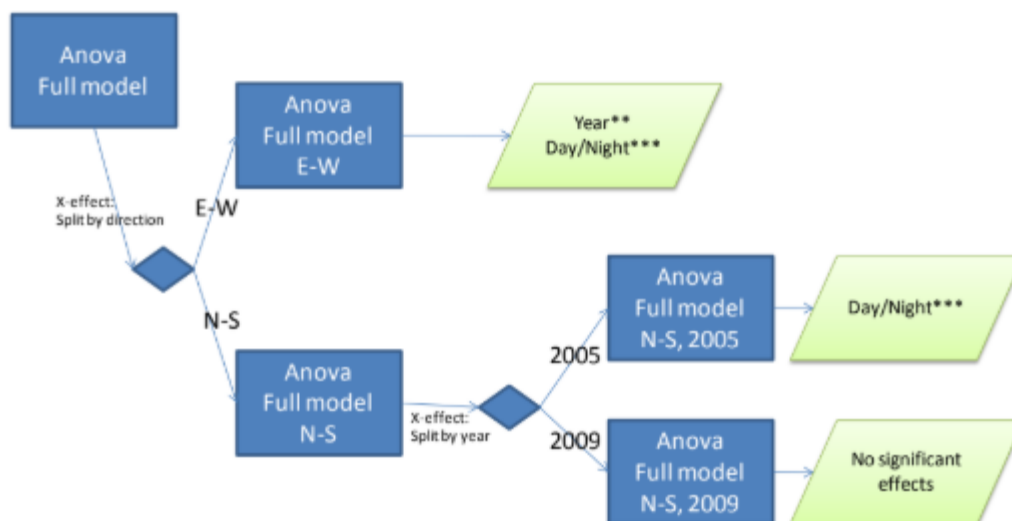
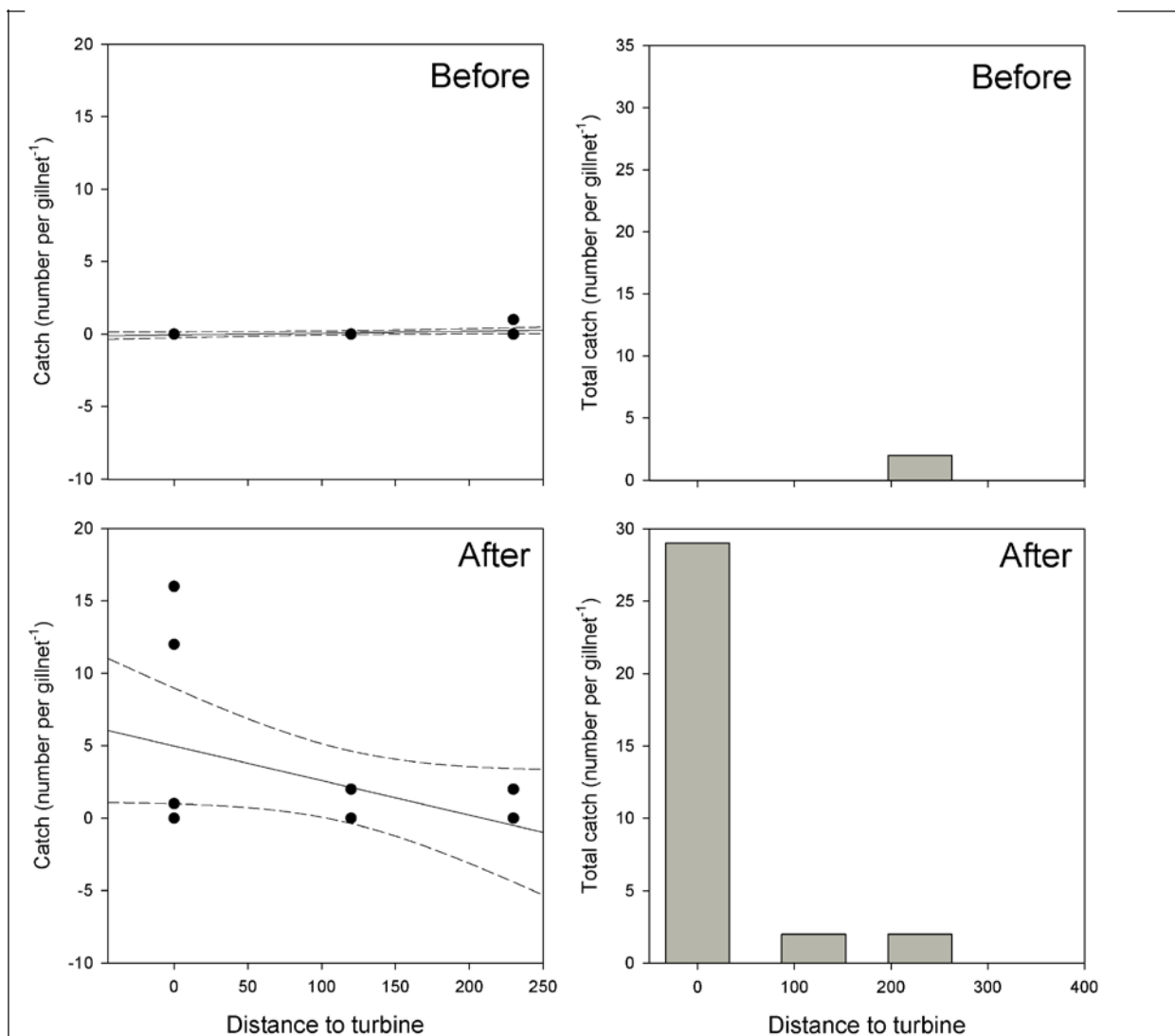


Figure 27. Diagramme d'ANOVA pour l'analyse des différences dans les données des transects acoustiques pour 2005 et 2009 à l'intérieur de la zone d'impact.

Des effets croisés significatifs ont été constatés en analysant les données du transect nord-sud et des différences significatives entre le jour et la nuit n'ont été trouvées que lors de l'analyse des données de 2005 ($p < 0,000$). Bien qu'aucune différence significative n'ait été constatée entre 2005 et 2009, des abondances apparemment plus élevées le long du transect nord-sud ont été observées, en particulier pendant la journée (figure 24).

3.1.3 Répartition en fonction de la distance par rapport aux fondations des turbines

Bien que non statistiquement significatives ($p=0,059$), les analyses de la distribution des poissons en fonction de la distance (*proche, moyenne, lointaine*) par rapport aux turbines, effectuées sur tous les groupes de poissons, ont montré une tendance à des taux de capture plus élevés près des turbines (figure 28) des espèces de poissons associées aux récifs (ROC) dans les enquêtes d'automne. Pour les autres groupes et dans l'étude de printemps, il n'y a pas eu de tendance ou d'effet significatif de la distance



($p > 0,14$) (figure 28). De même, en analysant les données acoustiques, les effets de la présence des turbines n'ont pas été détectés à une distance de 100 m des turbines (Annexe X).

Figure 28. Taux de capture standardisé moyen ($\log_{10} N$) dans l'enquête d'automne Avant-Après sur les espèces de poissons des habitats récifaux (ROC). A gauche : Moyenne prise dans un filet maillant individuel avec un intervalle de confiance (CL) de 95% inclus. C'est vrai : Total des prises cumulées.

ASSEMBLAGES DE LANÇONS

Les quatre espèces de lançon présentes en mer du Nord - le *petit lançon* (*Ammodytes marinus*), le *petit lançon* (*Ammodytes tobianus*), le *grand lançon* (*Hyperoplus lanceolatus*) et le *lançon lisse* (*Gymnammodytes semisquamatus*) - ont été rencontrées dans la zone du récif des Cornes au cours des études. Le *grand lançon* était de loin l'espèce la plus fréquente et la plus abondante (tableau 10), tandis que le *lançon lisse* n'a été rencontré que sporadiquement.

Tableau 10. Nombre de lançons dans les échantillons. Grand lançon (*Hyperolus lanceolatus* (H. l.)) ; petit lançon (*Ammodytes marinus* (A. m.)) ; petit lançon (*Ammodytes tobianus* (A. t.)) ; zone d'impact (I) ; zone de contrôle (C). Seule la fin mars 2010 est incluse pour les espèces individuelles et les adultes/juvéniles. Les chiffres entre parenthèses font référence au nombre de lançons capturés lors de l'enquête répétée. Les chiffres entre parenthèses correspondent au nombre d'échantillons et 2x et 3x au nombre d'enquêtes répétées.

Année	Domaine	Adultes			Jeunes			Total
		H. l.	A. m.	A. t.	H. l.	A. m.	A. t.	
2002	I [44]	27	49	38	215	64	9	402
	C [15]	15	24	9	55	30	5	138
2004	I [28]	128	3	14	277	3	7	432
	C [20]	40	2	3	68	1	1	115
2009	I [2x12]	21	10	36	125	0	2	194(557)
	C [2x12]	59	7	12	133	0	0	211(536)
2010	I [3x10]	2	3	6	21	1	1	34 (36)
	C [3x10]	4	6	14	56	9	1	90 (96)
Total		296	104	132	950	108	26	1,616(1,229)

Dans l'ensemble, les captures des espèces de lançons les plus abondantes n'ont que peu varié d'une année à l'autre, sauf en mars 2010 où les taux de capture ont été nettement inférieurs à ceux des années précédentes (figure 29).

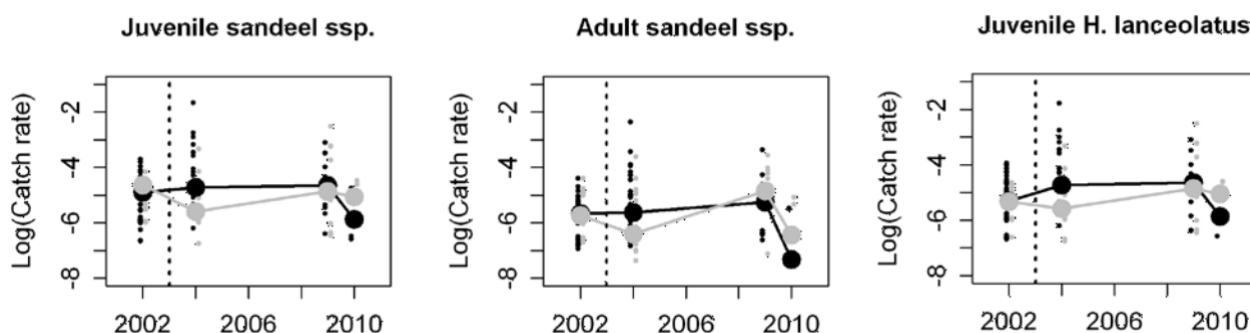
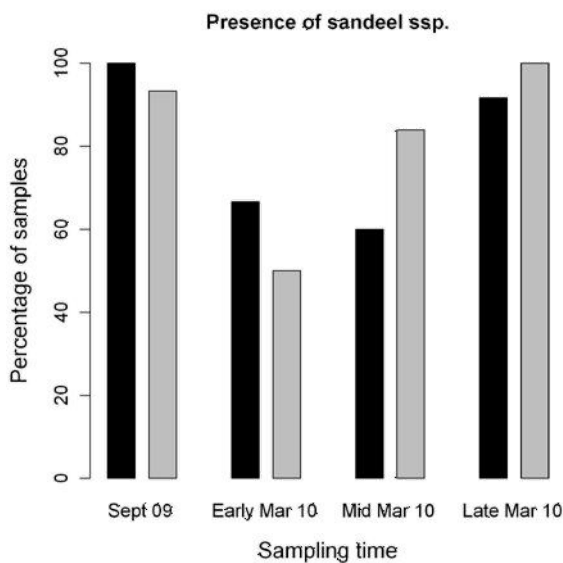


Figure 29. Comparaison des taux de capture dans la zone d'impact par rapport à la zone de contrôle (noir : zone d'impact ; gris : zone de contrôle) pour chaque année d'enquête. Sur l'axe des y figurent les taux de capture transformés en logarithme (nombre par mètre dragué). Le lançon juvénile ssp., le lançon adulte ssp. et le lançon juvénile (*Hyperolus lanceolatus*) sont présentés dans des panneaux séparés. Chaque petit point représente un trait d'échantillon. Les grands points représentent les valeurs médianes. La ligne verticale brisée représente l'époque de la construction du parc éolien. Seules les données de la fin mars 2010 sont incluses.

Les juvéniles du *grand lançon* ont dominé la communauté du lançon pendant toutes les années, tant dans la zone d'impact que dans la zone de contrôle. Le *petit lançon* était relativement plus abondant que le *petit lançon* en mars 2002, tant dans la zone de contrôle que dans la zone d'impact, mais il est devenu extrêmement rare dans les deux zones après 2002 (tableau 10). Les juvéniles de *lançon nain* et de *petit lançon* étaient plus rares que les adultes dans les deux zones après 2002.

Des échantillons prélevés au début, au milieu et à la fin du mois de mars ont montré une augmentation constante de la présence de lançons juvéniles tout au long du mois de mars 2010 ($P < 0,001$), la quasi-totalité des échantillons étant constituée de lançons juvéniles à la fin du mois de mars 2010. À la fin mars 2010, la présence de lançons avait atteint un niveau comparable à celui de septembre 2009.

Cette tendance était tout aussi évidente dans la zone de contrôle que dans la zone d'impact (figure 30). En raison de l'effet saisonnier notable détecté parmi les trois enquêtes en mars 2010, les analyses ultérieures n'ont inclus que les données de l'enquête de la fin mars.



3.2.1 Modèles de jour et de nuit

Il a été constaté en septembre 2009 que les densités observées, telles que mesurées par le dragage, dépendent de l'heure de la journée (figure 31). En général, plus le jour avançait vers la nuit, plus on attrapait de poissons enfouis dans le fond de la mer. Cette tendance était similaire pour toutes les espèces, à l'exception du *lançon lisse* qui n'a été enregistré qu'en faible nombre.

L'effet jour/nuit évalué lors de l'enquête de septembre 2009 a été testé comme étant hautement significatif ($p < 0,001$), les taux de capture de nuit étant environ 3 fois élevés que les taux de capture de jour (figure 32).

Figure 30. Effets saisonniers sur le pourcentage d'échantillons contenant un ou plusieurs poissons (occurrence) (tous espèces et tailles combinées). Axe des Y : Pourcentage de les échantillons contenant un ou plusieurs poissons. Zone d'impact : Barres noires ; Zone de contrôle : Barres grises.

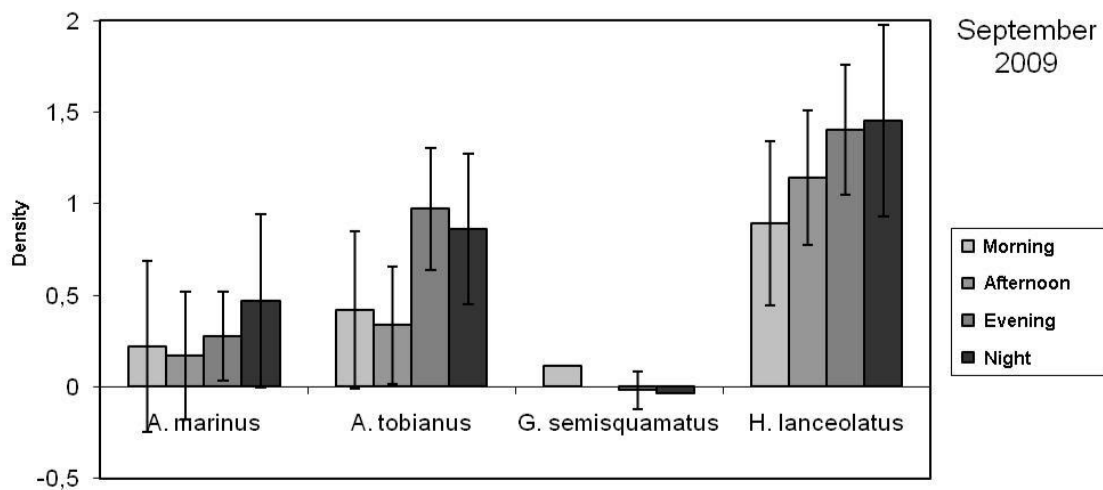
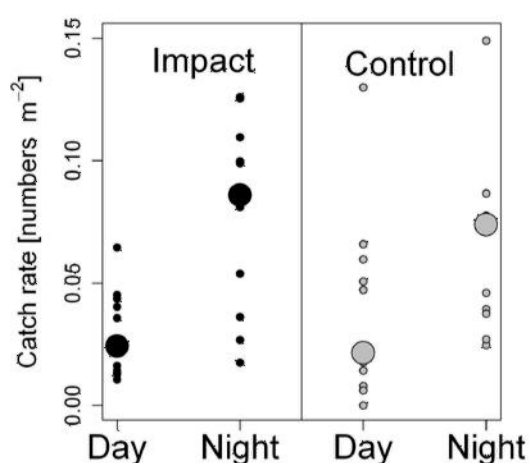


Figure 31. Heure de la journée/Densité du poisson. La densité se réfère au nombre de lançons / 1 000 m^2 , le grand lançon (*Hyperolus lanceolatus*) ; le petit lançon (*Ammodytes marinus*) ; le petit lançon (*Ammodytes tobianus*) et le lançon lisse (*Gymnammodytes semisquamatus*).



3.2.2 Âge

L'âge des lançons peut être mesuré en termes de longueur (annexe VI), et il y avait une différence apparente dans la répartition des longueurs entre la zone d'impact et la zone témoin en 2004, où le groupe de longueur combinée le plus fréquent dans la zone d'impact était d'environ 2 cm plus petit que dans la zone témoin (figure 33).

Figure 32. Effet jour/nuit sur la capturabilité du lançon dans l'impact (noir) et la zone de contrôle (gris), respectivement. Sur l'axe des y correspond aux taux de capture (nombre de lançons ssp. par m^2 dragué ; dérivée directement de la prévalence). Chaque petit point représente une prise d'échantillon. Grand Les points représentent les valeurs médianes.

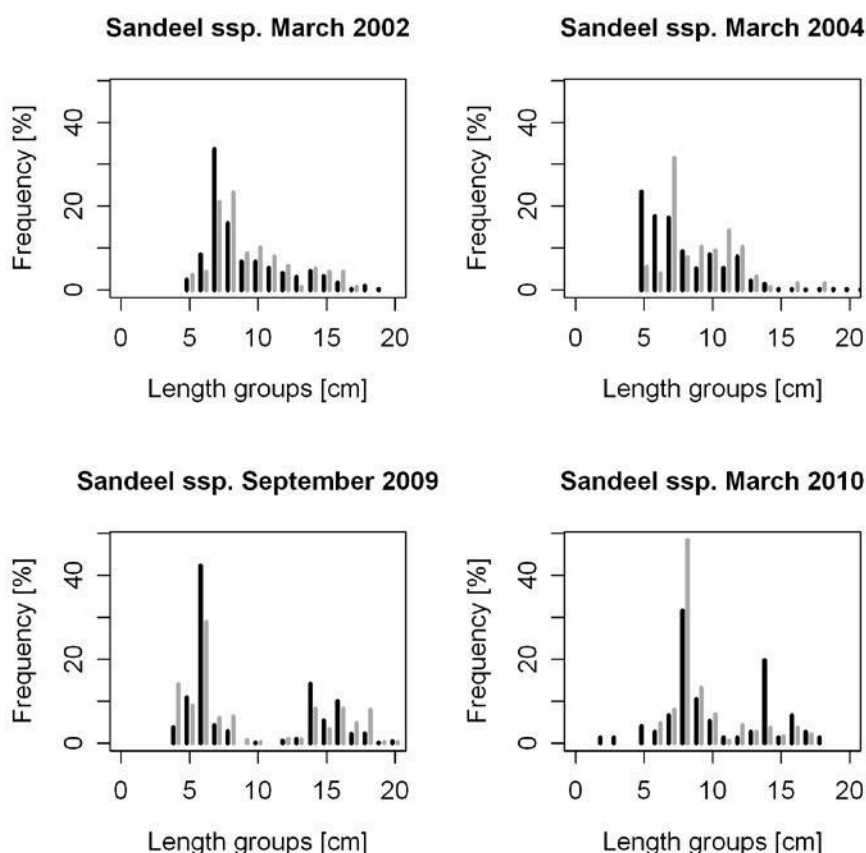


Figure 33. Distribution relative combinée des longueurs des lançons. Les barres rouges se rapportent à la zone de contrôle. Les barres noires se rapportent à la zone d'impact.

La distribution des longueurs dans la zone d'impact était fortement biaisée, ce qui reflète probablement la présence abondante de petits lançons de moins de 5 cm non échantillonnés par la drague en raison de la taille des mailles utilisées. Le site

La répartition des longueurs combinées reflète principalement les groupes de longueur du *grand lançon* le plus abondant (figure 34) pour lequel la longueur moyenne du petit *grand lançon* (0-10 cm) en 2004 était significativement plus petite dans la zone d'impact que dans la zone témoin ($p < 0,01$).

La fréquence des poissons a diminué progressivement avec l'augmentation de la taille en 2002 et 2004, alors qu'une distribution bimodale de la longueur était plus évidente en 2009 et 2010 (figure 33), représentant deux ou trois classes d'âge. Les petits poissons étaient les plus abondants, mais la majorité des longueurs combinées des espèces étaient de 5 à 10 cm, ce qui indique que le développement du lançon avait dépassé le stade juvénile. Cependant, la majorité ($> 80\%$) de tous les individus du *grand lançon* avaient moins d'un an (classe d'âge 0) (figure 35). En 2010, les spécimens plus âgés de *lançon de la classe d'âge 1* étaient à peu près aussi abondants que les poissons de la classe d'âge 0 (environ 35 %) et près de 20 % avaient plus d'un an. Cette distribution des âges pour le *petit lançon* était significativement différente ($p < 0,01$) de celle de 2002 où presque tous les spécimens avaient moins d'un an (figure 35).

La différence et l'augmentation de la distribution des longueurs entre septembre 2009, où la longueur moyenne des petits spécimens de lançon plus *grand* (0-10 cm) était significativement inférieure à celle de toutes les autres années ($p < 0,001$), et mars 2010, sont dues à la croissance des lançons. Toutefois, aucune différence significative dans la répartition des âges entre les années n'a été détectée, ni aucune différence significative entre la zone d'impact et la zone de contrôle pour aucune des années étudiées.

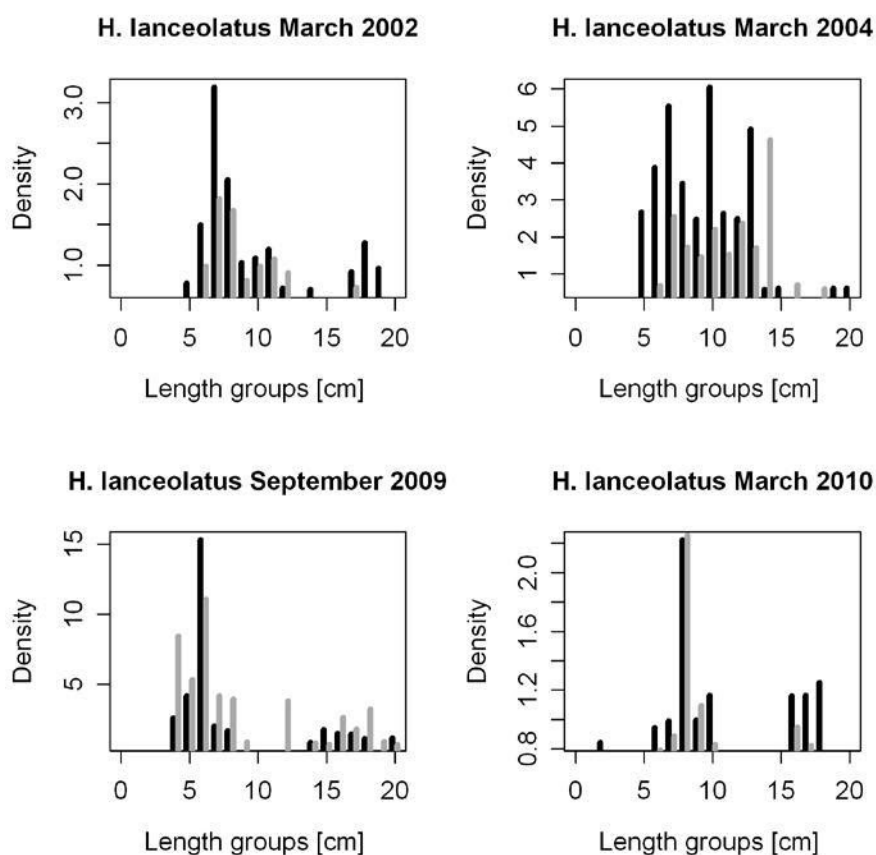


Figure 34. Distribution des longueurs pour le lançon (*Hyperoplus lanceolatus*). Les barres rouges se rapportent à la zone de contrôle. Les barres noires se rapportent à la zone d'impact.

