LES DISPOSITIFS DE CONCENTRATION DE POISSONS DANS LA ZONE DE CONVENTION DE LA COMHAFAT

NOVEMBRE 2021

La Conférence Ministérielle sur la Coopération Halieutique entre les Etats Africains Riverains de l'Océan Atlantique

Institut de Recherche pour le Développement
FRANCE

Numéro du projet :	COMHAFAT-IRD N°002/FPP/A-2-1/2021
Version :	L2 – Rapport Final
Date de publication:	Novembre 2021
Préparé par :	Y. Baidai, L. Dagorn, M. Capello, P. Guillotreau, P.Y. Lemeur

Avertissement

Les points de vue et les opinions exprimés dans ce rapport sont ceux des auteurs et ne reflètent pas nécessairement la politique ou la position officielle de la COMHAFAT.

Citation:

Y. Baidai, L. Dagorn, M. Capello, P. Guillotreau, P.Y. Lemeur, 2021. Les dispositifs de concentration de poissons dans la zone de convention de la COMHAFAT. Rapport d'étude du projet COMHAFAT-IRD N°002/FPP/A-2-1/2021. 146p

Les Dispositifs de Concentration de Poisson (DCP) dans la zone de convention de la COMHAFAT

Rapport Final

Auteurs

Yannick BAIDAI

Laurent DAGORN

Manuela CAPELLO

Patrice GUILLOTREAU

Pierre-Yves LEMEUR

Remerciements

Les auteurs souhaitent ici exprimer leur reconnaissance et leurs sincères remerciements à toutes les personnes qui de par leur soutien analytique et de recherche ou de par leurs conseils et recommandations, ont permis de mener à bien ces travaux.

RESUME EXECUTIF

CONTEXTE ET OBJECTIFS

Les Dispositifs de Concentration de Poissons (DCP) désignent les structures flottantes artificielles spécifiquement conçues pour exploiter le comportement agrégatif des espèces pélagiques autour des objets flottants afin de faciliter leurs captures. Portée par les progrès technologiques rapides dans leur domaine, l'utilisation de DCP dérivant par les flottes de senneurs s'est généralisée depuis le milieu des années 90, avec le déploiement de milliers de DCP instrumentés dans tous les océans tropicaux. Actuellement, la quasi-totalité des DCP déployés sont équipés de bouées-satellites fournissant en temps réel, aux pêcheurs des informations sur leur emplacement ainsi que sur les biomasses de poissons qui leur sont associés. Combinées à la nature agrégative des DCP, les améliorations substantielles survenues dans la technologie des bouées ont offert une remarquable facilité opérationnelle aux navires de pêche, matérialisée par une probabilité accrue de réussite des coups de pêche et une optimisation significative des stratégies de recherche du thon.

En dépit de leur place désormais prépondérante dans les stratégies de pêche thonière industrielle, l'utilisation massive de DCP et leur grande efficacité suscitent nombre d'inquiétudes tant au niveau de leurs répercussions sur la déplétion des stocks exploités que des multiples conséquences écologiques qui leurs sont associés. C'est dans ce contexte que la Conférence Ministérielle sur la Coopération Halieutique entre les États africains riverains de l'océan Atlantique (COMHAFAT) a contracté l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) pour la réalisation d'une évaluation de l'utilisation de ces outils de pêche au sein de sa zone de convention. Les objectifs généraux de la mission étaient de consolider les informations existantes sur l'utilisation et les impacts associés aux DCP dans la zone de la Convention de la COMHAFAT et de proposer des moyens d'encadrer leur utilisation durable. A cet effet, ce projet a été structuré autour de cinq axes majeurs, à savoir :

(i) Compiler les informations existantes sur l'ampleur de l'utilisation des DCP dans la zone de convention de la COMHAFAT ;
(ii) Examiner les impacts de leur usage sur les rendements des différentes pêcheries de la zone ;
(iii) Examiner les impacts de leur usage sur les ressources halieutiques présentes dans la zone de convention de la COMHAFAT, sur la biodiversité marine et sur les habitats pélagiques et côtiers,
(iv) Examiner les impacts des DCP sur l'économie et la sécurité alimentaire des communautés des États de la COMHAFAT ;
(v) Et évaluer les options de gestion des DCP dérivants visant

à atténuer leurs effets et garantir la bonne santé des écosystèmes marins hauturiers et la durabilité des pêcheries des États de la COMHAFAT.

DIMENSION D'UTILISATION DES DCP DANS LA ZONE DE CONVENTION DE LA COMHAFAT

L'évaluation de l'étendue de l'utilisation des DCP dans l'Atlantique en général, et dans la zone de la convention COMHAFAT en particulier, a mis en évidence la nature fragmentaire et imprécise des données sur les nombres de DCP utilisés par les flottilles. L'essentiel des informations sur l'utilisation des DCP avant 2013, se fonde sur des informations indirectes et des extrapolations soutenues par diverses hypothèses, qui ont notamment permis de calculer qu'entre 17 000 et 20 000 DCP avaient été déployés dans l'Atlantique, au cours de l'année 2013. Après cette période intervient un renforcement continu des exigences réglementaires de la Commission Internationale pour la Conservation des Thonidés de l'Atlantique (CICTA) en matière de déclaration des données sur les DCP exploités par les navires de pêche. Ces données indiquent que l'effort moyen de déploiement de DCP est passé de 26 000 DCP par an en moyenne sur la période 2013-2017 à 18 000 DCP au cours de 2018-2019. Toutefois, leur caractère non uniforme d'une année sur l'autre, résultant du respect variable des obligations de déclaration par les différentes flottes, n'autorise aucune interprétation de cette dynamique apparente. Plus d'un tiers de ces déclarations d'activités de déploiement et de suivi des DCP par les senneurs et les canneurs dans l'océan Atlantique-Est se concentrent dans les Zones Économiques Exclusives (ZEE) des États côtiers africains, avec une saisonnalité marquée au niveau des zones de déploiement, dont les principales demeurent les ZEE de l'Angola, de la Mauritanie, du Gabon, Du Sénégal, du Cap-Vert, de la Guinée Equatoriale et de Sao-Tomé et Principe.

IMPACTS DE L'USAGE DES DCP SUR LES PECHERIES OPERANT DE LA FAÇADE ATLANTIQUE EST DE L'AFRIQUE

Depuis les débuts de l'industrie thonière à la senne dans l'Atlantique, les eaux de plusieurs États côtiers africains constituent des zones privilégiées pour la pratique de la pêche sous objets flottants. Ainsi au cours de l'année 2019, environ 87% des captures de thons majeurs réalisées par les senneurs dans les eaux sous juridiction des États côtiers dérivaient de la pêche sous DCP. Correspondant à environ 48% de la production totale des senneurs dans l'Atlantique, ces proportions soulignent clairement la prédominance de ces outils dans les stratégies de pêche des navires opérant dans ces zones, et de manière plus générale dans cet océan.

Par ailleurs, des enquêtes pilotes conduites le long du littoral ivoirien ont révélé que cette utilisation des DCP par les flottes industrielles ne générait que des niveaux négligeables d'interactions directes avec les pêcheries artisanales hauturières opérant dans ces zones, principalement en raison des différences au sein des échelles d'opérations spatiales et des espèces ciblées par les deux pêcheries. Néanmoins, les DCP sont généralement associés à un volume plus

élevé de prises accessoires que la pêche ciblant de bancs libres, ainsi qu'à un risque potentiel de perturbation de l'écologie, du comportement naturel et de la distribution des espèces. Or, certains taxons considérés comme des prises accessoires par la pêche industrielle au thon à la senne revêtent un intérêt commercial ou alimentaire pour les pêcheurs locaux, ou pourraient représenter des candidats viables pour une exploitation durable par ces pêcheries. Avec l'éventualité de leurs impacts sur les stocks et le comportement naturel de ces espèces, les DCP pourrait être susceptibles d'induire indirectement des perturbations significatives dans les schémas et stratégies d'exploitation des pêcheurs artisans. Les nombreuses incertitudes sur l'écologie des espèces associées, ainsi que les insuffisances des systèmes de suivi et de collecte de données des pêcheries artisanales de ces États côtiers, entravent toutefois, considérablement l'examen de la plausibilité et de l'importance de ce type d'interaction.

IMPACTS DE L'USAGE DES DCP SUR LES RESSOURCES HALIEUTIQUES, LA BIODIVERSITE MARINE ET LES HABITATS PELAGIQUES ET COTIERS

L'utilisation massive des DCP se manifeste par diverses catégories d'impacts sur les ressources halieutiques et les écosystèmes pélagiques et côtiers. On estime qu'ils font peser un risque de surexploitation sur les ressources thonières, principalement les juvéniles de thon obèse et d'albacore capturés en association avec le listao sous objets flottants.

La pêche sous DCP constitue en outre, la moins sélective des stratégies de pêche thonière à la senne. Dans l'Atlantique, on estime que les prises accessoires représentent en moyenne 8% des prises totales réalisées sous DCP, soit 4 fois plus que celui de la pêche ciblant les bancs libres. Ces prises se composent principalement de thonidés mineurs, d'autres poissons osseux et de requins.

Les DCP sont par ailleurs à la base d'une mortalité cryptique liée à l'enchevêtrement des animaux dans leurs structures constitutives. Ceci apparait particulièrement préoccupant pour les espèces sensibles telles que les requins et les tortues, pour lesquelles on estimait que ce phénomène induirait une mortalité 5 à 10 fois supérieure à celle résultant des captures accidentelles. Cependant, les évolutions majeures dans la conception des DCP, avec notamment l'utilisation de structures ou de matériaux non-maillants, pourraient avoir considérablement limité l'ampleur de ce phénomène. Une réévaluation de l'effet de ces changements se révèle ici essentielle.

Aussi, environ 10 % des DCP déployés dans l'Atlantique s'échouent le long de la côte ouest-africaine, notamment dans le Golfe de Guinée, engendrant un risque potentiel pour les habitats côtiers. Les DCP restants finissent par couler, participant de fait, à la pollution des océans et des fonds marins, en raison des matériaux synthétiques qui

les composent.

Enfin, il est possible que l'utilisation intensive des DCP puisse négativement influencer les mécanismes de sélection de l'habitat et le fitness des espèces de poissons associées. Cette éventualité connue sous le nom de « piège écologique », encore débattue dans les milieux scientifiques, mérite néanmoins d'être prise en compte conformément au principe de précaution, dans les différentes stratégies d'atténuation des effets des DCP.

IMPACTS SOCIO-ECONOMIQUES DES DCP SUR LES COMMUNAUTES DES ÉTATS DE LA COMHAFAT

Pour les États côtiers africains de la façade Atlantique -Est, la pêche thonière industrielle représente une source indéniable de bénéfices socio-économiques. En effet, les compensations financières prévues par les accords pêche constituent pour certains de ces pays, des parts substantielles de leurs budgets publics. Tandis que pour d'autres, les recettes d'exportation de produits thoniers frais ou transformés jouent un rôle majeur dans l'équilibre de la balance commerciale. Dans les principaux hubs thoniers d'Afrique occidentale, la filière thonière apparait fortement intégrée aux économies nationales, où elle participe activement à la création d'emplois et de richesses. On évalue par exemple que l'ensemble des activités gravitant autour des activités thonières fournit de l'emploi à environ 35 000 personnes avec une forte représentation des femmes, notamment dans les conserveries.

La pêche thonière industrielle à la senne, notamment celle sous DCP, supporte le développement d'une filière sous régionale de commercialisation de thonidés, alimentée par une portion des captures des senneurs, qualifiée de « faux-poissons » ou de « faux-thons ». Le « faux-poisson » désigne les thons majeurs endommagés ou en dessous des tailles acceptées par les conserveries et les espèces accessoires capturées. Outil efficace permettant d'éviter le gaspillage de ressources halieutiques, la filière du « faux-poisson » a acquis au fil des années un rôle majeur pour la sécurité tant alimentaire qu'économique des communautés locales, et également dans divers pays de l'hinterland ouest-africain, vers lesquels est réacheminée une partie du « faux-poisson ».

L'examen de ces différents aspects révèle qu'au regard de la dépendance actuelle des DCP dans les stratégies de pêche thonière industrielle, un changement drastique de paradigme des États côtiers vis-à-vis de l'utilisation de ces dispositifs dans les eaux relevant de leur juridiction pourrait se solder par des préjudices majeurs en termes de retombées socio-économiques pour ces pays. En ce sens, la définition de modalités de gestion visant à une utilisation des DCP qui concilie les intérêts des différentes parties prenantes tout en préservant la viabilité des écosystèmes pélagiques et la durabilité des

opérations de pêche thonière revêt une importance cruciale.

RECOMMANDATIONS VISANT A GERER/ATTENUER LES EFFETS ET L'UTILISATION DES DCP

Cette responsabilité est institutionnellement portée par la CICTA, qui a réalisé d'importants progrès dans la gestion des DCP ces dernières années. Ses initiatives en faveur d'une utilisation plus durable des DCP s'organisent principalement autour de dispositions réglementaires visant à :

- Améliorer la collecte et la fourniture de données relatives à l'utilisation des DCP par les différents pavillons ;
- Contrôler l'utilisation des DCP par le biais de limitations imposées sur les nombres de DCP actifs par navire, et de fermetures spatio-temporelles de la pêche sous ces dispositifs ;
- Atténuer les impacts environnementaux découlant du maillage d'espèces non cibles, de la perte et des échouages des DCP, via des exigences réglementaires sur l'utilisation de DCP non maillants et la promotion d'une transition des flottilles vers des DCP conçus avec des matériaux biodégradables.

L'analyse du dispositif réglementaire déployé par la CICTA a toutefois permis de dégager des points d'amélioration susceptibles de contribuer à une gestion plus efficace des DCP, notamment au regard des enjeux socio-économiques et environnementaux des États côtiers africains. L'un des points les plus importants a trait à la nécessité d'intensifier les efforts entrepris afin d'améliorer le niveau actuel de précision des données fournies sur l'utilisation des DCP. En effet, de nombreux travaux ont montré que les données fines collectées par les pêcheurs sur les DCP pouvaient se révéler déterminantes pour appuyer scientifiquement la gestion de ces outils de pêche. L'adoption d'un système adéquat de marquage et d'identification des DCP apparaît également indispensable pour garantir une efficacité optimale des actuelles actions de la CICTA visant au contrôle de leur exploitation. L'élaboration de stratégies pour la récupération et l'élimination des DCP en fin de vie représente aussi, l'un des éléments clés dont il faudra tenir compte pour l'amélioration des mécanismes actuels de gestion de ces dispositifs. A cet égard, l'internalisation des coûts environnementaux causés par les DCP apparait comme une étape à considérer pour garantir la performance de ces stratégies.

Ce rapport identifie également, des priorités de recherche sur les DCP en relation avec les enjeux socio-économiques et environnementaux des États côtiers de la façade Atlantique africaine. Il souligne la nécessité d'efforts plus importants de recherche vers l'amélioration des connaissances sur l'écologie des autres poissons osseux pélagiques associées aux DCP. Dans la même ligne, la réalisation d'une évaluation exhaustive des impacts des DCP sur les pêcheries artisanales et sur les autres aspects socio-économiques propres aux États côtiers africains figure parmi les éléments centraux à prioriser

pour l’implémentation d’une future gestion adaptative des DCP.

EXECUTIVE SUMMARY

BACKGROUND AND OBJECTIVES

Fish aggregating devices (FADs) are artificial floating structures specifically designed to exploit the aggregative behavior of pelagic species around floating objects in order to facilitate their capture. Driven by rapid technological advances in their field, the use of drifting FADs by purse seine fleets has become widespread since the mid-1990s, with the deployment of thousands of instrumented FADs in all tropical oceans. Currently, almost all of the FADs deployed are equipped with satellite buoys that provide industrial fishers with real-time information on the locations as well as on the fish biomass associated with them. Along with the aggregative nature of FADs, the substantial improvements in buoy technology have greatly facilitated the fishing vessels operations, resulting in increased probability of successful fishing sets and optimized tuna search strategies.

In spite of their now predominant place in industrial tuna fishing strategies, the massive use of FADs and their striking efficiency raise many concerns, both with regard to their impacts on the depletion of exploited stocks and the multiple ecological consequences that may be associated to them. This context is the basis for the present report, carried out by the French National Research Institute for Sustainable Development (IRD), under commission from the Ministerial Conference on fisheries cooperation among African States bordering the Atlantic Ocean (ATLAFCO). It aims to provide an assessment of the use of these fishing tools in its convention area. Its overall objectives were to consolidate existing information on the use and impacts associated with FADs in the ATLAFCO convention area and to propose ways to manage their sustainable use. To this end, this report was structured around five major axes, namely:

(i). The compilation of information on the extent of the use of FADs in the ATLAFCO Convention area;

(ii). The examination of their impacts use on the yields of the different fisheries in the area;

(iii). The examination of their impacts on the fishery resources available in the ATLAFCO Convention area, on the marine biodiversity and on pelagic and coastal habitats

(iv). The review of the impacts of FADs on the economy and food security of the communities of ATLAFCO States;

(v). The proposal of management options to mitigate the effects of FADs and ensure the health of high seas marine ecosystems and the sustainability of the fisheries of the ATLAFCO States.

EXTENT OF FAD USE IN THE ATLAFCO CONVENTION AREA

The assessment of the extent of FAD use in the Atlantic Ocean in general, and in the COMHAFAT Convention area in particular, has highlighted the fragmented and imprecise nature of the data on the numbers of FADs used by fleets. Most information on drifting FAD use

prior to 2013 is based on indirect sources and extrapolations supported by various assumptions, which place the number of FADs deployed in the Atlantic over this period between 17,000 and 20,000 FADs. The year 2013 preceded a continuous strengthening of the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT) regarding the regulatory reporting requirements for data on FADs operated by fishing vessels. These data indicate that the average FAD deployment effort has decreased from an average of 26,000 FADs per year during 2013-2017 to 18,000 FADs during 2018-2019. However, these official data are unfortunately characterized by significant disparities from one year to year, resulting from the varying compliance of the different fleets with their reporting obligations, which impedes a valid interpretation of this apparent dynamic.

Nevertheless, it should be noted that more than one third of the FAD deployment and monitoring activities officially reported by purse seiners and bait boats in the East Atlantic Ocean is concentrated in the Exclusive Economic Zones (EEZs) of the African coastal States. The spatial pattern of deployment presents a marked seasonality, the preferred regions of deployment being the EEZs of Angola, Mauritania, Gabon, Senegal, Cape Verde, Equatorial Guinea and Sao Tome and Principe. Although a strong seasonality characterizes the spatial pattern of deployments, the main areas of deployment remain the EEZs of Angola, Mauritania, Gabon, Senegal, Cape Verde, Equatorial Guinea and Sao Tome and Principe.

IMPACTS OF FADS ON FISHERIES OPERATING IN THE EASTERN ATLANTIC

Since the beginning of the tuna purse seine industry in the Atlantic, the African coastal waters have been privileged areas for fishing under floating objects. During 2019, about 87% of the purse seine tuna catches made in the EEZs of the eastern Atlantic coastal States were derived from FAD fishing. Representing about 48% of the total production of purse seiners in the Atlantic, this proportion clearly underlines the predominance of FADs in the fishing strategies of vessels operating in these areas, and more generally in this ocean.

On the other hand, pilot surveys conducted along the coast of Côte d'Ivoire revealed that the use of FADs by the industrial fleets generated negligible levels of direct interactions with the artisanal fisheries operating in these areas. This is mainly due to differences in both the spatial scales of operation and the species targeted by the two fisheries. Nevertheless, FADs are generally associated with a higher volume of bycatch than fishing on schools of free-swimming schools, with potential disruption of the ecology, natural behavior and distribution of species. In addition, some taxa considered as bycatch by the industrial tuna purse seine fishery are of commercial or food interest to the artisanal fishers, or could represent viable candidates for sustainable exploitation by this fishery. Given their potential effects on stocks and species behavior, the intensive use of FADs might

significantly interfere with the exploitation patterns and strategies of artisanal fishers. However, the numerous uncertainties about the ecology of associated species, as well as the general inadequacies of artisanal fisheries monitoring and data collection systems in African coastal states, considerably hinder the examination of the plausibility and importance of these types of interactions.

