

## Synthèse bibliographique critique des publications récentes sur l'impact des pêches profondes sur la biodiversité des écosystèmes profonds.

Pascal Lorance  
Novembre 2012

### Impacts sur les habitats profonds

L'impact de la pêche sur les habitats profonds est avéré et persistant. De nombreux articles rapportent des constatations d'impact sur les habitats profonds notamment les coraux et éponges. Le tableau 2 résume les impacts rapportés dans quelques articles répertoriés dans le Web of Science. Ce tableau inclut une méta-analyse du type d'estimation d'impact. Il n'y a que très peu de résultats quantitatifs sur les proportions des habitats impactés. La grande majorité des travaux rapportant des impacts, montrent la modification considérable de l'habitat induite essentiellement par les engins de pêche traînants et le caractère persistant de cette modification. En revanche, seules quelques publications fournissent des estimations de la proportion impactée et intactes de ces habitats. Ces estimations sont très incertaines mais indiquent néanmoins un impact cumulatif important, par exemple il est estimé que 30 à 50% des récifs coralliens des eaux norvégiennes ont été impactés par la pêche.

Hall-Spencer et al. (2002) ont estimé, par une méthode radiométrique fiable, que l'âge de la "matrice" de corail, la partie morte du récif corallien ramenée à bord d'un chalutier, avait plus de 4550 ans et les parties vivantes jusqu'à 450 ans. Ces auteurs rapportent également que (1) seulement 5 des traits de chalut sur plus de 200 avaient donné lieu à des captures de corail, (2) les traits avec une capture accidentelle de corail produisent une capture de poissons de qualité dégradée, (3) impliquent un temps de travail additionnel pour réparer le chalut et, (4) ces deux derniers points conduisent les pêcheurs à éviter activement les zones connues de corail. Néanmoins de nombreux travaux montrent un impact fort de la pêche au chalut dans diverses régions du monde. Certaines études suggèrent que des plans de gestions devraient être mis en place afin de pêcher tout en assurant le maintien des coraux et de la biodiversité associée (Hall-Spencer *et al.*, 2002; Clark *et al.*, 2004; Grehan *et al.*, 2005; Reveillaud *et al.*, 2008). En particulier, de nombreux travaux ont porté sur des modèles d'habitats dans le but de prédire la distribution spatiale des coraux profonds pour utiliser cette informations pour la gestion (Davies *et al.*, 2008; Tracey *et al.*, 2011). Ces modèles d'habitat ne semblent pas encore en mesure de prédire précisément les zones de corail et tendent à estimer que l'habitat approprié pour les coraux est beaucoup étendu que l'habitat où ces coraux sont effectivement observés. A des fins de gestion, ces modèles semblent donc devoir être complétés par des travaux de "vérité terrain" de la distribution des coraux (Davies *et al.*, 2008). Néanmoins Tracey *et al.* (2011) considèrent que leur modèle est utilisable pour la gestion afin de limiter l'impact aussi bien de la pêche que de l'extraction de minéraux (phosphore, sulfite) et des activités pétrolières tandis que (Parker *et al.*, 2009) suggèrent l'utilisation combinée de modèles et de données de terrain dont les bycatches des navires de pêche. Les zones fermées sur le banc Hatton ont été basée sur un ensemble de données incluant la bathymétrie par acoustique multifaisceaux,

sismique haute résolution, dragages et carottages ainsi qu'observations à bord des navires de pêche et distribution de l'activité de pêche (Duran-Munoz *et al.*, 2009).

Afin de minimiser l'impact de la pêche sur les coraux et les écosystèmes marins vulnérables (EMVs) et/ou d'évaluer l'efficacité des mesures de gestion, la gestion de la distribution spatiale de l'activité de pêche devrait aujourd'hui être facile grâce aux données VMS. En particulier, si des zones sont fermées leur contrôle est facile (Davies *et al.*, 2007). Néanmoins, pour que le contrôle soit crédible, il importe que les autorités de contrôle puissent identifier sans ambiguïté les navires utilisant des engins de pêche en contact avec le fond. En effet, en général les zones fermées pour protéger les coraux profonds sont fermées à ces seuls engins. Les données disponibles pour les scientifiques ne permettent pas forcément de remonter à l'engin de pêche car elles sont généralement agrégées et anonymes. Ainsi le projet européen CoralFISH s'est trouvé dans l'impossibilité de distinguer les chalutiers pélagiques des chalutiers de fond ce qui peut amener certains travaux scientifiques à suggérer que les fermetures de zone destinées à protéger les EMVs devraient s'appliquer à toute pêche.