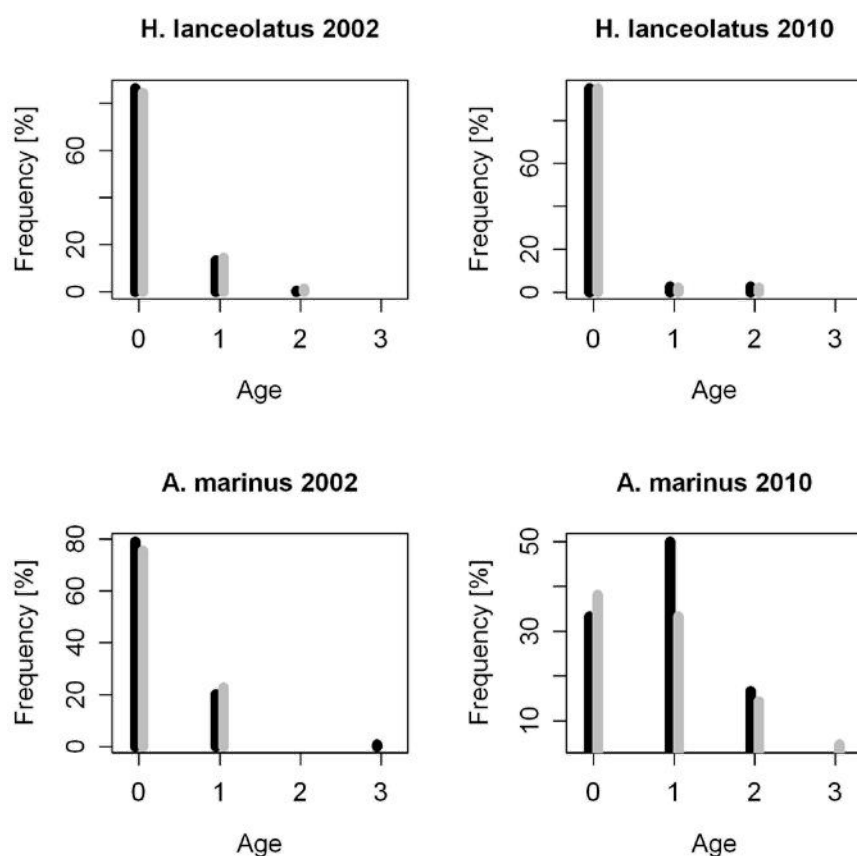


Figure 35. Répartition par âge du lançon (*Hyperoplus lanceolatus*) et du petit lançon (*Ammodytes marinus*) en 2002 et 2010. Les barres rouges font référence à la zone de contrôle. Les barres noires correspondent à la zone d'impact.

La répartition relative des longueurs du *petit lançon* et du petit phoque n'a contribué que de façon insignifiante à la répartition globale des longueurs, bien que les petits individus du *petit lançon* aient également dominé en mars 2004 (annexe VI, figure 1 et figure 2).

3.2.3 Simulation de la dérive du *grand lançon* et du *petit lançon*

Afin d'évaluer l'importance des récifs coralliens comme frayère ou nurserie pour les lançons dans la région ou en mer du Nord, un modèle de simulation de la dérive des larves a été mis en place et exécuté. Le modèle prédit si une population de lançons se reproduit dans la zone de Horns Reef ou si la population de différentes espèces de lançons dépend de l'afflux de larves ou est exposée à un afflux net de larves.

Le modèle a simulé la dérive passive de 100 000 larves de *lançon* par les courants marins de Horns Rev entre le ¹⁵ mai (± 12 jours) et le 5 juillet (± 8 jours) 2005. Le modèle a montré que les larves sont restées dans la zone de Horns Reef où elles se sont métamorphosées (elles sont passées de larves à juvéniles (Annexe VI)) (Figure 36). En calculant les schémas de dérive des larves au cours de la même année et de la même période, les données ont montré que les larves provenaient de la même petite zone au nord de Horns Rev. En 2006, au cours de la même période, le modèle a démontré qu'en permettant aux larves de *lançon* de plus grande taille de dériver avec le courant, les larves se métamorphosaient dans une zone le long de la côte ouest et à travers le Skagerrak. Au cours de la même année et de la même période, le modèle a montré qu'en simulant la dérive vers l'arrière, les poissons de Horns Rev pouvaient être retracés jusqu'à leur lieu d'éclosion. Le lieu d'origine a été retracé jusqu'à Horns Rev et dans une zone plus petite au sud-ouest de Horns Rev.

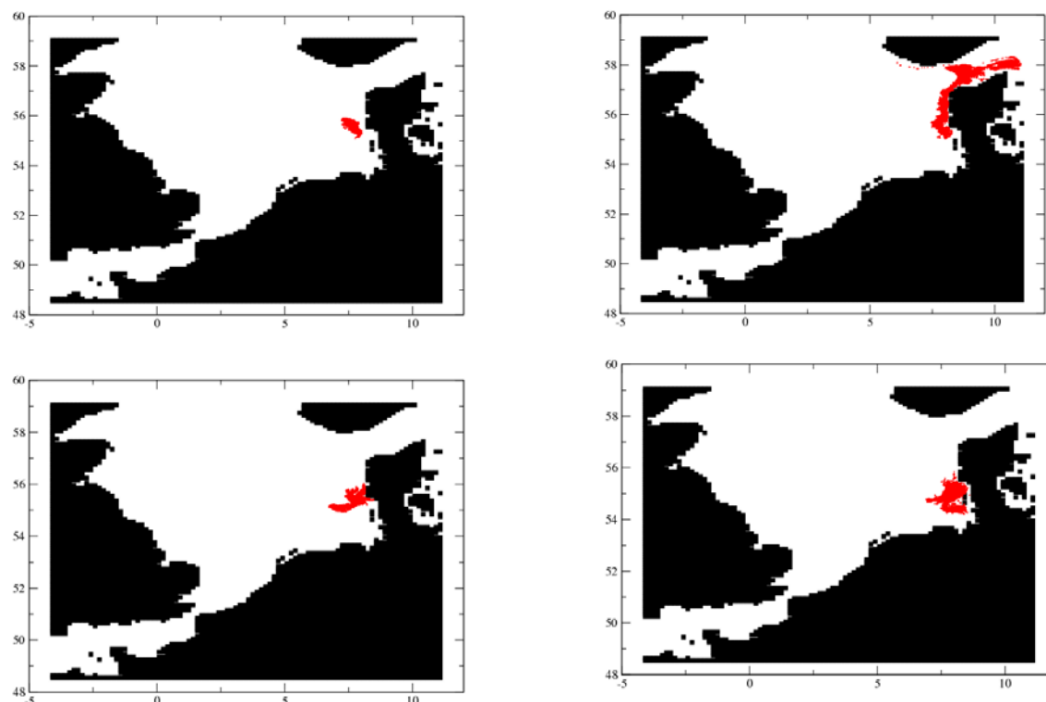


Figure 36. En haut à gauche : Simulation avant pour le grand lançon 2005 ; en haut à droite : Simulation avant pour le grand lançon 2006 ; en bas à gauche : Simulation à rebours pour le grand lançon 2005 ; en bas à droite : Simulation à rebours pour le grand lançon 2006.

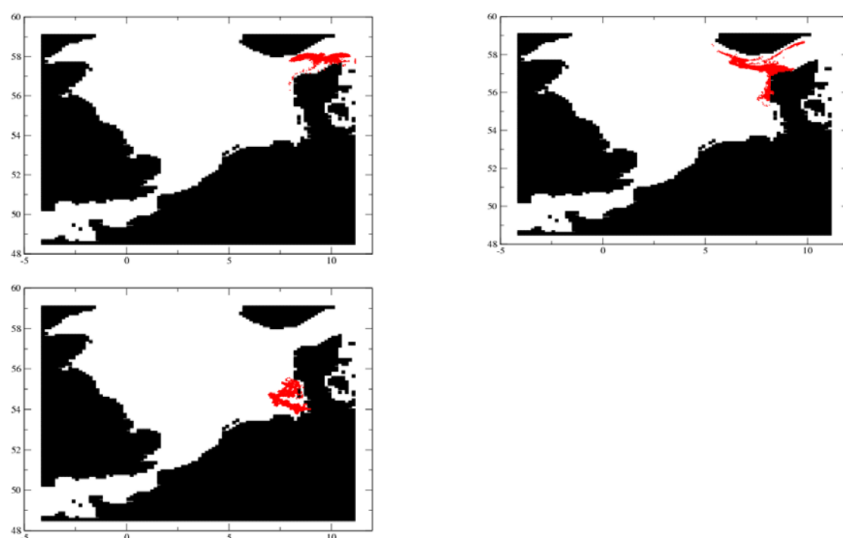


Figure 37. En haut à gauche : Simulation avant pour le petit lançon 2004 ; en haut à droite : Simulation avant pour le petit lançon 2005 ; en bas à gauche : Simulation en arrière pour le lançon 2004.

Pour le *petit lançon*, le modèle a montré, entre le 1^{er} mars (± 8 jours) et le 1^{er} mai (± 8 jours) en 2004 et 2005, qu'aucune larve ne s'est métamorphosée dans la zone du récif des Cornes. Les larves ont plutôt été disséminées à partir du récif Horns le long de la côte ouest du Danemark et plus loin dans une longue direction ouest au sud de la Norvège méridionale (figure 37). Pour la même période, le modèle a montré que les larves métamorphosées du récif Horns provenaient d'une autre zone située immédiatement au sud de Horns Rev jusqu'à German Bight.

En 2006, il a été constaté que les larves de *lançon* transportées du Horns Rev se sont principalement métamorphosées dans le Skagerrak.

3.2.4 Qualité des sédiments

Les sédiments étaient principalement constitués de sable moyennement grossier (0,3-0,5 mm) et la fréquence des tailles de grains semble suivre une distribution normale toutes les années, à l'exception d'un deuxième pic de fréquence de sédiments plus grossiers (> 4 mm, gravier) dans la zone d'impact en 2002 et 2004 ; le plus prononcé s'est produit en 2004 (figure 38). En outre, tant en 2004 qu'en 2010, les granulométries comprises entre 0,1 mm et 0,2 mm (sable fin) étaient plus fréquentes dans la zone de contrôle. Cette tendance était absente en 2002 et 2009.

La fraction pondérale moyenne de limon+argile (particules <0,09 mm) était inférieure à 1,2 % toutes les années dans les deux zones et, par conséquent, les habitats convenant au lançon. La variation de la fraction pondérale de limon+argile entre les échantillons était faible, et tous les échantillons étaient inférieurs à 1,8 % (annexe IX).

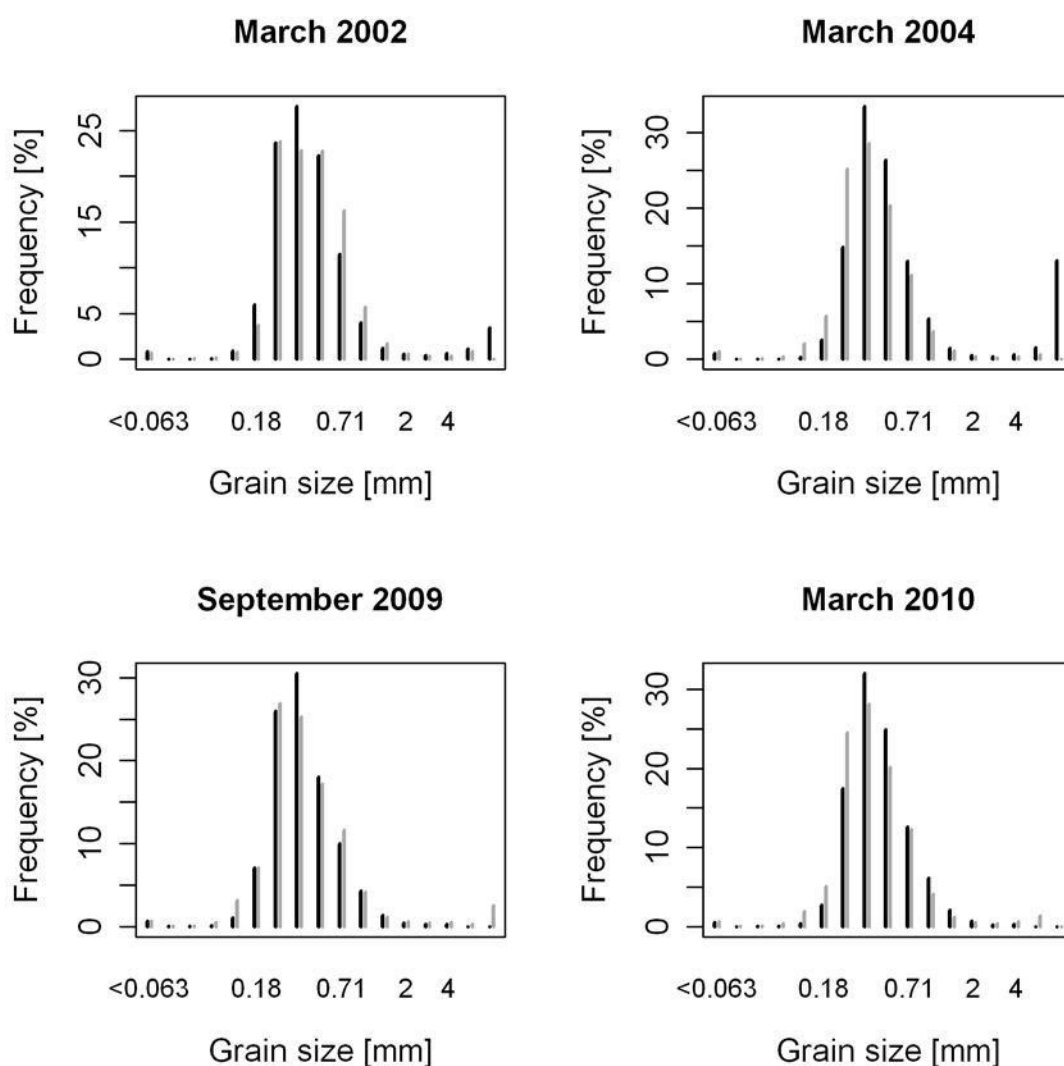


Figure 38. Fractions de poids relatif des échantillons de sédiments réparties en classes de taille pour chaque année d'enquête. Les barres noires font référence à la zone d'impact.

3.2.5 Modélisation de la distribution des espèces

Le modèle de distribution des espèces ne pouvait pas être utilisé pour prédire la distribution spatiale des lançons car il produisait des valeurs infinies, c'est-à-dire qu'il ne pouvait pas expliquer la distribution des lançons pour l'ensemble de la région sur la base de relations modélisées.

Le modèle de distribution des espèces basé sur les données de 2002 avant l'établissement du parc éolien présentait une faible déviance expliquée, ce qui signifie que la plupart de la variance des données ne pouvait pas être expliquée par les variables environnementales utilisées (annexe IX). La déviance expliquée dans le modèle basé sur les données après la construction du parc éolien (2004, 2009 et 2010) avait une déviance plus élevée, expliquée que le modèle basé sur les données de 2002, mais le modèle est probablement surajusté (les courbes de réponse suivent les données de trop près (Annexe IX)). En simplifiant les courbes, la déviance a rapidement diminué.

3.2.6 Impact des parcs éoliens sur la communauté des lançons

Le modèle 1 a été utilisé pour tester l'hypothèse nulle pour le lançon ssp. (toutes espèces confondues), adultes et juvéniles, respectivement, et pour le *lançon majeur juvénile*. Toutefois, le nombre de *grands lançons*, de *petits lançons* et de *petits lançons* adultes par échantillon était généralement faible et la fréquence des échantillons dans lesquels ces espèces étaient absentes était élevée (échantillons nuls). Par conséquent, le modèle 2 a été appliqué pour tester l'hypothèse de l'absence d'échantillons pour le *grand lançon*, le *petit lançon* et le *petit lançon adultes*. Le nombre d'observations de *petits lançons* et de *petits lançons* juvéniles était trop faible pour permettre un test significatif.

En mars 2002, avant la construction du parc éolien, il n'y avait pas de différences significatives dans le nombre ou l'occurrence des lançons entre la zone d'impact et la zone témoin, ni d'indication globale des différences entre les zones (tableau 11, tableau 12 et figure 39). Par conséquent, le nombre de lançons n'a pas varié entre la zone d'impact et la zone témoin et l'hypothèse nulle n'a pas pu être rejetée.

Tableau 11. Test de l'hypothèse nulle à l'aide du modèle 1. Zone d'impact (I) ; zone de contrôle (C). Zone d'impact (I) ; zone de contrôle (C). Grand lançon (*Hyperolus lanceolatus*).

	Mar 2002 C contre I	Mar 2004 C contre I	Sept 2009 C vs I	Mar 2010 C contre I
Lançon juvénile ssp.	P = 0.52	P < 0.001***	P = 0.56	P = 0.11
Lançon adulte ssp.	P = 0.56	P < 0.01*	P = 0.47	P = 0.31
<i>H. lanceolatus</i> juvénile	P = 0.23	P < 0.001***	P = 0.50	P = 0.17

Tableau 12. Test de l'hypothèse nulle à l'aide du modèle 2. Zone d'impact (I) ; zone de contrôle (C). Pour le petit lançon adulte, la proportion d'échantillons nuls était proche de 100 %, il n'a donc pas été possible de réaliser un test significatif. Grand lançon (*Hyperolus lanceolatus*) ; petit lançon (*Ammodytes marinus*) et petit lançon (*Ammodytes tobianus*).

	Mar 2002 C contre I	Mar 2004 C contre I	Sept 2009 C vs I	Mar 2010 C contre I
Adulte <i>A. marinus</i>	P = 0.45	-	-	-
Adulte <i>A. tobianus</i>	P = 0.08'	P = 0.04*	P = 0.69	P = 0.90
<i>H. lanceolatus</i> adulte	P = 0.21	P = 0.08'	P = 0.28	P = 0.23

En mars 2004, après la construction du parc éolien, les lançons juvéniles et adultes étaient nettement plus abondants dans la zone d'impact que dans la zone témoin, ce qui a conduit à un rejet très significatif de l'hypothèse nulle - il y avait une différence entre les deux sites. Au niveau de l'espèce, ce schéma était très significatif par le *grand lançon* juvénile et indiquée (marginale) par le *grand*

lançon adulte et le *petit lançon* adulte, mais pas par le *petit lançon* adulte et le *lançon* adulte ssp. (tableau 11, tableau 12 et figure 39).

Les données de septembre 2009 et de fin mars 2010 n'ont révélé aucune différence significative entre la zone d'impact et la zone de contrôle. Il y avait cependant une tendance insignifiante à une augmentation du nombre de lançons dans la zone de contrôle en mars 2010 (figure 30), alors que la réplique nocturne de l'enquête de septembre 2009 a parfaitement confirmé l'absence de différence entre la zone d'impact et la zone de contrôle (figure 32).

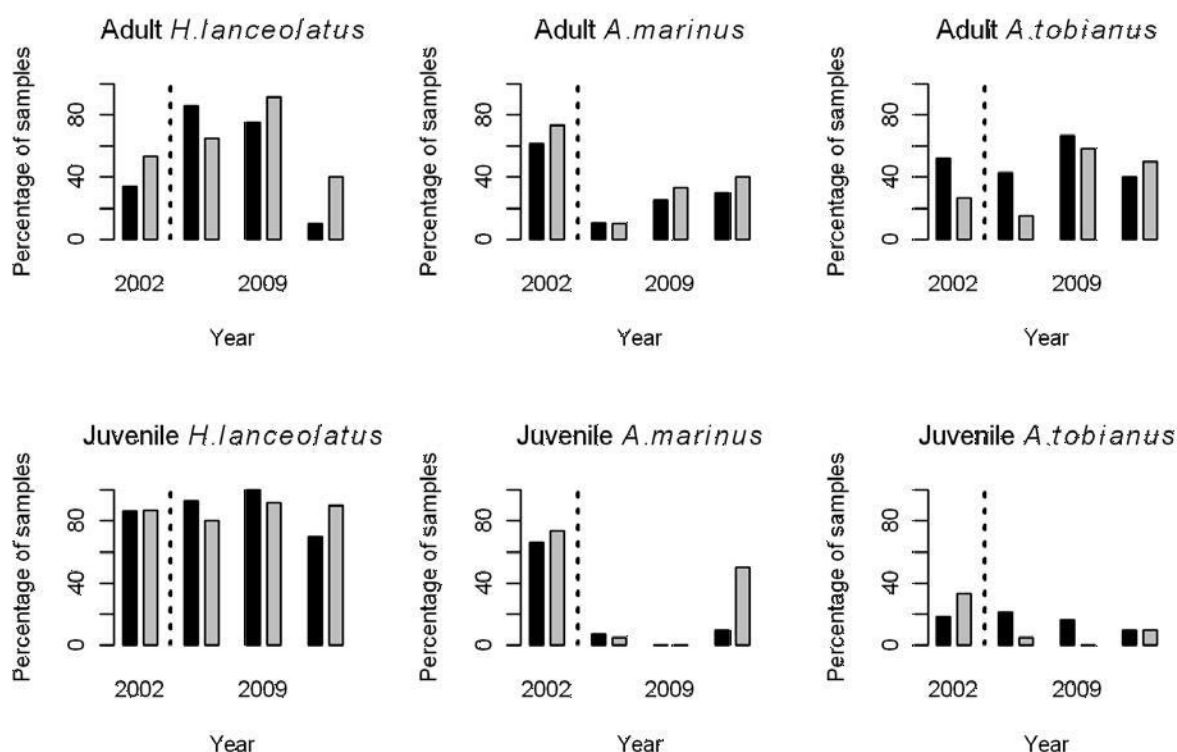


Figure 39. Pourcentage d'échantillons contenant un ou plusieurs poissons (occurrence), présentés en zone d'impact (noir) par rapport à la zone témoin (gris) pour chaque année d'enquête (2002, 2004, 2009 et 2010). La ligne verticale brisée représente le moment de la construction du parc éolien. Seules les données de la fin mars 2010 sont incluses). Grand lançon (*Hyperolus lanceolatus*), petit lançon (*Ammodytes marinus*) et petit lançon (*Ammodytes tobianus*).



Échantillons de lançons de Horns Reef. Dans l'échantillon, on peut reconnaître plus de gobies des sables et les crevettes brunes sont nombreuses. Un spécimen de couteau peut également être identifié.

4 Discussion

Les communautés de poissons dans les eaux relativement peu profondes de Horns Rev, y compris la zone des parcs éoliens offshore à grande échelle récemment déployés, présentent une grande variabilité spatiale et temporelle dans leur distribution et leur occurrence, qui s'applique à la fois aux communautés de poissons pélagiques, démersaux (vivant au fond de l'eau) et emprunteurs. Cette situation résulte des variations des variables environnementales telles que le courant, la température et l'exposition aux vagues.

Dans les eaux tempérées, la plupart des poissons juvéniles quittent les zones côtières peu profondes en automne et au début de l'hiver en réaction à la baisse des températures et reviennent au printemps pour se nourrir dans les eaux côtières plus chaudes, où la nourriture est abondante (Gibson, 1994). Les lançons sont enterrés dans les zones de refuge de sable pendant l'hiver et émergent du fond de la mer au printemps pour se nourrir (Reay, 1970).

Un effet de l'hiver exceptionnellement froid de 2009/2010 a été constaté dans les communautés de poissons, y compris la communauté de lançons à Horns Rev dans les enquêtes du printemps 2010, ce qui a biaisé l'étude d'effet. La température de l'eau au printemps 2010 était considérablement plus basse que les années précédentes (tableau 13), ce qui a eu une incidence sur la présence et l'abondance des poissons. Ainsi, le nombre de toutes les espèces de poissons, y compris le lançon capturé dans l'enquête du printemps 2010, était faible par rapport aux enquêtes précédentes. Des différences dans l'abondance et la diversité des poissons entre les enquêtes d'automne et de printemps ont également été observées dans l'étude néerlandaise (Hille Ris Lambers et ter Hofstede, 2009, Lindeboom et al., 2011). Cependant, la différence dans l'étude néerlandaise n'était pas aussi évidente que dans notre étude, où l'effet de saison semble être encore renforcé par l'hiver exceptionnellement froid et la température de l'eau froide qui a suivi au printemps 2010.

Tableau 13. Température moyenne T1 février (d'après la base de données du CIEM).

Année	Température	
	En bas	Surface
2002	6.45	6.45
2003	3.94	3.89
2004	4.62	4.60
2005	5.76	5.74
2006	4.43	4.39
2007	6.64	6.63
2009	3.87	3.85
2010	2.39	2.13

Dans la présente étude, le moment de l'enquête de printemps, début mars, n'a donc pas permis de saisir le moment où la plupart des poissons sont revenus sur la côte en raison de la persistance de températures d'eau plus froides. Cela est illustré par les échantillons de drague ciblant le lançon au début, au milieu et à la fin du mois de mars 2010, qui ont montré une augmentation constante de la présence du lançon tout au long du mois de mars, et à la fin du mois de mars 2010, la présence du lançon avait atteint un niveau comparable à celui des autres enquêtes d'automne et d'avant printemps.