FAD IMPACTS ON FISHERIES RESOURCES, MARINE BIODIVERSITY, PELAGIC AND COASTAL HABITATS

The massive use of FADs results in various categories of impacts on fishery resources and pelagic and coastal ecosystems. They are considered to pose a risk of overexploitation of tuna resources, mainly juveniles of bigeye and yellowfin tunas caught in association with skipjack under floating objects.

The FAD fishing is also the least selective of the tuna purse seine fishing strategies. In the Atlantic Ocean, it has estimated that bycatches represent on average 8% of the total catches made under FADs, which is about 4 times higher than the volume of bycatches originating from free-swimming school fishing. The bycatches from FAD fishing consist mainly of small tunas, sharks and various bony fish.

In addition, FADs are the source of cryptic animal mortality due to the entanglement of marine fauna in their structural components. This is of particular concern for sensitive species such as sharks and turtles, for which it was estimated that this mortality would be 5 to 10 times higher than that resulting from incidental catches. However, the major developments in FAD design, including the use of non-entangled structures and materials, could have significantly limited the extent of this phenomenon.

In addition, about 10% of FADs deployed in the Atlantic end up stranded along the West African coast, particularly in the Gulf of Guinea, thereby posing a potential risk for coastal habitats. The remaining FADs sink and contribute to the pollution of oceans and seabed because of the synthetic materials they are made of.

Finally, it is possible that the intensive use of FADs may negatively influence the habitat selection mechanisms and the fitness of associated fish species. This possibility, known as the "ecological trap", is still subject to debate in scientific circles, but it should be taken into account, in accordance with the precautionary principle, in the different mitigation strategies for the effects of FADs.

SOCIO-ECONOMIC IMPACTS OF FADS ON COMMUNITIES IN ATLAFCO STATES

The industrial tuna fishery represents an undeniable source of socio-economic benefits for the coastal States of the eastern Atlantic.

In fact, the financial compensation included in fisheries agreements constitutes, for some of these countries, a substantial part of their public budgets. For others, the export revenues of fresh or processed

tuna products play a major role in the balance of trade. In the main tuna fishing platforms of West Africa, the tuna industry is highly integrated into the national economies, where it actively participates in job and wealth creation. It is estimated, for example, that tuna-related activities as a whole provide employment for about 35,000 people, with a high representation of women, particularly in canneries.

The industrial tuna purse seine fishery, particularly that under FADs, has favored the development of a regional tuna market, supplied by a portion of purse seiner catches, referred to as “false tuna” or “false fish”. The "false fish" are mainly made up of damaged major tunas or tunas smaller than the size required by the canneries, and secondarily of species caught accidentally. Considered as an effective tool to avoid the waste of fisheries resources, the "false fish" sector has acquired over the years a major role for the food and economic security of local communities, as well as in various countries of the West African hinterland, where some of it is redirected.

Examination of these different aspects reveals that, given the current reliance on FADs in industrial tuna fishing strategies, a radical paradigm shift on the part of African coastal States regarding the use of these devices in waters under their jurisdiction could have a number of detrimental socio-economic effects for some of these countries. Therefore, the development of appropriate management mechanisms for the use of FADs that reconcile the interests of the different stakeholders while preserving the viability of pelagic ecosystems and the sustainability of tuna fishing operations is of crucial importance.

RECOMMENDATIONS TO MANAGE/MITIGATE THE USE AND EFFECTS OF FADS

Due to their transboundary tuna nature, the responsibility for the management of the resources is institutionally carried by the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT). Its initiatives for a more sustainable use of FADs are mainly organized around regulatory provisions that aim to:

- Improve data collection and reporting on the use of FADs by the different flags;
- Control the use of FADs through limitations on the number of active FADs per vessel and through time and area closures on FAD fishing;
- Mitigate environmental impacts related to the entanglement of marine animals, stranding and pollution associated with FADs, through regulatory requirements on the use of non-entangling FADs and by encouraging the transition of the fishing fleets towards the use of biodegradable FADs.

However, there are still a number of points in the regulatory system deployed by the ICCAT whose improvement could significantly contribute to a more effective management of FADs, especially with regard to the socio-economic and environmental issues of African

coastal States. One of the most important is the need to intensify the ongoing efforts related to FAD data collection in order to improve their current level of accuracy. Several scientific studies have demonstrated that high-resolution data collected by buoys on FADs can be decisive in scientifically supporting the management of tropical tuna resources. The adoption of an appropriate identification and marking system for FADs is also essential to ensure an optimal effectiveness of ICCAT's current actions to control the extent of FAD use.

In addition, the development of strategies for the recovery and disposal of FADs at the end of their life also emerges as one of the key elements to be considered in improving the current management mechanisms of these devices. In this regard, the internalization of the environmental costs caused by FADs will have to be considered in order to ensure the performance of these strategies.

Finally, this report also identifies research priorities on FADs in relation to the socio-economic and environmental issues of the coastal States of the African Atlantic coast. It emphasizes the need for increasing research efforts to improve knowledge on the ecology of tunas and other pelagic bony fish associated with FADs. In the same vein, a comprehensive assessment of the impacts of FADs on artisanal fisheries and other socio-economic aspects specific to African coastal states is among the central elements to be prioritized for the implementation of a future adaptive management of FADs.

TABLE DES MATIERES

RESUME EXECUTIF 1

EXECUTIVE SUMMARY 7

SIGLES ET ABREVIATIONS 14

LISTE DES FIGURES 15

LISTE DES TABLEAUX 17

LISTE DES ENCADRES 18

I. Introduction 19

1. Historique et définition des DCP 21

2. Les DCP dérivants 23

2.1. Les processus d'agrégation sous DCP dérivants 24

2.2. La pêche à la senne sous DCP dérivants 27

2.3. Régime légal et juridique de l'utilisation des DCP dérivants 29

3. Objectifs de l'étude 32

II. Évaluation de la dimension de l'utilisation des DCP dans la zone de convention de la COMHAFAT 35

1. Typologie des DCP utilisés dans l'Atlantique 36

2. Examen de l'ampleur d'utilisation des DCP dans l'Atlantique avant 2013 39

3. Examen de l'ampleur d'utilisation des DCP dans l'Atlantique après 2013 40

4. Ampleur d'utilisation des DCP dans les ZEE des États de la COMHAFAT 44

III. Examen des impacts de l'usage des DCP sur les pêcheries opérant de la façade Atlantique Est de l'Afrique 50

1. Impacts des DCP sur les pêcheries industrielles thonières tropicales 50

1.1. DCP et pêcheries industrielles à la senne dans les ZEE des Etats-membres de la COMHAFAT 56

2. Impacts de l'usage des DCP sur les pêcheries artisanales de la façade Atlantique Est. 60

2.1. Interactions directes entre les DCP et les pêcheries artisanales : étude de cas de la Côte d'ivoire 61

2.2. Interactions indirectes entre les DCP et les pêcheries artisanales 67

IV. Examen des impacts de l'usage des DCP sur les ressources halieutiques, la biodiversité marine et les habitats pélagiques et côtiers 71

1. Impacts des DCP sur les ressources thonières 71

2. Impacts des DCP sur les espèces accessoires 75

2.1. Thonidés mineurs 76

2.2. Autres poissons osseux 77

2.3. Poissons porte-épées (Istiophoridés) 78

2.4. Requins et raies 78
2.5. Tortues 80
3. DCP et « pêche fantôme » 82
4. Impacts sur les habitats et conséquences écologiques 82
4.1. DCP : sources de pollution côtière et marine 85
4.2. DCP et piège écologique 88
V. Examen des impacts socio-économiques des DCP sur les communautés des États de la COMHAFAT 91
1. Contribution des DCP à la sécurité économique et alimentaire en Afrique de l'ouest : la filière du « faux poisson » d'Abidjan 92
2. Implications socio-économiques d'une réduction de la pêche sous DCP 95
2.1. Accords de pêche et compensations financières 95
2.2. Recettes à l'exportation et filières amont et aval 98
VI. Conclusions et recommandations visant à gérer/atténuer les effets et l'utilisation des DCP…. 102
1. État des lieux des mesures de gestion en vigueur dans les ORGP thonières 102
1.1. Collecte et suivi des données d'activités sur DCP 103
1.2. Mesures de contrôle de l'utilisation des DCP 106
1.3. Options de gestion des DCP pour l'atténuation des impacts sur les prises accessoires 107
1.4. Options de gestion des DCP pour l'atténuation des impacts sur les habitats et les écosystèmes 107
2. Recommandations visant à gérer/atténuer les effets et l'utilisation des DCP 110
2.1. Recommandations de gestion pour une utilisation durable des DCP 110
2.2. Priorités de recherches 115
3. Conclusion générale 118
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 121
ANNEXES 136

SIGLES ET ABREVIATIONS

ACP		Afrique – Caraïbes - Pacifique
CCPR	:	Code de Conduite pour une Pêche Responsable
CICTA	:	Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique
CITT	:	Commission Interaméricaine du Thon Tropical
CNDUM	:	Convention des Nations Unies sur le Droit de la Mer
COFI	:	Comité des Pêches de la FAO (FAO Committee on Fisheries)
COMHAFAT	:	Conférence Ministérielle sur la Coopération Halieutique entre les États africains riverains de l'océan Atlantique
CPC	:	Parties contractantes et parties coopérantes non contractantes (*Contracting Parties and non-contracting Cooperating parties*)
CPPOC	:	Commission des Pêches du Pacifique Occidental et Central
CTOI	:	Commission des Thons de l'Océan Indien
DCP	:	Dispositif de Concentration de Poissons
FAO	:	Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*)
INDNR	:	Illicite Non Déclaré et Non Règlementée
IRD	:	Institut de Recherche et de Développement
ISSF	:	Fondation Internationale pour la Durabilité des Produits de la Mer (*International Seafood Sustainability Foundation)*
ONG	:	Organisation Non-Gouvernementale
ORGP	:	Organisation Régionale de Gestion des Pêches
UICN		Union internationale pour la conservation de la nature
ZEE	:	Zone Économique Exclusive

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Description de la structure et de la conception de dispositifs de concentration de Poissons (DCP).. 25

Figure 2: Diversité des formes, structures et conceptions de DCP et exemples d'épaves servant de DCP. 26

Figure 3: Le cycle de vie simplifié d'un DCP en mer. 28

Figure 4: Densité saisonnière des déploiements de DCP instrumentés par la flottille française de thoniers senneurs dans l'océan Atlantique.. 29

Figure 5 : Zones économiques exclusives (ZEE) et pays constitutifs de La Conférence Ministérielle sur la Coopération Halieutique entre les États Africains Riverains de l'Océan Atlantique (COMHAFAT). 33

Figure 6 : Evolution des exigences déclaratives de la CICTA relatives aux données d'utilisation des navires de pêche et les CPC auxquelles ils se rapportent. 37

Figure 7: Taux de déclaration à la CICTA des données relatives aux DCP, par les différentes CPC dont les senneurs et les canneurs pourraient être associés à la pêche sous DCP, au cours de la période 2011-2019. 42

Figure 8: Nombre et type de DCP déployés déclarés à la CICTA sur la période 2013-2019. 42

Figure 9 : Moyennes annuelles des DCP déployés par navire et par flottille estimés sur la période 2018-2019 dans l'océan Atlantique..... 43

Figure 10: Déploiements mensuels de DCP dans l'océan Atlantique estimés sur la période 2018-2019 à partir des données de déclaration CICTA. 44

Figure 11 : Moyennes mensuelles de déploiements dans les ZEE des États Côtiers de la façade atlantique Africaine estimées sur la période 2018-2019..... 46

Figure 12: Proportion moyenne des DCP déployés par pavillons dans les ZEE des États côtiers africains et les eaux internationales sur la période 2018-2019. 48

Figure 13: Evolution des prises des trois espèces majeures de thons tropicaux (BET : thon obèse, SKJ : listao et YFT : albacore) dans l'océan Atlantique, par espèce (A) par engin (B), et (C) par espèces pour chaque type d'engin de 1950 à 2019. 52

Figure 14: Captures totales annuelles des trois espèces de thons tropicaux majeurs par les flottilles de thoniers senneurs opérant dans l'océan Atlantique. 53

Figure 15: Proportions de captures et mode de pêche des thonidés majeurs dans les ZEE des États Membres de la COMHAFAT..... 57

Figure 16: Modes de capture et espèces pêchées avant 2006 (1990-2006) et après 2006 (2007-2019) dans les eaux sous juridictions des États membres de la COMHAFAT. 59

Figure 17: Nature et fréquence des interactions directes entre les DCP et les pêcheries artisanales maritimes de la Côte d'Ivoire.. 65

Figure 18: Opinion des pêcheurs artisanaux sur les impacts résultant de l'utilisation des DCP dérivants par les flottilles industrielles. 65

Figure 19: Perception par les pêcheurs artisans des impacts des débarquements de prises accessoires sur les revenus de pêche. 66

Figure 20 : Moyennes de tailles des captures de thon obèse (BET),de listao (SKJ) et d'albacore (YFT) par engins de pêches de1980 à 2018 dans l'océan Atlantique Est. 74

Figure 21 : Distribution des tailles des captures par mode de pêche de thon obèse (BET), de listao (SKJ) et d'albacore (YFT) réalisés par les senneurs de 1980 à 2018, dans l'océan Atlantique-Est..... 74

Figure 22 : Prédiction des hotspots de présence des cinq espèces principales de prises accessoires associés aux DCP dans l'océan Atlantique. 81

Figure 23: Echouage de DCP et zones de mangroves dans le Golfe de Guinée. 87

Figure 24: Nombre de déploiements de DCP français par cellule de 1°×1°◦ cellule sur la période 2013-2017..... 87

Figure 25: Représentation schématique de la situation du secteur du « faux-poisson " (Adaptée de Romagny et al., 2000). 93

Figure 26 : Limites de DCP actifs par navire en vigueur dans les différentes ORGP thonières. 107

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Structures et matériaux des DCP utilisé par les principales flottilles thonières dans l'océan Atlantique **.....** 25

Tableau 2 : Codes, noms et exemples des différents types d'objets flottants définis par le projet CECOFAD et adoptés par la CICTA en tant qu'exigence minimale de données sur les DCP devant être collectés dans les journaux de bord. **.....** 38

Tableau 3: Noms et description des activités liées aux objets flottants et aux bouées définis comme donnée minimale requise à être collectes dans les journaux de bord par les navires se livrant à des activités de pêche en association avec des objets flottants (FOB) dans la zone de convention de la CICTA **.....** 38

Tableau 4: Nombre et caractéristiques par pavillons des senneurs actifs en 2021 réalisant des opérations de pêche dans l'océan Atlantique Est**.** **.....** 40

Tableau 5: Moyennes annuelles et pourcentages par zone, type de navire et pavillons des DCP déployés dans l'Océan Atlantique sur la période 2018-2019. **.....** 47

Tableau 6: Moyennes mensuelles et pourcentages de DCP activement suivis dans l'océan Atlantique sur la période 2016-2017**.** **.....** 47

Tableau 7 : Classification fonctionnelle des interactions pêche artisanale et industrielle**.** **.....** 63

Tableau 8: Composition des prises accessoires estimées en tonnes par 1000 tonnes de thons cibles débarqués, par mode de pêche. **.....** 80

Tableau 9 : Liste des actuels accords de pêche actifs entre l'Union Européenne et les États côtiers de la face Atlantique-Es**t.** **.....** 98

Tableau 10 : Modèle de formulaire de collecte de données d'activités sur DCP (carnet de pêche-DCP) proposé par la CICTA à la destination des navires**.** **.....** 105

Tableau 11 : Résumé des mesures de gestion en relation avec l'utilisation de DCP dans les pêcheries thonières industrielles, en vigueur dans les différentes ORGP thonières**.** **.....** 109

LISTE DES ENCADRES

Encadré 1 : Accord relatif aux mesures du ressort de l'État du port visant à prévenir, contrecarrer et éliminer la pêche illicite, non déclarée et non réglementée 31

Encadré 2 : Méthodologie d'enquêtes sur les interactions DCP-pêcheurs artisanaux opérant sur le littoral ivoirien 64

Encadré 3 : Captures accessoires et pêche thonière tropicale à la senne dans l'océan Atlantique 76

Encadré 4 : Structure et conception de DCP non maillants 83

Encadré 5 : L'accord de Nauru 120

I. Introduction

Soutenant une économie mondiale estimée à plus de 40 milliards de dollars par an (McKinney *et al.*, 2020), les thons figurent parmi les espèces de poissons les plus lucratives au monde. Ils occupent une importance socio-économique cruciale aussi bien pour les pays développés que pour les pays en développement. De nombreux pays sont en effet, tributaires de la grande variété de services écosystémiques fournis par ces animaux, notamment pour la sécurité alimentaire, le développement économique, la création d'emplois, de moyens de subsistance, la culture ou les loisirs (Bell *et al.*, 2009, 2015; Gilman *et al.*, 2014). En tant que superprédateurs, les thons occupent également, une place fondamentale dans les réseaux trophiques marins. Une déplétion de leurs populations pourrait se traduire par de dramatiques effets délétères sur le fonctionnement et la stabilité des écosystèmes (Sund *et al.*, 1981; Baum et Worm, 2009; Young *et al.*, 2010; Duffy *et al.*, 2017). Sur les 15 espèces de thons existantes, seules quatre espèces tempérées (i.e. le germon : *Thunnus alalunga*, le thon rouge de l'Atlantique : *T. thynnus*, le thon rouge du Pacifique : *T. orientalis*, le thon rouge du Sud: *T. maccoyii*), et trois espèces tropicales (i.e. le thon à nageoires jaunes ou albacore : *Thunnus albacares*, le thon obèse ou patudo : *T. obesus* et la bonite à ventre rayé ou listao : *Katsuwonus pelamis*) revêtent une importance économique significative sur le marché mondial (Majkowski, 2007). Ces thons dits « majeurs » ont représenté en 2019, un volume global de captures estimé à 5,3 millions de tonnes, majoritairement dominées par les 3 espèces tropicales, avec 56%, 30%, et 8% du volume global de captures respectivement pour le listao, l'albacore et le patudo (ISSF, 2021).

Contribuant à plus de 65% aux captures mondiales (ISSF, 2021) les flottes de thonier-senneurs opérant dans les trois océans tropicaux, au sein d'une bande comprise entre les 10 °N et 10°S, représentent le principal engin de capture de thons. Ces navires utilisent des filets pouvant dépasser un kilomètre de long, pour des chutes de 100 à 250 mètres, afin d'encercler les bancs de thons en nage libre ou associés à des structures flottantes. Ce second mode de capture qui tire avantage du comportement associatif typique des thons tropicaux et d'autres espèces marines pélagiques (Fréon et Dagorn, 2000; Castro *et al.*, 2002), génère actuellement plus de la moitié des prises de thons réalisées par les senneurs (Fonteneau *et al.*, 2013). En raison de sa remarquable efficacité, ce mode de pêche a connu un essor considérable au cours de ces dernières décennies, se manifestant à travers le déploiement par les navires de pêche, de milliers de dispositifs flottants artificiels spécifiquement conçus afin d'attirer, de concentrer les thons et de faciliter leurs captures : « les Dispositifs de concentration de

Poissons » ou DCP. Le développement rapide de la pêche sous DCP soulève toutefois de vives préoccupations d'une part sur ses impacts, tant d'un point de vue écologique que sur la durabilité des pêcheries thonières elles-mêmes ; et de l'autre sur les stratégies et solutions adéquates susceptibles de contrer les éventuels effets négatifs découlant de l'usage de ces outils de pêche (Dagorn *et al.*, 2013a).

En raison du caractère migratoire des thonidés, le développement de l'exploitation thonière et sa gestion impliquent une politique concertée à l'échelle régionale, voire internationale. La gestion des espèces est ainsi confiée à la responsabilité d'agences intergouvernementales désignées sous le nom d'Organisations Régionales de Gestion des Pêches (ORGP), qui réunissent les États possédant des intérêts dans les pêcheries d'une zone géographique spécifique, en l'occurrence les pays côtiers et les pays ayant des navires pêchant dans ces régions. Ainsi, dans l'Atlantique, la Commission Internationale pour la Conservation des Thonidés de l'Atlantique (CICTA), constitue l'organisme chargé du recueil des données de pêche, du suivi scientifique et de la gestion des ressources thonières et autres espèces apparentées comme l'espadon et le marlin. Avec une capture globale de thons estimée à 554,522 tonnes en 2019, composée de 48,3% de listao, 24,6% d'albacore, 13,9% de thon obèse et de 4,5% de thon rouge, cet océan ne fournit qu'environ 11% de la production mondiale de thons (ISSF, 2021). Il n'échappe toutefois pas aux problématiques et aux actuels enjeux halieutiques, économiques et sociaux liés à l'utilisation des DCP. La gestion des DCP se présente comme une priorité pour l'ensemble du secteur de la pêche, et plus encore pour les États côtiers africains dont les économies apparaissent pour certaines, étroitement liées à l'exploitation des ressources thonières.