Il n'y a pas d'étude sur la dynamique et la durée de reconstitution des habitats coralliens après impact. En revanche des installations de coraux sur des piles de plate-forme offshore par 50-130 m en mer du Nord et d'autres secteurs ainsi que des croissances sur des déchets (restes de palangres) ont été observées (Gass and Roberts, 2006; ICES, 2010). Comme la croissance des coraux est lente, excédant rarement 2 cm/an, la croissance de colonies de coraux de la taille de celles qui forment les habitats non-impactés est présumée prendre de 50 à 100 ans, la formation d'habitat récifaux complet beaucoup plus (ICES, 2010). Comme l'installation de coraux se fait sur des substrats durs et stables et que la présence de tels substrats est incertaine dans les zones de débris de coraux suite au passage des engins traînants, le potentiel de reconstitution d'habitat corallien sur ces zones impactées est inconnu.

Aussi bien les observations vidéo à petite échelle qui montrent que l'impact d'un seul passage d'un engin traînant est très fort sur les coraux et autres EMVs que l'absence ou le faible niveau de présence dans les captures des chaluts sur les zones pêchées depuis longtemps indiquent que les coraux et EMVs, s'ils existaient, ont été détruits là où passent les chaluts. Seules des analyses des données VMS à la résolution maximale pourraient permettre d'identifier des petites zones non pêchées à l'intérieur des régions pêchées. Les travaux effectués sur les plateaux continentaux suggèrent que de telles petites zones doivent exister. Ainsi, Dans la partie sous juridiction britannique de la Manche, une zone fortement exploitée, la pression des engins traînants a été estimée impacter seulement 5 à 21 % du fond (Eastwood *et al.*, 2007). Dans les grandes profondeurs où l'intensité de pêche est bien inférieure à celle qui prévaut en Manche, la surface impactée annuellement par les chaluts doit donc être très faible. En revanche, dans certains habitats un passage de chalut reste visible durant plusieurs décennies. Il importe donc d'estimer au plus vite les surfaces impactées et de quantifier la fraction qui est fréquentée de manière répétitive afin de gérer la pêche d'une manière qui évite les impacts occasionnels sur des zones habituellement non pêchées (gel de l'empreinte).

Enfin, il importe de réaliser que l'état des EMVs en 2012 et les impacts répertoriés sont la conséquence des impacts cumulés au cours du temps par l'ensemble des pêcheries travaillant par

plus de 200 m. Ainsi, dans le golfe de Gascogne, jusqu'à 400 m de profondeur, seuls des débris de coraux, parfois associés à des marques de chaluts ont été observés, lors des campagnes récentes. De 400 à 1100 m, des coraux, gorgones et éponges ont été observés, parfois avec des impacts. Les navires disposant de la licence de pêche profondes ont été, dans le passé, très peu actifs dans le golfe de Gascogne et ne le sont pratiquement plus aujourd'hui ; les captures d'espèces profondes au sens du règlement 2347/2002 sont négligeables dans le golfe de Gascogne. Les impacts observés (et probablement généraux jusqu'à au moins 400 m de profondeur) sont le fait d'autres pêcheries probablement celles ciblant principalement le merlu, les lottes et cardines. Le projet de règlement de 2012 ne changera rien à ces impacts. A l'ouest de l'Ecosse, les données VMS traitées par le Cefas, montrent que l'intensité de pêche (heure de pêche aux engins traînants par km<sup>2</sup>) est beaucoup plus faible au-delà de 800 m que dans les strates de profondeurs 200-500 et 500-800 m (Figure 1). A ces dernières profondeurs, dans cette zone, les principales espèces cibles démersales sont le lieu noir, le merlu et les lottes. C'est surtout au-delà de 800 m que sont pêchés le sabre noir, la lingue bleue et le grenadier de roche. Les pêches profondes, au sens de règlement 2347/2002 contribuent donc assez peu à l'effort de pêche sur l'ensemble de la pente continentale dans cette zone où les coraux peuvent être trouvés dès 100 m de profondeur.