Peu d'études sur les effets des parcs éoliens marins offshore sur les assemblages de poissons et de faune ont utilisé une approche BACI (Lindeboom, et al., 2011), principalement parce qu'un tel plan d'expérience sur le terrain nécessiterait une durée de projet supérieure à celle normalement prévue par les organismes de financement. Dans ce cas, il a été possible de réaliser une étude de référence avant le déploiement du parc éolien et à nouveau sept ans plus tard. Selon (Jensen, 2002), il faut environ cinq ans avant que des communautés fauniques stables soient établies après le déploiement de structures artificielles dures. Comme l'étude d'impact a été réalisée sept ans après le déploiement du parc éolien, on a supposé qu'une communauté stable s'était établie. L'étude sur les effets à court terme du parc éolien offshore au large des côtes néerlandaises n'a montré que des effets mineurs et non significatifs sur les assemblages et les abondances de poissons avant et après le déploiement du parc éolien offshore (Hille Ris Lambers et ter Hofstede, 2009) ; (Lindeboom et al., 2011). La communauté de poissons semblait

encore très dynamique à la fois dans le temps et dans l'espace, ce qui est conforme à la conclusion de Jensen (2002).

La conception BACI de cette étude a permis de comparer les assemblages de poissons avant et après l'introduction du parc éolien offshore Horns Rev 1 dans (Impact) et en dehors (Contrôle) de la zone du parc éolien et, en tant que telle, est une étude unique. En général, l'impact des constructions offshore sur les communautés de poissons de fond mou adjacentes est rare (Rilov et Benayahu, 1998 ; Wilhelmsson, *et al.*, 2006) et les études de Horns Rev sont les premières à inclure les effets à long terme sur les communautés de poissons du déploiement d'un parc éolien offshore à grande échelle.

COMMUNAUTÉ DU POISSON

L'introduction de substrat dur avec le parc éolien offshore Horns Rev sur les bancs de sable caractéristiques du sud de la mer du Nord a entraîné des changements dans l'abondance et la communauté des poissons et dans la diversité des espèces. Les poissons, qui étaient généralement plus abondants dans la zone de contrôle avant la mise en place du parc éolien offshore, ont été redistribués vers une abondance de poissons plus similaire dans la zone d'impact et de contrôle sept ans plus tard. Ce changement dans le schéma de distribution peut être attribué au déploiement du parc éolien offshore, qui a permis d'accroître l'adéquation de cette zone en tant qu'habitat plus diversifié pour les poissons. Les résultats des études acoustiques indiquent en outre qu'il y a eu une différence diurne dans les schémas de distribution des poissons, les poissons étant principalement présents dans la zone d'impact pendant la journée et migrant vers des eaux plus profondes au nord-ouest du site du parc éolien pendant la nuit. Un tel changement diurne dans la distribution spatiale a également été observé en automne pour les gadidés dans un OWF néerlandais (Winter *et al.* 2010), autour des épaves de navires (Karlsen, 2011) et pour les espèces pélagiques qui ont tendance à se déplacer entre les différents récifs et entre une zone récifale et les zones environnantes en fonction, par exemple, de leur capacité d'alimentation et de l'utilisation différentielle du type d'habitat (Bohnsack, 1989). Cela suggère que même si la zone d'impact offre un habitat plus diversifié, les poissons continuent à utiliser des zones situées en dehors du parc éolien, soit en raison des contraintes de taille de la zone du parc, soit parce que les zones adjacentes offrent des services alternatifs (proies, refuge, physique, etc.) qui ne se trouvent pas dans la zone d'impact.

En général, et contrairement à l'hypothèse selon laquelle les parcs éoliens attireraient des espèces de poissons pélagiques et démersaux dans la zone du parc, moins de poissons des différentes espèces ont été capturés dans la zone du parc éolien après son déploiement. Cependant, il était également évident que l'abondance dans la zone de contrôle était également plus faible qu'avant le déploiement, suggérant que des processus à plus grande échelle affectaient la présence de poissons dans cette partie de la mer du Nord. Les populations de poissons pélagiques fluctuent fortement d'année en année, ce qui rend généralement difficile l'examen des impacts à grande échelle sur les populations dans les études d'impact. Toutefois, en se concentrant sur les espèces les plus abondantes dans les études Before ; whiting, on observe un déclin général de ce stock en mer du Nord au cours de la période allant de 2001 à 2010 (figure 40) (CIEM, 2010). Le déclin de l'abondance de cette espèce en mer du Nord est cohérent avec le déclin observé dans notre étude et suggère que les captures plus faibles, au moins pour cette espèce, peuvent être liées à des processus à plus grande échelle au niveau du stock/population.

Outre les tendances à grande échelle dans le temps ou l'espace, les turbines individuelles ont également un effet à petite échelle. Ceci est particulièrement évident avec l'augmentation de la diversité des espèces très proches des turbines. L'augmentation de la diversité est due à la présence de poissons de récif tels que le *cténolabre doré* (*Ctenolabrus rupestris*), la *loquette vivipare* (*Zoarces viviparus*) et le lompe (*Cyclopterus lumpus*). Les effets à petite échelle spatiale des éoliennes ont également été signalés dans d'autres études (Wilhelmsson *et al.*, 2006, Winter *et al.*, 2010, Couperus *et al.*, 2010). L'augmentation significative de la diversité des poissons à proximité des éoliennes peut refléter une diversification des possibilités d'alimentation causée par les épibiotés nouvellement établis (organismes vivant à la surface du fond marin ou attachés à d'autres organismes).

L'importance des changements dans les proies disponibles pour les schémas de distribution des poissons a été soulignée par plusieurs études (Jansson, *et al.*, 1985 ; Buckley et Hueckel, 1985). Les habitats de

l'infauna ont été remplacés par des communautés épibenthiques avec l'introduction de substrat de fond dur après le déploiement du parc éolien offshore Horns Rev 1 (Leonhard et Pedersen, 2006). L'espèce la plus dominante observée était l'amphipode tubicole *Jassa marmorata* sur les monopiles dans la zone sublittorale à la protection contre l'affouillement, tandis que la moule bleue (*Mytilus edulis*) dominait en termes de biomasse dans la zone sublittorale. Les amphipodes et les moules bleues sont connus pour être des proies importantes pour les poissons. Par exemple, les mouettes (*Trisopterus luscus*) capturées autour des éoliennes dans la partie belge du sud de la mer du Nord se nourrissaient de l'amphipode *Jassa herdmani* (Reubens, *et al.*, 2010), tandis que le poisson de récif, *Ctenolabrus rupestris*, se nourrissait de moules bleues (Dahl, *et al.*, 2009). Les gobies sont une source de nourriture précieuse pour plusieurs grands poissons piscivores tels que le cabillaud et le turbot (cabillaud ; Magnhagen, 1998, turbot ; Sparrevohn et Støttrup, 2008). Par conséquent, la quasi-absence de gobies dans cette étude peut expliquer en partie pourquoi aucune augmentation de l'abondance des grandes espèces de poissons n'a été observée dans la zone du parc éolien. Dans d'autres études, il a été démontré que les gobies sont présents en plus grande densité dans les zones où les poissons bleus et les moules étaient abondantes (Jansson, *et al.*, 1985), sur les récifs naturels (Dahl, *et al.*, 2009) et à proximité des fondations des éoliennes (Wilhelmsson, *et al.*, 2006 ; Andersson et Öhman, 2010). L'établissement réussi de moules bleues dans la zone sublittorale sur les turbines du parc éolien offshore Horns Rev 1 devait donc rassembler un grand nombre de gobies, et donc indirectement aussi de plus grands poissons prédateurs. Une hypothèse pourrait être que les conditions hydrographiques qui prévalent dans la zone d'étude ont pu avoir un impact sur leur adéquation à l'habitat. Le parc éolien offshore de Horns Rev est exposé aux vents d'ouest dominants, à des hauteurs de vagues moyennes de 1 à 1,5 m, à des vitesses de courant de 0,7 à 1,5 ms⁻¹ et à un transport de sable d'une magnitude de 500 000 m³ (Leonhard et Pedersen, 2006). Des études sur l'écologie de l'alimentation du turbot ont suggéré que les gobies sont absents des côtes ouvertes exposées aux vagues (Sparrevohn et Støttrup, 2008). L'absence d'une proie importante pour les poissons peut donc expliquer pourquoi aucune augmentation significative de l'abondance des espèces pélagiques et démersales plus grandes n'a été constatée par rapport à la zone de contrôle.

Total Stock Biomass ('0 000 tonnes)

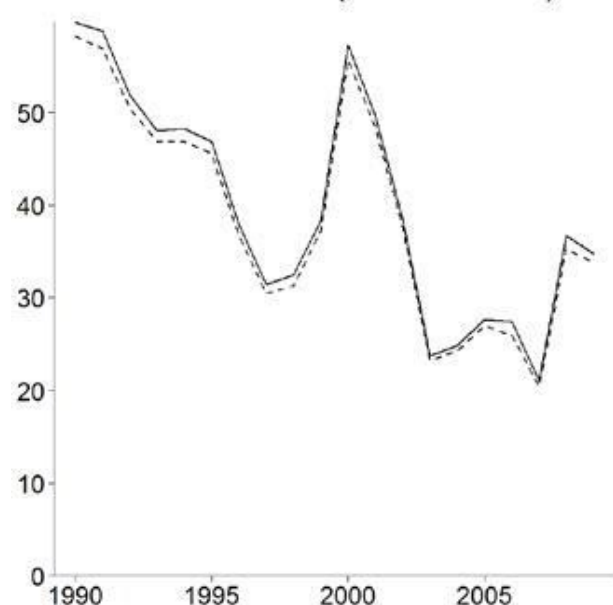


Figure 40. Biomasse du stock de merlan dans les zones CIEM IV et VIII d'après l'évaluation XSA (redessinée à partir de la figure 12.2.2 dans le rapport du groupe de travail sur l'évaluation des stocks démersaux en mer du Nord et dans le Skagerrak (WGNSSK) (CIEM, 2010).

D'autres études sur les effets des constructions offshore ont montré que les grandes espèces prédatrices (par exemple le lieu noir et le cabillaud) se regroupent souvent autour des plateformes pétrolières (Løkkeborg, *et al.*, 2002) (Soldal, *et al.*, 2002), tandis que le cabillaud réside plus longtemps près des turbines d'un parc éolien offshore dans le sud de la mer du Nord, au large de Holland Winter *et al.* (2010). Dans le même parc éolien, Couperus *et al.* (2010) ont présenté des résultats acoustiques qualitatifs indiquant que le maquereau (*Scomber scombrus* et *Trachurus trachurus*) et les concentrations de morue autour des turbines pourraient être beaucoup plus élevées dans les 15 à 20 premiers mètres. Cette petite différence dans l'abondance des poissons a été observée dans un parc éolien de la Baltique où Wilhelmsson *et al.* (2006) ont signalé des concentrations beaucoup plus élevées de gobies dans un rayon de 5 m autour de la turbine. Comme nous l'avons vu précédemment, la raison de l'absence de schéma spatial clair chez les poissons

La distribution par rapport aux structures des éoliennes du parc éolien offshore de Horn Rev, en dehors des poissons de l'habitat récifal, pourrait être le manque de proies appropriées pour les poissons, comme les gobies. Cependant, les informations provenant des études mentionnées ci-dessus indiquent également que l'échelle de distribution des poissons était à une échelle spatiale beaucoup plus petite que celle du filet maillant à mailles multiples utilisé. La longueur de 110 m de ces filets maillants a permis d'intégrer les captures sur cette distance. Le nombre de poissons à proximité des turbines et l'effet d'attraction pourraient bien être sous-estimés et nos résultats doivent donc être considérés comme fournissant des estimations prudentes. Cette opinion est soutenue par les plongeurs qui ont signalé des densités de poissons élevées immédiatement autour des structures du parc éolien offshore Horns Rev 1 (comm. pers. Søren Larsen, Ulrik Westphal, Jens Christensen et Rune Frederiksen).



Maquereau. Photo : Line Reeh.

ASSEMBLAGES DE LANÇONS

Les résultats de l'étude sur le lançon indiquent que la construction de parcs éoliens en mer peut avoir un effet positif sur le lançon dans la zone d'impact à court terme (un an après la construction), mais qu'à plus long terme (7 ans après la construction), aucun effet n'est détectable. Ce résultat est conforme à celui de Lindeboom *et al.* (2011), qui ont réalisé des études sur les effets sur les poissons d'un parc éolien offshore dans la zone côtière néerlandaise, à environ 500 km au sud-ouest de Horns Rev I. Leurs résultats limités concernant le lançon indiquent que la construction de parcs éoliens offshore peut avoir un effet positif sur l'abondance globale du lançon dans la zone d'impact à court terme (un an après la construction).

Lindeboom *et al.* (2011) ont constaté que le *petit lançon* (*Ammodytes tobianus*) et le *petit lançon* (*Ammodytes marinus*) étaient les espèces de poissons dominantes un an après la phase de construction, alors que dans la présente étude, le *grand lançon* (*Hyperoplus lanceolatus*) était le plus fréquemment rencontré. La tendance générale était principalement due au grand lançon, en particulier au *grand lançon* juvénile. Le *petit lançon* et le *petit lançon* sont faiblement représentés dans les échantillons des deux zones après 2002.

L'augmentation de l'abondance du lançon dans la zone d'impact l'année suivant la construction du parc éolien (effet à court terme) était principalement due à une augmentation des lançons juvéniles. Il est possible que cette tendance soit une conséquence de la légère augmentation parallèle de la fréquence des particules de sédiments entre 0,1 et 0,2

mm. De nombreuses études ont montré que le *petit lançon* (*Ammodytes marinus*) a une préférence particulière en ce qui concerne la composition granulométrique (Wright et Bailey, 2000 ; Jensen 2001 ; Holland *et al.* 2005). Toutefois, en septembre 2009 et mars 2010, les rencontres de lançons dans la zone d'impact ont de nouveau ressemblé à celles de la zone témoin, tandis que l'augmentation de la fréquence des particules de sédiments entre 0,1 et 0,2 mm était encore détectable en mars 2010, mais pas en

septembre 2009. La différence de composition des sédiments entre septembre 2009 et mars 2010 peut être attribuée à la dynamique saisonnière des courants et à la fréquence des vents forts. D'autres explications de l'abondance accrue de lançons dans la zone d'impact en 2004 peuvent inclure des changements dans l'abondance des prédateurs, qui ont pu être temporairement réduits pendant la phase de construction. Par exemple, les bruits de battage de pieux sont connus pour déclencher des réactions comportementales et d'évitement chez les poissons, y compris les prédateurs tels que la sole et le cabillaud (Mueller-Blenkle, *et al.*, 2010).

Il a été révélé qu'il faut environ 3 à 5 ans pour que des communautés de poissons stables s'établissent après une perturbation intense des habitats existants ou l'introduction d'un nouvel habitat (Petersen et Malm, 2006 ; Gray, 2006). Cependant, si les impacts sur le lançon sont indirects, par exemple causés par des agrégations de prédateurs en raison d'un effet de récif artificiel (Randall, 1963 ; Davis, *et al.*, 1982), il peut être nécessaire de disposer de plus de temps pour enregistrer les réponses dans les cas où les agrégations de prédateurs ne sont pas discernables, comme c'était le cas pour Horns Rev.

La variation interannuelle de la composition par espèce et par âge et les effets interannuels et diurnes et nocturnes sur la capturabilité étaient frappants. La composition par âge du lançon (juvéniles contre adultes) et la variation interannuelle de la composition des espèces ont indiqué un découplage entre les espèces dans leur dynamique de population, probablement attribuable à des différences dans le temps de frai et les schémas de dispersion des larves. Le *petit lançon* fraie exclusivement en hiver, tandis que le *grand lançon* fraie à la fin de l'été, et le *petit lançon* au printemps et à l'automne (Macer 1966 ; Reay 1970 ; Svetovidov, 1986). Par conséquent, les facteurs déterminant le succès du recrutement d'une espèce peuvent être différents de ceux qui affectent l'autre. Par exemple, le *petit lançon* qui fraie en hiver a probablement des phases larvaires plus longues (O'Connor, *et al.*, 2007), ce qui, en combinaison avec un fort courant côtier du nord, pourrait transporter les larves produites sur Horns Rev vers des zones beaucoup plus au nord. En outre, le manque global de jeunes *lançons* après 2002 indique que cette espèce n'est pas produite localement. Sur la base des débarquements commerciaux, des études antérieures ont indiqué une période d'hivernage du *lançon* qui dure d'août à avril (par exemple, Winslade 1974 ; Wright et Bailly, 2000 ; Høines et Bergstad, 2001).

Les différences de comportement alimentaire entre les espèces peuvent contribuer à la concurrence interspécifique qui affecte les populations de chaque espèce et le niveau trophique. Les données d'analyse de l'estomac de la population de lançons de Horns Rev ont montré que le *petit lançon* et le *petit lançon* ont une condition significativement plus élevée que le *grand lançon* (Warnar, 2011). Toutes les espèces présentaient le schéma d'activité diurne distinct décrit, caractérisé par l'enfouissement nocturne et la recherche de nourriture pendant la journée. Le *petit lançon* et le *petit lançon* sont tous deux planktivores et se nourrissent de plancton de petits crustacés, tandis que le *grand lançon* ne se nourrit de plancton que lorsqu'il est juvénile. Les *grands lançons* adultes, mesurant entre 10 et 15 cm, sont des prédateurs qui se nourrissent d'autres poissons, par exemple des espèces de lançon (Whitehead, *et al.*, 1986).

Les taux de capture globaux de la présente étude sont comparables aux résultats précédents du Dogger Bank (van der Kooij *et al.* 2008). Toutefois, dans la présente étude, les taux de capture diurne du lançon diffèrent sensiblement entre septembre 2009 et mars 2010, ainsi qu'entre début et fin mars 2010, et l'effet jour/nuit détecté en septembre 2009 a révélé qu'environ 2/3 des poissons, indépendamment des espèces, quittaient le sable pendant la journée. Ces résultats suggèrent que la transition entre la période d'hivernage et la période d'alimentation pourrait être plus progressive que ce qu'indiquent les données sur les débarquements commerciaux utilisées dans les études susmentionnées, une certaine activité ayant lieu en mars et en septembre. Des études ont indiqué que la période d'hivernage du lançon est affectée par les fluctuations des proies appropriées du zooplancton et de la température (Winslade 1974 ; van der Kooij *et al.* 2008 ; van Deurs *et al.* 2010) et donc fortement influencée par la variation interannuelle de la durée de l'hiver.

La drague à pétoncles modifiée est conçue pour perturber l'habitat sablonneux, ce qui fait que les lançons fuient le sable et que certains d'entre eux se retrouvent pris dans le sac en filet derrière la

drague. Si les lançons hivernants sont enfouis plus profondément dans les sédiments et/ou sont moins vigilants, et donc réticents à fuir le sable, cela aura un impact négatif sur la capturabilité. Selon les données de température de la base de données du CIEM (tableau 13), le début de l'année 2010 a été exceptionnellement froid. Étant donné que les lançons qui hivernent sont plus difficiles à capturer, les températures exceptionnellement basses (ou le retard de production alimentaire qui en résulte au printemps) peuvent expliquer pourquoi le nombre de lançons capturés en mars 2010 était faible et pourquoi la présence de lançons a augmenté entre le début et la fin du mois de mars.

Comme la qualité des sédiments n'a pratiquement pas été affectée pendant toute la période d'étude, à l'exception de la légère augmentation susmentionnée de la taille des grains entre 1 et 2 mm et de l'élimination de la taille des grains > 4 mm, cela pourrait très bien être la principale raison pour laquelle nous n'avons pas constaté d'effet négatif sur la prévalence globale du lançon. De nombreuses études ont montré que le *petit lançon* a une préférence particulière en ce qui concerne la composition granulométrique (Wright et Baily, 2000 ; Jensen, 2001 ; Holland, *et al.*, 2005). Holland *et al.* (2005) ont conclu qu'une fraction pondérale de 6 % de limon + argile dans les sédiments est la limite supérieure tolérée par le lançon. Wright et Baily (2000) ont constaté que les densités de lançon étaient relativement plus faibles dans les zones où la fraction argile+silt varie de 2 à 10 %. Des études supplémentaires ont également montré qu'il y a des différences minimales dans la préférence pour les sédiments entre les différentes espèces de lançon (Person, *et al.*, 1984 ; Pinto, *et al.*, 1984).

En résumé, les études susmentionnées semblent indiquer que la fraction pondérale de limon + argile dans les sédiments constitue un indicateur fort de la probabilité qu'une zone soit peuplée de lançons. En ce qui concerne la présente étude, la fraction pondérale de limon + argile dans les sédiments ne dépasse pas 1,8 %, et même si la valeur mesurée la plus élevée a été trouvée sur le site d'impact un an après la phase de construction, elle reste bien en dessous de la limite critique de 2 %. On peut donc conclure que la présence du parc éolien n'a pas entraîné de dégradation de l'habitat affectant la population de lançons.

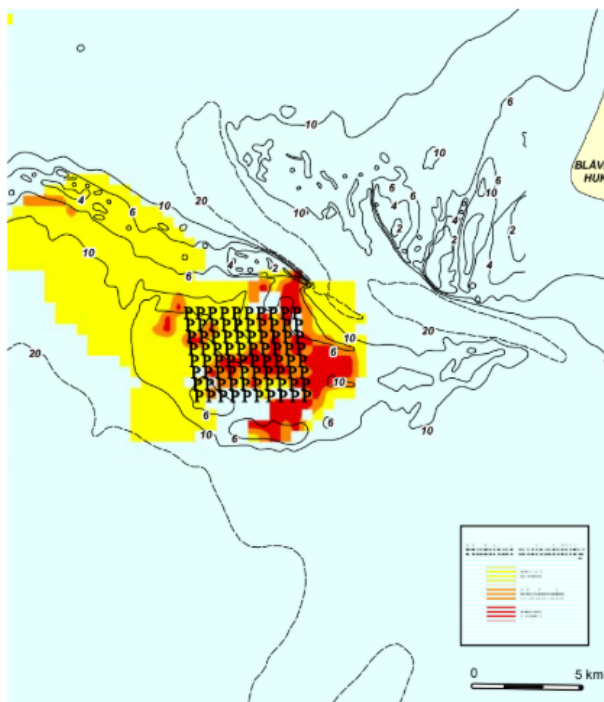


Figure 41. Modélisation de l'adéquation de l'habitat pour le lançon dans la zone de Horns Rev 1 (After (Jensen, *et al.*, 2006)).

Dans la modélisation de l'habitat, les densités de lançons n'ont pas pu être ajustées aux variables environnementales de manière fiable et il n'a pas été possible de développer des modèles utiles basés sur les ensembles de données disponibles. La principale raison pour laquelle il n'a pas été possible de créer des modèles raisonnables est que l'échantillon est très petit et ne couvre qu'une petite fraction des gradients environnementaux importants pour les lançons. Par conséquent, aucune tendance claire dans la distribution des densités n'a été identifiée pour améliorer le modèle élaboré dans le cadre de l'évaluation de l'impact environnemental du parc éolien offshore Horns Rev 2, qui montre une grande aptitude pour les lançons dans une grande partie de la zone Horns Rev 1 (figure 41). Cependant, les résultats des études et des simulations de dérive montrent que la zone du récif de Horns est d'une grande importance en tant que frayère et nurserie de l'*hyperoplus lanceolatus* (le grand lançon) et que la métamorphose des larves a lieu dans cette zone. Cela signifie que le

La population de lançon dans la zone de Horns Reef est plus ou moins indépendante du recrutement des autres zones de frai et constitue une source importante pour le recrutement du lançon dans d'autres zones de la mer du Nord. Selon le modèle, les larves du *petit lançon* (*Ammodytes marinus*) sont

transportées vers le nord le long de la côte du Jutland jusqu'à Skagerak et la côte de Norvège et, contrairement au *grand lançon*, le *petit lançon* n'est pas capable de maintenir une population dans la zone du récif des Cornes sans le recrutement d'autres zones de frai.

Plusieurs auteurs ont fait valoir que les parcs éoliens offshore ont un impact positif potentiel sur l'écosystème local plutôt que d'introduire une menace due aux effets des récifs artificiels et à la fermeture de la pêche commerciale comme dans les zones marines protégées (ZMP) (par exemple, Côté et al. 2001 ; Petersen et Malm 2006 ; Reubens et al. 2010). Un effet positif potentiel des ZMP semble le plus probable en ce qui concerne le lançon qui vit dans le sable, et l'établissement de ZMP a également été suggéré précédemment comme outil de gestion en ce qui concerne les lançons de la mer du Nord (Christensen et al. 2009). Selon les données du système de surveillance des navires (VMS) générées par la zone, la pêche commerciale du lançon en 2009 (figure 42) a eu lieu dans des zones où l'on prévoyait que le lançon serait très approprié à proximité des limites de Horns Rev I, y compris la zone de contrôle. Une augmentation notable de la densité de pêche du lançon s'est produite entre 2003 et 2009, principalement autour de Horns Rev I, bien que l'intensité de la pêche en 2003 puisse être sous-estimée car les données de la VVM n'étaient pas fiables avant 2005. Toutefois, malgré cela, aucun effet positif sur l'abondance du lançon dans la zone d'impact n'a été détecté (voir (Bastardie, *et al.*, 2010) pour plus de détails sur l'utilisation des données VMS). Cela peut s'expliquer par le fait que la zone de référence est située en dehors ou le long de la limite de la zone de pêche plus intensive, ce qui explique pourquoi l'effet de la pêche n'est pas mesurable. Une autre explication peut être que la taille du domaine vital des lançons dans la zone étudiée est considérablement plus grande que la taille du parc éolien (Kramer et Chapman, 1999 ; Engelhard, *et al.*, 2008). La taille du domaine vital du *petit lançon* sur les bancs plus isolés en eau plus profonde, plus au large, est probablement beaucoup plus petite que dans la zone côtière relativement peu profonde où la connectivité des habitats est élevée (Jensen et al., 2011). Nous ne pouvons donc pas exclure la possibilité que, étant donné que le parc éolien est suffisamment grand et situé dans un endroit approprié, il puisse servir de réserve marine.