La présente étude a pour objet de compiler les informations disponibles sur l'utilisation des DCP dans l'Atlantique Est, d'examiner leurs différents impacts et de proposer des recommandations de gestion, en accordant une attention particulière aux zones économiques exclusives (ZEE) des États membres de la Conférence Ministérielle sur la coopération Halieutique entre les Etats Africains riverains de l'océan Atlantique (COMHAFAT). A cette fin, ce travail s'est attaché à analyser l'évolution historique de la pêche au thon tropical sous DCP ; à identifier ses effets sur les différentes pêcheries opérant dans les zones précitées, ainsi que sur les écosystèmes marins ; à évaluer les règles régissant leur utilisation dans les ORGP ; et enfin à proposer des recommandations d'amélioration sur la base de cet état des lieux.

1. Historique et définition des DCP

Écrite vers 200 avant J.-C., l'ouvrage « Halieutica » du poète romain Oppian de Corycos, fournit la première description connue du comportement agrégatif des dorades coryphènes (*Coryphaena sp*), autour d'objets flottants à la surface de l'eau, ainsi que de l'exploitation de cette caractéristique par les pêcheurs pour faciliter leur capture. Un inventaire de la faune marine rencontrée sous objets flottants révèle qu'en effet, une très large diversité d'animaux (333 espèces, reparties au sein de 96 familles) couvrant l'ensemble de la chaine trophique et une large gamme de stades de développement, peut naturellement se concentrer autour des objets flottants (Castro *et al.*, 2002). La composition très variable de ces agrégations pourrait être influencée par divers facteurs, parmi lesquels Taquet (2004) évoque par exemple, la distance à la côte. En milieu pélagique hauturier, on ne dénombre cependant qu'une vingtaine d'espèces communes à toute la zone subtropicale. Ainsi, quelques espèces de requins, des balistes, des carangidés et les trois espèces tropicales majeures de thonidés *(Katsuwonus pelamis, Thunnus albacares, Thunnus obesus*) représentent les taxons les plus fréquents sous objets flottants, indifféremment du type d'objet ou de l'océan.

La variété des structures flottantes, sièges de ces agrégations de poissons, est d'autant plus remarquable. Ainsi, de simples objets naturels tels que des algues (Wells et Rooker, 2004; Hoffmayer *et al.*, 2005; Casazza et Ross, 2008), des débris forestiers rejetés à la mer par les cours d'eaux (troncs d'arbres, souches, branches), des charognes de mammifères marins, des déchets d'origine anthropiques issues de villes côtières ou d'activités maritimes (Greenblatt, 1979), des structures artificielles telles que des plateformes offshore (Franks, 2000; Robinson *et al.*, 2013) ou des fermes marines côtières (Dempster, 2004), peuvent parfois abriter d'importantes communautés pélagiques.

Bien que de nombreuses questions demeurent encore sur ses raisons sous-jacentes (Fréon et Dagorn, 2000), ce singulier comportement est mis à profit depuis des millénaires par les pêcheurs de par le monde, afin de faciliter leurs captures. Connus sous les noms divers de « *payaos* » (Philippines), « *unjang* » (Malaisie), « *rumpon* » (Indonésie), « *kannizzati* » (Malte), « *tsukegi* » (Japon), etc., des dispositifs flottants fabriqués à partir de matériaux locaux et d'éléments naturels (accumulation de débris végétaux, radeaux de bambous, etc.), sont traditionnellement déployés en eaux côtières par les petits pêcheurs pour l'agrégation et l'exploitation de poissons pélagiques (Kojima, 1956; Galea, 1961; Biais et Taquet, 1990; Nakamae, 1991; Dickson et Natividad, 2000; Morales-Nin *et al.*, 2000; Taquet, 2004). Regroupés sous le nom de « Dispositifs de Concentration de Poissons » (DCP), ces outils de

pêche se définissent comme ***tout système flottant, anthropique ou naturel attirant et concentrant la faune pélagique en vue d'une exploitation halieutique***.

Historiquement, cette pratique apparait cependant, peu répandue chez les pêcheurs traditionnels des pays Africains de la façade Atlantique-Est. Bien que certains textes décrivent en Côte d'Ivoire une technique de pêche continentale, consistant en « plantation artificielle de branchages » fixés verticalement dans les lacs, et facilitant les prises de petits poissons (Pélissier, 1962) ; l'exemple type d'utilisation de DCP concerne principalement la pêche artisanale aux poissons volants (« *voador panhan* ») pratiquée à Sao Tomé et Príncipe, et basée sur l'usage d'amas d'herbes et de petites branches sèches, généralement fixés sur un flotteur de bois sur lequel est posé un poisson en état de décomposition (Horemans *et al.*, 1994; Horemans, 1997).

Les années 1970 et l'arrivée des premiers thoniers senneurs aux Philippines signent une véritable évolution au sein de l'utilisation des DCP. Des *payaos* émerge un nouveau mode de pêche commerciale, reposant sur l'efficacité de ces dispositifs à attirer et concentrer les populations de thonidés (Greenblatt, 1979; Kihara, 1982). Ces radeaux traditionnels, jusqu'alors exclusivement utilisés dans un contexte artisanal et côtier, sont ancrés au large dans des eaux profondes afin de soutenir le développement d'une importante industrie de pêche au thon à la senne. S'inspirant de ce concept, des programmes de déploiement de DCP ancrés sont mis en œuvre dans divers pays. L'un des tout premiers, initié à Hawaii en 1977, introduit une profonde modernisation dans la structure traditionnelle des DCP, avec notamment l'amélioration du système ancrage, et l'utilisation dans leur conception de matériaux plus pérennes (Holland *et al.*, 2000). Les résultats positifs de l'expérience hawaïenne précèdent le développement de programmes similaires dans de nombreux autres pays, allant du Pacifique sud à l'océan Indien, avec des objectifs divers allant du développement des activités locales de pêche artisanale ou sportive, à la fourniture d'alternatives visant à la réduction de la pression sur les ressources démersales surexploitées (De San, 1982; Preston, 1982; Buckley *et al.*, 1989; Taquet, 1999; Desurmont et Chapman, 2000; Kakuma, 2001). Dans l'Atlantique-Est, on cite principalement les programmes d'implantation de DCP ancrés autour des Iles du Cap-Vert (1983) et de Sao Tomé et Príncipe (1993), avec pour objectifs essentiels l'attraction et la concentration des poissons pélagiques présents à la périphérie des iles, pour un accroissement des prises des pêcheurs artisanaux tout en minimisant les coûts de carburant (Horemans, 1997; Rey-Valette et Martins, 2000).

Vers la fin des années 1980, la flottille américaine de senneurs introduit pour la première fois dans le Pacifique-Est, l'utilisation de DCP dérivants à des fins d'exploitation halieutiques et industrielles, conférant ainsi, une toute nouvelle orientation à l'utilisation de ces outils de pêche (Lennert-Cody et Hall, 2000). Les captures jusque-là marginales de thons associés aux objets flottants (principalement sur des objets naturels) par les flottilles industrielles de thoniers senneurs, évoluent dès lors en un mode à part entière d'exploitation, se traduisant par une explosion des captures de thons tropicaux sous DCP, à partir de cette période (Fonteneau *et al.*, 2000). Moins d'une décennie plus tard, l'on assiste à une généralisation de ce mode de pêche, à travers le déploiement massif de milliers de DCP dans tous les océans, par les thoniers senneurs (Hallier and Parajua, 1992; Baske *et al.*, 2012; Fonteneau *et al.*, 2013). Ces DCP consistent en radeaux dérivants généralement équipés de systèmes de localisation (allant de simples réflecteurs radars, à des système GPS à nos jours), puis à partir de la fin des années 2000, de dispositifs de télémétrie acoustique (i.e. echosondeur), permettant une estimation relative des quantités de thons associés aux DCP (Lopez *et al.*, 2014).

Les évolutions successives dans leur histoire, les échelles des opérations et les objectifs visés par leur déploiement, ont abouti à une catégorisation des DCP les séparant en deux groupes, en fonction du type de pêcherie auxquels ils se rapportent : les DCP ancrés principalement exploités par les pêcheries artisanales et de petite échelle et les DCP dérivants déployés et exploités par les flottilles industrielles de senneurs ou de canneurs (Beverly *et al.*, 2012). Cette seconde catégorie (i.e. DCP dérivants) représente l'objet principal sur lequel se focalisera la présente étude.

2. Les DCP dérivants

À la différence des DCP ancrés, les DCP dérivants flottent librement à la surface des océans. En grande majorité d'origine anthropique, ils se caractérisent par une diversité de forme et de structure, qui a évolué au fil des années au gré des différentes flottilles. Ils partagent tous cependant, une structure bipartite commune comprenant une section flottante : le radeau ; et une section immergée constituée d'un amalgame de chaines et de filets se substituant au système d'ancrage des DCP ancrés (Figure 1). Descendant à des profondeurs variables en fonction des océans (10 à 60 m dans l'indien, 80 à 100 m dans l'Atlantique et entre 30 et 50 m dans le Pacifique est), cette section est destinée à réduire la vitesse de dérive ou à améliorer la prise aux courants marins (Scott et Lopez, 2014; Orue *et al.*, 2019). Quant à la partie flottante, elle est de conception et de matériaux extrêmement variés ; allant de simples radeaux en

bambous ou en PVC, à des structures plus élaborées en métal (Tableau 1). Elle constitue la partie principale du système de concentration. Elle est souvent recouverte de filet de senne excédentaire ou de toiles, et pourvue de flotteurs supplémentaires en liège pour améliorer sa résistance et sa flottabilité (Itano *et al.*, 2004). Il existe également des modèles de DCP sur lesquels cette section est partiellement ou totalement submergée (« DCP furtifs »). Le dispositif de concentration se trouve ainsi en « mi-eau », de sorte que les seuls éléments de surface visibles sont les flotteurs ou la bouée, qui sont ainsi moins soumis aux contraintes du vent et des vagues, aux risques d'endommagement ou de récupération par d'autres navires. Actuellement, la totalité des DCP dérivants déployés sont équipés d'une bouée-balise GPS intégrant un échosondeur et transmettant par satellite aux senneurs, la localisation et la quantité relative de poissons rassemblés sous le dispositif (Lopez *et al.*, 2014). En outre, il n'est pas rare que des débris flottants d'origine naturelle ou résultant d'activités anthropiques (ex. bidons, cordages, carcasses d'animaux marins, tas de paille, tas d'algues, rondins de bois, etc.), rencontrés occasionnellement par les senneurs, soient également équipés de bouées et utilisés comme DCP par ces navires (Figure 2).

2.1. Les processus d'agrégation sous DCP dérivants

De nombreuses hypothèses ont été proposées pour expliquer les mécanismes agrégatifs des poissons pélagiques avec des objets flottants. Des revues détaillées de l'ensemble de ces hypothèses peuvent être retrouvées dans les travaux produits par Fréon and Dagorn, (2000) et Castro *et al.*, (2002). Bien que ces théories soient toutes relativement valides pour des espèces ou des groupes d'espèces donnés, il n'existe cependant à l'heure actuelle, aucune théorie générale pouvant s'appliquer à l'ensemble des espèces s'associant aux objets flottants.

Pour les thons tropicaux, par exemple, Fréon et Dagorn, (2000) avancent qu'ils utiliseraient les objets flottants comme point de rencontre les aidant à former des bancs plus grands en augmentant la probabilité de rencontre avec d'autres individus, avec pour avantage une meilleure défense contre les prédateurs et une amélioration de leur alimentation. Une autre hypothèse suggère plutôt que les thons considèreraient les objets flottants comme des indicateurs de zones productives, notamment parce que la plupart des objets flottants naturels proviennent de zones riches (i.e. embouchure des rivières, mangroves) et restent dans ces masses d'eau riches (Hall, 1992).

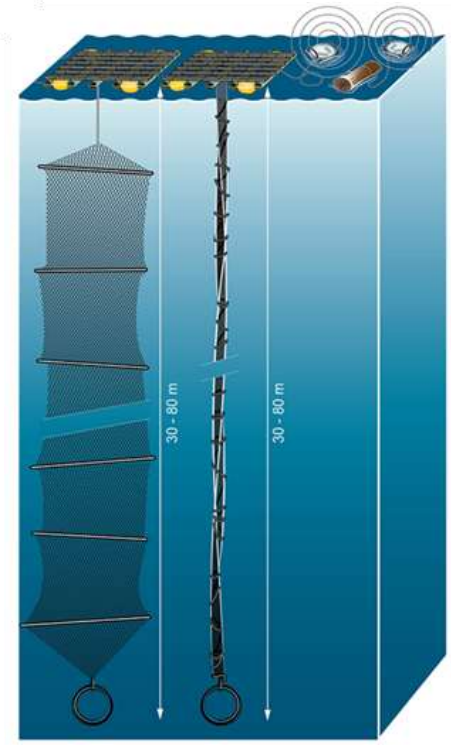

Figure 1: Description de la structure et de la conception de dispositifs de concentration de Poissons (DCP). Rondins de bois naturels (à droite), radeaux artificiels avec une section immergée faite de de filets « saucisses » (au milieu), et de filets « rideaux » (à gauche). (Source : Imzilen et *al*., 2019).

Tableau 1 : Structures et matériaux des DCP utilisé par les principales flottilles thonières dans l'océan Atlantique (Extrait du Plan de gestion des DCP de l'Union européenne 2020).

Flottilles	**Visibilité en surface**		**Matériaux**		
	Flottant	Submergé	Bambou	Métal	Plastique
France	✓	×	✓	×	✓
	✓	×	×	✓	✓
	✓	×	✓	✓	✓
	×	✓	×	✓	✓
Espagne	✓	×	✓	×	✓
	✓	×	×	✓	✓
	✓	×	✓	✓	✓
	✓	×	×	×	✓
	×	✓	p	✓	✓
Corée/Ghana	✓	×	✓	p	✓

✓: Le DCP est construit avec cette structure ou sa structure principale contient ce matériau.
×: Le DCP n'est pas construit avec cette structure ou sa structure principale ne contient pas ce matériau.
p*: Le DCP peut potentiellement contenir ce matériau.*

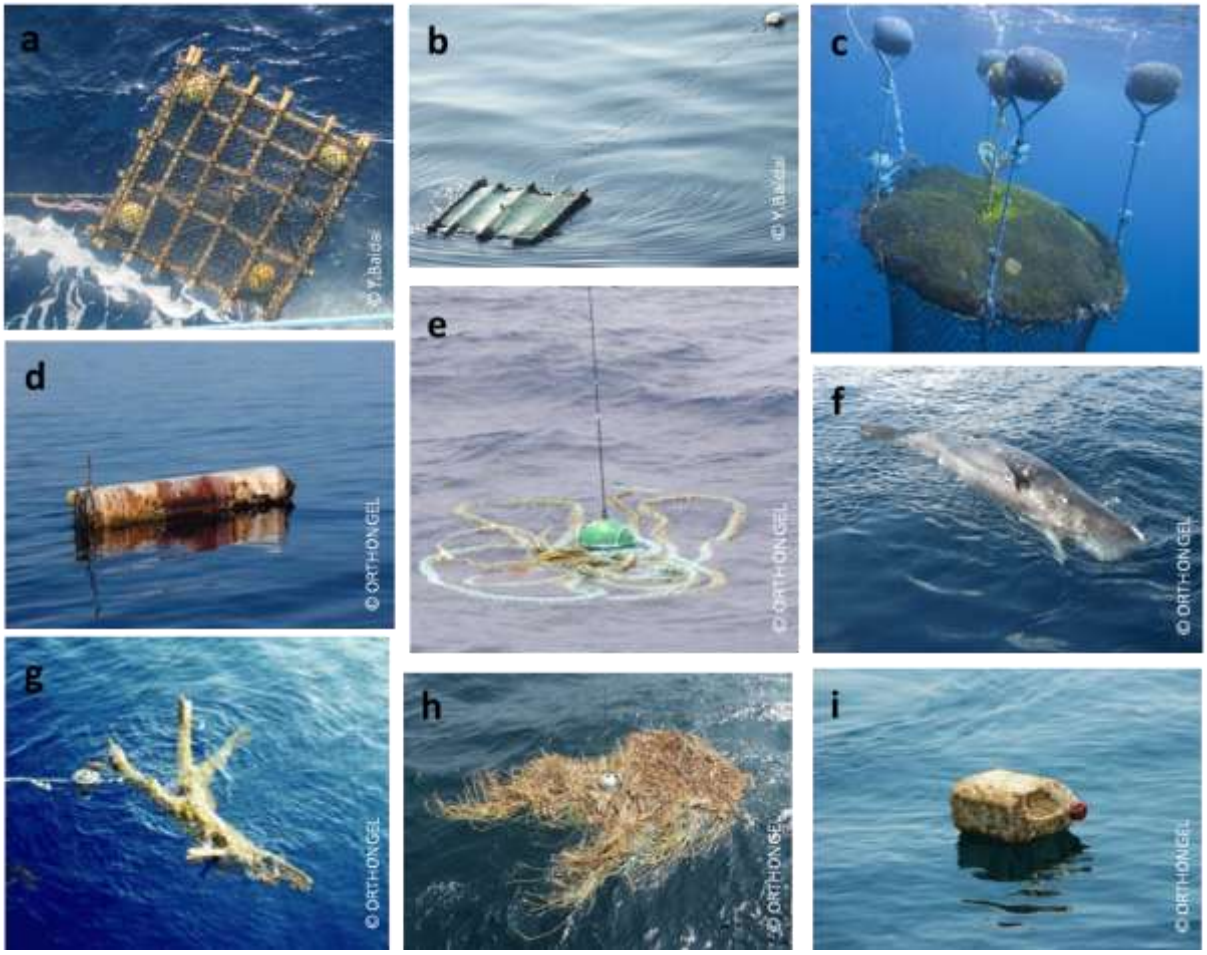

Figure 2: Diversité des formes, structures et conceptions de DCP et exemples d'épaves servant de DCP (adapté de Goujon et *al*., 2015). (a) DCP de forme rectangulaire recouvert de filet et (b) de toile ; (c) DCP submergé (« furtif ») de forme circulaire recouvert de toile, (d) ballaste servant de DCP; (e) engin de pêche, (f) charogne, (g) souche, (h) tas de paille, (i) détritus de grosse taille.

Les premiers organismes (faune sessile, larves et juvéniles de certaines espèces), arrivent sous un DCP, généralement quelques heures après sa mise à l'eau (Kingsford, 1992; Druce et Kingsford, 1995). Cette colonisation progressive du dispositif jouerait un rôle essentiel dans les processus ultérieurs d'attraction et/ou de rétention des thons (Deudero *et al.*, 1999; Castro *et al.*, 2002; Nelson, 2003; Itano *et al.*, 2004; Moreno *et al.*, 2007a; Taquet *et al.*, 2007; Macusi *et al.*, 2017). Des études ont montré que les thons étaient capables de repérer et de s'orienter vers un DCP présent dans un rayon d'environ 10 km autour d'eux (Girard *et al.*, 2004). Les premiers bancs de thons arrivent généralement entre deux semaines et autour d'un mois après le déploiement du DCP (Moreno *et al.*, 2007a; Orue *et al.*, 2019; Baidai *et al.*, 2020b). Ils y restent associés environ une dizaine de jours (9 jours en moyenne respectivement dans l'océan Atlantique) ; bien que certaines agrégations de thons peuvent

rester stables sous un DCP sur des durées bien plus importantes de l'ordre de plusieurs mois[1] (Baidai *et al.*, 2020b). Dans l'océan Atlantique, il a été mesuré qu'un DCP hébergeait des thons en moyenne 63 % de son temps d'exploitation (en comparaison une moyenne de 45% a été mesurée dans l'Indien).