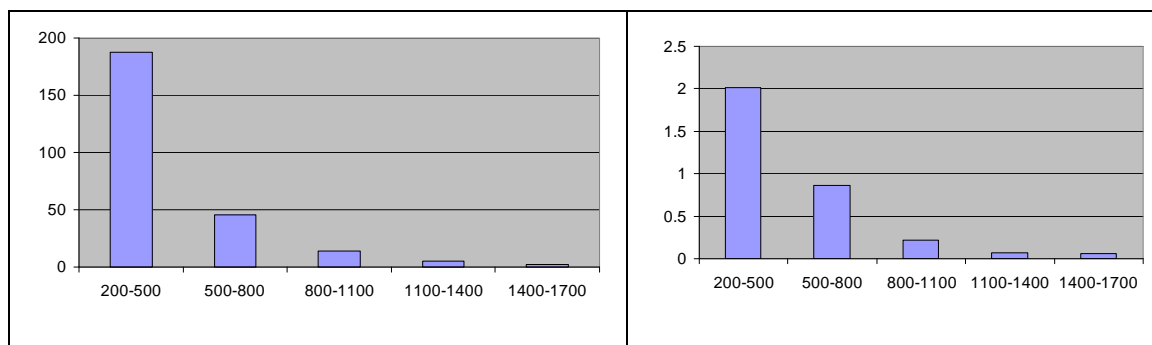


Figure 1. Effort de pêche en milliers d'heures par strate de profondeurs (gauche) et intensité de pêche en heure/km<sup>2</sup> (droite) dans les eaux britanniques par strate de profondeur (200-500, 500-800 m ...), données VMS agrégées fournies par le Cefas dans le cadre du projet EU DEEPFISHMAN.

Région	Habitat considéré	Impact	Qualitatif/Quantitatif	Référence
Ouest Irlande	Coraux	Destruction d'habitat ancien très peu résilient		(Hall-Spencer <i>et al.</i> , 2002)
Banc Hatton	Récifs de coraux	Impact des palangres sur les récifs	Qualitatif, impact des palangres moindre que celui des chaluts mais est répété et les palangres peuvent cibler les habitats coralliens	(Duran Munoz <i>et al.</i> , 2011)
Ouest Norvège	Coraux	Destruction d'habitat	Différences visuelles entre zone chalutée et non chalutée	(Hall-Spencer <i>et al.</i> , 2002)
Ouest Norvège	Coraux		30-50% des récifs endommagés entre 200 et 400 m de profondeur	(Fossa <i>et al.</i> , 2002)
Tasmanie	Coraux	Bycatch	Estimation du taux de bycatch, fort by-catch de corail dans les pêches d'empereur	(Anderson and Clark, 2003)
Golfe de Gascogne	Coraux	Capture accidentelle	Capture de coraux dans les chaluts dès 180 m	
ZEE Nouvelle-Zélande	Coraux	Destruction d'habitat dans les zones pêchées	Données vidéo. Comparaison de monts sous-marins pêchés et non pêchés	(Clark <i>et al.</i> , 2004)
ZEE Nouvelle-Zélande	Coraux		Superposition entre la distribution des coraux d'après des modèles d'habitat (Habitat Suitability models, HSM)	(Tracey <i>et al.</i> , 2011)
ZEE Nouvelle-Zélande	Coraux sur monts sous-marins	Zone pêchée sont appauvries en coraux		(Clark and Rowden, 2009)
Ouest Irlande	Coraux par 500-1200m	Observation de filets perdus		(Grehan <i>et al.</i> , 2005)
Golfe de Gascogne	Coraux à partir de 180 m	L'état actuel résulte des impacts cumulés depuis 100 ans		(Reveillaud <i>et al.</i> , 2008)

Région	Habitat considéré	Impact	Qualitatif/Quantitatif	Référence
Tasmanie	Coraux des monts sous-marins		Persistance des impacts (absence de reconstitution après 5 ans sans chalutage)	(Althaus <i>et al.</i> , 2009)
Mer ligure (Méditerranée)	Gorgone de faible profondeur	Observation d'abrasion et dégâts par les filets et palangres perdus et les mouillages de navire par 20-50 m		(Bavestrello <i>et al.</i> , 1997)
Nord-Ouest Méditerranée	Coraux	Emmêlement de palangres		(Orejas <i>et al.</i> , 2009)
Nord-ouest Atlantic, Grand banc de Terre-Neuve	Coraux	Impact généralisé sur les zones pêchées	Echantillonnage par pêche, les bycatch de coraux sont moindres dans les zones pêchées activement que dans les zones peu pêchées	(Murillo <i>et al.</i> , 2011)