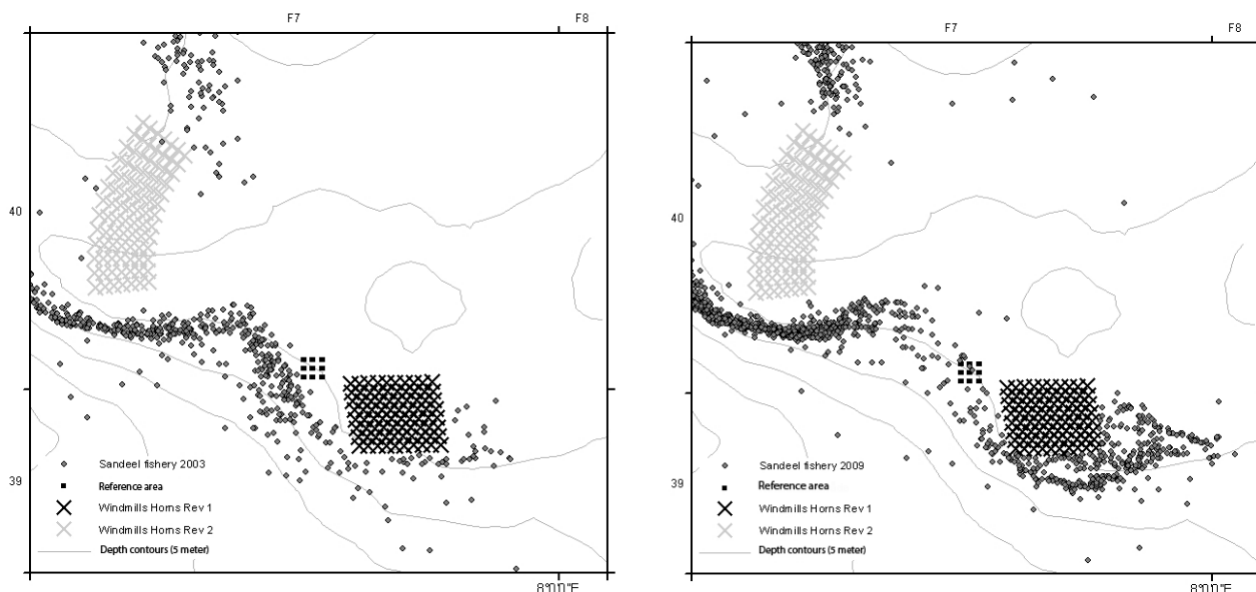


Figure 42. Activité de pêche au lançon en 2003 (a) et 2009 (b). Les points représentent les enregistrements par satellite des navires de pêche au lançon qui se déplacent à une vitesse de 2 à 4 nœuds.

En outre, on ne peut pas exclure que la fermeture de zones qui auraient autrement été pêchées puisse fournir des sites de frai non perturbés, qui à leur tour pourraient apporter des avantages (c'est-à-dire des effets de réserve) aux populations de lançon au-delà de l'échelle locale grâce à la dérive des larves sur de longues distances (en particulier pour le *grand lançon*, qui fraie pendant l'été lorsque la pêche a lieu).

La directive-cadre "Stratégie pour le milieu marin" de l'UE (MSFD) vise à atteindre un "bon état écologique" (GES) pour les mers européennes d'ici 2020. La MSFD se concentre sur 11 descripteurs qualitatifs, dont au moins quatre ont un rapport direct ou indirect avec les lançons ou leurs habitats et sont sensibles aux emplacements inappropriés des parcs éoliens. En outre, la politique maritime de l'UE

Cabillaud et hareng.



préconise une approche écosystémique de la planification intégrée des activités maritimes, qui vise une croissance durable des activités maritimes tout en garantissant que ces activités se développent d'une manière qui ne menace pas la santé des écosystèmes marins. Étant donné le rythme et l'ampleur croissants du développement des parcs éoliens en mer du Nord, les méthodes et les résultats de cette étude peuvent contribuer à une prise de décision éclairée concernant les impacts à court et à long terme liés au développement des parcs éoliens offshore en mer du Nord.

LES EFFETS CUMULATIFS

Aucune espèce protégée ou vulnérable n'a été enregistrée dans le Horns Rev et, selon les informations actuelles obtenues par les études, ces espèces ne sont pas susceptibles d'être présentes dans la région. En outre, aucun effet négatif n'a été observé pour aucune des espèces rencontrées et il n'y a donc aucune attente d'effets négatifs du parc éolien offshore Horns Rev I ou d'autres parcs éoliens offshore existants (Horns Rev II) ou prévus dans la zone du récif des Cornes.

Cependant, on s'attend à un effet cumulatif en termes de nombre et de recrutement de poissons d'habitat récifal (ROC) potentiels dans les zones où il y a plus de parcs éoliens. Ces poissons sont plus abondants dans la zone des parcs éoliens existants et même avec la présence de nouvelles espèces qui n'avaient pas été enregistrées auparavant au Horns Rev. Le développement d'un nombre accru de parcs éoliens fournirait également un habitat à un plus grand nombre de ROC et les nouveaux parcs pourraient en outre servir de réceptacle pour les stades de vie plus petits des parcs éoliens existants et l'effet cumulatif pourrait donc être une augmentation du recrutement de ces espèces dans la zone.

Les expériences des études post-construction concernant les effets du développement des parcs éoliens offshore sur les communautés de poissons sont cependant rares ou presque inexistantes, raison pour laquelle aucune tentative n'a été faite pour impliquer une évaluation appropriée de la viabilité des populations (PVA) afin d'évaluer les effets de l'augmentation de l'habitat approprié pour certaines espèces de ROC. Il est recommandé d'utiliser les EVP pour le développement de parcs éoliens en mer dans l'évaluation des effets cumulatifs sur les populations vulnérables (Williams, 2005).

Pour les poissons plats, aucun effet sur l'abondance n'a été démontré avec le déploiement d'un parc éolien offshore (présente étude ; Lindeboom et al., 2011, Hille Ris Lambers et ter Hofstede, 2009) (Hille Ris Lambers et ter Hofstede, 2009). Les concentrations observées de poissons plats n'ont pas été suffisamment élevées pour rencontrer des mécanismes dépendant de la densité (présente étude ; Lindeboom et al., 2011). Le déploiement des effets cumulatifs d'un plus grand nombre de parcs éoliens offshore ne devrait donc pas influencer l'abondance ou la distribution des poissons plats.

Il a été démontré que les espèces de gadidés (*cabillaud*, *merlan*) ont une grande affinité pour la structure verticale, en particulier dans les eaux profondes (Hille Ris Lambers et ter Hofstede, 2009 ; Løkkeborg et al., 2002). Le déploiement de nouvelles fermes en eaux plus profondes peut donc fournir un habitat à des gadidés plus grands, contrairement à l'actuel parc éolien offshore Horns Rev, où une augmentation de l'abondance des poissons a été indiquée avec l'augmentation de la profondeur. L'effet cumulatif de

l'introduction de structures verticales dans les eaux plus profondes peut être une agrégation de plus grands gadidés dans cette zone.

Il n'est pas certain que ces parcs éoliens offshore fonctionneront comme des AMP (zones marines protégées), car la taille de ces AMP pourrait ne pas être suffisante pour les espèces hautement migratoires ayant une si large distribution. Il pourrait en être de même pour les lançons qui ont une large aire de dispersion larvaire, en particulier le *petit lançon* (Christensen, et al., 2009). Dans cette étude, la taille d'une ZMP devrait être d'une magnitude d'un rectangle CIEM de la mer du Nord (environ 56 x 65 km) pour avoir un impact positif pour cette espèce. Cependant, pour les le *grand lançon* qui fraie dans les zones côtières, présente un schéma de dérive larvaire localisé et dont la période de frai coïncide avec la pêche, cette espèce pourrait profiter davantage de la présence des parcs éoliens offshore prévus et des effets de l'exclusion des pêcheries.



Turbine Vestas Horns Rev I

Conclusions

Le modèle BACI (Before-After-Control-Impact) a été utilisé pour la première fois pour une étude des effets à long terme des parcs éoliens offshore sur les communautés de poissons. Sur la base de ce concept, il a été possible de comparer les assemblages de poissons avant et après la construction et à l'intérieur (Impact) et à l'extérieur (Contrôle) de la zone du parc éolien offshore Horns Rev.

L'introduction de substrat dur sous forme de blocs et de fondations de turbines dans l'habitat des bancs de sable caractéristiques du sud de la mer du Nord a entraîné des changements mineurs perceptibles dans la communauté des poissons et la diversité des espèces et n'a affecté que temporairement l'assemblage local de fond mou des espèces de lançon. Un changement temporaire et léger de la texture des sédiments peu après le déploiement du parc éolien, augmentant la taille des grains, bien que sur le site de contrôle et d'impact, s'est avéré bénéfique pour la population de lançons à l'intérieur de la zone du parc éolien. Sept ans plus tard, aucun changement n'a pu être détecté dans la population de lançons.

La variabilité spatiale et temporelle des communautés de poissons était très élevée, reflétant l'effet significatif des changements des variables environnementales telles que la température et les régimes actuels.

Les communautés de poissons dans la zone de Horns Reef ont montré une variation saisonnière significative, la richesse et l'abondance des espèces étant faibles au printemps par rapport à l'automne. L'hiver 2009-2010, exceptionnellement froid, a particulièrement affecté les communautés de poissons, tant dans la zone du parc éolien que dans la zone témoin. En général, l'abondance des poissons et la richesse des espèces semblent augmenter avec la profondeur, ce qui augmente l'importance des structures de turbines déployées à de plus grandes profondeurs comme zones de refuge pour les poissons.

L'agrégation et l'introduction de poissons d'habitat particulièrement récifal ont augmenté la biodiversité à proximité de chaque éolienne ; ils ont peut-être été attirés par le parc éolien en raison de la possibilité accrue de se nourrir d'épifaune.

La quasi-absence de gobies, une proie importante pour les poissons, est suggérée comme une explication de l'absence d'augmentation significative de l'abondance des poissons démersaux et pélagiques par rapport à la zone de contrôle.

On considère que l'augmentation des possibilités d'alimentation fournies par l'épifaune benthique développée sur le substrat dur introduit a redistribué les assemblages de poissons d'une distribution plus uniforme à une distribution plus inégale dans la zone.

Les effets cumulatifs d'un plus grand nombre de parcs éoliens dans la région pourraient être une augmentation du recrutement des poissons des habitats récifaux. L'effet cumulatif de l'introduction de structures verticales dans les eaux plus profondes peut être une agrégation de plus grands gadidés dans cette zone.

La présente étude indique que les parcs éoliens ne représentent ni une menace ni un avantage direct pour le lançon dans les zones côtières dominées par le *grand lançon*. L'exclusion des pêcheries dans la zone des parcs éoliens et l'effet cumulatif d'un plus grand nombre de parcs éoliens ressemblant à des zones marines protégées (ZMP) pourraient être bénéfiques pour le recrutement du *grand lançon* en raison de la réhabilitation des fonds marins chalutés. Toutefois, aucun effet de la pêche n'a été détecté dans cette étude en raison de l'emplacement du site de contrôle qui n'a pas été intensivement chalutier, ni avant ni après l'établissement du parc éolien offshore Horns Rev I.

6 Références

- Almany, G.R. 2004. Effets différentiels de la complexité de l'habitat, des prédateurs et des concurrents sur l'abondance des poissons juvéniles et adultes des récifs coralliens. *Oecologia*. 2004, Vol. 141, 1, pp. 105-113.
- Ambrose, R.F. et Anderson, T.W. 1990. Influence du récif artificiel sur la communauté infaunique environnante. *Mar. Biol.* 1990, 107, pp. 41-52.
- Anderson, M. et Miller, R. 2004. Variation spatiale et effets de l'habitat sur les assemblages de poissons des récifs tempérés dans le nord-est de la Nouvelle-Zélande. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 2004, Vol. 305, 2, pp. 191-221.
- Anderson, M.H. et Öhman, M.C. 2010. Assemblages de poissons et de sessiles associés à la construction d'éoliennes en mer Baltique. *Mar. Freshw. Res.* 2010, 61, pp. 642-650.
- Arena, P.T. ; Jordan, L.K.B et Spieler, R.E. 2007. Assemblages de poissons sur des navires coulés et des récifs naturels dans le sud-est de la Floride, États-Unis. *Hydrobiologia*. 2007, 580, pp. 157-171.
- Bastardie, F. ; Nielsen, R.J. ; Ulrich, C. ; Egekvist, J. ; Degel, H. 2010. Cartographie détaillée de l'effort de pêche et des débarquements en couplant les journaux de bord avec la géolocalisation des navires enregistrée par satellite. *Effort de pêche*. 2010, Vol. 106, pp. 41-53.
- Bergstad, O. A. ; Hoines, A.S. et Kruger-Johnsen, E.M. 2001. Temps de frai, âge et taille à la maturité, et fécondité du lançon, *Ammodytes marinus*, dans le nord-est de la mer du Nord et dans les eaux côtières non pêchées au large de la Norvège. *Ressources aquatiques vivantes*. 2001, 14, p. 293-301.
- Bertrand, A. ; Gutiérrez, M. ; Gerlotto, P. ; Espinoza, P. ; Bertrand, S. ; Ledesma, J. ; Quesquén, R. ; Alza, L. 2005. Comment l'adéquation des poissons habitat façonne-t-elle l'organisation spatiale 3D des échelles d'anchois en arc de cercle ? *CIEM CM/U:10*. 2005.
- Bohnsack, J.A. 1989. Les fortes densités de poissons sur les récifs artificiels sont-elles le résultat d'une limitation de l'habitat ou d'une préférence comportementale. *Bull. Mar. Sci.* 1989, 44, pp. 631-645.
- Boulcott, P. et Wright, P.J. 2008. Critical timing for reproductive allocation in a capital breeder : Preuve de la présence de lançons. *Biologie aquatique*. 2008, 3, pp. 31-40.
- Brickhill, M.J. ; Lee, S.Y. et Connolly, R.M. 2005. Poissons associés aux récifs articulés : Attribuer des changements à l'attraction ou à la production en utilisant de nouvelles approches. *J.Fish.Biol.* 2005, 67, pp. 53-71.
- Brostrom, G. 2008. Sur l'influence des grands parcs éoliens sur la circulation océanique supérieure. *Journal of Marine Systems*. 2008, Vol. 74, 1-2, pp. 585-591.
- Buckley, R., & Hueckel, G. 1985. Processus biologiques et développement écologique sur un récif artificiel à Puget Sound, Washington. *Bull. Mar. Sci.*, vol. 37, p. 50-69.
- Cappo, M. ; Deáth, G. et Speare, P. 2007. Communautés de vertébrés interrécifaux du parc marin de la Grande Barrière de Corail déterminées par des stations vidéo sous-marines éloignées et appâtées. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2007, 350, pp. 209-221.
- Chabanet, P. ; Ralambondrainy, H. ; Amanieu, M. ; Faure, G. ; Galzin, R. 1997. Relations entre les substrats des récifs coralliens et les poissons. *Récifs coralliens*. 1997, 16, s. 93-102.
- Christensen, A. ; Daewel, U. ; Jensen, H. ; Mosegaard, H. ; St John, M. ; Schrum, C. 2007. Hydrodynamic backtracking of fish larvae by individual-based modelling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2007, 347, p. 221-232.
- Christensen, A. ; Jensen, H. ; Mosegaard, H. ; St John, M. ; Schrum, C. 2008. Modèles de transport larvaire du lançon (*Ammodytes marinus*) en mer du Nord à partir d'un modèle hydrodynamique individuel des œufs et des larves. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2008, 65, pp. 1498-1511.

- Christensen, A. ; Mosegaard, H. et Jensen, H. 2009. Spatially resolved fish population analysis for designing MPAs : influence on inside and neighbouring habitats. *Journal des sciences marines du CIEM : Journal du Conseil*. 2009, Vol. 66, 1, pp. 56-63.
- Clarke, K. et Warwick, R. 1994. Similarity-based testing for community pattern : La disposition à deux voies sans réplication. *Mar. Biol.* 1994, 118, pp. 167-176.
- Clarke, K.R. et Warwick, R.M. 2001. *L'évolution des communautés marines : une approche de la statistique l'analyse et l'interprétation. (2ème édition)*. Plymouth : PRIMER-E, 2001.
- Coleman, M. A. et Connell, S.D. 2001. Effets hebdomadaires d'Epibiota sur l'abondance des poissons associés aux pieux des quais dans le port de Sydney. *Biologie environnementale des poissons*. 2001, Vol. 61, 3, pp. 231-239.
- Conway, D.V.P. ; Coombs, S.H., et Smith, C. 1997. Distribution verticale des œufs et des larves de poisson dans la mer d'Irlande et le sud de la mer du Nord. *CIEM J. Mar. Sci.* 1997, 54, pp. 136-147.
- Cote, I.M. ; Mosqueira, I. et Reynolds, J.D. 2001. Effets des caractéristiques des réserves marines sur la protection des populations de poissons : une méta-analyse. *Journal of Fish biology*. 2001, 59, pp. 178-189.
- Couperus, B. ; Winter, E. ; van Keeken, O. ; van Kooten, T. ; Tribuhl, S. ; Burggraaf, D. 2010. *Utilisation d'un sonar à haute résolution pour l'observation des poissons à proximité des turbines (DIDSON) -We@Sea 2007-002*. s.l. : IMARES Wageningen UR, 2010. pp. 1-29. C138/10 .
- Dahl, K., C. Stenberg, S. Lundsteen, J. Støttrup, P. Dolmer et O.S. Tendal. 2009. *Écologie de Læsø Trindel - Un récif touché par l'extraction de blocs rocheux*. Rapport technique n° 757 du NERI, Institut national de recherche environnementale, Université d'Aarhus, 1-48 .
- Davis, N. ; Vanblaricom, G.R. et Dayton, P.K. 1982. Man-Made Structures on Marine-Sediments - Effects on Adjacent Benthic Communities. *Biologie marine*. 1982, 70, p. 295-303.
- Dick, S. ; Mueller-Navarra, H.H. ; Klein, H. ; Komo, H. ; Kleine, E. 2001 *The operational circulation model of BSH (BSHcmod) - model description and validation* . Hanovre : Agence fédérale maritime et hydrographique, Hambourg (Allemagne) ; Agence fédérale maritime et hydrographique, Rostock (Allemagne), 2001.
- DONG ; Vattenfall ; l'Autorité danoise de l'énergie ; l'Agence danoise pour la forêt et la nature 2006. *Danish Offshore Wind*. s.l. : DONG Energy, vattenfall, l'Autorité danoise de l'énergie & l'Agence danoise des forêts et de la nature, 2006.
- Eigaard, O.R. ; Støttrup, J.G. et Hovgård, H. 2000. *Udvikling af standard garnserie til brug i bestandsanalyse af flad- og rundfisk i marine lavandede områder*. s.l. : DFU-Rapport nr. 78-00. Danmarks Fiskeriundersøgelser, 2000. DFU-Rapport nr. 78-00.
- Elsamprojekt. 2000. *Havmøller Horns Rev. Vurderinger af Virkninger på Miljøet*. s.l. : Elsamprojekt, 2000. s. 1-187.
- Energistyrelsen. 2011. *Stor-skala havmølleparker i Danmark. Mise à jour du site web de l'agence de presse. Avril 2011*. Copenhague : Energistyrelsen, 2011.
- Engelhard, G.H. ; van der Kooij, J. ; Bell, E.D. ; Pinnegar, J.K. ; Blanchard, J.L. ; Mackinson, S. ; Righton, D.A. 2008. Mortalité par la pêche contre prédation naturelle sur les lançons à migration diurne *Ammodytes marinus*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 2008, 369, pp. 213-277.
- Fernandez, T.D. ; Wright, P.J. ; Heubeck, M. ; Harris, M.P. ; Mavor, R.A. ; Wanless, S. 2005. Les modèles régionaux de réussite de la reproduction du kitiwake *Rissa tridactyla* sont liés à la variabilité du recrutement du lançon. *Mar. Ecol. Ser.* 2005, 300, pp. 201-211.

- Fernandez, T.V. ; D'Anna, G. ; Badalamenti, F. ; Perez-Ruzafa, A. 2008. La connectivité des habitats comme facteur affectant les assemblages de poissons dans les récifs tempérés. *Biologie aquatique*. 2008, Vol. 1, 3, pp. 239-248.
- Fosså, J. H. 1991. The Ecology of the 2-Spot Goby (*Gobiusculus-Flavescens* Fabricius) - the Potential for Cod Enhancement. *Aspects de l'écologie et de la gestion de la mariculture extensive*. 1991, 192, p. 147-155.
- Franklin, J. 2009. *Cartographie de la répartition des espèces : inférence et prédiction spatiales*. Cambridge : Cambridge University Press, 2009.
- Frederiksen, M. ; Wright, P.J. ; Heubeck, M. ; Harris, M.P. ; Mavor, R.A. ; Wanless, S. 2005. Les tendances régionales du succès de reproduction de la mouette tridactyle *Rissa tridactyla* sont liées à la variabilité du recrutement du lançon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2005, 300, pp. 201-211.
- Fréon, P., Gerlotto, f. et Soria, M. 1996. Diel variability of school structure with special reference to transitions periods. *CIEM J. Mar. Sci.* 1996, pp. 459-464.
- Furness, R.W. 1990. Une évaluation préliminaire des quantités de lançon des Shetland prises par les oiseaux de mer, les mers, les poissons prédateurs et la pêche industrielle en 1981. *IBIS*. 1990, 132, p. 205-217.
- Furness, R.W. 2002. Implications en matière de gestion des interactions entre la pêche et les oiseaux de mer et les phoques dépendant du lançon en mer du Nord. *CIEM J. Mar. Sci.* 2002, 59, pp. 261-269.
- Gill, A.B. ; Gloyne-Phillips, I. ; Neal, K.J. ; Kimber, J.A. 2005. *Champs électromagnétiques. Revue. Les effets potentiels des champs électromagnétiques générés par les câbles électriques sous-marins associés au développement des parcs éoliens offshore sur les organismes marins sensibles aux champs électriques et magnétiques - une revue*. Université de Cranfield ; Centre for Marine and Coastal Studies Ltd. s.l. : COWRIE, 2005. pp. 1-89.
- Gray, J.S. 2006. Minimiser les impacts environnementaux d'une construction majeure : la liaison Øresund. *Évaluation et gestion intégrées de l'environnement*. 2006, Vol. 2, 2, pp. 196-199.
- Guisan, A. et Zimmermann, N.E. 2000. Modèles prédictifs de distribution des habitats en écologie. *Modélisation écologique*. 2000, 135, pp. 147-186.
- Hain, J.H.W. ; Ellis, S.L. ; Kenney, R.D. ; Clapham, P.J. ; Gray, B.K. ; Weinrich, M.T. ; Babb, I.G. 1995. Apparemment, les baleines à bosse se nourrissent sur le fond du banc de Stellwagen. *Mar. Mamm. Sci.* 1995, 11, pp. 464-479.
- Harris, M.P. et Wanless, S. 1991. L'importance du lançon nain *Ammodytes marinus* dans le régime alimentaire de la phalacrocorax aristotelis. *Ornis Scand.* 1991, 22, pp. 375-382.
- Hastie, T.J. et Pregibon. 1992. Modèles linéaires généralisés. J.M. Chambers et T.J. Hastie. *Modèles statistiques dans S*. Boca Raton, FL. Chapman and Hall/CRS Press, 1992.
- Hille Ris Lambers, R. et ter Hofstede, R. 2009. *Les effets du parc éolien du MEP NSW sur les poissons : Progress Report 2007*. s.l. : Dans le rapport intérimaire sur les poissons démersaux : IMARES Institut des ressources marines et des études écosystémiques, 2009.
- Hoffmann, E. ; Astrup, J. ; Larsen, F. ; Munch-Petersen, S. 2000. *Effects of marine windfarm on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns rev area*. s.l. : Danish Institute for Fisheries Research, Department of Marine Fisheries. Elsamprojec A/S, 2000. pp. 1-42.
- Høines, Å. S. et Bergstad, O. A. 2001. Densité des lançons hivernants dans le sable enregistrée par les captures à la benne. *Poissons. Res.* 2001, 49, pp. 295-301.