On pense que ces processus d'attraction et de rétention des poissons seraient sous l'influence d'une pluralité de facteurs environnementaux, tels que la vitesse des courants, la température, la disponibilité locale en proies, la présence de congénères, etc. (Deudero *et al.*, 1999; Nelson, 2003; Dempster et Taquet, 2004; Moreno *et al.*, 2007b; Macusi *et al.*, 2017), ou pourraient être liés aux caractéristiques structurelles du DCP, notamment ses matériaux constitutifs, sa couleur ou la profondeur de sa section immergée, etc. (Lennert-Cody et Hall, 2000; Lennert-Cody *et al.*, 2008; Orue *et al.*, 2019).

2.2. La pêche à la senne sous DCP dérivants

La pêche à la senne sous DCP dérivants s'organise principalement autour de trois phases : (1) déploiement, (2) suivi et (3) capture (Figure 3). La phase de déploiement correspond à la mise à l'eau des DCP par les navires de pêche. Dans l'océan Atlantique, ils sont généralement déployées à l'est du 20° longitude ouest, dans le courant équatorial sud, avec une saisonnalité caractéristique pour certaines flottilles (Figure 4, Maufroy *et al.*, 2017). Les bouées satellites pourvues d'échosondeurs permettent ensuite un suivi en temps quasi-réel, de la localisation des DCP et des éventuelles biomasses qui leur sont associées, par le navire qui les a déployés ou par un groupe de navires de la même flotte. A l'exception de l'océan Pacifique oriental, la plupart des flottilles dans les différents océans, utilisent également des navires de soutien se dédiant exclusivement aux opérations de déploiement, de suivi et d'entretien des DCP.

Lorsque la quantité de poissons regroupés sous un DCP est jugée économiquement intéressante, le navire (informé par ses propres moyens ou par un navire auxiliaire) se rend à l'emplacement du DCP. Des inspections réalisées visuellement ou à l'aide des sonars et sondeurs du navire sont alors conduites afin de confirmer la présence et la taille de l'agrégation de thons sous le DCP. Les calées sous DCP sont généralement effectuées à l'aube ou avant le lever du jour, correspondant à la période où les thons auraient tendance à se rassembler davantage sous l'objet flottant (Forget *et al.*, 2015). A l'issue de l'opération de

[1] Des présences continues d'agrégation de thons de l'ordre de plus de 3 mois ont été observées sous DCP, à partir des données d'échosondeurs collectés par les bouées équipant des DCP (Baidai *et al.*, 2020b).

pêche, le DCP peut soit être laissé à l'eau, soit abandonné (récupération de la bouée-balise), soit ramené à bord, généralement en vue de son redéploiement dans une nouvelle zone.

La pêche sous DCP peut également revêtir un caractère opportuniste. Des opérations de pêche sont couramment conduites par l'ensemble des flottilles, sur les DCP d'autres navires rencontrés de façon occasionnelle. Très fréquemment, l'issue de ces rencontres (qu'il y ait eu opération de pêche ou pas) aboutit à l'échange de la bouée-balise initialement sur le DCP par une bouée appartenant au navire, dans une optique d'appropriation du DCP. On estime que la plupart des DCP (couple DCP et bouée balise) déployés par les thoniers senneurs auraient des durées de vies de l'ordre de 1 à 6 mois, avec de fortes variations en fonction de la zone et la saison (Moreno *et al.*, 2007a).

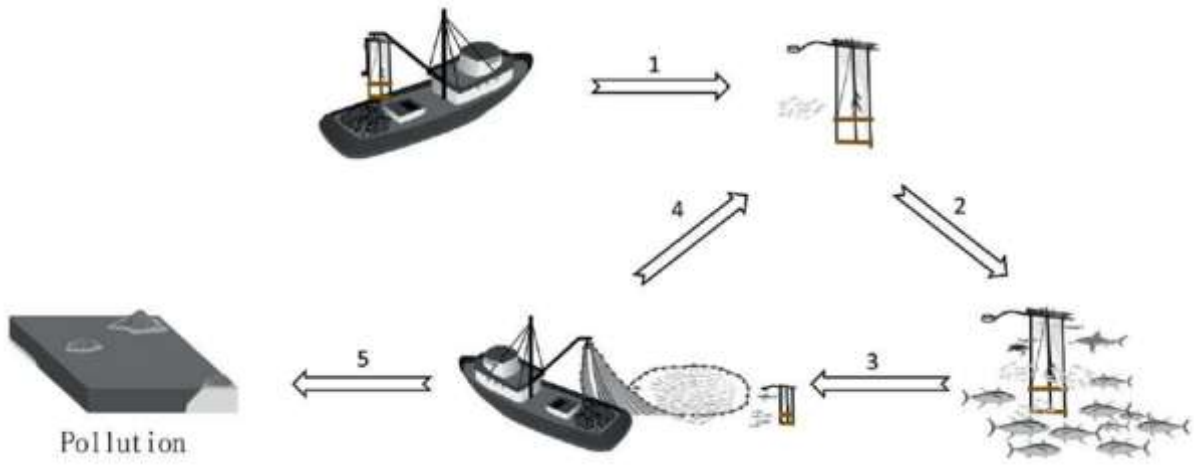

Figure 3: Le cycle de vie simplifié d'un DCP en mer. (1) Le DCP est déployé par un navire de pêche ou un navire de soutien. (2) Le DCP dérive en mer et est colonisés par des petits poissons. (3) Les grands prédateurs tels que les thons et les requins se rassemblent sous le DCP. (4) L'agrégation de poissons sous le DCP est ensuite pêché par un senneur, puis le DCP est soit récupéré, soit redéployé, ou (5) abandonné et perdu en mer. (Source : Hanich et *al.*, 2019).

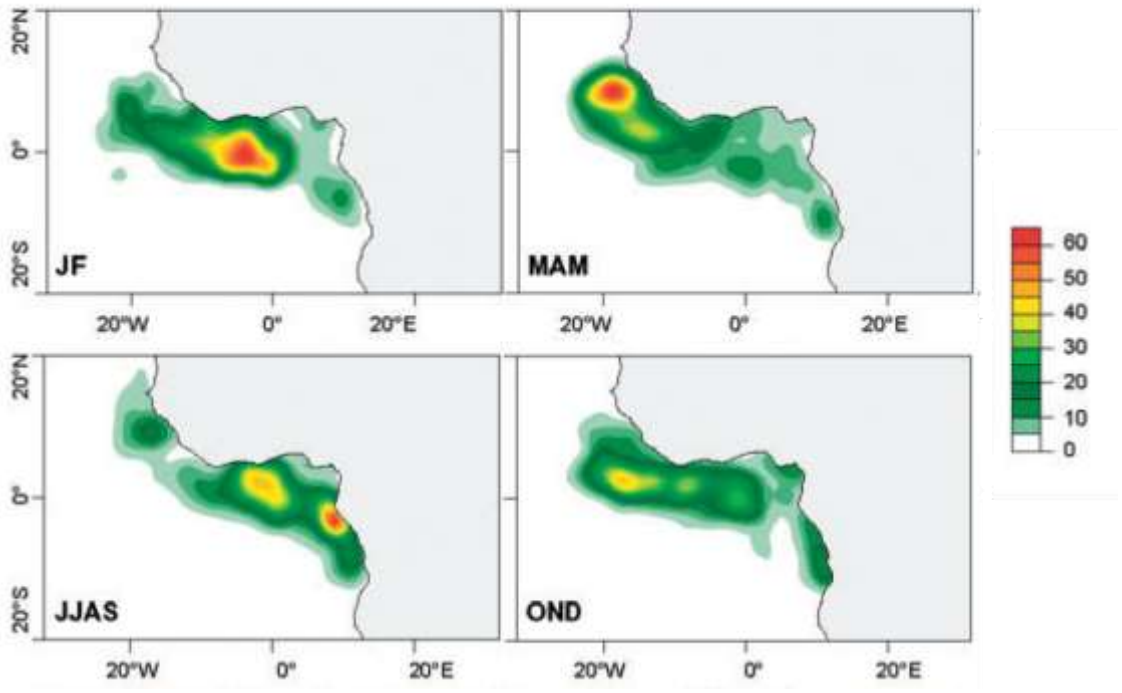

Figure 4: Densité saisonnière des déploiements de DCP instrumentés par la flottille française de thoniers senneurs dans l'océan Atlantique. JF, janvier-février ; MAM, mars-mai ; JJAS, juin-septembre ; OND, octobre-décembre. (Source : Maufroy *et al.*, 2017).

2.3. Régime légal et juridique de l'utilisation des DCP dérivants

L'examen des principaux textes régissant le droit international en matière de conservation et de gestion des pêches océaniques, notamment la Convention des Nations Unies sur le Droit de la Mer de 1982 (CNUDM), les réglementations prescrites par les Organisations Régionales de Gestion des Pêches (ORGP), ou le Code de Conduite pour une Pêche Responsable (CCPR) élaboré par le Comité des Pêches de la FAO, révèle un statut juridique des DCP encore relativement imprécis. Le CCPR (dans ses paragraphes 8.11.1 à 8.11.4) encourage explicitement une utilisation « responsable » des DCP. Cependant, l'antériorité de l'adoption de ce texte par la Conférence de la FAO en 1995, au regard de l'explosion de l'utilisation des DCP dérivants instrumentés par les senneurs industriels (survenue dans la majorité des océans autour des années 2000), le relie plutôt aux DCP ancrés et au contexte contemporain de développement des pêcheries artisanales notamment dans les pays insulaires, à partir de programmes de déploiement de ce type de dispositifs dans les eaux littorales (Rey-Valette, 2000).

Dans l'Atlantique, la Commission Internationale pour la Conservation des Thonidés de l'Atlantique (CICTA), définit au sein de sa recommandation 19/02 (CICTA, 2020), les DCP

dérivants comme tout objet flottant (c'est-à-dire en surface ou sous la surface) artificiel ne pouvant pas se déplacer seul et déployés intentionnellement et/ou suivis pour concentrer les poissons en vue de leur capture ultérieure. La « pêche » elle, se définit, conformément à l'article 1 de l'Accord relatif aux mesures du ressort de l'État du port visant à prévenir, contrecarrer et éliminer la pêche illicite, non déclarée et non réglementée, entré en vigueur en 2016 (FAO, 2016), et à la recommandation 18/02 de la CICTA, comme : « la recherche, l'attraction, la localisation, la capture, la prise ou le prélèvement de poisson ou toute activité dont on peut raisonnablement s'attendre à ce qu'elle aboutisse à l'attraction, à la localisation, à la capture, à la prise ou au prélèvement de poisson ». Selon ces définitions, bien que les DCP ne constituent pas en eux-mêmes, des engins de pêche au sens strict du terme, leur utilisation peut cependant, être légalement assimilée à une opération de pêche. Ainsi, comme le relève Hanich *et al.,* (2019) et Gomez *et al.,* (2020), conformément aux accords internationaux, une fois déployé, un DCP constituerait pendant toute sa durée de vie dans l'océan, un acte de pêche. Sa simple présence sans autorisation dans des eaux sous la juridiction nationale d'États côtiers (zone exclusive économique, ZEE), peut dès lors, être considérée comme une activité de pêche illicite non déclaré et/ou non réglementés (INDNR), et les navires utilisant ce DCP (l'ayant déployé ou pêchant sur lui), en situation de pêche illicite. De même, en attirant des espèces interdites ou en dérivant dans des zones ou des saisons fermées, l'utilisation des DCP peut également contrevenir aux lois ou règlements des États côtiers ou aux accords internationaux.

Les DCP dérivants soulèvent en outre, des problèmes particuliers en matière de pollution marine. La Convention internationale de 1973 pour la prévention de la pollution par les navires (MARPOL), telle que modifiée par le protocole de 1978 (Annexe V de la convention MARPOL) constitue le texte de référence en matière de réglementation des débris marins. Cette convention impose des restrictions sur l'élimination des déchets, en fonction de leur type et de la distance par rapport à la terre, et interdit complètement l'élimination des plastiques en mer. L'abandon d'un DCP en mer devrait constituer au sens de ce régime international, et selon le type de matériau dont est fait le DCP (notamment s'il intègre des matériaux synthétiques), un rejet de détritus en mer qui enfreint de fait, les dispositions prévues à l'annexe V de la convention MARPOL. La Convention introduit toutefois, certaines exemptions, qui compliquent particulièrement son application aux DCP et aux engins de pêche en général (Churchill, 2021).

Encadré 1 : ACCORD RELATIF AUX MESURES DU RESSORT DE L'ÉTAT DU PORT VISANT A PREVENIR, CONTRECARRER ET ELIMINER LA PECHE ILLICITE, NON DECLAREE ET NON REGLEMENTEE

FIGURE E.1 : CARTE DES PARTIES CONSTITUTIVES DE L'ACCORD RELATIF AUX MESURES DU RESSORT DE L'ÉTAT DU PORT VISANT A PREVENIR, CONTRECARRER ET ELIMINER LA PECHE ILLICITE, NON DECLAREE ET NON REGLEMENTEE, (FAO 2016).

Entrée en vigueur le 5 Juin 2009, l'Accord relatif aux mesures du ressort de l'État du port visant à prévenir, contrecarrer et éliminer la pêche illicite, non déclarée et non réglementée (INDNR) a été approuvé par la Conférence de la FAO, à l'issue d'un cycle de négociations, qui s'est tenu de juin 2008 à août 2009. Il vise a pour objet de prévenir, contrecarrer et éliminer la pêche INDNR grâce à l'adoption et l'application de mesures du ressort de l'État du port efficaces et d'assurer la conservation à long terme et l'exploitation durable des ressources biologiques marines et des écosystèmes marins. Il réunit actuellement 69 parties signataires, dont 12 états-membres de la COMHAFAT (Figure E.1).

Elle stipule en effet, pour le cas des engins de pêche – dont la définition fournie dans la Section 1.7.11 des « Directives pour la mise en œuvre de l'annexe V de MARPOL », couvre les DCP (OMI, 2006) – que leur rejet en mer ne constitue une infraction que si la perte est accidentelle, et que toutes les précautions raisonnables ont été prises pour l'éviter. Cette disposition ne fournit malheureusement, pas suffisamment d'indications aux régulateurs et à l'industrie de la pêche, permettant d'évaluer le caractère intentionnel ou non de l'abandon d'un engin de pêche, plus particulièrement d'un DCP. Légalement, l'immersion d'un DCP devrait s'accompagner de l'éventualité de son démantèlement et de sa récupération. L'abandon volontaire d'un DCP en mer, acté par la récupération de la bouée balise l'équipant ou sa désactivation (interruption volontaire et définitive de la communication satellite entre la bouée et le navire de pêche), se prêterait donc à la définition de rejets de détritus à la mer, et constituerait de fait, une infraction. L'ambiguïté naît cependant, du fait qu'en attirant et agrégeant du poisson même abandonné par le navire l'ayant déployé, un DCP peut donc toujours être considéré comme un « engin de pêche actif » (et non un déchet éliminé) susceptible d'être exploité par d'autres navires. Bien qu'il reste peu probable que les navires déployant des DCP, les laissent en mer au profit d'autres navires ; l'annexe V de MARPOL

(et les législations nationales correspondantes) ainsi que les traités et réglementations internationaux et nationaux sur la pêche nécessitent d'être révisés afin d'identifier clairement et d'interdire les pertes évitables ou les abandons volontaires de DCP en mer (Criddle *et al.*, 2009).

En réponse à cette préoccupation, le Comité des Pêches de la FAO (COFI) a élaboré une série de directives sur le marquage des engins de pêches, incluant des dispositions spécifiques aux DCP (FAO, 2019), et qui encouragent les États et ORGP à mettre au point des systèmes de marquage appropriés et des mesures visant à faciliter l'identification et la traçabilité des DCP. Ces lignes directrices sont reprises pour la plupart, dans les différents plans de gestion des DCP proposés par les ORGP thonières. Dans l'Atlantique, par exemple, le plan de gestion des DCP de la CICTA impose depuis 2011 aux navires se livrant à des activités de pêche en association avec des DCP, des obligations de déclaration et de collecte d'informations pour chaque déploiement, visite (suivi ou non d'une opération de pêche) ou perte de DCP (Rec. 19/02 ; ICCAT, 2020b). La disponibilité de ces informations qui visent notamment à décrire le dispositif (type et caractéristiques de conception), sa localisation précise, le type d'opération effectué sur ce dernier, et à identifier son appartenance (à partir du code d'identification de la bouée ou du DCP ou de toute autre information permettant d'en déterminer l'actuel propriétaire) ; pourrait contribuer à l'élaboration et l'application d'une législation plus appropriée sur les DCP dérivants, tant au niveau de leur statut « d'engins de pêche », que pour une réglementation adaptée de leur cycle de vie (i.e. déploiement, exploitation et élimination).

3. Objectifs de l'étude

Comparativement aux autres océans, le développement de la pêche sous DCP dans l'océan Atlantique, apparait relativement récent (début des années 1990). Toutefois, la prolifération de ces outils de pêche ainsi que les impacts potentiels susceptibles d'en résulter sont très vite devenus une préoccupation majeure des gestionnaires de pêche. Le présent rapport aborde les différents aspects et problématiques liés à l'utilisation des DCP dérivants par les flottilles industrielles de thoniers, au sein de la zone de convention de La Conférence Ministérielle sur la Coopération Halieutique entre les Etats Africains Riverains de l'Océan Atlantique ou COMHAFAT (Figure 5), à travers 5 axes majeurs :

1) l'évaluation de l'ampleur de l'utilisation des DCP dérivants dans la zone de convention de la COMHAFAT ;

2) l'examen de l'impact de leur usage sur les pêcheries opérant dans la zone de convention ;

3) l'examen de l'impact de leur usage sur les ressources halieutiques, la biodiversité marine et les habitats pélagiques et côtiers ;

4) l'analyse des impacts socio-économiques des DCP dérivants sur les communautés des États de la COMHAFAT ;

5) l'identification d'options de gestion visant à atténuer leurs effets et à garantir la durabilité des pêcheries des États de la COMHAFAT et la bonne santé des écosystèmes marins hauturiers.

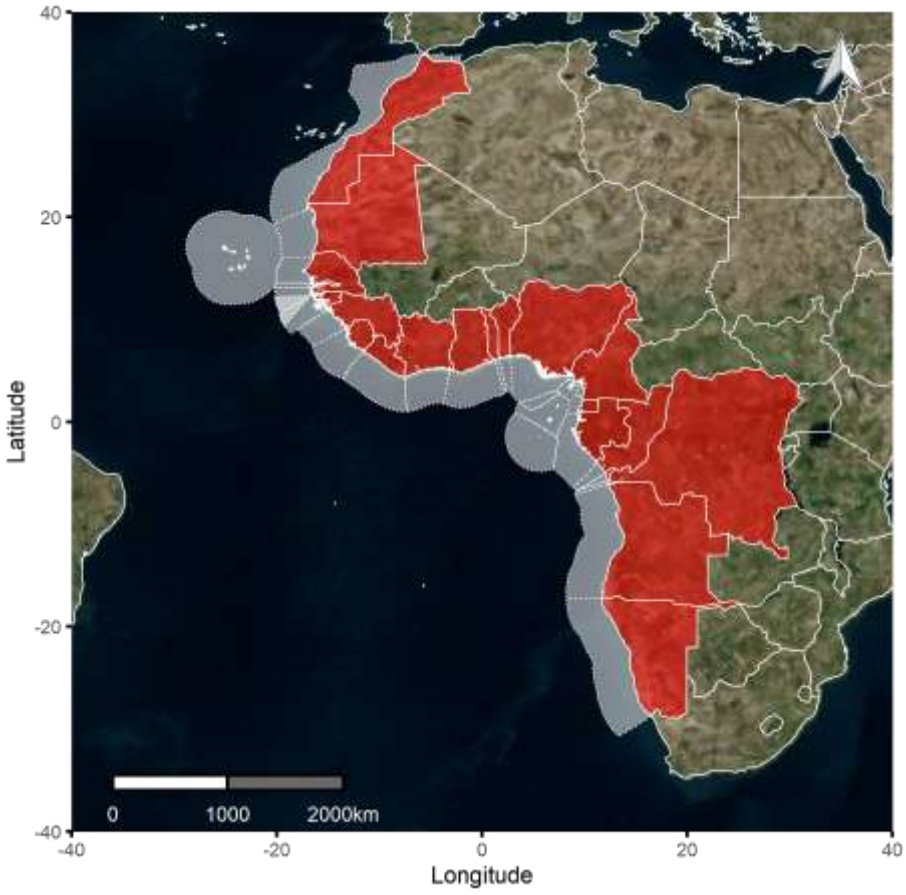

Figure 5 : Zones économiques exclusives (ZEE) et pays constitutifs de La Conférence Ministérielle sur la Coopération Halieutique entre les États Africains Riverains de l'Océan Atlantique (COMHAFAT).