## Impact de la pêche sur les poissons

L'effet de la pêche est connu qualitativement sur certaines populations, notamment sur l'empereur où la diminution rapide des captures après le début de la pêcherie à l'ouest de l'Ecosse en 1991 (Division CIEM VIa) a montré un épuisement rapide de la population locale. La même chose a été observée à l'ouest de l'Irlande sur les fonds exploités mais dans cette zone, il a pu être montré qu'il reste une biomasse significative d'empereur alors que la pêcherie est aujourd'hui arrêtée. Le niveau de capture (aujourd'hui rejetées) d'empereur de la pêche profonde pour d'autres espèces qui se poursuit actuellement à une faible intensité à l'ouest de l'Irlande, ne semble pas menacer le maintien de l'empereur dans cette zone (Dransfeld *et al.*, 2012). Pour autant, et compte tenu des effondrements constatés au début de la pêcherie, l'empereur est aujourd'hui classé "espèce en déclin" par OSPAR et sa capture interdite par la réglementation communautaire.

Au niveau des espèces capturées, l'autre préoccupation sérieuse porte sur les requins profonds dont l'abondance a fortement diminué sous l'effet de la pêche. Il n'y a cependant pas d'estimation quantitative de ces stocks et seuls des indicateurs 'simples' d'abondance relative sont analysés. Il n'est pas observé de tendance significative au cours des années 2000 mais les niveaux d'abondance relative sont cependant faibles dans les années récentes (ICES, 2012a). Il est clair, pour des raisons biologiques (croissance, maturité, fécondité), que les requins, et plus largement les élaémobranches, ne peuvent pas soutenir les mêmes niveaux de mortalité par pêche que les poissons osseux. Sur les plateaux continentaux, la plupart des espèces de poissons classées dans les catégories menacées de l'IUCN sont des élaémobranches. Parmi les espèces profondes, au sens de la proposition de réglementation, *Centrophorus squamosus* est classée VU (vulnérable) par IUCN et *Centroscymnus coelolepis* est classée NT (presque menacé). Toutes les estimations suggèrent en effet que ces espèces sont à un niveau bas par rapport au début des années 1990. En revanche, l'évolution récentes (notamment depuis la mise en place de l'interdiction de débarquement, n'est pas connue et il faudra plusieurs années pour qu'une éventuelle remontée de l'abondance soit visible dans les indicateurs simples utilisés.

Au niveau des communautés de poissons, les indicateurs de campagnes à l'ouest de l'Ecosse ne montrent pas de tendance forte au cours des années 2000. Une étude sur 8 espèces de grenadiers a montré une stabilité des nombres et biomasses pour 6 espèces et une augmentation pour 2 espèces (Neat and Burns, 2010). Le grenadier de roche, fait partie des espèces en situation stable, ce qui est compatible avec l'évaluation quantitative du stock (ICES, 2012b). Les autres espèces de grenadiers ne sont pas commerciales, elles font partie des rejets avec des quantités en biomasse loin derrière les alepocéphales et les argentines. Les deux espèces dont les nombres et biomasses sont estimés avoir augmenté au cours des années 2000 sont relativement peu profondes, les espèces plus profondes ne montrant pas de tendance en nombre ou abondance (Neat and Burns, 2010). Dans la même étude les indicateurs de tailles donnent des résultats difficiles à interpréter avec une proportion de petits individus plus élevée dans les années récentes pour les espèces les plus profondes. Les auteurs ont spéculés que ce résultat pourrait être lié à des effets indirects sur la communauté comme proposé par Bailey et al (2009), notamment que la baisse d'abondance des grands prédateurs pourrait avoir réduit la pression de prédateurs sur les petits individus. Cette étude