- Holland, G.J. ; Greenstreet, S.P.R. ; Gibb, I.M. ; Fraser, H.M. ; Robertson, M.R. 2005. Identifying sandeel *Ammodytes marinus* sediment habitat preferences in the marine environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2005, 303, pp. 269-282.
- Hvidt, C.B. ; Leonhard, S.B. ; Klausstrup, M. ; Pedersen, J. 2006. *Surveillance hydroacoustique des communautés de poissons dans les parcs éoliens offshore. Rapport annuel du parc éolien offshore Horns Rev.* s.l. : Bio/consult as. Vattenfall, 2006. pp. 1-54.
- CIEM. 2008. Manuel pour le Baltic International Acoustic Survey (BIAS). Addendum 2 : Manuel du WGBIFS BIAS 2008. Version 0.80. 2008. pp. 1-27, Groupe de travail sur l'enquête internationale sur les poissons de la Baltique (WGBIFS).
- CIEM. 2010. Rapport du groupe de travail sur l'évaluation des stocks démersaux en mer du Nord et dans le Skagerrak (WGNSSK). 2010, ICES CM 2010/ACOM:13.
- Jansson, B.O., Aneer, G. et Nellbring, S. 1985. Distribution spatiale et temporelle de la faune piscicole démersale dans un archipel de la Baltique, telle qu'elle a été estimée par le recensement de SCUBA. *Série sur les progrès de l'écologie marine.* 1985, Vol. 23, 1, pp. 31-43.
- Jensen, A. 2002. Les récifs artificiels en Europe : Perspective et avenir. *CIEM J. Mar. Sci.* 2002, 59 (Suppl.), p. 3-13.
- Jensen, B. ; Klausstrup, M. et Skov, H. 2006. *Rapport d'EIE. Fish Horns Rev 2 Offshore Wind Farm.* s.l. : Bio/consulter en tant que. Energy E2 (Dong), 2006. pp. 1-68.
- Jensen, H. 2001. *Dynamique du peuplement du lançon Ammodytes marinus en mer du Nord.* s.l. : Université d'Aberdeen, 2001. Thèse.
- Jensen, H. ; Rindorf, A. ; Wright, P.J. ; Mosegaard, H. 2011. Inférer la localisation et l'ampleur du mélange entre les zones d'habitat du petit lançon grâce aux informations provenant de la pêche. *CIEM J. Mar. Sci.* 2011, Vol. 68, 1, pp. 43-51.
- Jensen, H. ; Kristensen, P.S. et Hoffmann, E. 2003. *Lançons et palourdes (Spisula sp.) dans la zone des éoliennes de Horns Rev.* s.l. : Techwise, 2003.
- Jensen, H. ; Kristensen, P.S. ; Hoffmann, E. 2004. *Lançons dans le parc d'éoliennes de Horns Rev.* s.l. : Institut danois de recherche sur la pêche. Elsam, 2004. pp. 1-26.
- Jensen, H. ; Wright, P. et Munk, P. 2003. Vertical distribution of pre-settled sandeel (*Ammodytes marinus*) in the North Sea in relation to size and environmental variables. *CIEM J. Mar. Sci.* 2003, 60, pp. 1342-1351.
- Karlsen, J. 2011. Hot on the tail of hefty Atlantic cod : une étude interdisciplinaire sur le comportement des épaves de navires en mer du Nord. Doctorat, Université d'Aarhus.
- Kramer, D.L. et Chapman, M.R. 1999. Implications de la taille du domaine vital des poissons et de la relocalisation pour la fonction de réserve marine. *Biologie environnementale des poissons.* 1999, 55, pp. 65-79.
- Krog, C. 1993. *Fiskeri og Havmiljø (en danois).* København : GAD, 1993. ISBN : 87-12-02042-7.
- Kunzlik, P.A. ; Gauld, J. A. et Hutcheon, J. R. 1986. Résultats préliminaires du projet de marquage du lançon Scottis. *ICES CM 1986/G:7.* 1986, pp. 1-6.
- Kvist, T. ; Gislason, H. et Thyregod, P. 2001. Sources de variation dans la composition par âge des débarquements de lançons. *CIEM J. Mar. Sci.* 2001, 58, pp. 842-851.
- Langhammer, O. et Wilhelmsson, D. 2009. Colonisation des poissons et des crabes des fondations de l'énergie des vagues et les effets des trous manufacturés - Une expérience de terrain. *Mar. Rés. env.* 2009, 68, pp. 151-157.

- Leitao, F. ; Santos, M.N. ; Erzini, K. ; Monteiro, C.C. 2008. Assemblages de poissons et colonisation rapide après l'agrandissement d'un récif artificiel au large des côtes de l'Algarve (sud du Portugal). *Mar. Ecol.* 2008, Suppl. 4, pp. 435-448.
- Leonhard, S.B. et Pedersen, J. 2006. *Communautés benthiques à Horns Rev. avant, pendant et après la construction du parc éolien offshore de Horns Rev. Rapport final 2005*. s.l. : Vattenfall, 2006. pp. 1-187.
- Leonhard, S.B. ; Hvidt, C.B. ; Klausstrup, M. ; Pedersen, J. 2006. *Surveillance hydroacoustique des communautés de poissons sur les fondations des éoliennes offshore. Parc éolien offshore de Nysted à Rødsand*. s.l. : DONG Energy, 2006. pp. 1-65.
- Lindeboom, H.J. ; Kouwenhoven, H.J. ; Bergman, M.J.N. ; Bouma, S. ; Brasseur, S. ; Daan, R. ; Fijn, R.C. ; de Haan, D. ; Dirksen, S. ; van Hal, R. ; Lambers, R.H.R. ; ter Hofstede, R. ; Krijgsveld, K.L. ; Leopold, M. ; Scheidat, M. 2011. Effets écologiques à court terme d'un parc éolien offshore dans la zone côtière néerlandaise ; une compilation. *Environ. Res. Lett.* 2011, 6, s. 1-13.
- Løkkeborg, S. ; Humborstad, O.B. ; Jørgensen, T. ; Soldal, A.V. 2002. Variations spatio-temporelles des taux de capture au filet maillant à proximité des plateformes pétrolières de la mer du Nord. *CIEM J. Mar. Sci.* 2002, 59, pp. 294-299.
- Maar, M. ; Bolding, K. ; Petersen, J.K. ; Hansen, J.L.S. ; Timmermann, K. 2009. Effets locaux des moules bleues autour des fondations des turbines dans un modèle d'écosystème du parc éolien offshore de Nysted, Danemark. *J. Sea Res.* 2009, Årg. 62, 2-3, s. 159-174.
- Macer, C. T. 1965. La distribution des larves de lançons (Ammodytidae) dans le sud de la mer du Nord. *J. Mar. Biol. Ass. ROYAUME-UNI*. 1965, 45, p. 187-207.
- Macer, C. T. 1966. Le lançon (Ammodytidae) dans le sud-ouest de la mer du Nord, sa biologie et sa pêche. *Poissons. Investir. Lond. Ser. 2*. 1966, 24, pp. 1-55.
- Mackinson, S. ; Turner, K. ; Righton, D. ; Metcalfe, J.D. 2005. Using acoustics to investigate changes in efficiency of a sandeel dredge. *Recherche sur la pêche*. 2005, 71, s. 357-363.
- Magnhagen, C. 1998. Alternative reproductive tactics and courtship in the common goby. . *Journal of Fish Biology*. 1998, Vol. 53, 1, pp. 130-137.
- Mann, K.H. et Lazier, J.R.N. 1991. Fronts dans les eaux côtières dans la dynamique des écosystèmes marins. . K.H. Mann et J.R.N Lazier. *Interactions biophysiques dans les océans*. Boston : Blackwell, 1991, pp. 213-254.
- Martin, C.J.B. et Lowe, G. 2010. Structure d'assemblage de poissons sur les plateformes pétrolières offshore du plateau San OPedro en Californie du Sud. *Dynamique, gestion et science des écosystèmes des pêches marines et côtières*. 2010, 2, pp. 180-194.
- Mueller -Blenkle, C. ; McGregor, P.K. ; Gill, A.B. ; Andersson, M.H. ; Metcalfe, J. ; Bendall, V. ; Sigray, P. ; Wood, D. ; Thomsen, F. 2010. *Effects of Pile-driving Noise on the Behaviour of Marine Fish*. s.l. : COWRIE, 2010. Rapport technique du 31 mars 2010. Fish 06-08 / Cefas Ref : C3371.
- Nedwell, J. et Howell, D. 2004. *A review of offshore windfarm related underwater noise sources*. s.l. : COWRIE, 2004. pp. 1-57. Rapport n° 544 R 0308.
- O'Connor, M.I. ; Bruno, J.F. ; Gaines, S.D. ; Halpern, B.S. ; Lester, S.E. ; Kinlan, B.P. ; Weiss, J.M. 2007. Contrôle de la température de la dispersion des larves et implications pour l'écologie, l'évolution et la conservation marines. *Actes de l'Académie nationale des sciences des États-Unis d'Amérique*. 2007, Vol. 104, pp. 1266-1271.

- Page, H.M. ; Dugan, J.E. ; Schroeder, D.M. ; Nishimoto, M.M ; Love, M.S ; Hoesterey, J.C. 2007. Liens trophiques et état d'un poisson de récif tempéré : Comparaisons entre les plates-formes pétrolières offshore et les habitats naturels des récifs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2007, 344, pp. 245-256.
- Person, G.J. ; Woodruff, D.L. et Sugarman, P.C. 1984. The burrowing behavior of sand lance. *Ammodytes hexapterus* : Effets des sédiments contaminés par le pétrole. *Recherche sur l'environnement marin*. 1984, vol. 11, 1, p. 17-32.
- Petersen, J.K. et Malm, T. 2006. Offshore Windmill Farms. Menaces ou possibilités pour l'environnement marin. *Journal of the Human Environment*. 2006, Vol. 35, 2, pp. 75-80.
- Pinto, J.M. ; Pearson, E.H. et Anderson, J.W. 1984. Sediment preferences and oil contamination in the Pacific sand lance *Ammodytes hexapterus*. *Mar. Biol.* 1984, Vol. 83, 2, pp. 193-204.
- Popp, K. M. 1994. Tobis ou pas tobis. Et vigtigt spørgsmål for dansk fiskeri. *Fisk og Hav*. 1994, 45, pp. 27-34.
- Proctor, R. ; Wricht, P.J. et Everitt, A. 1998. Modélisation du transport des larves de lançon sur le plateau continental nord-ouest de l'Europe. *Poissons. Oceanogr.* 1998, 7, pp. 347-354.
- Randall, J. E. 1963. Une analyse des populations de poissons sur les récifs artificiels et naturels des îles Vierges. *Caribbean Journal of Science*. 1963, 3, p. 31-47.
- Reay, P. J. 1970. Synopse des données biologiques sur les lançons de l'Atlantique Nord du genre *Ammodytes* (*A. tobianus*, *A. dubius*, *A. americanus* et *A. marinus*). *Poissons. Synopsis*. 1970, 82.
- Reay, P. J. 1986. *Ammodytidae*. P.J.P. Whitehead, et al. *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean*. s.l. : UNESCO, 1986, Vol. 2, pp. 945-950.
- Reay, P. J. 1973. Quelques aspects de la biologie du lançon *Ammodytes tobianus* L. dans le port de Langstone. Hampshire. *J. Mar. Biol. Assoc. Royaume-Uni* 1973, Vol. 53, 2, pp. 325-342.
- Reay, P. J. 1970. Synopsis des données biologiques sur les lançons de l'Atlantique Nord du genre *Ammodytes*. *Synopsis des pêches FAO*. 1970, 82.
- Reeves, S.A. 1994. Variation saisonnière et annuelle de la capturabilité du lançon aux Shetland. *CIEM C.M.D.* 1994, 19.
- Reubens, J.T. ; Dagraer, S. et Vinex, M. 2010. Aggregaion and feeding behaviour of pouting (*Trisopterus luscus*) at wind turbine in the Belgian part of the North Sea. *Recherche sur la pêche*. 2010, Vol. 108, 1, pp. 223-227.
- Rilov, G. et Benayahu, Y. 1998. Structures artificielles verticales comme habitat alternatif pour les poissons des récifs coralliens dans les environnements perturbés. *Recherche sur l'environnement marin*. 1998, 45, pp. 431-451.
- Robards, M.D. ; Piatt, J.F. et Rose, G.A. Maturation, fécondité et frai intertidal du lançon du Pacifique dans le nord du golfe d'Alaska. *J. Fish. Biol.* 54, pp. 1050-1068.
- Robinson, C.J. et Gómez-Gutiérrez, J. 2005. Dynamique du front de marée et agrégations de sardines du Pacifique à Bahia Magdalena, côte sud-ouest de la Basse Californie, Mexique. *ICES CM 2005/U:25*. 2005.
- Rogers, S. ; Casini, M. ; Cury, P. ; Heath, M. ; Irigoien, X. ; Kuosa, H. ; Scheidat, M. ; Skov, H. ; Stergiou, K. ; Trenkel, V. ; Wikner, J. ; Yunev, O. 2010. *Rapport du groupe de travail 4 de la directive-cadre "Stratégie pour le milieu marin"*. *Food Webs*. Commission européenne, CIEM. s.l. : (Ed.) Piha, H., 2010. pp. 1-55, Rapports scientifiques et techniques du CCR. EUR 24343 FR - 2010.

- SAS. 1996. *Le système SAS pour Windows, version 6.12*. Cary NC : SAS Institute Inc. 1996.
- Smith, E.P. ; Orvos, D.R. et Cairns, J. 1993. Impact Assessment Using the before-after-Control-Impact (Baci) Model - Concerns and Comments. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*. 1993, Vol. 50, 3, pp. 627-637.
- Sldal, A.V. ; Svellingen, I. ; Jørgensen, T. ; Løkkeborg, S. 2002. Rigs-to-reefs en mer du Nord : quantification hydroacoustique des poissons à proximité d'une plate-forme "semi-froide". *CIEM J. Mar. Sci.* 2002, 59, pp. 281-287.
- Sparrevoorn, C. R. et Støttrup, J. G. 2008. Diet, abundance, and distribution as indices of turbot (*Psetta maxima* L.) release habitat suitability. *Sciences halieutiques (revues)*. 2008, Vol. 16, 1-3, pp. 338-347.
- Stenberg, C. ; Christoffersen, M.O. ; Krog, C. ; Patrizio, M. ; Dolmer, P. 2010. Les parcs éoliens en mer et leur potentiel pour la conchyliculture et le repeuplement. *CIEM C.M.* 2010, Vols. Réunion du Conseil du CIEM, 2010, Nantes, France.
- Svetovidov, A.N. 1986. *Poissons de l'Atlantique du Nord-Est et de la Méditerranée vol. 2, Gadidae*. P.J.P. Whitehead. 1986.
- Le projet R pour le calcul statistique*. Anonyme. s.l. : <http://www.r-project.org>.
- van der Kooij, J. 2008. Les effets des facteurs environnementaux sur la distribution et l'abondance diurne du lançon sur le banc de Dogger. *J. Sea Res.* 2008, 60, pp. 201-209.
- van Deurs, M. ; Christensen, A. ; Frisk, C. ; Mosegaard, H. 2010. Stratégie d'hivernage des écotypes de lançon dans une perspective de compromis énergie/prédation. *J. Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2010, 416, pp. 201-214.
- Wanless, S. ; Harris, M.P. ; Redman, P. ; Speakman, J.R. 2005. La faible valeur énergétique des poissons comme cause probable d'un échec majeur de la reproduction des oiseaux de mer en mer du Nord. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2005, 294, pp. 1-8.
- Warnar, T. 2011. *Une étude multidisciplinaire des espèces de lançon coexistant sur le récif Horns*. s.l. : Université d'Aarhus Copenhague, DTU Aqua, 2011. Master de thèse.
- Wheeler, A. 1969. *Les poissons des îles britanniques et du nord-ouest de l'Europe*. Londres, Melbourne et Toronto : Macmillan, 1969. pp. 1-163.
- Whitehead, P. J.P. ; Bauchot, M. L. ; Hureau, J. C. ; Nielsen, J. ; Tortonese (Eds.), E. 1986. *Poissons de l'Atlantique du Nord-Est et de la Méditerranée. Vol. 3*, Paris : UNESCO, 1986.
- Whitehead, P.J. ; Bauchot, M.L. ; Hureau, J.C. ; Nielsen, J. ; Tortonese, E. 1986. *Poissons de l'Atlantique du Nord-Est et de la Méditerranée*. Paris : UNESCO, 1986. Vol. 2. ISBN 92-3-002308-6..
- Wilhelmsson, D. ; Malm, T. et Öhman, M.C. 2006. L'influence de l'énergie éolienne offshore sur les poissons démersaux. *CIEM J. Mar.Sci.* 2006, 63, pp. 775-784.
- Wilhelmsson, D. ; Yahya, S. et Ohman, M. 2006. Effects of high relief structure on cold temperate fish assemblages : Une expérience de terrain. *Mar. Biol. Res.* 2006, 2, pp. 136-147.
- Williams, K. 2005. *Guidance. Effets cumulatifs des parcs éoliens. Version 2*. s.l. : Scottish Natural Heritage, 2005.
- Winslade, P. 1974a. Études comportementales sur le petit lançon *Ammodytes marinus* (Raitt). I. L'effet de la disponibilité de la nourriture sur l'activité et le rôle de l'olfaction dans la détection de la nourriture. *J- Poissons. Biol.* 1974a, 6, pp. 565-576.
- Winslade, P. 1974c. Études comportementales sur le petit lançon *Ammodytes marinus* (Raitt). I. L'effet de la température sur l'activité et le contrôle environnemental du cycle annuel d'activité. *J. Les poissons. Biol.* 1974c, 6, pp. 587-599.

- Winslade, P. 1974b. Études comportementales sur le petit lançon *Ammodytes marinus* (Raitt). II. L'effet de l'intensité lumineuse sur l'activité. *J. Poissons. Biol.* 1974b, 6, pp. 577-586.
- Winter, H.V. ; Aarts, G. og van Keeken, O.A. 2010. *Temps de résidence et comportement des soles et des cabillauds dans le parc éolien offshore d'Egmond aan Zee (OWEZ)*. IJmuiden, NL : NoordzeeWind, IMARES Wageningen UR, 2010.
- Wood, S. N. 2006. *Generalized Additive Models : An Introduction with R*. London : Chapman and Hall, 2006.
- Wood, S.N. et Augustin, N.H. 2002. MAGs avec sélection de modèles intégrés utilisant des splines de régression pénalisées et applications à la modélisation environnementale. *Modélisation écologique*. 2002, 157, p. 157-177.
- Wright, P. J. ; Jensen, H. et Tuck, I. 2000. L'influence du type de sédiment sur la répartition du lançon, *Ammodytes marinus*. *J. Sea Res.* 2000, Vol. 44, 3-4, pp. 243-256.
- Wright, P.J. et Bailey, M.C. 1996. Timing of hatching in *Ammodytes marinus* from Shetland waters and its significance to early growth and survivorship. *Mar. Biol.* 1996, 126, p. 143-152.

Annexes

ANNEXE I

Annexe I. Liste des espèces.

		2001	2002	2003	2003	2004	2004	2005	2005	2009	2010	
Nom scientifique	Nom commun	Automne	Printemps	Printemps	Automne	Printemps	Automne	Printemps	Automne	Automne	Printemps	Obs.
<i>Agonus cataphractus</i>	Hooknose	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Ammodytes marinus</i>	Petit lançon								x			
<i>Ammodytes tobianus</i>	Petit lançon					x			x			
<i>Ammodytidae</i>	Lançons	x	x			x	x	x	x	x		x
<i>Amoglossus laterna</i>	Poisson scalpel de la Méditerranée								x			
<i>Buglossidium luteum</i>	Solenette								x			
<i>Callionymus lyra</i>	Dragonet	x	x		x		x		x	x		x
<i>Callionymus maculatus</i>	Dragonnette tachetée									x		
<i>Callionymus sp.</i>	Dragonet	x								x		
<i>Clupea harengus</i>	Hareng de l'Atlantique		x							x	x	
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Goldsinny wrasse				x		x		x	x		x
<i>Cyclopterus lumpus</i>	Lumpsucker					x					x	x
<i>Entelurus aequoreus</i>	Serpent à pipe								x			
<i>Gadus morhua</i>	Cabillaud de l'Atlantique	x	x		x		x		x	x	x	x
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinoche à trois épines										x	
<i>Gobiidae indet.</i>	Gobies non identifiés									x		
<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Plie américaine		x							x		
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Grand lançon								x			
<i>Labrus bergylta</i>	Ballan wrasse						x					x
<i>Lépidorhombus whiffiagonis</i>	Megrim									x		
<i>Limanda limanda</i>	Dab	x	x						x	x	x	
<i>Merlangius merlangus</i>	Merlan	x	x		x				x	x		x
<i>Microstomus kitt</i>	Limande sole		x							x		
<i>Mullus surmuletus</i>	Surmullet				x				x			x
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Chabot à bec court	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pholis gunellus</i>	Canon à roche	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Platichthys flesus</i>	Flets européens	x	x							x		
<i>Pleuronectes platessa</i>	Plie européenne	x	x						x	x	x	
<i>Pollachius virens</i>	Saithe				x	x	x		x	x		x
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Gobie des sables				x		x	x	x			x
<i>Pomatoschistus pictus</i>	Gobie peint						x					x
<i>Psetta maxima</i>	Turbot	x								x		
<i>Salmo trutta</i>	Truite de mer										x	
<i>Scomber scombrus</i>	Maquereau de l'Atlantique						x			x		x
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Brill								x	x		
<i>Solea solea</i>	Sole commune	x	x							x		
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprat européen		x				x			x	x	x
<i>Symphodus melops</i>	Lèche-bottes				x				x			x
<i>Syngnathus rostellatus</i>	Le poisson-pipe de Nilsson								x			
<i>Syngnathus typhle</i>	Poisson-pipe à large nez						x					x
<i>Taurulus bubalis</i>	Tête de taureau à longues épines					x	x	x				x
<i>Trachurus trachurus</i>	Chinchard de l'Atlantique	x			x				x	x		x
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	Grondin de baignoire								x	x		
<i>Trisopterus luscus</i>	Bouder		x		x		x		x	x		x
<i>Zoarces viviparus</i>	Eelpout			x	x	x				x		x
Nombre total d'espèces		14	16	3	14	9	16	5	24	28	11	22

ANNEXE II

Annexe II. Captures au chalut. 18-09-2009, 15-16 HEURES.

			Number		Weight (g)		Mean length (cm)	
Group	Common name	Scientific name	Impact	Control	Impact	Control	Impact	Control
Fish								
	Herring	<i>Clupea harengus</i>	40		16			
	Great sandeel	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>		1		12		33
	Dab	<i>Limanda limanda</i>	1	5	145	5	50	9.4
	Whiting	<i>Merlangius merlangius</i>		1		15		25
	Sand goby	<i>Pomatoschistus minutus</i>	1		1		10	
	Pipefish	<i>Syngnathus spp.</i>	1	5	1	6	30	22.2
	Total		43	12	163	38		
Invertebrates								
	Squids	<i>Coleoidea</i>	3	11	1	6		
	Brown shrimp	<i>Crangon crangon</i>	20	50	22	58		
	Total		23	61	23	64		

ANNEXE III

Annexe III. Espèces attribuées à des groupes en fonction de leur habitat écologique. Ces groupes sont les suivants : pélagique (PEL), démersal (DEM), démersal fouisseur (DEB) et récif (ROC).