EVALUATION DE LA DIMENSION DE L'UTILISATION DES DCP DANS LA ZONE DE CONVENTION DE LA COMHAFAT

II. Évaluation de la dimension de l'utilisation des DCP dans la zone de convention de la COMHAFAT

La pêche sous DCP a acquis une importance très significative dans les stratégies actuelles de pêche industrielle de thons tropicaux ; notamment pour les thoniers senneurs (Le Gall, 2000; Itano *et al.*, 2004; Moreno *et al.*, 2007a) et les canneurs dans une seconde mesure (Bannerman, 2007; Pascual-Alayon *et al.*, 2019). En dépit de cette importance, les informations sur les déploiements et les nombre de DCP exploités restent encore relativement difficiles à obtenir. La plupart des données qui pourraient permettre de réaliser une estimation précise existent, mais elles sont assujetties à des aspects de confidentialité liés à leur nature stratégique et commerciale pour les flottilles de pêches. Actuellement, la quasi-totalité des DCP déployés sont par exemple, équipés de bouées balises GPS (Moreno *et al.*, 2019), dont les données de géolocalisation pourraient permettre de reconstituer les densités de DCP à des échelles spatiales et temporelles fines. Ce type d'informations est cependant considéré comme sensible par le secteur de la pêche ; et leur disponibilité demeure encore grandement limitée selon les flottes, les entreprises ou les fabricants de bouées (Moniz et Herrera, 2019; Grande *et al.*, 2020).

Toutefois, ces dernières années, de plus en plus d'efforts ont été réalisés vers la mise en place de systèmes transparents de suivi et de régulation de ces outils de pêche par la plupart des ORGP. Dans l'océan Atlantique, la CICTA impose depuis 2011, à ses différents Parties contractantes et parties coopérantes non contractantes (CPC), possédant des navires exploitant des DCP, la soumission d'un certain nombre d'informations sur l'utilisation de leurs DCP, notamment les nombres déployés, suivis et pêchés, ainsi que leurs caractéristiques de conception (Recommandation CICTA 11-01). Une série de recommandations visant à remplacer ou amender ce plan de gestion initial, sera par la suite formulée (Recommandations 13-01, 16-01, 19-02). Elles se caractérisent toutes par des niveaux de plus en plus détaillés d'exigences déclaratives quant à l'utilisation des DCP par les CPC (Figure 6). A l'heure actuelle, la Recommandation 19-02 de la CICTA (entrée en vigueur en Juin 2020) oblige toutes les CPC comptant des navires se livrant à des opérations de pêche sous DCP, à la communication à l'ORGP, des informations relatives à leurs activités sur DCP, en particulier les nombres et types de DCP et de bouées/balises déployés par mois et par rectangles statistiques de 1°×1°, les moyennes mensuelles de bouées/balises activées et désactivées[2] ou

[2] L'activation d'une bouée/balise correspond à l'action consistant à activer les services de communication par satellite par le fournisseur de la bouée à la demande du propriétaire de la bouée. Une bouée est dite « opérationnelle » lorsqu'elle est

suivies par chaque navire, les moyennes mensuelles de DCP perdus équipés de bouées actives, etc. (*cf.* Paragraphe 39, Recommandation ICCAT 19-02 ; Annexes : Tableau 1). Globalement, il est possible de scinder l'histoire de la collecte et de la fourniture de données sur les DCP dans l'Atlantique en deux grandes périodes :

(i) La période anté-2013 marquée par une insuffisance notoire dans la disponibilité de ces données (Baske *et al.*, 2012; Scott et Lopez, 2014; Fonteneau *et al.*, 2015; Gershman *et al.*, 2015), et pour laquelle de nombreuses incertitudes subsistent quant à l'ampleur réelle de l'utilisation de ces outils de pêche.

(ii) La période de 2013 à aujourd'hui, caractérisée par un renforcement continu des exigences de déclaration et l'élaboration de définitions et de classifications plus précises pour les DCP et les activités qui s'y rapportent.

1. Typologie des DCP utilisés dans l'Atlantique

On dénombre diverses propositions de typologies pour les DCP, se basant presque toutes principalement sur leur origine, en discriminant généralement les épaves[3] naturelles ou artificielles, des « radeaux » ; et/ou sur leur appareillage selon la présence ou le type de bouées/balises (Goujon *et al.*, 2015; Maufroy *et al.*, 2017). La typologie actuelle adoptée dans l'Atlantique, par la CICTA, notamment pour les exigences de collecte de données par les CPC, découle de celle proposée par les résultats du projet de recherche européen CECOFAD (Catch, Effort, and eCOsystem impacts of FAD-fishing) qui visait à améliorer l'état des connaissances sur l'utilisation des DCP dérivants dans les pêcheries tropicales de thon (Gaertner *et al.*, 2016). Cette typologie regroupe les DCP en 6 catégories en fonction de leur origine et leur nature (Tableau 2). Dans le même objectif de collecte de données sur les DCP, la CICTA a également défini une classification décrivant les différents types d'activités réalisées sur les DCP (Tableau 3), qui sépare notamment les opérations effectuées sur le DCP (i.e. déploiement, visite, renforcement, pêche, etc.), de celles réalisées sur la bouée/balise dont il est équipé (marquage, retrait, perte).

allumée (manuellement), activée et déployée en mer, transmettant ainsi sa position et toute autre information disponible telle que les estimations de l'échosondeur.

[3] Le terme « épave » désigne tout objet flottant naturel ou manufacturé, balisé ou pas n'ayant pas été mis à l'eau par les pêcheurs, tandis que le terme « radeau » se rapporte ici à tout objet construit et mis à l'eau par les pêcheurs, balisé ou pas (Goujon *et al.*, 2015).

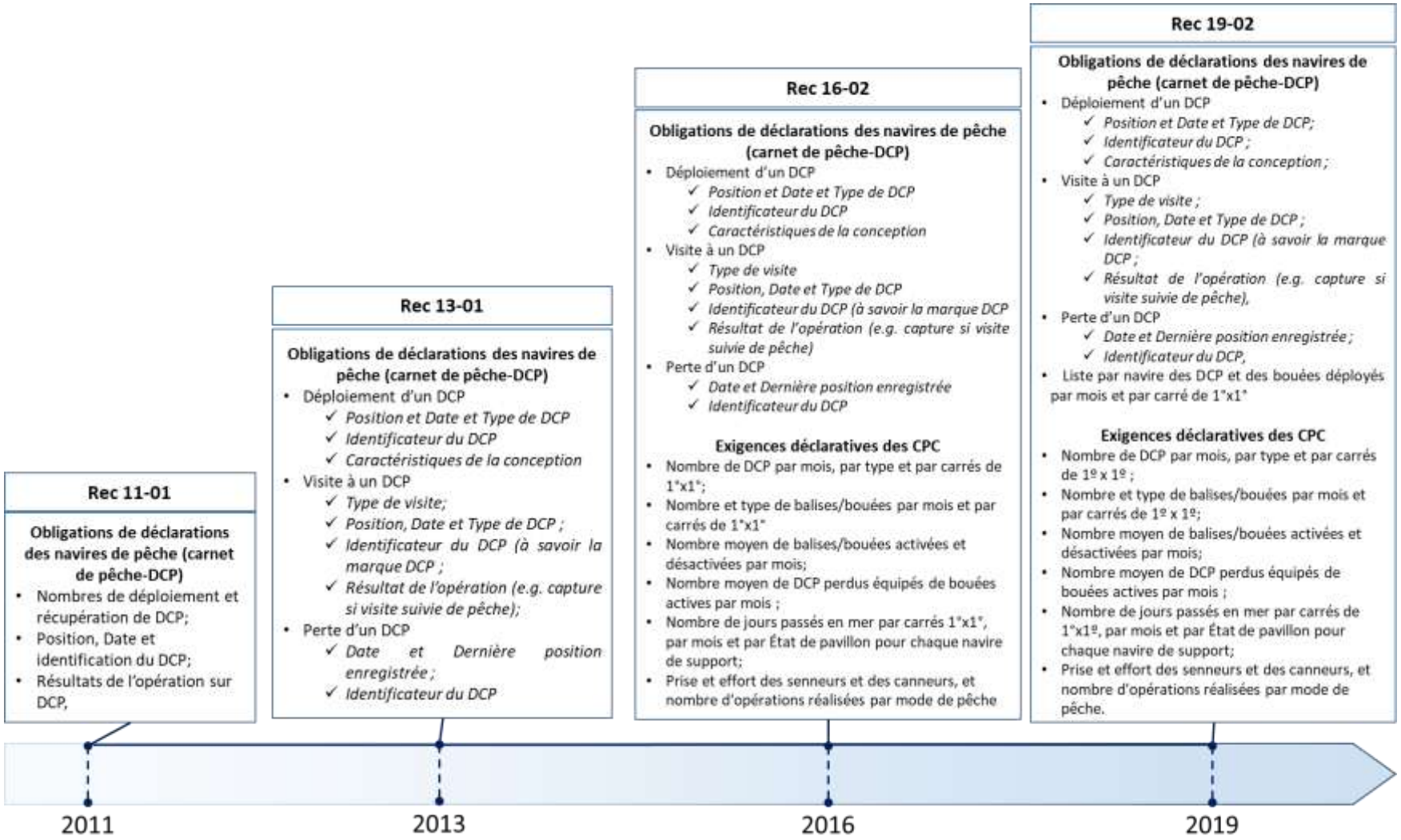

Figure 6 : Evolution des exigences déclaratives de la CICTA relatives aux données d'utilisation des navires de pêche et les CPC auxquelles ils se rapportent.

Tableau 2 : Codes, noms et exemples des différents types d'objets flottants définis par le projet CECOFAD et adoptés par la CICTA en tant qu'exigence minimale de données sur les DCP devant être collectés dans les journaux de bord (Source : Gaertner *et al.*, 2016).

Code	Nom	Exemple
DFAD	DCP dérivant	Bambou ou radeau métallique
AFAD	DCP ancré	Très grande bouée ancrée
FALOG	Objet artificiel provenant de l'activité humaine (en lien avec les activités de pêche)	Filets, épave, cordest
HALOG	Objet artificiel provenant de l'activité humaine (sans lien avec les activités de pêche)	Machine à laver, réservoir de mazout
ANLOG	Objet naturel d'origine animale	Carcasses, requins-baleines
VNLOG	Objet naturel d'origine végétale	Branches, tronc, feuille de palmier

Tableau 3: Noms et description des activités liées aux objets flottants et aux bouées définis comme donnée minimale requise à être collectes dans les journaux de bord par les navires se livrant à des activités de pêche en association avec des objets flottants (FOB) dans la zone de convention de la CICTA (CICTA, 2020).

	Nom	Description
FOB	Rencontre	Rencontre aléatoire (sans pêche) d'un objet ou d'un DCP appartenant à un autre navire (position non connue)
	Visite	Visite (sans pêche) d'un FOB (position connue)
	Déploiement	DCP déployé en mer
	Renforcement	Consolidation d'un FOB
	Retrait du DCP	Récupération du DCP
	Pêche	Opération de pêche avec un FOB
Bouée	Marquage	Apposition d'une bouée sur un FOB
	Retrait de la bouée	Récupération de la bouée équipant le FOB
	Perte	Perte de la bouée/fin de la transmission de la bouée

2. Examen de l'ampleur d'utilisation des DCP dans l'Atlantique avant 2013

En nombre de navires, les plus grandes flottes de pêche à la senne coulissante ciblant le thon tropical dans l'Atlantique sont celles de l'Espagne, de la France, et du Ghana. Elles représentent aussi les principaux acteurs de la pêche sous DCP dans cet océan. Avant 2013, on ne dispose globalement que de très peu de données publiques directes sur les nombres de DCP déployés, récupérés, ou perdus par ces flottilles. Durant cette période, la disponibilité de ces informations relevait principalement d'accords spécifiques de fourniture de données, négociés entre les entreprises de pêche et certains organismes de recherche scientifiques. De fait, la plupart des estimations relatives à ces années découlent essentiellement d'informations indirectes, d'extrapolations et d'hypothèses. Ménard *et al.*, (2000) rapportent par exemple qu'en 1998, le nombre total de DCP équipés de bouées radio utilisés par les 45 senneurs débarquant dans le port thonier d'Abidjan (Côte d'Ivoire) pourrait dépasser les 3 000. En 2011, un rapport de la CICTA, établi par l'Institut de Recherche et de Développement (IRD) à partir des données collectées par les bouées équipant les DCP déployés par la flottille française de senneurs, révèle que le nombre de DCP par senneur sous pavillon Français serait compris entre 70 et 100 en fonction des saisons (CICTA, 2012). Partant de ces informations, des stratégies de déploiement de DCP utilisées par les flottes espagnoles dans l'océan Indien, ainsi que d'un certain nombre d'hypothèses sur le nombre moyen de DCP déployés par les senneurs ghanéens, ce rapport a estimé que le nombre total de DCP déployés dans l'océan Atlantique pourrait varier entre 2 500 et 9 000 par trimestre. Parallèlement, en se basant sur une hypothèse de proportionnalité entre le nombre d'opérations de pêche sous DCP réalisées par un navire et le nombre de DCP déployés, Fonteneau *et al.*, (2015) ont souligné l'existence d'une hétérogénéité marquée entre les stratégies de déploiement des différentes flottilles. En dépit de leurs relatives similarités en terme de taille et d'âge de navires (Tableau 4), une plus forte proportion d'opérations de pêche sur DCP reliée à une plus intense exploitation des DCP, a été mise en évidence chez les flottilles espagnoles de senneurs par rapport aux senneurs français. Ceci résulte d'une utilisation plus importante de navires auxiliaires exclusivement chargés du déploiement, de l'entretien et du suivi des DCP par les flottilles espagnoles (13 navires de support utilisés par les espagnols contre un seul par les français sur la période considérée). Malgré le manque relatif de données pour le segment ghanéen de la flotte de senneurs dans l'Atlantique, les mêmes auteurs sont parvenus à estimer qu'il pourrait aussi compter parmi les flottilles les plus actives en matière d'utilisation des DCP. Leur étude a évalué qu'en 2013 environ 17 300 DCP avaient été déployés dans l'océan Atlantique-Est, et

qu'autour de 13 000 DCP étaient activement suivis par jour par l'ensemble des senneurs opérant dans cette zone. En moins d'une décennie, le nombre annuel de déploiements de DCP dans l'Atlantique aurait ainsi quasiment triplé (2.6 fois) selon ces auteurs. Combinant la littérature scientifique et les rapports des ORGP à une série d'extrapolations basées sur le nombre de navires et diverses autres sources d'informations, Gershman *et al.*, (2015) sont également parvenus à des conclusions très proches, chiffrant à 19 950 le nombre de DCP déployés dans la zone de convention de la CICTA, sur l'année 2013. Toutefois, en l'absence de données directes, la plupart des estimations de l'ampleur de l'utilisation des DCP sur cette période dans l'océan Atlantique, demeurent globalement soumises à de majeures incertitudes.

Tableau 4: Nombre et caractéristiques par pavillons des senneurs actifs en 2021 réalisant des opérations de pêche dans l'océan Atlantique Est (navires d'appui non inclus).[4]

Pavillons	Nombre de senneurs	Longueur hors-tout moyenne (m)	Tonnage total (tonnes)	Age moyen des navires
Belize	8	67	12627	35,0
Cap Vert	1	35	424	5,0
Curaçao	5	83	13070	26,4
Espagne	18	77	38046	30,9
France	11	74	18823	22,2
Ghana	17	63	14604	27,4
Guatemala	2	80	4218	30,0
Liberia	2	69	3034	13,5
Panama	6	68	11299	7,7
Sénégal	7	70	11279	39,0
El Salvador	3	77	5891	37,0

3. Examen de l'ampleur d'utilisation des DCP dans l'Atlantique après 2013

Une dizaine de flottilles (canneurs ou senneurs) dont les activités pourraient potentiellement être associées à l'utilisation de DCP, opèrent dans l'océan Atlantique. En 2013, seulement 4 d'entre elles ont fourni à la CICTA, les informations relatives à leur déploiement de DCP, conformément aux exigences déclaratives formulées par l'ORGP (Rec. CICTA 13-01 ; Figure

[4]Source : Données officielles CICTA : https://www.iccat.int/en/Vesexport.asp?vessAll=True&vStatus=1 (Consulté le 21/07/2021)

7). On note toutefois, une nette amélioration du taux de déclaration de ces informations, atteignant plus de 65% en 2019, en raison notamment des progrès réalisés dans les mécanismes de collecte et de transmission des données et de l'adoption volontaire de plans de gestion des DCP par certaines flottilles ces dernières années (Molina *et al.*, 2014, 2015; Goujon *et al.*, 2015). Néanmoins, la qualité des informations fournies reste encore loin d'être suffisante pour fournir une vision précise de l'étendue réelle de l'utilisation des DCP dans l'océan Atlantique (Anonyme, 2021). Elles n'offrent en fait qu'une valeur minimale indicative dont l'écart avec le nombre réel de DCP varie de plus, d'une année à l'autre selon la contribution relative des différentes CPC à l'effort global de déploiement des DCP et leur respect des exigences déclaratives. Elles indiquent ainsi que sur la période courant de 2013 à 2017, en moyenne 26 367 ± 5 444 DCP principalement de la catégorie DFAD (DCP dérivants), ont été annuellement déployés dans l'océan Atlantique par les différentes CPC s'étant soumises aux obligations de la CICTA. Depuis 2018, le nombre de déploiements des DCP déclarés dans cet océan a chuté d'environ un tiers de sa valeur, atteignant un nombre moyen de 17 879 ± 110 déploiements de DCP par an, de 2018 à 2019 (Figure 8). Toutefois l'absence d'uniformité dans ces données n'autorise ni une interprétation appropriée de cette dynamique, ni la formulation de conclusions notamment quant à l'effet des limitations successives imposées par la CICTA, sur les nombres de DCP (*cf.* section VI.1. État des lieux des mesures de gestion en vigueur dans les ORGP thonières).

Avec en moyenne 3 fois plus de déploiements annuels par navire que les autres flottilles, représentant plus de 82% de la totalité des déploiements déclarés à la CICTA sur la période 2018-2019 (Figure 9), l'Espagne et pavillons « assimilés » (i.e. navires dont la propriété et le contrôle réels appartiennent à des compagnies maritimes espagnoles : Curaçao, Belize, Guatemala, El Salvador, Panama) culminent à la tête des flottilles déployant le plus de DCP dans l'océan Atlantique. Une certaine prudence reste toutefois, de mise avec ce pourcentage, compte tenu de l'absence sur cette période, des données des flottilles ghanéennes, dont l'activité est notoirement connue pour être largement basée sur l'utilisation de DCP (Bannerman et Bard, 2001; Bannerman, 2007; Chassot *et al.*, 2014).