ne porte néanmoins que sur quelques espèces de grenadiers. La même équipe scientifique a étudié la diversité de la communauté de poissons (Campbell *et al.*, 2011) en termes de richesse spécifique et de diversité taxonomique. Ces métriques de diversité apparaissent varier spatialement et avec la profondeur ; en revanche cette analyse n'a pas révélé de tendance temporelle au cours de la période 1998-2008. Ce travail et plusieurs autres études montrent un maximum de richesse spécifique (nombre d'espèces) entre 1000 et 1500 m de profondeur (Gordon, 1986; King *et al.*, 2006; Bailey *et al.*, 2009) et une baisse de la diversité taxonomique de 500 à 1800 m. Campbell *et al.* (2011) notent clairement dans leur discussion que, dans une perspective de gestion des pêches, le résultat le plus important de cette étude est que le temps (année) n'était pas un facteur significatif des modèles statistiques utilisés. Ce qui suggère que la richesse spécifique et la diversité taxonomique sont restées stables de 1998 à 2008. Ils notent néanmoins que les changements dans la communauté peuvent être lents à se manifester à cause de la longévité et faibles productivité biologique des espèces.

Sur la pente continentale de la mer Celtique, une analyse de données de campagnes antérieure et postérieure à l'exploitation a estimé une baisse de l'abondance totale de la communauté à toutes les profondeurs de 800 à 2500 m (Bailey *et al.*, 2009). Ce travail a eu un retentissement important notamment parce qu'il conclut que la baisse d'abondance s'étend bien au-delà de la profondeur maximale atteinte par la pêche (1600 m) et qu'il s'agit d'un effet inattendu. Cet effet, n'est en vérité pas si surprenant parce que la distribution bathymétrique de nombreuses espèces capturées jusqu'à 1600 m, s'étend bien au-delà. Les poissons étant des organismes mobiles, quand l'abondance d'une population diminue localement du fait de la pêche on s'attend à ce qu'une redistribution spatiale au-delà de la zone ou de la profondeur exploitée s'opère. Cette redistribution est d'autant plus forte est rapide que l'espèce est plus mobile/migratrice. Une analyse complémentaire, à partir des mêmes données et portant sur les 15 espèces les plus abondantes de ce jeu de données, montre que 9 espèces (sur 15) dont la distribution bathymétrique recouvre les profondeurs qui ont été pêchées depuis les années 1990 ont une abondance qui a diminué, 2 autres de petite taille ont peu varié. Les espèces distribuées au-delà de 1600 m montraient des augmentations d'abondance sur une partie de leur distribution bathymétrique (Priede *et al.*, 2010). Enfin, une dernière analyse, avec les mêmes données, conduite en biomasse (poids) et non en abondance (nombres) estimait une diminution de la biomasse totale de 36% par rapport à la période inexploitée (Godbold *et al.*, 2012). Cette étude identifie aussi des effets par profondeur supérieure à la zone pêchée, notamment sur les distributions en taille. Néanmoins la baisse de biomasse totale de 36% suggère un impact sur la biomasse de la communauté modéré et très probablement inférieur à celui qui correspondrait à une exploitation à MSY.

## Conclusion

L'impact des pêcheries notamment au chalut sur les EMVs est indéniable et ce type d'impact est très persistant. Il n'est pas possible d'attribuer les impacts observés à des opérations de pêches récentes ou anciennes justement parce que ces impacts sont persistants. Après un impact sur des habitats comme les récifs de coraux ou les communautés d'éponges, il n'est pas observé de reconstitution rapide parce que croissance de ces organismes est très lente. En revanche, les colonies cassées ou

écrasées restent bien visibles. Les pêcheries qui impactent ces écosystèmes marins vulnérables profonds sont les pêcheries profondes au sens de la réglementation européenne mais aussi toutes les autres pêcheries qui opèrent sur la pente continentale. La contribution des pêcheries profondes au sens de la réglementation à l'effort de pêche total au delà de 200 m est faible. Pour minimiser ces impacts une approche de type gel de l'empreinte de toutes les pêcheries par plus de 200 m serait beaucoup plus pertinente qu'une fermeture des pêcheries "profondes".