Espèces	latin	groupe
Nez de crochet	<i>Agonus cataphractus</i>	DEM
Lançon	<i>Ammodytes tobianus</i>	DEB
Lançon	<i>Ammodytidae</i>	DEB
Poisson scalpel de la Méditerranée	<i>Arnoglossus laterna</i>	DEB
Solenette	<i>Buglossidium luteum</i>	DEB
Lyre Dragonnet	<i>Callionymus lyra</i>	DEM
Dragonnet tacheté	<i>Callionymus maculatus</i>	DEM
Dragonnet	<i>Callionymus spp.</i>	DEM
Crevettes	<i>Caridea</i>	DEM
Hareng	<i>Clupea harengus</i>	PEL
Goldsinny Wrasse	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	ROC
Lumpsucker	<i>Cyclopterus lumpus</i>	ROC
Cabillaud	<i>Gadus morhua</i>	DEM
Epinoche à trois épines	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	DEM
Gobies	<i>Gobiidae</i>	DEM
Plie américaine	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	DEB
Une plus grande sécurité	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	DEB
Cardine franche	<i>Lépidorhombus whiffiagonis</i>	DEB
Dab	<i>Limanda limanda</i>	DEB
Merlan	<i>Merlangius merlangius</i>	DEM
Limande sole	<i>Microstomus kitt</i>	DEB
Sculpin	<i>Myxocephalus spp.</i>	ROC
Canon à roche	<i>Pholis gunnellus</i>	ROC
Flets	<i>Platichthys flesus</i>	DEB
Plie	<i>Pleuronectes platessa</i>	DEB
Saithe	<i>Pollachius virens</i>	DEM
Goby	<i>Pomatoschistus minutus</i>	DEM
Turbot	<i>Psetta maxima</i>	DEB
Truite de mer	<i>Salmo trutta</i>	PEL
Maquereau	<i>Scomber scombrus</i>	PEL
Brill	<i>Scophthalmus rhombus</i>	DEB
Requin-taupe bleu	<i>Scyliorhinus canicula</i>	DEM
Sole de Douvres	<i>Solea solea</i>	DEB
Sprat	<i>Sprattus sprattus</i>	PEL
Maquereau	<i>Trachurus trachurus</i>	DEM
Bouder	<i>Trisopterus luscus</i>	ROC
Grondin jaune	<i>Grondin jaune</i>	DEM
Zostère vivipare	<i>Zoarces viviparus</i>	ROC

Annexe IV. Taux de capture standardisés moyens (moyenne) par filet maillant avec écart type (sd)

Enquête de l'automne 2001

Year:		SS						S8						95						Impact					
2001		far		midt		near		far		midt		near		far		midt		near		far		midt		near	
Species (DK) [Latin]		mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd
American plaice (Håising)][Hippoglossoides platessoides]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Brill (Slæthvarre)][Scophthalmus rhombus]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cardine franche (Glashtarve)][Lepidorhombus whiffiagonis]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cod (Torsk)][Gadus morhua]		0.13	0.25	-	-	-	-	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	0.17	0.29	0.33	0.58	-	-	0.67	0.58
Dab (Ising)][Limanda limanda]		0.88	0.63	1.25	1.32	0.50	0.41	0.50	0.71	0.25	0.29	1.00	0.41	1.33	0.29	0.83	1.04	0.50	-	5.67	3.21	3.67	2.89	4.67	2.08
Dover sole (Tunge)][Solea solea]		0.75	0.87	-	-	-	0.13	0.25	0.38	0.25	0.38	0.48	0.38	0.67	0.76	-	-	0.33	0.29	0.33	0.58	0.33	0.58	0.33	0.58
Dragonnet (Fløjfisk (uspec))][Callionymus spp.]		0.13	0.25	-	-	-	-	0.25	0.50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dragonnet lyre (Fløjfisk (str))][Callionymus lyr.]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.17	0.29	-	-	-	-	-	-	-	-	0.33	0.58
Dragonnet tachté (Fløjfisk (pi))][Callionymus maculatus]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Flounder (Skrubbe)][Platichthys flesus]		0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	0.25	-	-	0.17	0.29	-	-	-	-	-	-	-	-
Gobies (Kuttling)][Gobiidae]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Goldsinny Wrasse (Havkarudse)][Ctenolabrus rupestris]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Herring (Sil)][Clupea harengus]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hook-nose (Ulk-panserulk)][Agonus cataphractus]		0.50	0.58	0.13	0.25	0.25	0.29	0.13	0.25	-	-	0.38	0.48	1.00	1.32	0.17	0.29	0.67	0.58	1.67	2.08	3.33	2.31	1.67	1.53
Horse mackerel (Heimestakrel)][Trachurus trachurus]		-	-	-	-	-	-	0.13	0.25	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lemon sole (Røddtunge)][Microstomus kitt]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lumpsucker (Stenbidder)][Cyclopterus lumpus]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mackerel (Makrel)][Scomber scombrus]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Plaice (Rødspætte)][Pleuronectes platessa]		0.13	0.25	0.13	0.25	0.50	0.58	0.50	0.41	0.38	0.48	-	-	-	-	-	0.67	0.29	2.00	1.00	2.00	1.73	1.67	1.53	
Pouting (Skæg torsk)][Trisopterus luscus]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rock gunnel (Tangspræl)][Ipholis gunnellus]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.17	0.29	-	-	-	-	0.33	0.58	-	-	-	-
Saithe (Sej)][Pollachius virens]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sand eel (Tobis)][Ammodytidae]		0.38	0.48	-	-	0.13	0.25	0.88	1.44	1.25	1.55	0.75	0.96	0.17	0.29	0.17	0.29	-	-	-	-	0.67	0.58	1.00	1.00
Sculpin (Ulk)][Myoxocephalus spp.]		-	-	-	-	-	-	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.33	0.58	-	-
Sea trout (Ørred)][Salmo trutta]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sprat (Brisling)][Sprattus sprattus]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Three-spined stickleback (Hundestejle 3p)][Gasterosteus aculeatus]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Turbot (Pighvarre)][Psetta maxima]		-	-	-	-	0.13	0.25	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.67	0.58	0.33	0.58	-	-
Viviparous eelpout (Ålekvabbe)][Zoarcis viviparus]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Whiting (Hvilling)][Merlangius merlangus]		3.00	1.58	3.13	2.66	2.25	0.87	5.38	2.53	3.88	0.75	4.63	1.75	3.67	3.40	3.50	4.36	2.67	1.26	39.33	34.02	15.67	8.33	28.33	11.85
Yellow gurnard (Krunthane rød))][Yellow gurnard]		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Enquête du printemps 2002

Year:		\$5						\$8						\$95						Impact					
2002		far		mid		near		far		mid		near		far		mid		near		far		mid		near	
Species (DK) [Latin]		mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd
American plaice	(Håsing)][<i>Hippoglossoides platessoides</i>]	-	-	0.25	0.29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Brill	(Sleithvarre)][<i>Scophthalmus rhombus</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cardine franche	(Glashvarre)][<i>Lepidiorhombus whiffiagonis</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cod	(Torsk)][<i>Gadus morhua</i>]	-	-	0.13	0.25	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.25	0.50	-	-	-	-	0.50	0.71
Dab	(Ising)][<i>Limanda limanda</i>]	4.00	3.19	2.00	0.91	1.63	1.25	3.00	0.41	2.88	2.02	3.75	2.33	2.63	1.44	1.75	0.96	1.88	0.63	26.50	9.19	29.50	17.68	21.00	7.07
Dover sole	(Tunge)][<i>Solea solea</i>]	0.25	0.50	0.13	0.25	0.25	0.29	-	-	0.25	0.29	0.50	0.71	-	-	0.25	0.50	0.25	0.29	1.50	2.12	1.50	0.71	2.00	2.83
Dragonnet	(Fløjfisk (uspec))][<i>Callionymus spp.</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dragonnet lyre	(Fløjfisk (str))][<i>Callionymus lyra</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.50	0.71	0.50	0.71
Dragonnet tachtet	(Fløjfisk (pl))][<i>Callionymus maculatus</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Flounder	(Skrubbe)][<i>Platichthys flesus</i>]	0.25	0.29	0.13	0.25	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	0.25	0.50	0.71	1.00	1.41	-	-	-	-
Gobies	(Kutling)][<i>Gobiidae</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Goldsinny Wrasse	(Havkarudse)][<i>Ctenolabrus rupestris</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Herring	(Sil'd)][<i>Clupea harengus</i>]	0.13	0.25	0.13	0.25	-	-	0.13	0.25	-	-	-	-	0.13	0.25	0.63	1.25	0.13	0.25	-	-	0.50	0.71	-	-
Hook-nose	(Ulik-pansenulk)][<i>Agonus cataphractus</i>]	0.50	1.00	0.25	0.50	0.13	0.25	0.13	0.25	0.13	0.25	0.25	0.50	0.50	0.71	0.25	0.29	0.88	0.85	5.00	1.41	4.50	2.12	4.00	2.83
Horse mackerel	(Hestemakrel)][<i>Trachurus trachurus</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lemon sole	(Rødtunge)][<i>Microstomus kitt</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.50	0.71
Lumpsucker	(Stenbider)][<i>Cyclopterus lumpus</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mackerel	(Makrel)][<i>Scomber scombrus</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Plaice	(Rødspætte)][<i>Pleuronectes platessa</i>]	0.13	0.25	-	-	0.50	0.71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.25	0.29	1.00	1.41	-	-	1.00	-
Rothing	(Skægtorsk)][<i>Trisopterus luscus</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rock gunnel	(Tangspræl)][<i>Pholis gunnellus</i>]	0.13	0.25	0.13	0.25	-	-	-	-	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Saithe	(Sej)][<i>Pollachius virens</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sand eel	(Tobis)][<i>Ammodytes</i>]	3.25	4.56	4.00	5.48	3.75	1.55	11.00	13.08	10.63	14.27	17.38	23.43	9.75	9.60	19.13	32.95	29.38	52.44	25.00	24.04	28.00	29.70	23.00	11.31
Sculpin	(Ulk)][<i>Myoxocephalus spp.</i>]	-	-	-	-	0.13	0.25	-	-	0.13	0.25	0.13	0.25	-	-	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-
Sea trout	(Ørred)][<i>Salmo trutta</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sprat	(Brisling)][<i>Sprattus sprattus</i>]	0.13	0.25	-	-	0.13	0.25	0.13	0.25	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Three-spined stickleback	(Hundestejle 3p)][<i>Gasterosteus aculeatus</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Turbot	(Pighvarre)][<i>Psetta maxima</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Viviparous eelpout	(Ålekvaabe)][<i>Zoarces viviparus</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Whiting	(Hvilling)][<i>Merlangius merlangius</i>]	0.63	0.95	1.25	1.50	1.13	1.11	0.50	0.41	1.00	1.22	0.88	0.25	0.38	0.25	0.38	0.48	0.25	0.50	-	-	1.00	-	2.50	2.12
Yellow gurnard	(Knurhane (red))][<i>Yellow gurnard</i>]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Enquête de l'automne 2009

Year:	55										58										95										Impact														
2009	far					midst					near					far					midst					near					far					midst					near				
Species [DK] [Latin]	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd	mean	sd							
American plaice (Hålsing)][Hippoglossoides platessoides]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.25	0.50	-	-	0.25	0.50	0.25	0.50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.10	0.22	-	-	0.10	0.22					
Brill (Slethvarre)][Scophthalmus rhombus]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.05	0.11						
Cardine franche (Glashvarre)][Lepidorhombus whiffiagonis]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.10	0.22						
Cod (Torsk)][Gadus morhua]	0.10	0.22	0.30	0.45	0.30	0.45	-	-	-	-	0.75	0.65	1.00	0.41	0.13	0.25	0.25	0.29	0.81	1.14	0.40	0.89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Dab (Ising)][Limanda limanda]	2.55	2.36	0.90	0.55	2.05	1.23	1.06	0.83	0.25	0.20	0.75	0.74	2.06	1.94	1.19	1.21	1.69	1.97	-	-	2.30	2.64	3.25	2.27	2.00	0.59	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Dover sole (Tunge)][Solea solea]	-	-	-	0.05	0.11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Dragonnet (Fløjfisk (uspec))][Callionymus spp.]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	0.25	-	-	-	-	0.40	0.89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Dragonnet lyre (Fløjfisk (str))][Callionymus lyra]	-	-	-	-	-	0.10	0.22	0.25	0.50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Dragonnet tachtet (Fløjfisk (pl))][Callionymus maculatus]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.10	0.22					
Flounder (Skrubbe)][Platichthys flesus]	-	-	-	-	-	0.05	0.11	-	-	-	-	-	-	-	0.06	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.05	0.11	-	-	-	-					
Gobies (Kutling)][Gobiidae]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.40	0.89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Goldsinny Wrasse (Havkarudse)][Ctenolabrus rupestris]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	2.13	2.84	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Herring (Sild)][Clupea harengus]	0.30	0.67	0.40	0.89	0.60	0.89	-	-	-	-	0.75	1.50	0.25	0.29	0.31	0.47	0.25	0.50	0.06	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Hook-nose (Ulk-panserul)][Agonus cataphractus]	0.20	0.45	0.20	0.45	-	-	-	-	-	0.25	0.50	0.25	0.50	-	0.38	0.75	-	-	-	0.25	0.29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Horse mackerel (Hestemakrel)][Trachurus trachurus]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.25	0.50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Lemon sole (Rødtinge)][Microstomus kitt]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.05	0.11	-	-	-	-					
Lumpsucker (Stenbider)][Cyclopterus lumpus]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-					
Mackerel (Makrel)][Scomber scombrus]	0.10	0.22	0.20	0.45	0.40	0.89	-	-	-	0.19	0.24	0.13	0.25	-	-	-	-	-	0.13	0.25	0.10	0.22	0.25	0.35	0.25	0.35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Plaice (Rødsparte)][Pleuronectes platessa]	0.20	0.45	0.20	0.45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.10	0.22				
Pouting (Skægtorsk)][Trisopterus luscus]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.63	1.25	-	-	-	-	-	0.38	0.75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Rock gunnel (Tangspræl)][Pholis gunnellus]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.25	0.50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Saithe (Sej)][Pollachius virens]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Sand eel (Tobis)][Ammodytidae]	0.80	1.10	1.00	1.73	0.60	0.89	8.31	7.02	4.25	3.86	6.13	6.36	1.00	2.00	0.50	0.58	0.50	0.58	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.20	0.45			
Sculpin (Ulk)][Myoxocephalus spp.]	0.20	0.45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Sea trout (Ørred)][Salmo trutta]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Sprat (Brisling)][Sprattus sprattus]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Three-spined stickleback(Hundestejle 3p)][Gasterosteus aculeatus]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.06	0.13	-	-	-	-	-	0.06	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Turbot (Pighvarre)][Psetta maxima]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.06	0.13	-	-	0.06	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Viviparous eelpout (Ålekvabbe)][Zoarcus viviparus]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	0.25	-	-	-	-	-	0.13	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Whiting (Hvilling)][Merlangius merlangius]	1.10	1.29	0.90	1.52	0.50	0.71	0.50	0.71	0.63	0.95	1.50	1.08	6.13	6.70	2.50	2.55	2.75	3.33	0.80	1.30	1.30	0.57	1.20	1.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Yellow gurnard (Knurthane (røt))][Yellow gurnard]	0.10	0.22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				

Enquête du printemps 2010

[illegible]

ANNEXE V

Annexe V. Minimum (min), maximum (max), moyenne (moyenne), écart-type (std) et nombre d'observations (N standardisé) sur la longueur totale (cm) des enquêtes (année) et la zone.

Avant

année	domaine	espèces	latin	DK	min (cm)	max (cm)	signifie (cm)	std	N standard
2001	Contrôle	Cabillaud	Gadus morhua	Torsk	14.0	15.0	14.3	1.08	6
		Dab	Limanda limanda	Ising	14.0	26.0	20.8	1.39	84
		Sole de Douvres	Solea solea	Tunge	19.0	22.0	20.3	1.11	6
		Lyre Dragonnet	Callionymus lyra	Fløjfisk (str)	10.0	10.0	10.0	1.00	2
		Nez de crochet	Agonus cataphractus	Ulk-panserulk	10.0	16.0	13.6	1.35	40
		Poisson scalpel de la Méditerranée	Arnoglossus laterna	Tunghvarre	9.0	16.0	11.4	1.64	8
		Plie	Pleuronectes platessa	Rødspætte	10.0	34.0	14.2	2.23	34
		Canon à roche	Pholis gunnellus	Tangspræl	16.0	16.0	16.0	1.00	2
		Langon	Ammodytidae	Tobis	12.0	17.0	14.7	1.35	10
		Sculpin	Myoxocephalus spp.	Ulk	15.0	15.0	15.0	1.00	2
		Solenette	Buglossidium luteum	Glastunge	8.0	8.0	8.0	1.00	2
		Turbot	Psetta maxima	Pighvarre	31.0	36.0	33.3	1.11	6
		Merlan	Merlangius merlangius	Hvilling	8.0	22.0	13.4	2.30	500
	Impact	Cabillaud	Gadus morhua	Torsk	10.0	16.0	12.4	1.40	6
		Dab	Limanda limanda	Ising	14.0	27.0	21.7	1.45	102
		Sole de Douvres	Solea solea	Tunge	18.0	33.0	20.7	1.40	44
		Dragonnet	Callionymus spp.	Fløjfisk (uspec)	7.0	9.0	8.0	1.19	6
		Lyre Dragonnet	Callionymus lyra	Fløjfisk (str)	7.0	7.0	7.0	1.00	2
		Flets	Platichthys flesus	Skrubbe	29.0	38.0	33.1	1.21	6
		Goby	Pomatoschistus minutus	Kutling-sand	1.0	1.0	1.0	1.00	0
		Nez de crochet	Agonus cataphractus	Ulk-panserulk	11.0	15.0	12.8	1.38	44
		Maquereau	Trachurus trachurus	Hestemakrel	6.0	6.0	6.0	1.00	4
		Poisson scalpel de la Méditerranée	Arnoglossus laterna	Tunghvarre	10.0	10.0	10.0	1.00	2
		Plie	Pleuronectes platessa	Rødspætte	9.0	27.0	13.3	1.88	34
		Canon à roche	Pholis gunnellus	Tangspræl	13.0	13.0	13.0	1.00	2
		Langon	Ammodytidae	Tobis	5.0	18.0	13.4	1.81	58
		Sculpin	Myoxocephalus spp.	Ulk	20.0	20.0	20.0	1.00	2
		Requin-taupe bleu	Scyliorhinus canicula	Rødhaj (småplet)	51.0	51.0	51.0	1.00	2
		Solenette	Buglossidium luteum	Glastunge	9.0	9.0	9.0	1.00	2
		Sprat	Sprattus sprattus	Brisling	1.0	1.0	1.0	1.00	0
		Turbot	Psetta maxima	Pighvarre	36.0	36.0	36.0	1.00	4
		Merlan	Merlangius merlangius	Hvilling	9.0	25.0	13.2	2.44	474
2002	Contrôle	Cabillaud	Gadus morhua	Torsk	17.0	17.0	17.0	1.00	2
		Dab	Limanda limanda	Ising	10.0	29.0	19.9	2.17	308
		Sole de Douvres	Solea solea	Tunge	8.0	35.0	17.5	2.55	20
		Lyre Dragonnet	Callionymus lyra	Fløjfisk (str)	6.0	8.0	6.9	1.33	4
		Flets	Platichthys flesus	Skrubbe	31.0	37.0	34.9	1.23	6
		Hareng	Clupea harengus	Sild	19.0	19.0	19.0	1.00	2
		Nez de crochet	Agonus cataphractus	Ulk-panserulk	8.0	16.0	12.8	1.52	54
		Limande sole	Microstomus kitt	Rødtunge	8.0	8.0	8.0	1.00	2
		Plie	Pleuronectes platessa	Rødspætte	10.0	28.0	20.2	1.96	8
		Langon	Ammodytidae	Tobis	12.0	19.0	14.7	1.80	304
		Merlan	Merlangius merlangius	Hvilling	12.0	29.0	16.2	1.52	14
	Impact		Hippoglossoides platessoide	Håising	12.0	12.0	12.0	1.00	2
		Plie américaine	Hippoglossoides platessoide	Håising	10.0	19.0	13.8	1.90	4
		Cabillaud	Gadus morhua	Torsk	14.0	22.0	17.0	1.31	8
		Dab	Limanda limanda	Ising	9.0	29.0	21.9	2.12	372
		Sole de Douvres	Solea solea	Tunge	8.0	26.0	14.1	2.24	28
		Flets	Platichthys flesus	Skrubbe	19.0	38.0	30.0	1.46	10
		Hareng	Clupea harengus	Sild	7.0	23.0	11.9	1.89	20
		Nez de crochet	Agonus cataphractus	Ulk-panserulk	11.0	15.0	13.2	1.36	48
		Plie	Pleuronectes platessa	Rødspætte	7.0	26.0	11.6	2.06	14
		Bouder	Trisopterus luscus	Skægtorsk	23.0	23.0	23.0	1.00	2
		Canon à roche	Pholis gunnellus	Tangspræl	12.0	17.0	14.8	1.30	6
		Langon	Ammodytidae	Tobis	5.0	26.0	14.8	3.86	1724
		Sculpin	Myoxocephalus spp.	Ulk	13.0	20.0	17.7	1.43	8
		Sprat	Sprattus sprattus	Brisling	8.0	11.0	9.4	1.21	8
		Merlan	Merlangius merlangius	Hvilling	9.0	26.0	13.8	1.91	102

Après

année	domaine	espèces	latin	DK	min (cm)	max (cm)	signifie (cm)	std	N standard
2009	Contrôle	Plie américaine	Hippoglossoides platessoide	Håising	13.5	13.5	13.5	1.00	1
		Brill	Scophthalmus rhombus	Slethvarre	22.5	24.5	23.5	1.04	1
		Cardine franche	Lepidorhombus whiffiagoni	Glashvarre	11.5	11.5	11.5	1.00	1
		Cabillaud	Gadus morhua	Torsk	16.5	16.5	16.5	1.00	4
		Dab	Limanda limanda	Ising	12.0	30.0	21.9	1.28	71
		Dragonnet	Callionymus spp.	Fløjfisk (uspec)	12.0	12.0	12.0	1.00	2
		Dragonnet tacheté	Callionymus maculatus	Fløjfisk (pl)	16.0	16.0	16.0	1.00	1
		Flets	Platichthys flesus	Skrubbe	33.0	33.0	33.0	1.00	0.5
		Gobies	Gobiidae	Kutling	15.5	15.5	15.5	1.00	2
		Hareng	Clupea harengus	Sild	32.0	32.0	32.0	1.00	1
		Nez de crochet	Agonus cataphractus	Ulk-panserulk	15.0	15.5	15.2	1.02	2
		Maquereau	Trachurus trachurus	Hestemakrel	26.0	26.0	26.0	1.00	2
		Limande sole	Microstomus kitt	Rødtunge	34.5	34.5	34.5	1.00	0.5
		Maquereau	Scomber scombrus	Makrel	29.0	37.0	32.7	1.09	5.5
		Plie	Pleuronectes platessa	Rødspætte	11.5	11.5	11.5	1.00	1
		Lançon	Ammodytidae	Tobis	13.5	19.0	16.0	1.27	6
		Sprat	Sprattus sprattus	Brisling	1.0	1.0	1.0	1.00	2
		Turbot	Psetta maxima	Pighvarre	28.0	28.0	28.0	1.00	0.5
		Merlan	Merlangius merlangius	Hvilling	10.5	37.0	16.3	1.40	26
	Impact	Plie américaine	Hippoglossoides platessoide	Håising	5.0	11.0	8.5	2.49	6
		Cabillaud	Gadus morhua	Torsk	10.0	35.5	14.7	1.46	30.5
		Dab	Limanda limanda	Ising	13.5	32.5	23.3	1.35	103
		Sole de Douvres	Solea solea	Tunge	17.0	34.0	21.4	1.49	1.5
		Dragonnet	Callionymus spp.	Fløjfisk (uspec)	14.5	14.5	14.5	1.00	1
		Lyre Dragonnet	Callionymus lyra	Fløjfisk (str)	8.5	15.0	10.3	1.59	3
		Flets	Platichthys flesus	Skrubbe	34.0	34.5	34.2	1.01	1
		Goldsinny Wrasse	Ctenolabrus rupestris	Havkarudse	13.0	17.5	14.9	1.12	18
		Hareng	Clupea harengus	Sild	7.0	38.5	16.5	1.96	21
		Nez de crochet	Agonus cataphractus	Ulk-panserulk	10.0	17.0	13.2	1.36	12
		Maquereau	Trachurus trachurus	Hestemakrel	5.5	5.5	5.5	1.00	2
		Maquereau	Scomber scombrus	Makrel	32.0	45.0	38.4	1.10	9.5
		Plie	Pleuronectes platessa	Rødspætte	9.5	12.0	10.3	1.21	3
		Bouder	Trisopterus luscus	Skægtorsk	14.0	18.5	16.4	1.11	8
		Canon à roche	Pholis gunnellus	Tangspræl	13.0	13.0	13.0	1.00	2
		Saithe	Pollachius virens	Sej	20.5	20.5	20.5	1.00	1
		Lançon	Ammodytidae	Tobis	11.0	33.0	15.1	1.57	183.5
		Sculpin	Myoxocephalus spp.	Ulk	12.5	14.5	13.8	1.13	3
		Turbot	Psetta maxima	Pighvarre	24.5	34.5	30.5	1.14	1.5
		Zostère vivipare	Zoarcas viviparus	Alekvabbe	14.5	21.5	17.7	1.32	2
		Merlan	Merlangius merlangius	Hvilling	6.0	25.0	14.7	1.55	138
		Grondin jaune	Grondin jaune	Knurhane (rød)	1.0	1.0	1.0	1.00	1
2010	Impact	Cabillaud	Gadus morhua	Torsk	17.5	18.0	17.7	1.02	2
		Dab	Limanda limanda	Ising	16.0	24.5	20.2	1.19	4
		Hareng	Clupea harengus	Sild	6.5	29.5	19.0	1.71	19
		Nez de crochet	Agonus cataphractus	Ulk-panserulk	8.5	17.0	13.4	1.36	19
		Lumpsucker	Cyclopterus lumpus	Stenbider	29.5	29.5	29.5	1.00	0.5
		Plie	Pleuronectes platessa	Rødspætte	11.0	35.0	16.4	1.93	3
		Canon à roche	Pholis gunnellus	Tangspræl	7.5	7.5	7.5	1.00	2
		Lançon	Ammodytidae	Tobis	14.0	14.0	14.0	1.00	2
		Sculpin	Myoxocephalus spp.	Ulk	19.5	23.5	21.4	1.14	2
		Truite de mer	Salmo trutta	Ørred	52.0	52.0	52.0	1.00	1
		Sprat	Sprattus sprattus	Brisling	10.5	11.5	10.9	1.08	10
		Epinoche à trois épines	Gasterosteus aculeatus	Hundesteile 3p	6.0	6.5	6.3	1.10	6
	Contrôle	Dab	Limanda limanda	Ising	8.0	23.0	14.0	1.70	3
		Hareng	Clupea harengus	Sild	6.5	26.0	9.3	2.28	5
		Nez de crochet	Agonus cataphractus	Ulk-panserulk	11.5	11.5	11.5	1.00	4
		Plie	Pleuronectes platessa	Rødspætte	44.0	44.0	44.0	1.00	0.5

ANNEXE VI

Annexe VI. Biologie du lançon et distribution des longueurs du *petit lançon* et de la *petite lançon* au cours de la période 2002-2010 dans la zone du récif Horns.