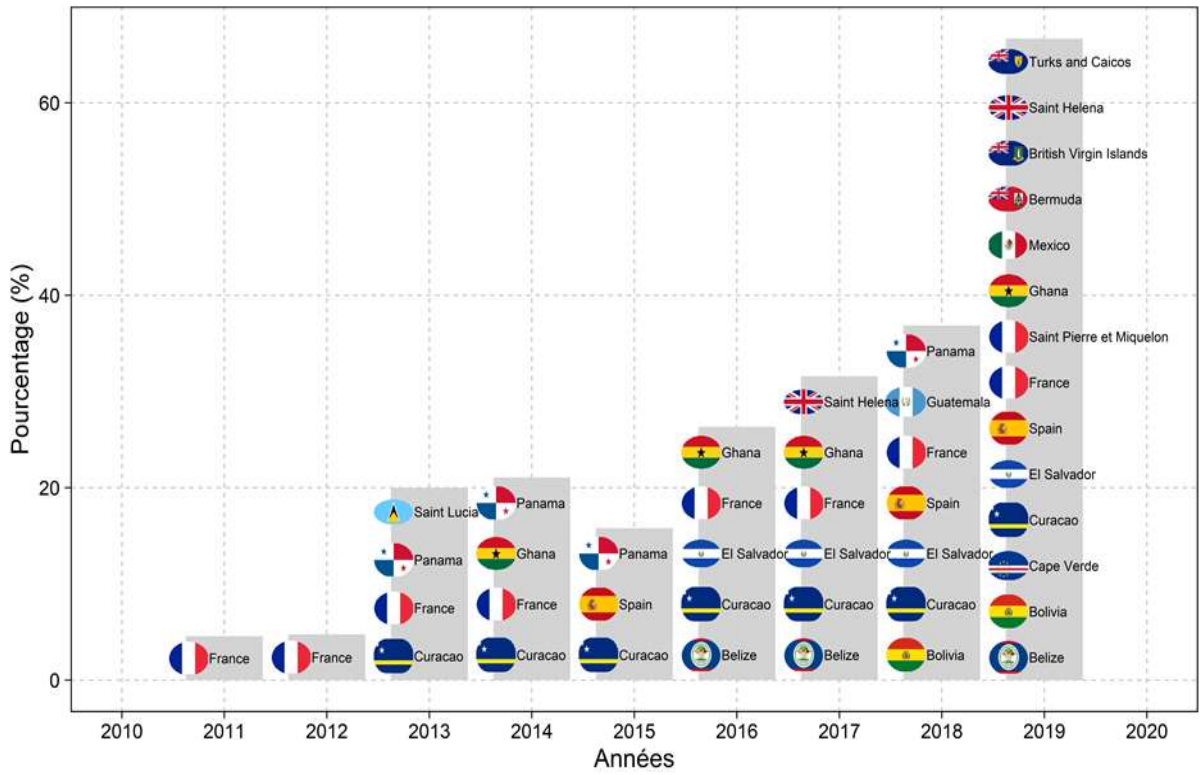

Figure 7: Taux de déclaration à la CICTA des données relatives aux DCP, par les différentes CPC dont les senneurs et les canneurs pourraient être associés à la pêche sous DCP, au cours de la période 2011-2019. (Source : ST08-FADsDep – ICCAT Database).

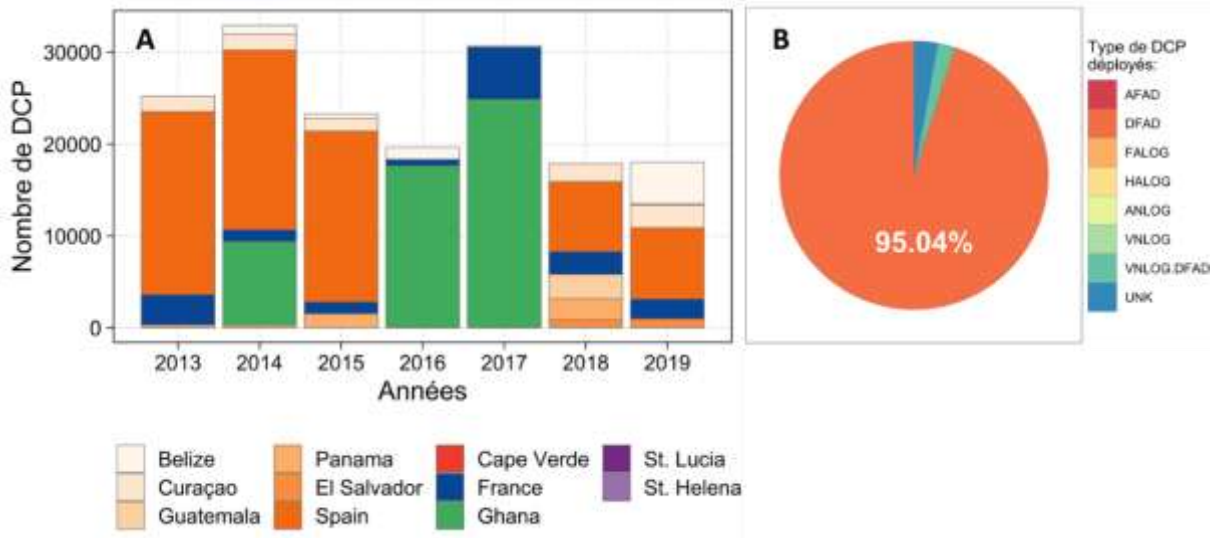

Figure 8: Nombre et type de DCP déployés déclarés à la CICTA sur la période 2013-2019. (A) Nombre de DCP déployés par pavillon de 2013 – 2019. (B) Type de DCP au cours de la période 2013-2019. (Source : ICCAT Database).

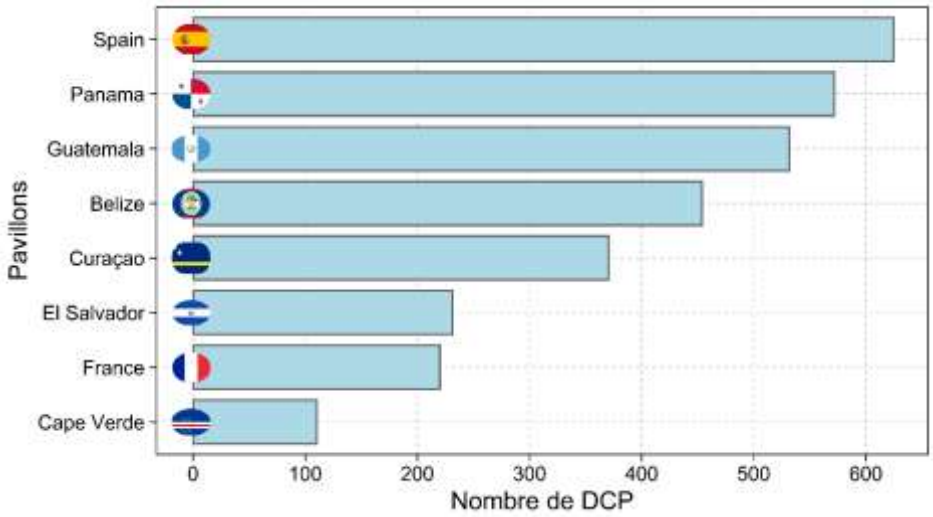

Figure 9 : Moyennes annuelles des DCP déployés par navire et par flottille estimés sur la période 2018-2019 dans l'océan Atlantique. (Source : ST08 FADsDep ICCAT Database)

En dépit des efforts déployés pour l'amélioration des exigences réglementaires relatives à la communication des informations sur les DCP par les flottilles qui les exploitent, des difficultés subsistent tant au niveau du respect des réglementations par ces acteurs, qu'en matière de diffusion de ces informations et de leur accessibilité au grand public. Par exemple, contrairement aux données de captures de thonidés dans l'Atlantique, publiquement disponibles sur la site web de la CICTA, les données relatives aux DCP sont classées confidentielles et relevant du domaine privé. En raison de leur nature jugée stratégique pour les senneurs, l'accès à ces données et leur diffusion restent soumises à des normes et procédures régies par les politiques de confidentialité et de sécurité de l'information de la CICTA. En revanche, elles peuvent être accessibles au terme d'un processus de demande officielle adressée à l'ORGP. Dans les sections suivantes, les précisions sur l'étendue de l'utilisation des DCP dans les ZEE des États de la COMHAFAT, n'ont pu être possibles que grâce à l'acquisition de ces données fines d'activités sur DCP (déploiements, nombre et type de bouées actives par carré de 1°x1°), collectées et transmises par les CPC à l'ORGP conformément aux dispositions de sa Recommandation 19-02.

4. Ampleur d'utilisation des DCP dans les ZEE des États de la COMHAFAT

Les données les plus récentes (2018-2019) révèlent qu'en moyenne 37% de l'activité mensuelle de déploiements de DCP déclarés dans l'Océan Atlantique se concentre dans les ZEE des États côtiers de la façade Atlantique Africaine. Ce qui représente en moyenne 555 (± 271) DCP déployés par mois dans ces zones (Figure 10).

Sur la période 2018-2019, l'activité de déploiement de DCP dans ces eaux territoriales apparait marquée par une saisonnalité caractéristique qui hormis les périodes de moratoire sur les DCP (i.e. de janvier à fin février durant les années considérées), peut-être globalement découpée en trois périodes majeures. La première courant de fin février à juin se caractérise par une reprise générale des activités de déploiement de DCP consécutive au moratoire, marqué par une rapide augmentation de l'effort de déploiement (pouvant tripler sur cette courte période) dans les eaux territoriales des états de l'Afrique de l'Ouest (notamment la Mauritanie, le Sénégal et le Cap Vert) et celles du Gabon, de la Guinée équatoriale et de Sao-tomé et Principe. La seconde saison de Juin à Novembre connait une baisse globale de l'intensité des déploiements de DCP dans les ZEE avec une relocalisation de la majorité de l'effort dans les ZEE de l'Angola et secondairement du Gabon. Intervenant de Décembre à Janvier, la dernière saison se distingue par une hausse générale de l'activité de déploiement se répartissant principalement entre les eaux libériennes et angolaises (Figure 11).

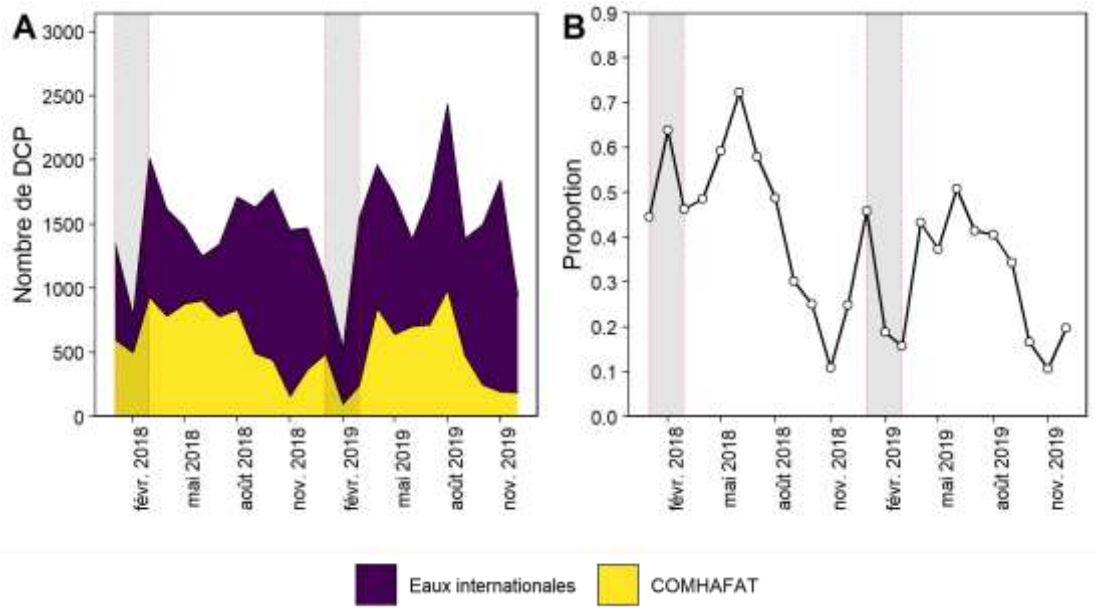

Figure 10: Déploiements mensuels de DCP dans l'océan Atlantique estimés sur la période 2018-2019 à partir des données de déclaration CICTA. (A) Nombres de déploiements par mois et par zone. (B) Proportion mensuelles de DCP déployés dans les ZEE des Etats côtiers Africains. Les zones grises représentent les périodes de fermeture annuelle des activités sur DCP aux senneurs et aux canneurs (Source : ST08 FADsDep ICCAT Database).

Sur la même période, la moitié de l'activité de déploiement de DCP dans l'Océan Atlantique a été assurée par des navires de soutien appartenant à l'Espagne, au Curaçao, au Guatemala, au Panama, et au Belize (Tableau 5). La majeure partie de DCP français sont déployés dans le Golfe de Guinée, et saisonnièrement en Mauritanie et en Angola. Les ZEE de la Guinée à la Mauritanie accueillent principalement les déploiements de DCP de navires espagnols. Tandis que les autres pavillons (Belize, Curaçao, Guatemala, Panama, El Salvador) concentrent principalement leur activité de déploiement de DCP de la zone équatoriale (Gabon, Guinée équatoriale, etc.) à la Namibie (Figure 12).

Parallèlement à ces déploiements, on estime qu'en moyenne, environ 700 DCP dérivant dans des eaux territoriales d'États membres de la COMHAFAT, sont activement suivis par mois, par l'industrie de la pêche thonière (Tableau 6). Ce suivi correspond à la collecte par les navires individuels des données (positions et/ou biomasses) transmises par les bouées échosondeurs équipant les DCP déployés et constitue entre les déploiements et les captures, une des composantes à part entière de l'effort de pêche sous DCP. Ainsi, 35% de l'activité mensuelle de suivi des navires concernent des DCP est localisée dans des ZEE d'États côtiers africains.

En dépit des insuffisances évoquées plus haut, les données de déploiement sur DCP collectées par la CICTA représentent actuellement, le meilleur aperçu de l'ampleur de l'utilisation des DCP dans l'océan Atlantique. Bien qu'elles ne renseignent pas encore directement sur le nombre total de DCP réellement à l'eau dans cet océan, elles peuvent servir à en fournir une estimation globale moyennant le recours à une série d'hypothèses (Escalle *et al.*, 2021). Ainsi, si l'on suppose de durées de vie de l'ordre de 6 mois pour les DCP, et d'un effort de déploiement relativement constant au cours de ces dernières années (avec environ 1500 DCP en moyenne par mois), il apparait possible d'approximer autour de 9 000 le nombre de DCP dérivant en permanence dans l'Atlantique. Parallèlement, si l'on considère que les taux de suivi des DCP par zone reflète la répartition globale des DCP, ceci indiquerait que l'ensemble de États côtiers de la façade Atlantique Africaine pourrait héberger en permanence autour de 3 000 DCP, avec des hotspots saisonniers de densité au niveau de la Mauritanie, du Sénégal, de l'Angola et du Gabon, sous l'influence de l'effort de déploiement et de la circulation océanique dans l'Atlantique.

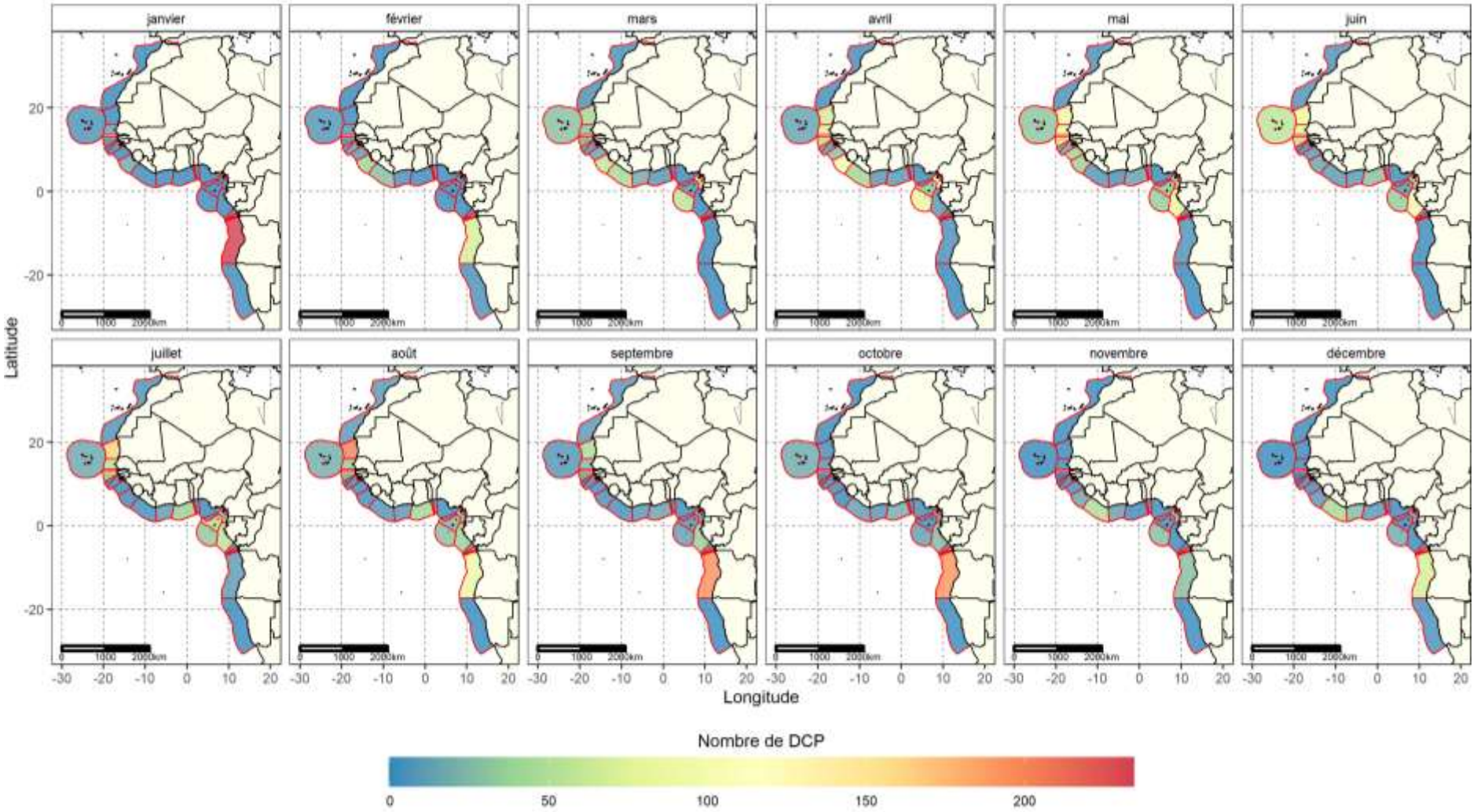

Figure 11 : Moyennes mensuelles de déploiements dans les ZEE des États Côtiers de la façade atlantique Africaine estimées sur la période 2018-2019 (Source : ST08 FADsDep ICCAT Database).