## Références

- Althaus, F., Williams, A., Schlacher, T. A., Kloser, R. J., Green, M. A., Barker, B. A., Bax, N. J., Brodie, P., and Schlacher-Hoenlinger, M. A. 2009. Impacts of bottom trawling on deep-coral ecosystems of seamounts are long-lasting. *Marine Ecology-Progress Series*, 397: 279-294.
- Anderson, O. F., and Clark, M. R. 2003. Analysis of bycatch in the fishery for orange roughy, *Hoplostethus atlanticus*, on the South Tasman Rise. *Marine & Freshwater Research*, 54: 643-652.
- Bailey, D. M., Collins, M. A., Gordon, J. D. M., Zuur, A. F., and Priede, I. G. 2009. Long-term changes in deep-water fish populations in the northeast Atlantic: a deeper reaching effect of fisheries? *Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences*, 276: 1965-1969.
- Banon, R., Pineiro, C., and Casas, M. 2006. Biological aspects of deep-water sharks *Centroscyrnus coelolepis* and *Centrophorus squamosus* in Galician waters (north-western Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86: 843-846.
- Bavestrello, G., Cerrano, C., Zanzi, D., and CattaneoVietti, R. 1997. Damage by fishing activities in the Gorgonian coral *Paramuricea clavata* in the Ligurian Sea. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 7: 253-262.
- Bridger, J. P. 1978. New deep-water trawling grounds to the West of Britain. Laboratory Leaflet, Ministry of Agriculture Fisheries and Food (MAFF), Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, United Kingdom.
- Bullough, L. W., Turrell, W. R., Buchan, P., and Priede, I. G. 1998. Commercial deep water trawling at sub-zero temperatures - observations from the Faroe-Shetland Channel. *Fisheries Research*, 39: 33-41.
- Campbell, N., Neat, F., Burns, F., and Kunzlik, P. 2011. Species richness, taxonomic diversity, and taxonomic distinctness of the deep-water demersal fish community on the Northeast Atlantic continental slope (ICES Subdivision VIa). *ICES Journal of Marine Science*, 68: 365-376.
- Carrasson, M., Stefanescu, C., and Cartes, J. E. 1992. Diets and bathymetric distributions of two bathyal sharks of the Catalan deep sea (western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, 82: 21-30.
- Castro, J. I., Woodley, C. M., and Brudek, R. L. 1999. A preliminary evaluation of the status of shark species. *FAO Fish. Tech. P. 380*, Rome, FAO, 72 p.
- Clark, M. R., and Rowden, A. A. 2009. Effect of deepwater trawling on the macro-invertebrate assemblages of seamounts on the Chatham Rise, New Zealand. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 56: 1540-1554.

- Clark, M. R., Rowden, A. A., and O'Shea, S. 2004. Effects of Fishing on the Benthic Habitat and Fauna of Seamounts on the Chatham Rise, New Zealand.
- Clarke, M. W., Connolly, P. L., and Bracken, J. J. 2001. Aspects of reproduction of the deep water sharks *Centroscymnus coelolepis* and *Centrophorus squamosus* from west of Ireland and Scotland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81: 1019-1029.
- Clarke, M. W., Borges, L., and Officer, R. A. 2012. Comparisons of Trawl and Longline Catches of Deepwater Elasmobranchs West and North of Ireland. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 35: 429-442.
- Clò, S., Dalù, M., Danovaro, R., and Vacchi, M. 2002. Segregation of the Mediterranean population of *Centroscymnus coelolepis* (Chondrichthyes: Squalidae): a description and survey, NAFO SCR Doc. 02/83. Serial No. N4702 NAFO SCR Doc. 02/83
- NAFO Scientific Council Meeting, 3 pp.
- D'Onghia, G., Politou, C. Y., Bozzano, A., Lloris, D., Rotllant, G., Sion, L., and Mastrototaro, F. 2004. Deep-water fish assemblages in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina (Barcelona)*, 68: 87-99.
- Davies, A. J., Roberts, J. M., and Hall-Spencer, J. 2007. Preserving deep-sea natural heritage: Emerging issues in offshore conservation and management. *Biological Conservation*, 138: 299-312.
- Davies, A. J., Wisshak, M., Orr, J. C., and Roberts, J. M. 2008. Predicting suitable habitat for the cold-water coral *Lophelia pertusa* (Scleractinia). *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 55: 1048-1062.
- Dransfeld, L., Hareide, N. R., and Lorance, P. 2012. Managing the risk of vulnerable species exposure to deepwater trawl fisheries. The case of Orange Roughy to the west of Ireland and Britain. *Ecosystem based management and monitoring in the deep Mediterranean & North Atlantic*, Galway, August 28-31, 2012.
- Duran-Munoz, P. D., Sayago-Gil, M., Cristobo, J., Parra, S., Serrano, A., del Rio, V. D., Patrocinio, T., Sacau, M., Murillo, F. J., Palomino, D., and Fernandez-Salas, L. M. 2009. Seabed mapping for selecting cold-water coral protection areas on Hatton Bank, Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 2013-2025.
- Duran Munoz, P., Murillo, F. J., Sayago-Gil, M., Serrano, A., Laporta, M., Otero, I., and Gomez, C. 2011. Effects of deep-sea bottom longlining on the Hatton Bank fish communities and benthic ecosystem, north-east Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91: 939-952.