La répartition géographique du *lançon* (également appelé lançon de Raitt) est étroitement associée à un substrat de fond bien oxygéné constitué de gravier ou de sable grossier dans lequel il s'enfouit fréquemment à des profondeurs d'eau de 20 à 100 mètres (Reay, 1970). Dans ces régions, le lançon s'alimente en bancs avec une gamme de zooplancton disponible, y compris des copépodes (*Calanus*, *Pseudocalanus*, *Temora*), des annélides et des larves. Les poissons de grande taille ont tendance à cibler des aliments plus volumineux (Macer, 1966). Le lançon fait des changements de saison et de diel entre l'arène alimentaire pélagique et le fait d'être enterré dans le refuge de sable. La période d'alimentation saisonnière du *petit lançon* adulte ne dure que deux à quatre mois au printemps, avec un pic d'activité vers mai, laissant le reste de l'année (~8 mois) pour l'hivernage. Ce schéma distinct se reflète à la fois dans la pêche et dans le contenu intestinal des prédateurs. Les jeunes *lançons* ont une période d'alimentation prolongée par rapport aux adultes et de grandes prises de lançons d'âge 0 ont été signalées jusqu'en décembre (Macer, 1966 ; Winslade, 1974a ; Harris et Wanless, 1991 ; Kvist, *et al.* 2001 ; Reeves, 1994).

Le petit lançon est un reproducteur de capital et fraie pendant une fenêtre temporelle étroite autour du 1^{er} janvier, et le début du développement des gonades (la transition vers la vitellogénèse exogène) se produit en juillet/août, à peu près au moment où l'activité de recherche de nourriture s'intensifie et où l'hivernage commence. Dans la partie méridionale de la mer du Nord, 50 % des animaux atteignent la maturité vers l'âge de 1 an, tandis que dans la partie septentrionale de la mer du Nord, 50 % atteignent la maturité vers l'âge de 2 ans (Macer, 1966 ; Bergstad, *et al.* , 2001 ; Wright, *et al.* , 1996 ; Boulcott et Wright, 2008). Les œufs se fixent au substrat sur les berges, souvent partiellement enterrés. Ils éclosent normalement en février et mars. Après l'éclosion, les larves pénètrent dans l'environnement pélagique et se retrouvent dans la majeure partie de la colonne d'eau (Conway, *et al.* , 1997 ; Jensen, *et al.* , 2003). La métamorphose a lieu vers le mois de juin ou environ 33 à 90 jours après l'éclosion et à une longueur d'environ 45 mm (Wright, *et al.* , 1996). Les juvéniles nouvellement métamorphosés s'installent dans les habitats habités par le stock parental et les juvéniles de la cohorte de l'année dernière.

En tant que poissons planctivores abondants, le *petit lançon* et le *petit pélican* agissent comme transporteurs trophiques d'énergie dans le système. Le grand lançon se nourrit d'autres lançons et peut donc agir comme un niveau trophique supplémentaire entre les poissons planctonivores et les grands prédateurs (poissons, mammifères et oiseaux) dans l'écosystème (Furness, 1990 ; Hain, *et al.* , 1995 ; Furness, 2002 ; Frederiksen, *et al.* , 2005 ; Engelhard, *et al.* , 2008). Les changements dans les agrégations spatiales et la dynamique des populations de lançons refléteront l'utilisation de nouveaux habitats et l'importance pour les prédateurs au sein du parc éolien.

Âge du *petit lançon* et de la *petite lançon* (enquêtes 2002-2010)

Il semble y avoir des différences significatives dans la distribution des longueurs entre les zones d'impact et de contrôle en 2004, 2009 et 2010. Cependant, les fréquences sont basées sur des échantillons de petite taille, ce qui rend les analyses statistiques peu concluantes.

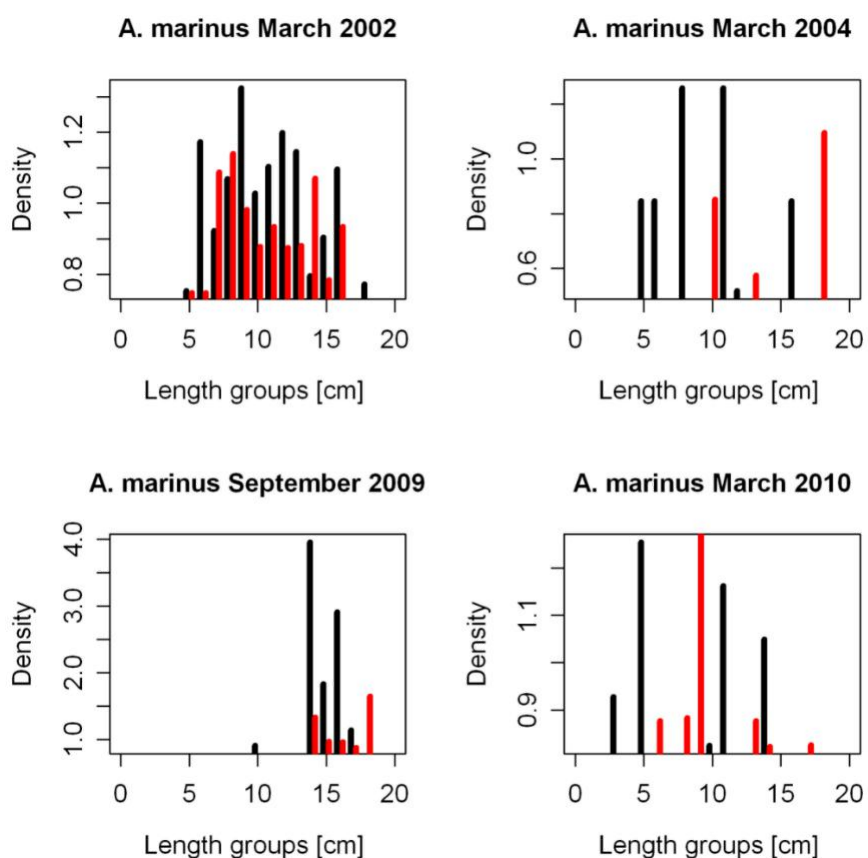


Figure 1 de l'annexe : Répartition des longueurs pour le petit lançon. Les barres rouges se rapportent à la zone de contrôle. Les barres noires correspondent à la zone d'impact.

Annexe tableau 1 : Longueur et âge à la maturité et âge et longueur maximum pour les lançons (Après (Wheeler, 1969).

Nom scientifique	Max. Longueur (cm)	Max. Années d'âge	Âge de la maturité	Longueur de la maturité (cm)
<i>Ammodytes marinus</i>	25	10	1-2	13
<i>Ammodytes tobianus</i>	20			
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	30		2	14

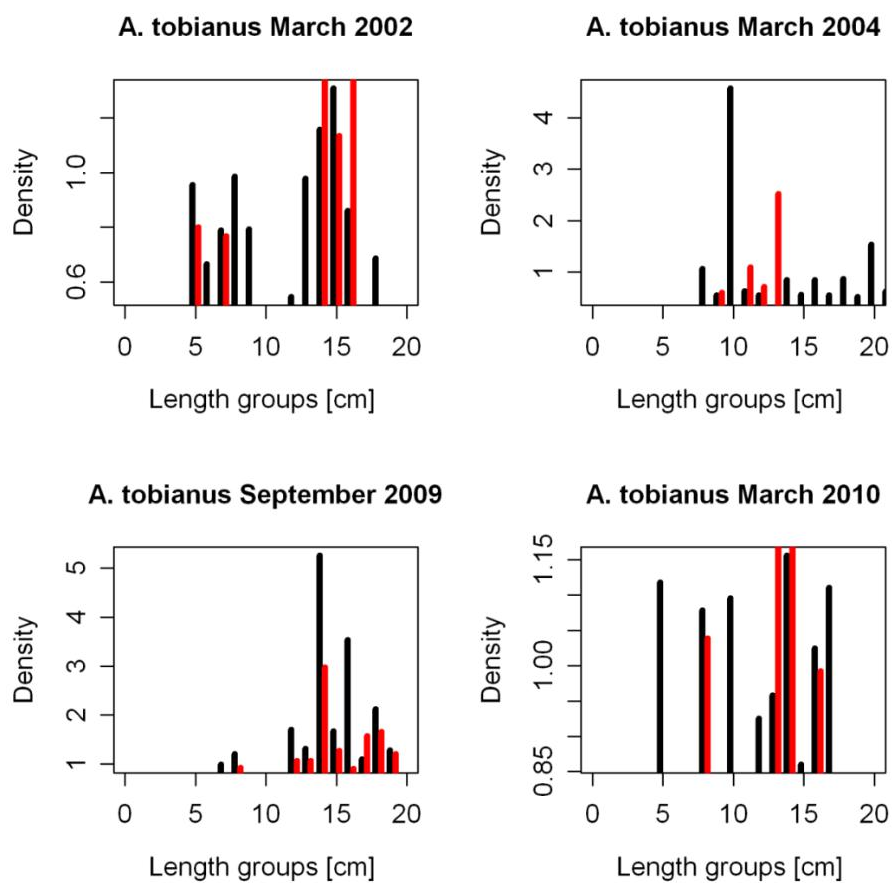


Figure 2 en annexe. Répartition des longueurs pour le petit lançon. Les barres rouges se rapportent à la zone de contrôle. Les barres noires se rapportent à la zone d'impact.

ANNEXE VII

Annexe VII. Approche du type de sangle de botte pour éviter les erreurs de type II

Afin d'éviter de commettre des erreurs de type II dans nos conclusions, c'est-à-dire d'accepter l'hypothèse nulle là où elle aurait dû être rejetée, nous avons évalué la puissance du modèle binomial négatif des comptes de lançons dans les échantillons.

Détails techniques : Un nombre X d'échantillons aléatoires ont été simulés à partir de chacune des deux distributions binomiales négatives (représentant ici la zone d'impact et de contrôle) qui différaient par rapport au nombre moyen de comptes par échantillon (la différence a été contrôlée en ajustant le paramètre μ dans la fonction *rnbinom* dans R (www.r-project.com)). L'hypothèse nulle - selon laquelle l'abondance des poissons est la même dans la zone d'impact et la zone témoin - a ensuite été testée sur les données simulées en calculant la valeur p associée

avec le facteur v_u dans le modèle binomial négatif (modèle 1 dans le texte principal :

$$LogE_{i,u} = Log(L_i) + v_u + S).$$

La procédure ci-dessus a été répétée mille fois, ce qui a donné mille valeurs p . La valeur p minimale requise pour accepter l'hypothèse nulle a été définie comme la valeur p minimale des 5 % les plus élevés des mille valeurs p , ce qui correspond à un niveau de signification de 5 % (5 % de possibilité d'accepter l'hypothèse nulle alors qu'elle aurait dû être rejetée).

Résultat : Nous avons calculé la valeur p minimale requise pour accepter l'hypothèse nulle pour divers impacts x et contrôle x et divers impacts μ et contrôle μ_{uc} . Les résultats de ces calculs sont résumés dans le graphique ci-dessous, (annexe figure 3) où le nombre d'échantillons aléatoires augmente avec l'épaisseur des graphiques ; passant de 20 échantillons de chaque zone à 60 échantillons (seuls les scénarios où $x_{impact} = x_{contrôle}$ sont inclus). Sur l'axe des x , on trouve la différence d'abondance des poissons entre la zone d'impact et la zone de contrôle.

Exemple d'utilisation du graphique : Supposons que vous ayez 40 échantillons provenant respectivement de la zone d'impact et de la zone de contrôle et que vous obteniez une valeur p de 0,60, et que vous vouliez savoir avec quel degré de confiance statistique vous pouvez accepter l'hypothèse nulle basée sur cette valeur p . La valeur sur l'axe des x qui correspond à 0,6 sur l'axe des y via la troisième courbe (40 échantillons) est la différence maximale entre la zone d'impact et la zone de contrôle. Ou en d'autres termes, la valeur sur l'axe x qui correspond à 0,6 sur l'axe y via la troisième courbe (40 échantillons) est la différence maximale entre la zone d'impact et la zone de contrôle : Avec une valeur p de 0,6 et une taille d'échantillon de 40, vous pouvez accepter une hypothèse nulle selon laquelle l'abondance des poissons dans la zone de contrôle n'est pas inférieure/supérieure de plus de 80 % à l'abondance des poissons dans la zone d'impact (toute différence < 80 % entre les zones ne peut être détectée avec un niveau de confiance statistique de 5 %).

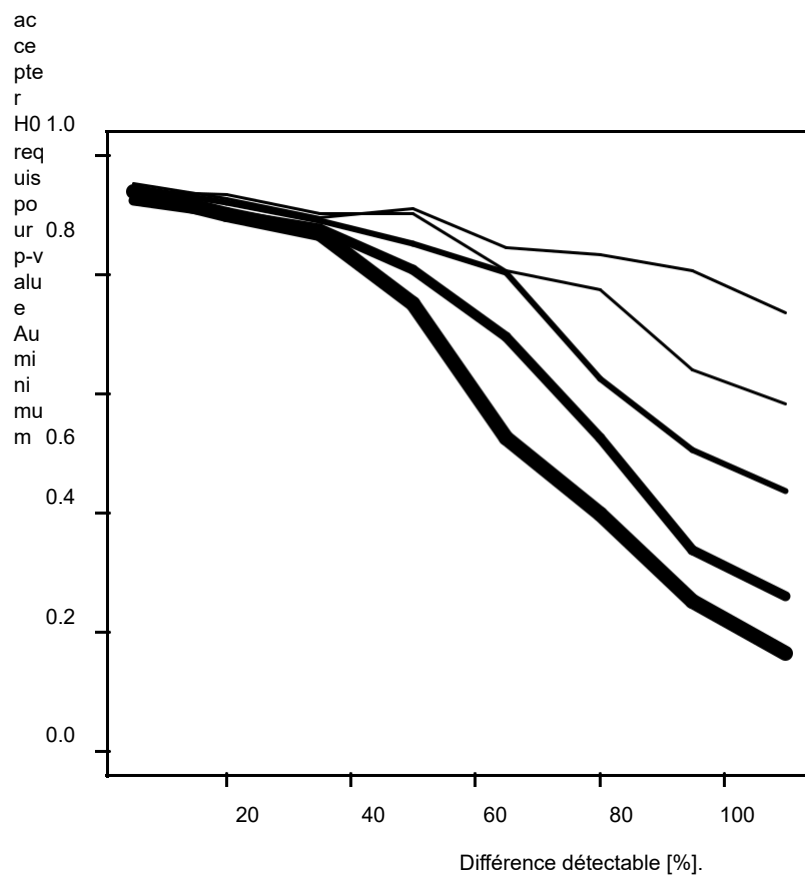


Figure 3 en annexe. Valeur p minimale requise pour accepter l'hypothèse nulle.

Annexe VIII. Statistiques des tests. Communautés de poissons

Annexe tableau 2. Structure de la communauté de poissons d'automne de Horns Rev. R statistique et niveaux significatifs des analyses de similarité ANOSIM (Bray-Curtis). Les valeurs R significatives $>0,5$ sont en gras. Les valeurs R les plus élevées dans chaque transformation sont soulignées. Non significatif : ns.

ANOSIM 1 voie de trois stations impactées (I) (Stn. no. 55, 58, 95) et station de contrôle (C) avant (B) et après (A).

Transformation	None (no)	Fourth- root (4r)	Present/absent (p/a)
ANOSIM 2-way crossed with impact (I) and control (C) against before (B) and after (A) wind farm construction:			
	R	p	
B/A (across I/C)	0.278	0.001	0.212
I/C (across B/A)	0.297	0.001	0.004
ANOSIM 1-way of three impacted (I) stations (Stn. no. 55, 58, 95) and control (C) station before (B) and after (A).			
	R	p	
Global	0.36	0.001	0.12
Groups, pairwise			
BC, B55	0.885	0.001	0.185
BC, B58	0.885	0.001	0.077
BC, AC	0.847	0.001	0.315
BC, B95	0.744	0.001	0.093
BC, A58	0.661	0.001	0.276
BC, A55	0.650	0.001	0.058
B58, A58	0.600	0.001	0.228
B55, A58	0.591	0.001	0.309
B58, AC	0.589	0.001	0.289
A58, AC	0.545	0.001	0.18
B95, A58	0.470	0.001	0.273
B58, A55	0.425	0.001	0.199
BC, A95	0.412	0.001	0.161
Remaining groups: R<0.3.			

Annexe tableau 3. Structure des communautés de poissons de Horns Rev en automne et au printemps. Analyses SIMPER de dissimilarité (distance euclidienne) entre les groupes avant (B) et après (A) la construction du parc éolien, et entre les sites d'impact (I) et les sites de contrôle, y compris toutes les espèces qui contribuent avec >0,5%.

Variable	Av. Valeur	Av. Valeur	Av. Sq. Dist	Disque carré/SD	Contribuer	Cum.%
AUTOMNE						
Distance moyenne au carré : 148,03	Avant (B)	Après (A)				
<i>Merlangius merlangius</i>	8.770	1.570	120.00	0.21	81.15	81.15
<i>Ammodytidae</i> indet.	0.464	1.810	19.00	0.38	12.81	93.96
<i>Limanda limanda</i>	1.610	1.730	4.00	0.51	2.71	96.67
<i>Agonus cataphractus</i>	0.738	0.139	1.17	0.29	0.79	97.45
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	0.000	0.167	0.99	0.18	0.67	98.12
Distance moyenne au carré : 372.07	Impact (I)	Contrôle (C)				
<i>Merlangius merlangius</i>	2.600	11.100	339.00	0.34	91.05	91.05
<i>Ammodytidae</i> indet.	1.520	0.333	14.60	0.32	3.91	94.97
<i>Limanda limanda</i>	1.130	3.320	11.80	0.69	3.16	98.13
<i>Agonus cataphractus</i>	0.243	0.875	2.52	0.38	0.68	98.81
PRINTEMPS						
Distance moyenne au carré : 405.74	Avant (B)	Après (A)				
<i>Ammodytidae</i> indet.	7.200	1.190	321.00	0.22	79.06	79.06
<i>Merlangius merlangius</i>	4.770	1.020	57.20	0.15	14.09	93.15
<i>Limanda limanda</i>	3.760	1.190	23.20	0.17	5.71	98.86
Distance moyenne au carré : 675,62	Impact (I)	Contrôle (C)				
<i>Merlangius merlangius</i>	1.620	7.600	287.00	0.31	42.54	42.54
<i>Ammodytidae</i> indet.	4.150	4.440	252.00	0.26	37.36	79.90
<i>Limanda limanda</i>	1.360	6.580	125.00	0.38	18.54	98.44
<i>Agonus cataphractus</i>	0.328	1.440	5.89	0.56	0.87	99.31

Annexe tableau 4. Structure de la communauté de poissons de printemps de Horns Rev. R statistique et niveau significatif de similarité ANOSIM (Bray-Curtis) analyses. Les valeurs R significatives >0,5 sont en gras. Les valeurs R les plus élevées dans chaque transformation sont soulignées.
Non significatif : ns.

Transformation	None (no)		Fourth- root (4r)		Present/absent (p/a)	
ANOSIM 2-way crossed with impact (I) and control (C) against before (B) and after (A) wind farm construction.						
	R	p	R	p	R	p
B/A (across I/C)*	0.717	0.001	0.731	0.001	0.680	0.001
I/C (across B/A)	0.381	0.001	0.260	0.002	0.043	ns
ANOSIM 1-way of three impacted (I) stations (Strn. no. 55, 58, 95) and control (C) station before (B) and after (A)						
	R	p	R	p	R	p
Global	0.449	0.001	0.444	0.001	0.386	0.001
Groups, pairwise						
B58, A58	0.925	0.001	0.926	0.002	0.896	0.1
B55, A58	0.893	0.003	0.850	0.001	0.814	0.1
B58, AC	0.816	0.001	0.837	0.001	0.786	0.1
BC, A58	0.787	0.004	0.787	0.002	0.729	0.4
BC, B55	0.782	0.001	0.314	0.004	-0.021	ns
B95, A58	0.777	0.001	0.873	0.002	0.800	0.2
B58, A55	0.755	0.001	0.720	0.001	0.652	0.1
B58, A95	0.742	0.001	0.746	0.001	0.731	0.1
B55, AC	0.697	0.001	0.68	0.001	0.627	0.1
B55, A95	0.691	0.001	0.684	0.001	0.651	0.1
B55, A55	0.688	0.001	0.616	0.001	0.567	0.1
BC, B58	0.595	0.001	0.699	0.001	0.377	0.3
B95, A55	0.572	0.002	0.621	0.001	0.531	0.1
B95, A95	0.569	0.001	0.692	0.001	0.657	0.1
B95, AC	0.551	0.001	0.746	0.001	0.675	0.1
BC, AC	0.541	0.002	0.539	0.002	0.493	0.2
BC, B95	0.465	0.002	0.433	0.003	0.081	ns
BC, A55	0.444	0.006	0.418	0.004	0.301	2.2
BC, A95	0.354	0.011	0.354	0.009	0.332	1.3

Les autres groupes : R<0,3 ou ns.

Annexe tableau 5. Statistiques de test sur le modèle binomial négatif de GLM sur les effets du plan BA-CI dans les enquêtes d'automne et de printemps.

#NA a indiqué les cas où les statistiques ont échoué en raison de tendances significatives dans les résidus ou lorsque le modèle n'a pas pu converger.

Saison	Espèces	Effets fixes	Estimation	Erreur standard	z	valeur	Pr(> z)
Automne	Merlan	(Interception)	2.504	0.417	6	2.00E-09	***
		CI	-1.342	0.475	-2.83	0.0047	**
		BA	-2.576	0.568	-4.54	5.80E-06	***
		BAxCI	1.559	0.654	2.38	0.0171	*
	Dab	(Interception)	7.79E-01	0.3943	1.97	0.048	*
		CI	-1.1376	0.4611	-2.47	0.014	*
		BA	0.0883	0.5024	0.18	0.86	
		BAxCI	0.2523	0.5966	0.42	0.672	
	Lançon	(Interception)	-1.37E+00	0.8596	-1.6	0.11	
		CI	-8.41E-02	0.9798	-0.09	0.93	
		BA	-3.26E-01	1.135	-0.29	0.77	
		BAxCI	2.02E+00	1.2825	1.57	0.12	
	DEM	(Interception)	0.921	0.288	3.2	0.0014	**
		CI	-0.836	0.336	-2.49	0.0128	*
		BA	-1.403	0.439	-3.2	0.0014	**
		BAxCI	1.093	0.501	2.18	0.0292	*
	PEL	(Interception)				#NA	
		CI				#NA	
		BA				#NA	
		BAxCI				#NA	
	ROC	(Interception)				#NA	
		CI				#NA	
		BA				#NA	
		BAxCI				#NA	

Annexe tableau 5, suite

Saison	Espèces	Effets fixes	Estimation	Erreur standard	z	valeur	Pr(> z)
Printemps	Merlan	(Interception)				#NA	
		CI				#NA	
		BA				#NA	
		BAxCI				#NA	
	Dab	(Interception)	1.90E+00	0.2146	8.86	< 2e-16	***
		CI	-9.88E-01	0.2527	-3.91	9.30E-05	***
		BA	-3.89E+00	0.6485	-6	2.00E-09	***
		BAxCI	2.92E-02	0.8459	0.03	0.97	
	Lançon	(Interception)				#NA	
		CI				#NA	
		BA				#NA	
		BAxCI				#NA	
	DEM	(Interception)	7.49E-01	0.276	2.71	0.0066	**
		CI	-1.068	0.334	-3.2	0.0014	**
		BA	-2.49	0.628	-3.96	7.30E-05	***
		BAxCI	1.816	0.696	2.61	0.009	**
	PEL	(Interception)	-3.136	1.123	-2.79	0.0052	**
		CI	1.387	1.166	1.19	0.2344	
		BA	1.587	1.281	1.24	0.2154	
		BAxCI	-0.781	1.372	-0.57	0.5691	
	ROC	(Interception)				#NA	
		CI				#NA	
		BA				#NA	
		BAxCI				#NA	

ANNEXE IX

Annexe IX. Modélisation de la distribution du lançon.