Tableau 5: Moyennes annuelles et pourcentages par zone, type de navire et pavillons des DCP déployés dans l'Océan Atlantique sur la période 2018-2019.(Source : ST08 FADsDep ICCAT Database)

Zones	Type de navires	Pavillons	Nombre moyen (pourcentage par zone)
COMHAFAT	Senneur	Cap Vert	47 (0,55%)
		Panama	192 (2,23%)
		Guatemala	351 (4,07%)
		El Salvador	502 (5,83%)
		Belize	654 (7,59%)
		Curaçao	690 (8%)
		France	902 (10,46%)
		Espagne	1601 (18,58%)
	Navire de soutien	Curaçao	528 (6,12%)
		Belize	626 (7,27%)
		Espagne	664 (7,71%)
		Guatemala	930 (10,79%)
		Panama	930 (10,79%)
Eaux internationales	Senneur	Cap Vert	63 (0,45%)
		Panama	72 (0,51%)
		Curaçao	283 (2%)
		Guatemala	284 (2,01%)
		El Salvador	422 (2,98%)
		Belize	1358 (9,6%)
		France	1411 (9,98%)
		Espagne	2371 (16,77%)
	Navire de soutien	Curaçao	722 (5,1%)
		Guatemala	1093 (7,73%)
		Panama	1093 (7,73%)
		Belize	1901 (13,45%)
		Espagne	3066 (21,69%)

Tableau 6: Moyennes mensuelles et pourcentages de DCP activement suivis dans l'océan Atlantique sur la période 2016-2017. (Source : ST08 FADsDep ICCAT Database)

Zones		Nombres moyens suivis (Ecart-type)	Pourcentage
Eaux internationales		1316 (±594)	65,2
COMHAFAT	Angola	151 (±106)	7,5
	Cap-Vert	72 (±20)	3,6
	Liberia	64 (±57)	3,2
	Guinée-Equatoriale	62 (±53)	3,1
	Sierra Leone	52 (±57)	2,6
	Ghana	43 (±41)	2,1
	Mauritanie	42 (±37)	2,1
	Sénégal	42 (±62)	2,1
	Côte d'Ivoire	38 (±28)	1,9
	Gabon	37 (±38)	1,9
	Guinée Bissau	25 (±25)	1,2
	Sao Tome and Principe	21 (±27)	1,0
	Guinée	20 (±23)	1,0
	Nigeria	12 (±7)	0,6
	Namibie	8 (±7)	0,4
	Sahara occidental	5 (±5)	0,2
	Nigeria / Sao Tomé-et-Principe	4 (±3)	0,2
	Congo	3 (±3)	0,1
	Benin	1 (±0)	0,0
	Togo	1 (±1)	0,0
	Cameroun	0 (±0)	0,0
	Maroc	0 (±0)	0,0
	République Démocratique Congo	0 (±0)	0,0

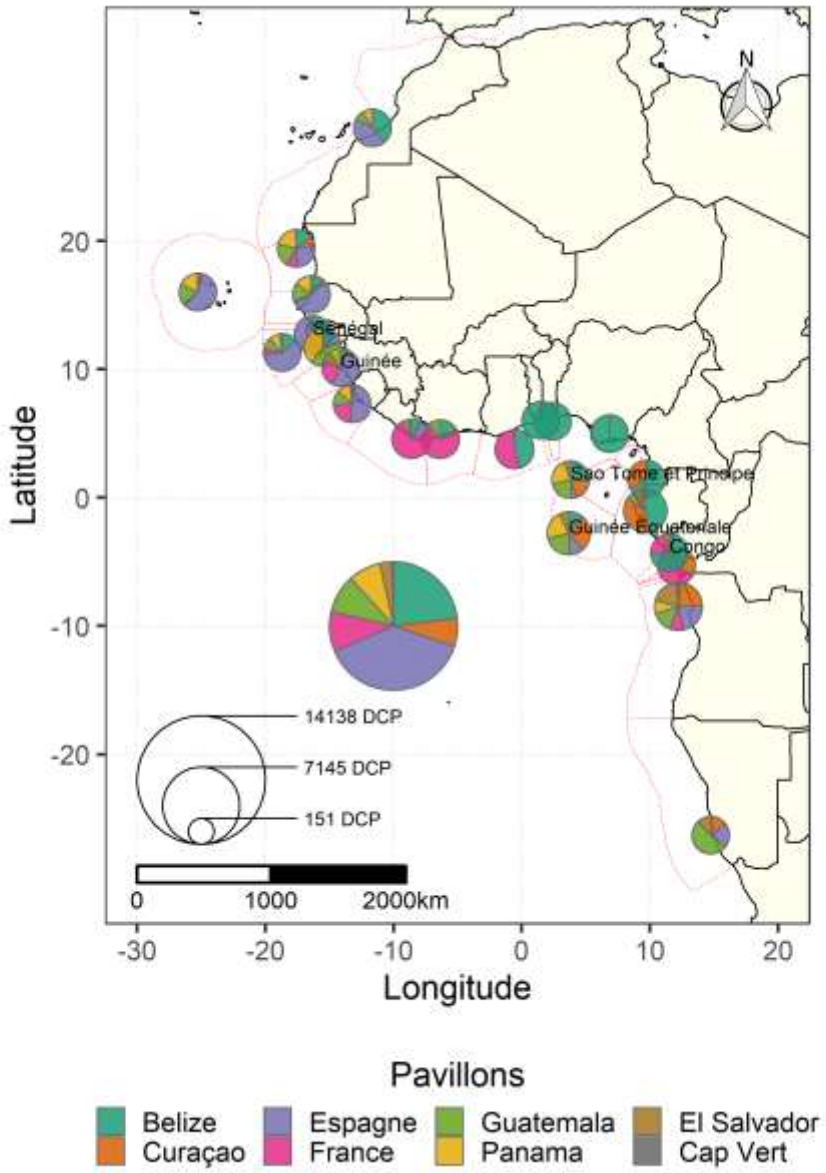

Figure 12: Proportion moyenne des DCP déployés par pavillons dans les ZEE des États côtiers africains et les eaux internationales sur la période 2018-2019. Le diamètre des diagrammes indique la moyenne annuelle de DCP déployés dans chaque zone. (Source : ST08 FADsDep ICCAT Database)

EXAMEN DE L'IMPACT DE L'USAGE DES DCP SUR LES PECHERIES OPERANT DANS LA ZONE DE CONVENTION COMHAFAT

III. Examen des impacts de l'usage des DCP sur les pêcheries opérant de la façade Atlantique Est de l'Afrique

Dans l'océan Atlantique intertropical oriental, la pêche constitue une activité économique très importante. Cette zone possède des ressources halieutiques parmi les plus riches du monde, notamment dans les eaux du plateau continental riches en nutriments, où se produisent les phénomènes d'upwelling. Les trois espèces majeures de thons tropicaux (i.e le listao : *Katsuwonus pelamis*, l'albacore ; *Thunnus. albacares*), et le thon obèse *T. obesus*), y sont ciblées par d'importantes flottes de senneurs palangriers et canneurs. Les dernières évaluations de stocks considèrent d'ailleurs que le stock de thon obèse de l'Atlantique est actuellement surexploité et en état de surpêche. A côté de ces espèces, de nombreux petits autres thonidés notamment de la famille des auxides ou des thonines revêtent une importance particulière pour les pêcheurs côtiers, tant d'un point de vue économique qu'alimentaire.

Outre les effets positifs évidents sur les rendements des pêcheries industrielles de thoniers senneurs qui constituent leur principaux utilisateurs, l'exploitation massive de DCP pourrait se traduire par des impacts et incidences secondaires de diverses natures sur les autres pêcheries opérant dans l'Atlantique tropical, et plus particulièrement dans les eaux sous juridiction des Etats membres de la COMHAFAT. Dans la présente section, nous aborderons les différents aspects liés à l'utilisation des DCP sur les composantes industrielles et artisanales des pêcheries évoluant dans ces zones.

1. Impacts des DCP sur les pêcheries industrielles thonières tropicales

Dans l'Atlantique, la pêche industrielle au thon était jusqu'à la fin des années 1950, essentiellement pratiquée par des flottilles de canneurs. Vers la fin des années 50, la pêche thonière à la palangre ciblant principalement l'albacore et le thon obèse apparait ensuite, dans la zone du Golfe de Guinée, puis s'étend à l'ensemble de la zone intertropicale de l'océan Atlantique vers la fin des années 60 (Delgado de Molina et *al*., 1999). Les premiers senneurs arrivent dans l'Atlantique au début des années 60. Ils pratiquent alors une pêche principalement côtière qui connait son expansion vers le milieu des années 1970. Les statistiques de prise et d'effort compilées par la CICTA[5] révèlent que les senneurs représentent actuellement la pêcherie thonière la plus importante de l'océan Atlantique, avec

[5] Source: Commission Internationale pour la Conservation des Thonidés de l'Atlantique (CICTA) : Statistiques de prise et d'effort (« Task 2 catch/effort » ; consulté le 03-05-2021 : https://www.iccat.int/fr/accesingdb.html).

environ 65% des captures totales des trois espèces majeures de thons tropicaux sur la décennie 2009-2019 (contre 17, 13 et 5% respectivement pour les canneurs, palangriers et autres engins – Figure 13). Le volume de capture des trois espèces tropicales de thons majeurs attribué aux senneurs dans l'Atlantique en 2019, est évalué à 336 166 tonnes de thons, majoritairement composé de listao (65, 27 et 8% respectivement pour le listao, l'albacore et le thon obèse).

Comparativement aux autres pêcheries thonières industrielles opérant dans l'Atlantique, la pêche à la senne connaît une augmentation remarquable de ses rendements depuis les années 2010, marquée par des volumes croissants de captures de listao. Cette tendance s'explique par l'amélioration de la puissance et de l'efficacité de pêche de ces flottilles suite à l'implémentation continue de nouvelles technologies à bord des navires et à l'évolution des stratégies de pêche, avec notamment le recours massif aux dispositifs de concentration de poissons survenu ces dernières décennies (Gaertner et Pallares, 2001; Fonteneau *et al.*, 2013; Torres-Irineo *et al.*, 2014a).

On estime que de 1977 à 1982, l'usage de DCP par les senneurs ne représentait qu'environ 20% des coups de pêches réalisés à l'échelle de l'océan Atlantique-Est (Bard *et al.*, 1985). Cette proportion va connaitre une augmentation substantielle à partir de 1990, avec l'introduction à grande échelle de dispositifs flottants artificiels avec pour objectif d'accroitre les rendements. L'analyse des données de la CICTA relative aux captures totales annuelles des senneurs pour les trois espèces majeures de thons tropicaux, révèle sur la période 1991 – 2000, des prises totales de thonidés stables et relativement équilibrées en termes de proportion entre bancs libres et DCP (Figure 14). L'année 2006, marque le début d'une progressive augmentation des prises totales annuelles de thonidés, atteignant une moyenne annuelle de 255 855 tonnes sur la période 2006 – 2019 (soit 20% de plus que les valeurs moyennes avant 2006). Ce changement de dynamique pourrait résulter de l'augmentation de l'effort global, liée au (*i*) déplacement vers l'Atlantique Est, de nombreux navires de l'Union européenne suite à la recrudescence des actes de piraterie dans l'océan Indien (Pillai, 2012) ; et (*ii*) de l'arrivée d'une nouvelle flottille de senneurs opérant depuis le Ghana, auxquels s'ajoute (*iii*) la forte accélération de la pêche sous DCP avec des volumes de captures sous objets, variant de 57% en moyenne sur la période 1991-2006, à 76% de 2007 à 2019.

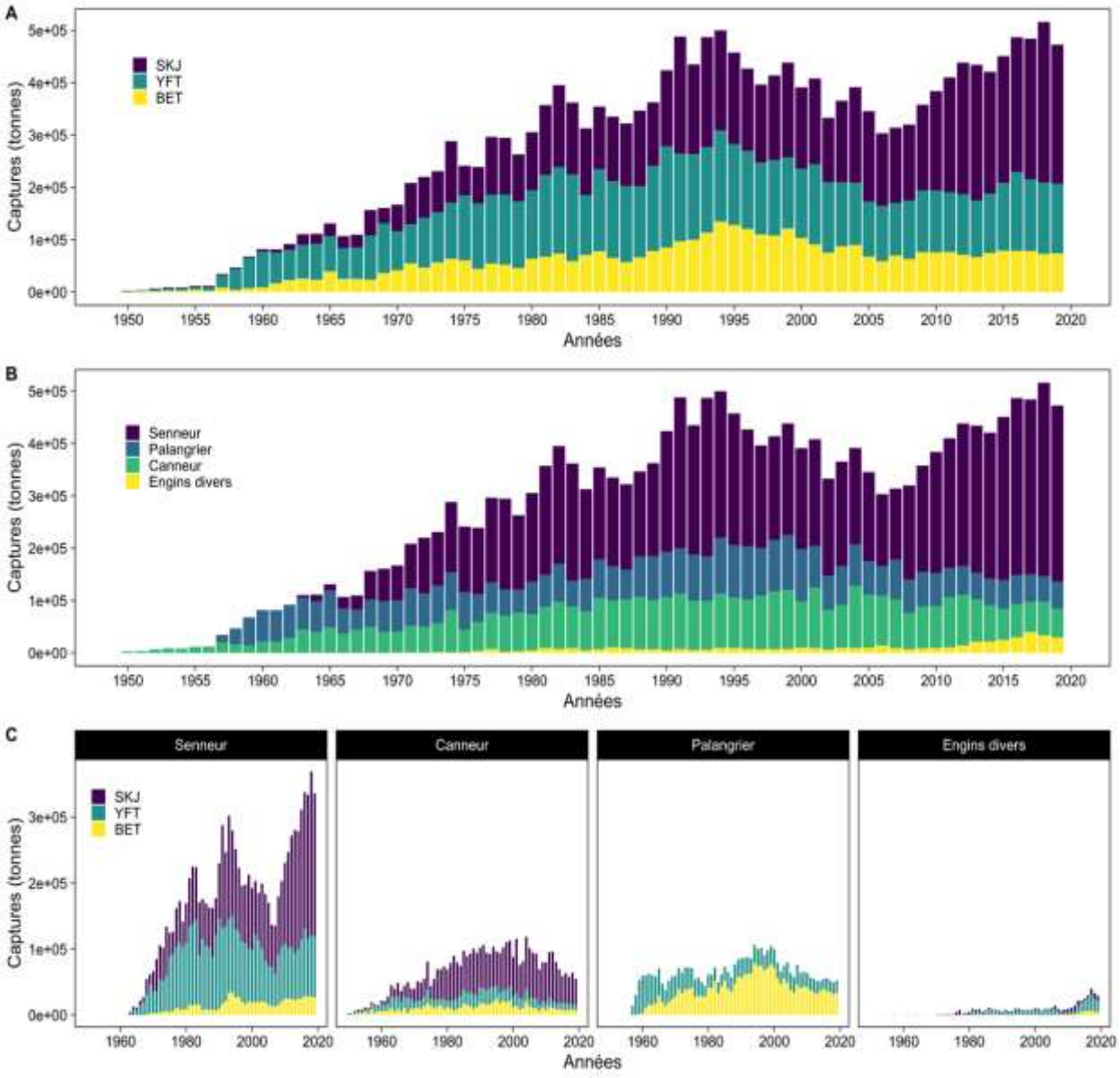

Figure 13: Evolution des prises des trois espèces majeures de thons tropicaux (BET : thon obèse, SKJ : listao et YFT : albacore) dans l'océan Atlantique, par espèce (A) par engin (B), et (C) par espèces pour chaque type d'engin de 1950 à 2019. (Source de données : Statistiques de prise et d'effort de la CICTA)

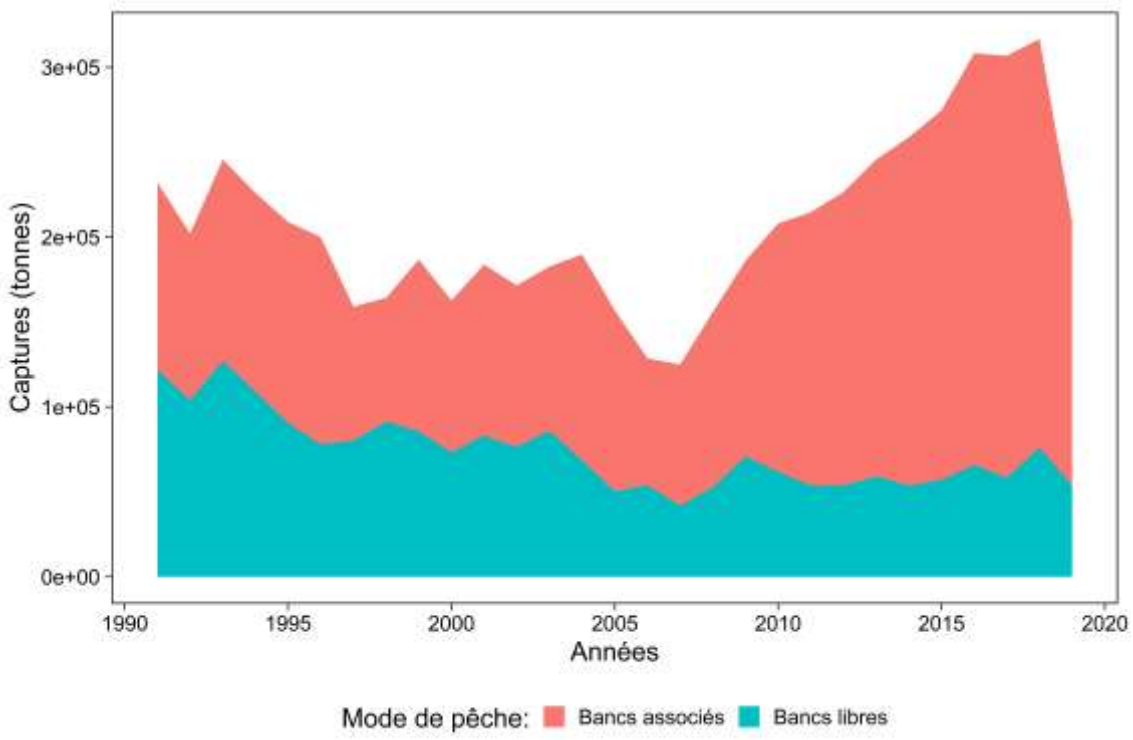

Figure 14: Captures totales annuelles des trois espèces de thons tropicaux majeurs par les flottilles de thoniers senneurs opérant dans l'océan Atlantique[6]. (Source de données : Statistiques de prise et d'effort de la CICTA).

L'introduction des DCP et les rapides progrès technologiques qui l'ont accompagnée, avec notamment le recours aux bouées échosondeurs à partir des années 2000 (Lopez *et al.*, 2014), se sont soldées par une amélioration remarquable de l'efficacité de pêche des thoniers senneurs (Fonteneau *et al.*, 2013), et subséquemment de la viabilité économique de ces flottilles. On considère que les DCP constituent l'innovation technologique la plus importante survenue dans la pêche de surface au thon tropical au cours de ces 3 dernières décennies (Ariz *et al.*, 1999; Delgado de Molina *et al.*, 1999; Miyake, 2005). Leur impact global sur les rendements des flottilles de pêche peut être globalement résumé à travers 5 aspects majeurs, à savoir :

- L'évolution des stratégies de recherche des pêcheurs ;
- L'accroissement de la probabilité de réussite des coups de pêche ;
- L'amélioration de l'efficacité énergétique des navires ;
- L'expansion des zones de pêches ;
- L'augmentation de la capturabilité de certaines espèces.

[6] Source: Commission Internationale pour la Conservation des Thonidés de l'Atlantique (CICTA) : Statistiques de prise et effort de la pêcherie thonière tropicale à la senne (« Task 2 catch/effort by operation mode [Fad/Free school] (only tropicals) » ; consulté le 03-05-2021 : https://www.iccat.int/fr/accesingdb.html)

A l'origine, la stratégie principale de pêche utilisée par les senneurs consistait en la recherche active de bancs libres, s'alternant avec des captures opportunistes réalisées sous les objets flottants naturels ou artificiels (ou des captures associées à des bancs de dauphins dans l'océan Pacifique). Le recours au DCP pourvus d'instruments de localisation et de détection des agrégations de thons (i.e. bouées GPS équipées d'échosondeur), a profondément modifié la physionomie des stratégies de recherche. Les pêcheurs sont maintenant capables de définir des itinéraires plus « productifs » de prospection, en s'orientant préférentiellement (et même de nuit) vers des DCP sous lesquelles les tailles des concentrations de thons sont jugées économiquement appréciables. La plupart des flottilles ont aussi, recours à des navires de soutien chargés spécifiquement du déploiement, de la maintenance et du suivi de leurs DCP. Rapidement devenues cruciales pour l'optimisation des stratégies de recherche, les informations issues des bouées équipant les DCP ou des rapports des navires de soutien ont entrainé une réduction significative du temps de recherche associé à une capture (Itano, 2003; Dagorn *et al.*, 2013a; Lopez *et al.*, 2014; Torres-Irineo *et al.*, 2014a). Parallèlement, les DCP ont contribué à une amélioration substantielle et une stabilisation de la probabilité de réussite des opérations de pêche des senneurs, estimée à 90% sous DCP contre entre 50 et 70% pour la pêche ciblant les bancs libres (Pianet *et al.*, 2012; Fonteneau *et al.*, 2013). L'optimisation des stratégies de recherche induite par le recours aux DCP instrumentés, participerait en outre, à une meilleure efficience énergétique des senneurs et conséquemment une réduction des coûts économiques liés à leur consommation de carburant (Suuronen *et al.*, 2012; Moreno *et al.*, 2016). Cette vision généralement admise a cependant fait l'objet d'une importante remise en question avec les travaux récents de Chassot *et al.* (2021). Ces auteurs ont en effet démontré que l'évolution des flottes vers des navires plus grands, conjointe à un plus grand usage de navires de soutien et une utilisation plus intensive des DCP se traduit au contraire par une consommation de carburant et une pollution atmosphérique plus importante que la pêche ciblant les bancs libres. La mise en relation de la consommation d'énergie de ces deux méthodes de pêche avec leurs rendements respectifs (ex. captures par coups de pêche) pourrait être pertinente ici pour affiner les conclusions sur ce point, dans la mesure où la pêche sous DCP est reliée à un plus grand nombre de coups de pêche et une probabilité accrue de leur réussite, notamment grâce à une meilleure sélection des DCP (Fonteneau *et al.*, 2013; Wain *et al.*, 2020).