- Eastwood, P. D., Mills, C. M., Aldridge, J. N., Houghton, C. A., and Rogers, S. I. 2007. Human activities in UK offshore waters: an assessment of direct, physical pressure on the seabed. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 453-463.
- Ehrich, S. 1983. On the occurrence of some fish species at the slopes of the Rockall Trough. *Archiv für Fischereiwissenschaft*, 33: 105-150.
- Fossa, J. H., Mortensen, P. B., and Furevik, D. M. 2002. The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. *Hydrobiologia*, 471: 1-12.
- Gass, S. E., and Roberts, J. M. 2006. The occurrence of the cold-water coral *Lophelia pertusa* (Scleractinia) on oil and gas platforms in the North Sea: Colony growth, recruitment and environmental controls on distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 52: 549-559.
- Godbold, J. A., Bailey, D. M., Collins, M. A., J.D.M., G., Spallek, W., and Priede, I. G. 2012. Changes in biomass and population size structure of demersal deep-sea fishes in ICES Subarea VII, North East Atlantic Ocean; impacts of a deep water fishery? Conference "Ecosystem based management and monitoring in the deep Med. & N. Atlantic", August 28-31, 2012,
- Gordon, J. D. M. 1986. The fish populations of the Rockall Trough. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*, 191-204.
- Gordon, J. D. M., and Duncan, J. A. R. 1985. The ecology of deep-sea benthic and benthopelagic fish on the slopes of the Rockall Trough, northeastern Atlantic. *Progress in Oceanography*, 15: 37-69.
- Gordon, J. D. M., and Hunter, J. E. 1994. Study of deep-water fish stocks to the west of Scotland, Scottish Association for Marine Science, Oban, Argyll, Scotland (UK). 141 pp.
- Grehan, A. J., Unnithan, V., Leroy-Olu, K., and Opderbecke, J. 2005. Fishing impacts on Irish deepwater coral reefs: Making a case for coral conservation. *In*: Thomas, J. P. and Barnes, B. W., *Benthic habitats and effects of fishing: Linking geology, biology, socioeconomics, and management in fisheries*, 41. AFS, Bethesda, MD, USA, 819-832.
- Hall-Spencer, J., Allain, V., and Fossa, J. H. 2002. Trawling damage to northeast Atlantic ancient coral reefs. *Proceedings of The Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 269: 507-511.
- Hareide, N.-R., and Garnes, G. 2001. The distribution and abundance of deep water fish along the Mid-Atlantic Ridge from 43°N to 61°N. *Fisheries Research*, 51: 297-310.
- ICES 2010. Report of the ICES-NAFO joint Working Group on Deep-water Ecology (WGDEC). ICES CM 2010/ACOM:26, 161 pp.
- ICES 2012a. Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF). ICES CM 2012/ACOM:19, 551 pp.