Tableau 6 en annexe

Année	Domaine	Moyenne	Std. Dev	% >0,09mm	Std. Dev2	Kolonne3	% <0,09mm	Std. Dev.
2002	Contrôle	1.008	0.29	99.458	22.558		0.542	0.298
2004	Contrôle	1.164	0.275	99.291	59.14		0.709	0.66
2009	Contrôle	1.186	0.341	99.273	7.704		0.727	0.32
2010	Contrôle	1.153	0.346	99.196	3.812		0.804	0.37
2002	Impact	1.186	0.422	99.211	18.345		0.789	0.249
2004	Impact	0.967	0.315	98.886	6.052		1.114	0.238
2009	Impact	1.177	0.375	99.12	46.347		0.88	0.492
2010	Impact	0.997	0.436	99.172	9.748		0.828	0.206

Annexe tableau 7. Signification approximative des termes lisses pour le modèle sur la base des données de 2002.

	edf	Ref.df	F	p-value
s(Grain50)	1.115	1.221	3.816	0.043241 *
qqch.	1.000	1.000	11.801	0.000663 *
s(Pente)	1.000	1.000	0.290	0.590335
s(Courbure)	1.000	1.000	0.009	0.922718

Codes signif. : 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0,0387 Déviance expliquée = 5,91%.

Score GCV = 0,0029445 Échelle est. = 0,0029019 n = 354

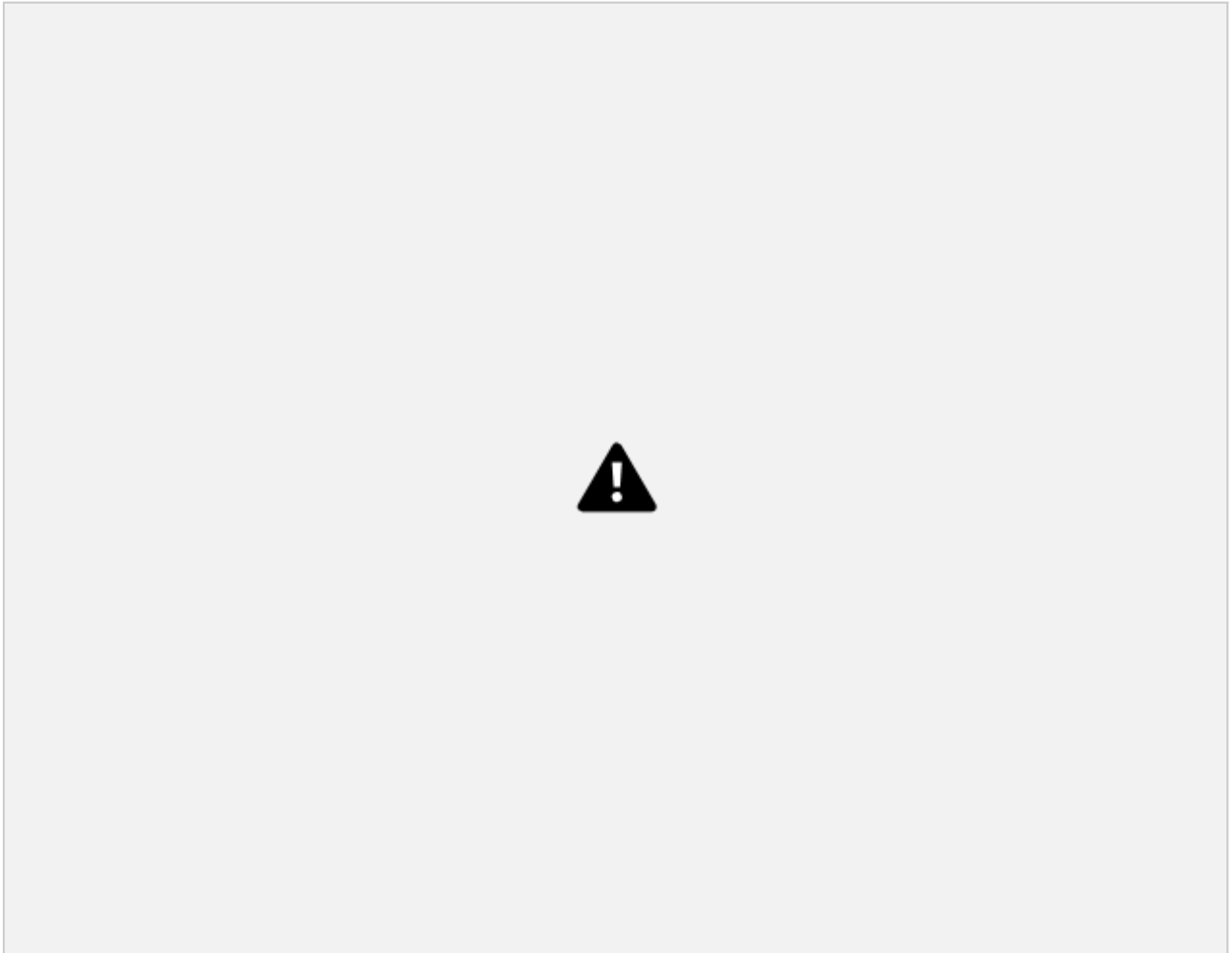


Figure 4 en annexe. Courbes de réponse du MAG représentant la relation entre les variables prédictes et la densité des lançons Les valeurs du prédictor environnemental sont indiquées sur l'axe X et la probabilité sur l'axe Y en échelle logit. Le degré de lissage est indiqué dans le titre de l'axe des Y. Les zones ombrées indiquent des erreurs types de ± 1 .

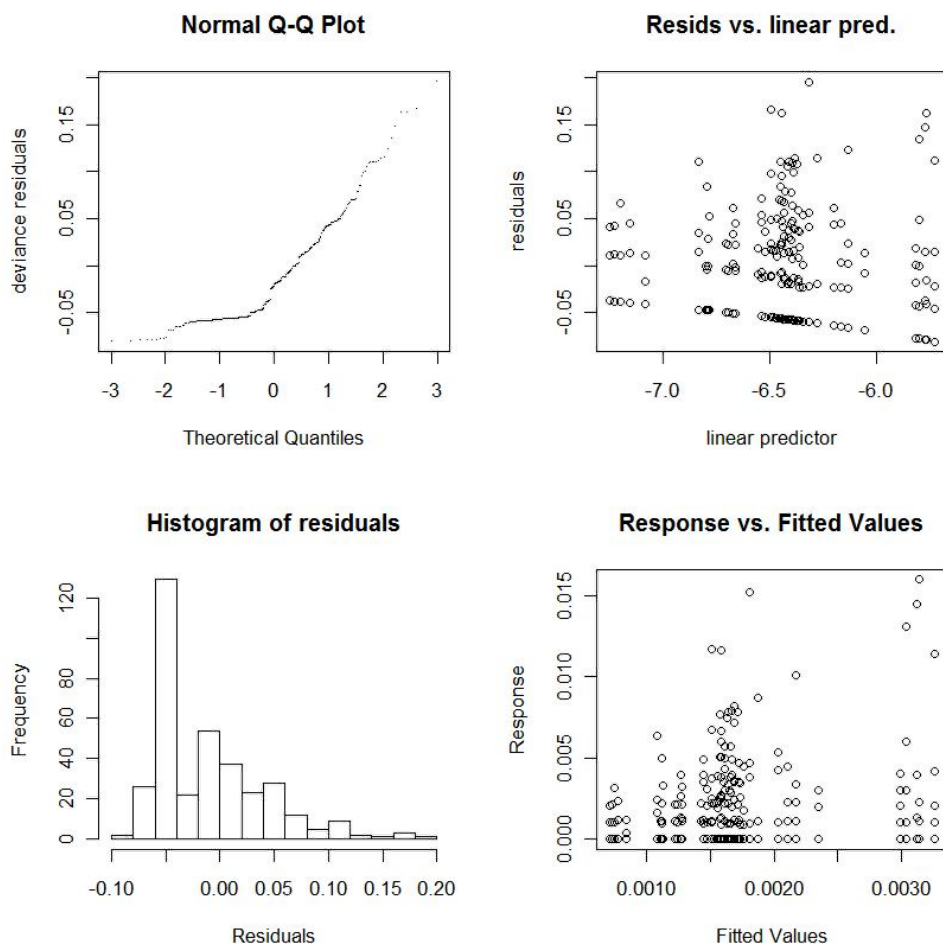


Figure 5 de l'annexe. Graphique de diagnostic du MAG basé sur des données de 2002. Le graphique de gauche montre la "normalité" des résidus, les résidus devant être normalement distribués. Alors que le graphique en haut à droite montre "la distribution des résidus", il ne faut pas s'attendre à des schémas. Le graphique en bas à droite montre les valeurs prévues par rapport aux valeurs observées.

Annexe tableau 8. Signification approximative des termes lisses pour le modèle sur la base des données de 2002.

	edf	Ref.df F	p-value	
s(Grain50)	2.030	2.590	1.783	0.157334
qqch.	3.568	3.903	4.202	0.002524 **
s(Pente)	1.000	1.000	5.018	0.025432 *
				**
s(Courbure)	3.691	3.936	5.573	0.000227 *
				**
s(dist2turb2)	3.793	3.968	5.101	0.000497 *

Codes signif. : 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0,0594 Déviance expliquée = 20%

Score GCV = 0,012734 Échelle est. = 0,012423 n = 618

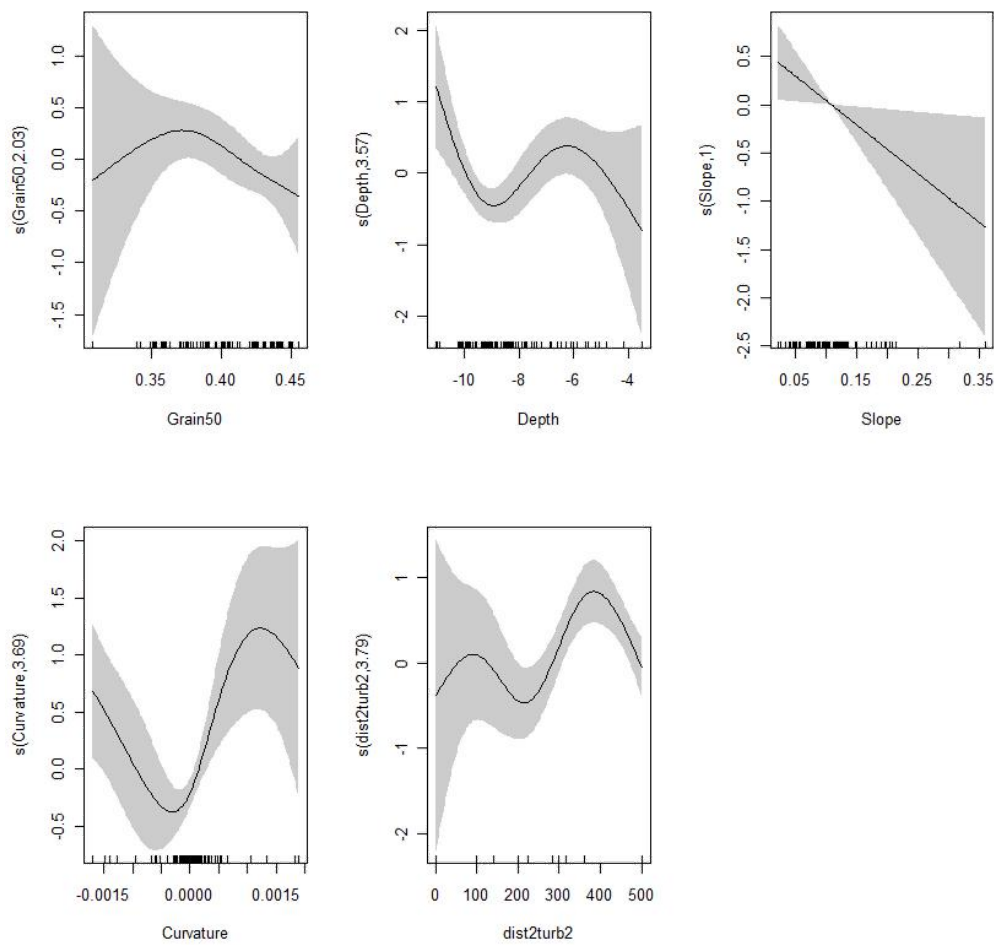
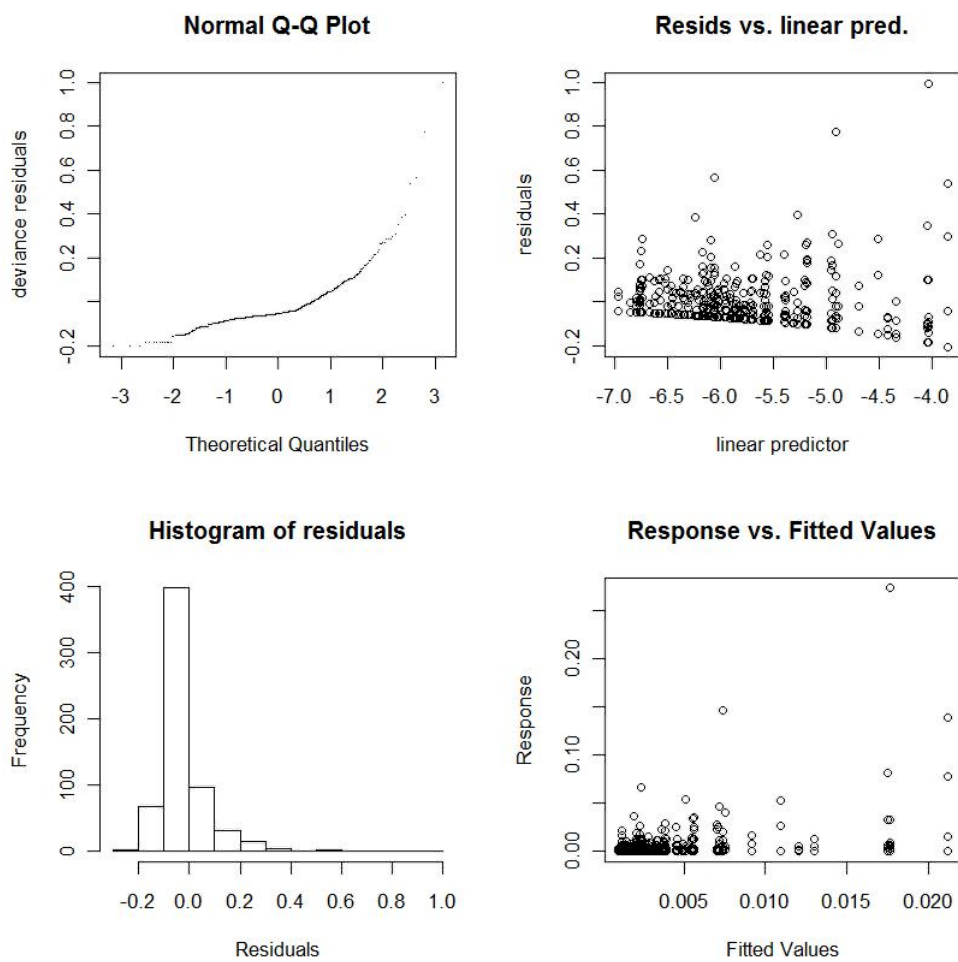


Figure 6 de l'annexe.
Courbes de réponse du
MAG représentant la
relation entre les variables

prédicteurs et la densité de larçons dans les données des années 2004, 2009 et 2010. Les valeurs du prédicteur environnemental sont indiquées sur l'axe X et la probabilité sur l'axe Y en échelle logit. Le degré de lissage est indiqué dans le titre de l'axe des Y. Les zones ombrées indiquent des erreurs types de ± 1 .



Annexe, figure 7. Graphique de diagnostic du MAG basé sur des données de 2004, 2009 et 2010. Le graphique de gauche montre la "normalité" des résidus, les résidus devant être normalement distribués. Alors que le graphique en haut à droite montre "la distribution des résidus", il ne faut pas s'attendre à des schémas. Le graphique en bas à droite montre les valeurs prévues par rapport aux valeurs observées.

ANNEXE X

Annexe X. Statistiques hydroacoustiques

Tests des effets entre sujets

Variable dépendante : sqr_sA

	Type III Somme de carrés	Df	Carré moyen	F	Sig.
Modèle corrigé	1.604a	15	.107	10.107	.000
Intercepter	2.110	1	2.110	199.431	.000
Effet	.020	1	.020	1.928	.166
ANNÉE	.000	1	.000	.027	.870
YEAR_dir	.091	1	.091	8.557	.004
Jour/Nuit	.302	1	.302	28.565	.000
Effet * ANNÉE	.001	1	.001	.071	.789
Effet * YEAR_dir	.003	1	.003	.256	.613
Effet * Jour/Nuit	.021	1	.021	1.994	.159
ANNÉE * ANNÉE_dir	.139	1	.139	13.108	.000
Source ANNÉE * Jour/Nuit					
YEAR_dir * Jour/Nuit	.044	1	.044	4.133	.043
Effet * ANNÉE * ANNÉE_dir	.002	1	.002	.196	.658
Effet * ANNÉE * Jour/Nuit	2.165E-5	1	2.165E-5	.002	.964
Effet * YEAR_dir * Jour/Nuit	.016	1	.016	1.480	.224
ANNÉE * ANNÉE_dir * Jour/Nuit	.115	1	.115	10.849	.001
Effet * ANNÉE * ANNÉE_dir * Jour/Nuit	.031	1	.031	2.895	.090
Erreur	4.592	434	.011		
Total	10.578	450			
Total corrigé	6.196	449			

a. R au carré = 0,259 (R au carré ajusté = 0,233)

Effets croisés, donc division de l'analyse par direction (YEAR_DIR)

YEAR_dir = Enquête Est-Ouest

Tests des effets entre sujetsb

Variable dépendante : sqr_sA

	Type III Les carrés	Somme de	Df	Carré moyen	F	Sig.
Source						
Modèle corrigé	.445a		7	.064	7.050	.000
Intercepter	.571		1	.571	63.289	.000
Effet	.016		1	.016	1.811	.180
ANNÉE	.054		1	.054	6.033	.015
Jour/Nuit	.101		1	.101	11.186	.001
Effet * ANNÉE	.002		1	.002	.254	.615
Effet * Jour/Nuit	.031		1	.031	3.489	.063
ANNÉE * Jour/Nuit	.007		1	.007	.803	.371
Effet * ANNÉE * Jour/Nuit	.014		1	.014	1.540	.216
Erreur	2.220		246	.009		
Total	4.087		254			
Total corrigé	2.665		253			

a. R au carré = 0,167 (R au carré ajusté = 0,143) b. YEAR_dir = enquête Est-Ouest

YEAR_dir = enquête Nord-Sud

Tests des effets entre sujetsb

Variable dépendante : sqr_sA

	Type III Les carrés	Somme de	Df	Carré moyen	F	Sig.
Source						
Modèle corrigé	.827a		7	.118	9.359	.000
Intercepter	1.833		1	1.833	145.274	.000
Effet	.005		1	.005	.390	.533
ANNÉE	.090		1	.090	7.158	.008
Jour/Nuit	.226		1	.226	17.889	.000
Effet * ANNÉE	.000		1	.000	.015	.902
Effet * Jour/Nuit	.000		1	.000	.019	.890
ANNÉE * Jour/Nuit	.179		1	.179	14.184	.000
Effet * ANNÉE * Jour/Nuit	.017		1	.017	1.371	.243
Erreur	2.372		188	.013		
Total	6.491		196			
Total corrigé	3.199		195			

a. R au carré = 0,258 (R au carré ajusté = 0,231) b. YEAR_dir = enquête Nord-Sud

YEAR = 2005, YEAR_dir = enquête Est-Ouest

Tests des effets entre sujetsb

Variable dépendante : sqr_sA

		Type III Somme de Les carrés	Df	Carré moyen	F	Sig.
Source	Modèle corrigé	.082a	3	.027	2.289	.082
	Intercepter	1.317	1	1.317	110.545	.000
	Effet	.009	1	.009	.722	.397
	Jour/Nuit	.073	1	.073	6.114	.015
	Effet * Jour/Nuit	.005	1	.005	.401	.528
	Erreur	1.441	121	.012		
	Total	3.037	125			
	Total corrigé	1.523	124			

a. R au carré = 0,054 (R au carré ajusté = 0,030)

b. YEAR = 2005, YEAR_dir = enquête Est-Ouest

YEAR = 2009, YEAR_dir = enquête Est-Ouest

Tests des effets entre sujetsb

Variable dépendante : sqr_sA

		Type III Somme de Les carrés	df	Carré moyen	F	Sig.
Source	Modèle corrigé	.058a	3	.019	3.105	.029
	Intercepter	.084	1	.084	13.453	.000
	Effet	.009	1	.009	1.522	.220
	Jour/Nuit	.050	1	.050	7.998	.005
	Effet * Jour/Nuit	.027	1	.027	4.299	.040
	Erreur	.779	125	.006		
	Total	1.050	129			
	Total corrigé	.837	128			

a. R au carré = 0,069 (R au carré ajusté = 0,047)

b. YEAR = 2009, YEAR_dir = enquête Est-Ouest

YEAR = 2009, YEAR_dir = enquête Nord-Sud

Tests des effets entre sujetsb

Variable dépendante : sqr_sA

		Type III Somme de Les carrés	df	Carré moyen	F	Sig.
Source	Modèle corrigé	.026a	3	.009	.402	.752
	Intercepter	1.101	1	1.101	51.570	.000
	Effet	.001	1	.001	.060	.808
	Jour/Nuit	.001	1	.001	.051	.822
	Effet * Jour/Nuit	.005	1	.005	.254	.616
	Erreur	2.135	100	.021		
	Total	4.770	104			
	Total corrigé	2.160	103			

a. R au carré = 0,012 (R au carré ajusté = -0,018)

b. YEAR = 2009, YEAR_dir = enquête Nord-Sud

Valeurs de signification pour la présence de turbines, à une distance de 100 m des fondations des turbines

pistes sA (m2/ha)				ID									
				2005			2009			Total			
				Diurnal			Diurnal			Diurnal			
				Journ ée	Night	Total	Journ ée	Night	Total	Jour née	Night	Total	Total
					Moyenne	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Moyenne	
Enquête ID_dirEast-West	Effet	Entre les turbines		.013	.034	.023	.006	.010	.008	.009	.020	.015	
			Dans le tampon de la turbine	.012	.044	.027	.000	.030	.008	.009	.042	.023	
	Enquête Nord-Sud	Effet	Entre les turbines	.002	.032	.017	.040	.055	.047	.024	.045	.034	
			Dans le tampon de la turbine	.001	.052	.023	.048	.034	.037	.012	.043	.029	
	Total	Effet	Entre les turbines	.008	.033	.021	.021	.028	.025	.015	.030	.023	
			Dans le tampon de la turbine	.008	.047	.025	.019	.033	.027	.010	.042	.026	

Colophon

Effet du parc éolien offshore Horns Rev 1 sur les communautés de poissons Suivi sept ans après la construction

Décembre 2011

Rapport DTU Aqua n° 246-2011

ISBN 978-87-7481-142-8

ISSN 1395-8216

Rédacteurs

Simon B. Leonhard², Claus Stenberg¹ & Josianne Støttrup¹

Auteurs

Claus Stenberg¹, Michael van Deurs¹, Josianne Støttrup¹, Henrik Mosegaard¹, Thomas Grome¹, Grete Dinesen¹, Asbjørn Christensen¹, Henrik Jensen¹, Maria Kaspersen¹, Casper Willestoft Berg¹, Simon B. Leonhard², Henrik Skov³, John Pedersen², Christian B. Hvidt⁴ & Maks Klastrup²

Institutions

¹ Institut national des ressources aquatiques, Université technique du Danemark, Jægersborg Allé 1, DK-2920 Charlottenlund, Danemark

² Orbicon A/S, Jens Juuls Vej 16, DK-8260 Viby J, Danemark

³ Institut hydraulique danois (DHI), Agern Allé 5, DK-2970 Hørsholm, Danemark

⁴ NaturFocus, Lystrupmindevej 26, Vrads, DK-8654 Bryrup, Danemark

Photographes

p. 4	Jens Christensen, Orbicon
p. 6	Jens Christensen, Orbicon
p. 8	Parc éolien offshore de
supérieur	Nysted
p. 8 plus	
bas	Jens Christensen, Orbicon
p. 12	Thomas Warnar, DTU Aqua
p. 13	H. Sørensen, Fiskerforum.com
p. 16	Jens Christensen, Orbicon
p. 19	Claus Stenberg, DTU Aqua
p. 22	Henrik Jensen, DTU Aqua
p. 23	Thomas Warnar, DTU Aqua
p. 30	Claus Stenberg, DTU Aqua
p. 48	Claus Stenberg, DTU Aqua
p. 51	Line Reeh, DTU Aqua
p. 56	Christian B. Hvidt, Orbicon
p. 57	Christian B. Hvidt, Orbicon

Conception de la couverture

Peter Waldorff/Schultz Grafisk

Photo : Peter Jensen

Référence

Leonhard, S.B. ; Stenberg, C. & Støttrup, J. (Eds.) 2011. Effet du parc éolien offshore Horns Rev 1 sur les communautés de poissons. Suivi sept ans après la construction. DTU Aqua, Orbicon, DHI, NaturFocus. Rapport commandé par The Environmental Group dans le cadre d'un contrat avec Vattenfall Vindkraft A/S. DTU Aqua-rapport n° 246-2011. Institut national des ressources aquatiques, Université technique du Danemark. 66 p.+ Annexes