- ICES 2012b. Report of the working group on biology and assessment of deep-sea fisheries resources (WGDEEP), 28 March - 5 April 2012. ICES CM 2012/ACOM:17, 942 pp.
- Jones, E. G., Tselepides, A., Bagley, P. M., Collins, M. A., and Priede, I. G. 2003. Bathymetric distribution of some benthic and benthopelagic species attracted to baited cameras and traps in the deep eastern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 251: 75-80.
- King, N. J., Bagley, P. M., and Priede, I. G. 2006. Depth zonation and latitudinal distribution of deep-sea scavenging demersal fishes of the Mid-Atlantic Ridge, 42 to 53 degrees N. *Marine Ecology Progress Series*, 319: 263-274.
- Kiraly, S. J., Moore, J. A., and Jasinski, P. H. 2003. Deepwater and other sharks of the U.S. Atlantic Ocean Exclusive Economic Zone. *Mar. Fish. Rev.*, 65: 1-64.
- Lorance, P. 2011. History and dynamics of the overexploitation of the blackspot sea bream (*Pagellus bogaraveo*) in the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 290-301.
- Lorance, P., Latrouite, D., and Seret, B. 2000. Observations of chondrichthyan fishes (sharks, rays and chimaeras) in the Bay of Biscay (North-Eastern Atlantic) from submersibles. *In: 3rd Meeting of the European Elasmobranch Association, Proceedings. Societe Francaise Ichtyologie, Paris*, 29-45.
- Lorance, P., Large, P. A., Bergstad, O. A., and Gordon, J. D. M. 2008. Grenadiers of the NE Atlantic - distribution, biology, fisheries and their impacts, and developments in stock assessment and management. *In: Orlov, A. and Iwamoto, T., Grenadiers of the world oceans: biology, stock assessment and fisheries*, 63. American Fisheries Society Symposium, Bethesda, MS, USA, 365-397.
- Massuti, E., Gordon, J. D. M., Moranta, J., Swan, S. C., Stefanescu, C., and Merrett, N. R. 2004. Mediterranean and Atlantic deep-sea fish assemblages: differences in biomass composition and size-related structure. *Scientia Marina (Barcelona)*, 68: 101-115.
- Murillo, F. J., Munoz, P. D., Altuna, A., and Serrano, A. 2011. Distribution of deep-water corals of the Flemish Cap, Flemish Pass, and the Grand Banks of Newfoundland (Northwest Atlantic Ocean): interaction with fishing activities. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 319-332.
- Neat, F., and Burns, F. 2010. Stable abundance, but changing size structure in grenadier fishes (Macrouridae) over a decade (1998-2008) in which deepwater fisheries became regulated. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*, 57: 434-440.
- Orejas, C., Gori, A., Lo Iacono, C., Puig, P., Gili, J. M., and Dale, M. R. T. 2009. Cold-water corals in the Cap de Creus canyon, northwestern Mediterranean: spatial distribution, density and anthropogenic impact. *Marine Ecology-Progress Series*, 397: 37-51.

- Parker, S. J., Penney, A. J., and Clark, M. R. 2009. Detection criteria for managing trawl impacts on vulnerable marine ecosystems in high seas fisheries of the South Pacific Ocean. *Marine Ecology-Progress Series*, 397: 309-317.
- Priede, I. G., Godbold, J. A., King, N. J., Collins, M. A., Bailey, D. M., and Gordon, J. D. M. 2010. Deep-sea demersal fish species richness in the Porcupine Seabight, NE Atlantic Ocean: global and regional patterns. *Marine Ecology-an Evolutionary Perspective*, 31: 247-260.
- Priede, I. G., Froese, R., Bailey, D. M., Bergstad, O. A., Collins, M. A., Dyb, J. E., Henriques, C., Jones, E. G., and King, N. 2006. The absence of sharks from abyssal regions of the world's oceans. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 273: 1435-1441.
- Reveillaud, J., Freiwald, A., Van Rooij, D., Le Guilloux, E., Altuna, A., Foubert, A., Vanreusel, A., Olu-Le Roy, K., and Henriet, J.-P. 2008. The distribution of scleractinian corals in the Bay of Biscay, NE Atlantic. *Facies*, 54: 317-331.
- Sion, L., Bozzano, A., D'Onghia, G., Capezzuto, F., and Panza, M. 2004. Chondrichthyes species in deep waters of the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 68: 153-162.
- Tracey, D. M., Rowden, A. A., Mackay, K. A., and Compton, T. 2011. Habitat-forming cold-water corals show affinity for seamounts in the New Zealand region. *Marine Ecology-Progress Series*, 430: 1-U59.
- Westhaus, P. 1984. Biological investigations on *Argentina silus* in the area of the Shetland-Faroe Islands and west of Great Britain. *Canadian Translation of Fisheries and Aquatic Sciences*, 5049: 1-24.
- Whitehead, P. J. P., Bauchot, M. L., Hureau, J.-C., Nielsen, J., and Tortonese, E. 1986. *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris. (2).