Les DCP ont aussi profondément influencé l'expansion des zones et des saisons de pêches. En effet, les données collectées par les bouées, sur les agrégations de thons et leurs localisations

sont vite devenues une source essentielle d'informations pour la découverte de nouvelles zones de pêche, le développement des tactiques et des savoirs endogènes des pêcheurs (Moron *et al.*, 2001; Moreno *et al.*, 2007a).

Par ailleurs, les senneurs ne sont pas les seuls engins à utiliser les DCP dans l'océan Atlantique-Est. Ces dispositifs supportent également l'activité d'une importante flottille de canneurs, principalement ghanéenne (Kwei et Bannerman, 1993; Bannerman et Bard, 2001; Bannerman, 2007). Sur la période 2010 – 2012, on estime qu'environ 55% des opérations de pêche réalisées par les canneurs ghanéens, étaient associées à des DCP (Chassot *et al.*, 2014). La pêche sous DCP pratiquée par les canneurs ghanéens est par ailleurs, très souvent réalisée conjointement avec des senneurs. Le canneur stabilise le banc de thons en surface, en l'appâtant pendant que le senneur encercle le canneur et le banc. Le produit de la pêche est ensuite partagé, avec un bénéfice commun en résultant pour les deux navires, dans la mesure où le risque de perte du banc est fortement minimisé (Marsac et Michaud, 2017).

Le listao représente l'espèce prédominante capturée sous DCP (Dagorn *et al.*, 2013a). Les changements cumulatifs intervenus dans la pêcherie de cette espèce depuis le début des années 90, avec notamment l'utilisation des DCP et l'expansion latitudinale et vers l'ouest des zones de pêches, ont entrainé une augmentation notable de la capturabilité de cette espèce et de la proportion de sa biomasse exploitée. Selon Fonteneau et *al*. (2015), le recours aux DCP constitue souvent le moyen privilégié pour exploiter les thons tropicaux particulièrement le listao, au large des côtes, en dehors des périodes d'agrégation de reproducteurs où les albacores et les thons obèses peuvent former de grandes concentrations de bancs en nage libre. En raison de ses caractéristiques biologiques notamment sa croissance rapide, sa courte durée de vie et sa haute fécondité (Fromentin et Fonteneau, 2001), le listao constitue vraisemblablement, l'espèce la plus résiliente à la pression de pêche parmi les trois thons tropicaux majeurs. Malgré l'augmentation spectaculaire de l'utilisation des DCP, le listao n'est actuellement considéré comme surexploité dans aucun océan. Bien que l'éventualité d'un futur changement de cette situation ne puisse être écartée face à la hausse continue des taux d'exploitation de cette espèce, cela suggère que les DCP n'entraînent pas en soi une surpêche des stocks de listaos (Fromentin et Fonteneau, 2001).

De plus grandes inquiétudes existent néanmoins, sur les impacts de ces outils de pêche sur les stocks des deux autres espèces tropicales. En effet, le listao est très généralement capturé sous DCP en association avec des juvéniles d'albacores et de thon obèse (Fonteneau *et al.*, 2000, 2013). L'exploitation croissante d'individus juvéniles/immatures pourrait conduire à une perte

de rendement potentiel et une déplétion des stocks résultant de la réduction de la biomasse des futurs reproducteurs pour ces deux espèces (*cf.* paragraphe *II.1. Impacts des DCP sur les ressources thonières*).

Elle est également susceptible d'accroître de manière significative les interactions négatives et les éventuelles tensions entre les senneurs tropicaux et les autres pêcheries industrielles exploitant simultanément le thon dans la zone. Par exemple, les flottes palangrières tropicales capturent principalement des albacores et des thons obèses adultes pour le marché des sushis et sashimis, avec des valeurs marchandes largement supérieures à celles des juvéniles capturés par les senneurs pour le marché des conserves. La possibilité d'une déplétion des stocks de la biomasse reproductrice des thons obèses induite par l'utilisation croissante des DCP, pourrait affecter de manière négative les rendements des palangriers tropicaux. Parallèlement, une réduction des captures de juvéniles de thon obèse résultant d'une diminution de l'effort de pêche sous DCP par les senneurs se traduirait par une diminution substantielle de leurs revenus issus de la pêche au listao au regard de leur dépendance actuelle vis-à-vis des DCP pour la capture de cette espèce, voire un risque d'effondrement de l'industrie de la conserve en raison de la pénurie et de la hausse résultante des prix des thons. Le recours massif aux DCP et leurs impacts indéniables sur les rendements des senneurs, ont ainsi fait émerger un quasi-dilemme entre l'approche actuelle de la pêche très productive du listao, et la nécessité de conservation du thon obèse (Sun *et al.*, 2019).

1.1. DCP et pêcheries industrielles à la senne dans les ZEE des Etats-membres de la COMHAFAT

Pratiquée par les thoniers senneurs depuis l'introduction de cette industrie dans l'océan Atlantique Est, la pêche sous objets flottants naturels se concentrait principalement dans les zones au large du Liberia et celles comprises entre les 5° et 10° de longitude Est, correspondant aux zones d'embouchure du fleuve Congo et des nombreuses rivières gabonaises (Delgado de Molina *et al.*, 1999). L'analyse des données de captures à la senne disponibles auprès de la CICTA, révèle que la contribution globale des prises réalisées dans les ZEE des Etats côtiers africains, à la production totale de l'océan Atlantique-Est apparait fortement fluctuante d'une année à l'autre (entre 28% et 56% avec une moyenne de 41% sur toute la période 1991-2019). Cependant, la dynamique des prises des senneurs par mode de pêche dans ces zones demeure très similaire à l'évolution générale observée à l'échelle de l'océan, avec notamment les tendances caractéristiques d'avant et après 2006 (Figure 15). Au

cours de l'année 2019, les prises sous DCP ont représenté environ 87% des prises totales à la senne des 3 espèces majeures de thons tropicales, réalisées par les senneurs dans les eaux territoriales des Etats de la COMHAFAT (contre 50% en moyenne pour la période 1991-2006). Ainsi, à l'échelle de l'océan Atlantique, 48% des captures totales des senneurs provenaient sur cette année, de la pêche sous DCP pratiquée dans des zones longeant les côtes de la façade Atlantique de l'Afrique.

Bien que la plupart de ces zones constituent depuis les débuts de l'industrie thonière à la senne, des aires privilégiées d'utilisation de dispositifs naturels ou artificiels de concentration de poissons, l'analyse des proportions de captures par mode de pêche avant et après 2006 (Figure 16), révèle un changement abrupt au niveau des stratégies de pêche. L'augmentation significative des captures sous DCP indique qu'en moins d'une décennie, l'ampleur de cette activité a littéralement doublé dans ces zones, passant d'une moyenne de 20% des captures associées à des DCP sur la période 1991-2011, à plus de 40 % de 2012 à 2019.

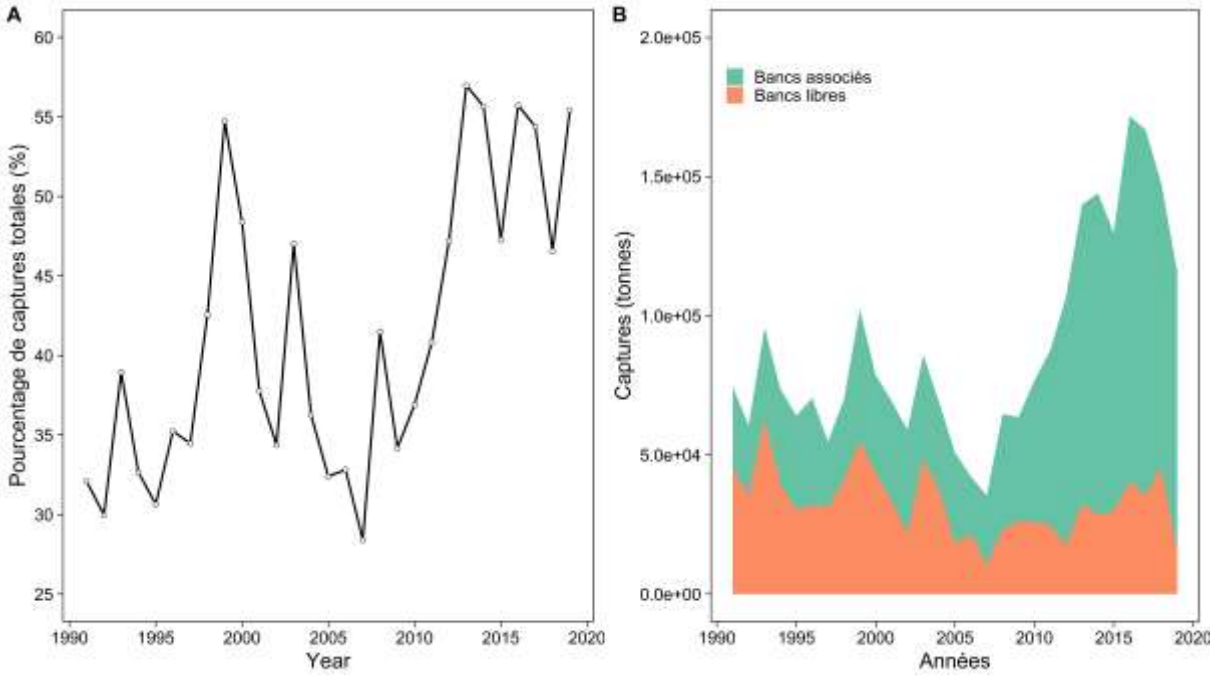

Figure 15: Proportions de captures et mode de pêche des thonidés majeurs dans les ZEE des États Membres de la COMHAFAT. (A) Proportion annuelles de captures des trois espèces de thons majeurs (listao, albacore et thon obèse) réalisées par les flottilles de thoniers-senneurs dans les ZEE des états Membres de la COMHAFAT par rapport aux captures totales à la senne à l'échelle de l'océan Atlantique. (B) Captures par mode de pêche des trois espèces de thons tropicaux majeurs par les flottilles de thoniers-senneurs dans les ZEE des états Membres de la COMHAFAT (Source de données : Statistiques de prise et d'effort de la CICTA).

Les proportions moyennes de captures sous DCP estimées sur la période 2006 – 2019 révèlent que les ZEE de la Mauritanie, du Gabon, du Ghana et de l'Angola, constituent avec respectivement 8,2%, 4,6%, 3,8% et 3,7% de la production totale des senneurs de l'Atlantique, les secteurs de prédilection de pêche sous DCP. A l'exception des eaux gabonaises où les deux modes de pêche (DCP et banc libres) partagent des contributions similaires en termes de production, l'activité des thoniers senneurs dans les ZEE des États côtiers africains se concentre désormais presque exclusivement autour des DCP. Ainsi, les concentrations saisonnières de listao au large des côtes Nord-ouest de l'Afrique (Mauritanie, Sénégal, Gambie, etc.) activement pêchées par les senneurs avant les années 1990, sont actuellement, principalement capturées à partir de ces outils de pêche (Figure 16).

D'une manière générale, le listao constitue la principale espèce pêchée dans les ZEE des états membres de la COMHAFAT. L'amélioration de sa capturabilité induite par le recours aux DCP a entrainé une augmentation notable des rendements des senneurs dans ces zones, sans toutefois influer significativement en termes de proportions, sur les compositions spécifiques des captures réalisées au sein de ces zones. De fait, parallèlement à cet effet positif sur les prises de listao, l'usage des DCP s'est également traduit par une augmentation parallèle des prises d'albacore et de thon obèse, espèce sur laquelle pèse actuellement d'importantes inquiétudes de surexploitation des stocks.

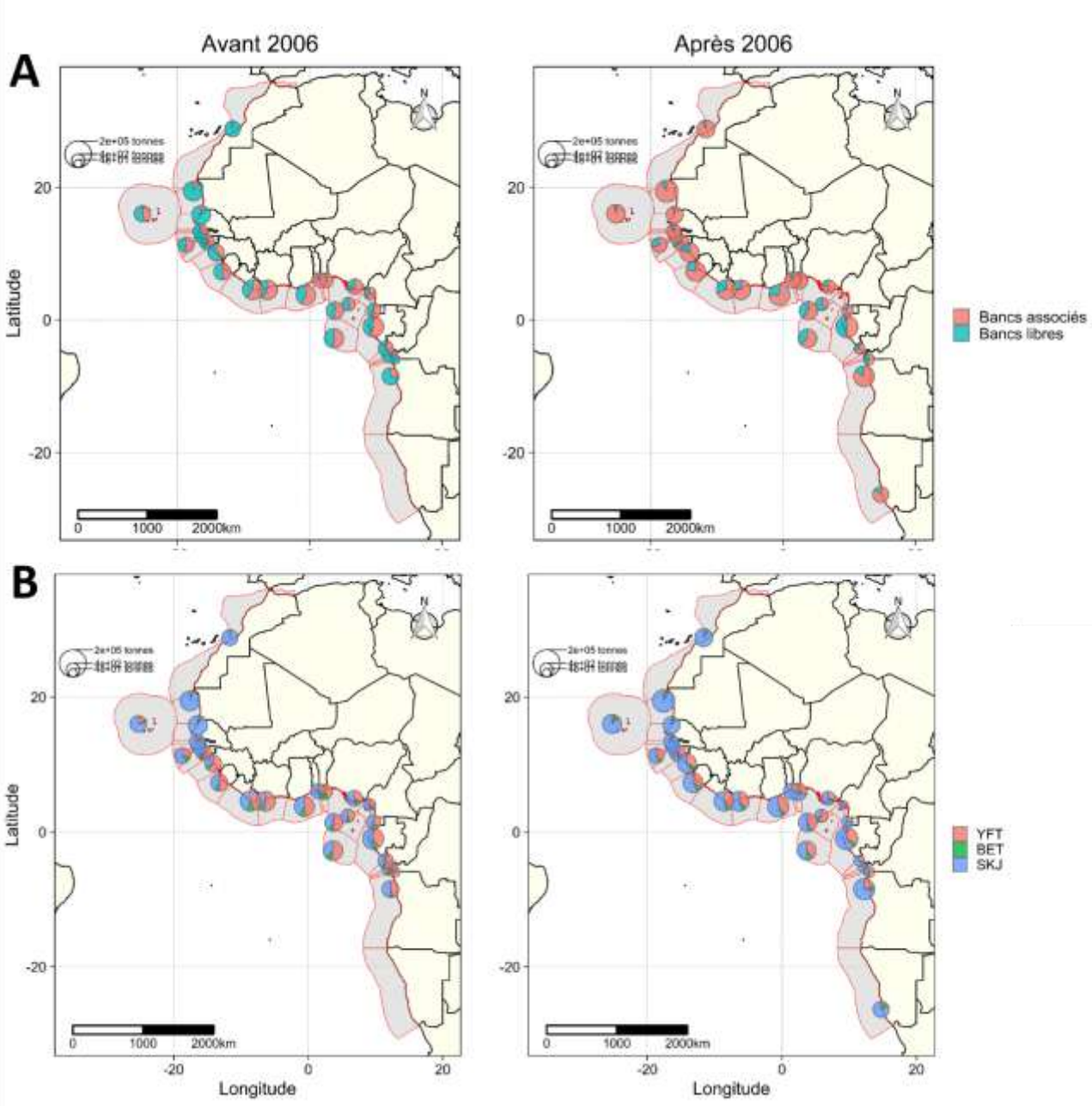

Figure 16: Modes de capture et espèces pêchées avant 2006 (1990-2006) et après 2006 (2007-2019) dans les eaux sous juridictions des États membres de la COMHAFAT. (A) Proportion de captures par Modes de pêche et ZEE avant et après 2006. (B) Proportion d'espèces capturées par ZEE avant et après 2006. (Source de données : Statistiques de prise et d'effort de la CICTA).

2. Impacts de l'usage des DCP sur les pêcheries artisanales de la façade Atlantique Est

Une importante pêcherie artisanale, se caractérisant par l'emploi quasi-exclusif de pirogues et une grande diversité d'engins de pêche, opère le long de la côte ouest-africaine. Au Sénégal, qui représente 72% du parc piroguier des pays de l'Union Economique Monétaire Ouest-Africaine (UEMOA), en Mauritanie et dans les îles du Cap-Vert, les lignes à main appâtées, la pêche à la traîne, les filets à anneaux (ring nets), les sennes de plage et les filets maillants sont les plus utilisés (Ngom et Fonteneau, 2016). Au Ghana, les pêcheurs artisanaux utilisent principalement des filets maillants, des filets de plage et des petits filets à sardines (Marchal, 1963). En Angola et dans les îles de Sao Tomé et Principe, sont utilisés également des filets maillants et des filets fixes de surface (Kilongo *et al.*, 2013). Ces pêcheries artisanales ciblent une large gamme d'espèces, à des degrés variant en fonction des ressources disponibles, des zones, des saisons, de l'évolution du marché, ou des conditions climatiques, etc. Toutefois, de manière générale, les captures de thons majeurs (albacore, thon obèse et listao) réalisées par ces engins artisanaux restent relativement modestes, car la plupart des embarcations artisanales ne ciblent pas particulièrement ces espèces. Les thons dit « mineurs » notamment la thonine (*Euthynnus alleteratus*), l'auxide (*Auxis thazard*), la bonite à dos rayé (*Sarda sarda*), constituent les principales espèces thonières capturées (Fonteneau et Marcille, 1988; N'Guessan *et al.*, 2009; Ngom et Fonteneau, 2016; Diaha *et al.*, 2019). A celles-ci, s'ajoutent de nombreuses espèces de petits pélagiques côtiers (ex. sardinelles, chinchards, maquereaux et ethmaloses), des pélagiques hauturiers tels que le thazard batard *Acanthocybium solandri*, le thazard blanc *Scomberomorus tritor*, les coryphènes *Coryphaena hippurus*, des portes-epées (ex. *Istiophorus albicans*, *Makaira nigricans*) et diverses espèces de requins et de raies (*Carcharhinus falciformis*, *Sphyrna zygaena* etc.)[7].

Un rapide examen de l'éventail d'espèces ciblées par ce secteur artisanal révèle que nombre d'entre elles sont connues pour manifester un comportement agrégatif autour d'objets flottant en mer, et sont en outre, fréquemment retrouvées associées aux DCP dérivants déployés par l'industrie thonière tropicale. Les DCP déployés ou qui dérivent en permanence dans les ZEE des États bordant le long de la côte ouest-africaine, supportent une part significative des captures industrielles de thonidés. Ces objets flottants introduits dans les zones de pêche exploitées par les pêcheurs locaux pourraient potentiellement être source de différents types

[7] « Profils des pêches et de l'aquaculture par pays » : http://www.fao.org/fishery/countryprofiles/search/fr (consulté le 30/06/2021)

d'impacts résultant (*i*) d'interactions directes avec les DCP, ou (*ii*) d'incidences secondaires susceptibles d'affecter indirectement les pêcheries artisanales et de petite échelle opérant dans ces zones. Afin d'identifier la nature et l'étendue de ces interactions, des enquêtes de terrain ont été réalisées auprès des pêcheurs artisanaux opérant sur le littoral de la Côte d'Ivoire[8]. Ce pays a été retenu comme zone pilote pour cette étude, en raison du fait qu'il abrite le principal port thonier d'Afrique et accueille également des unités variées de pêches d'artisanales. Ces enquêtes se sont articulées autour d'un questionnaire (*cf.* Annexes *: Formulaire « DCP et pêche artisanale en Côte d'Ivoire »*), structuré pour la collecte des informations relatives à (*i*) l'importance des DCP dérivants dans les diagrammes d'exploitations des pêcheurs artisanaux ; (*ii*) les niveaux d'information et la perception globale des DCP par les pêcheurs locaux ; (*iii*) et les informations socio-économiques sur les pêcheurs et leurs outils de travail.

2.1. Interactions directes entre les DCP et les pêcheries artisanales : étude de cas de la Côte d'ivoire

La situation originale de la Côte d'Ivoire, qui abrite le principal port thonier d'Afrique de l'Ouest ainsi qu'une grande variété d'unités de pêche artisanale hauturière, offre une intéressante étude de cas pour l'analyse des interactions entre les secteurs de la pêche artisanale et industrielle résultant de l'utilisation massive des DCP. On estime qu'une flotte de plus de 1 600 bateaux de pêche constituée en quasi-totalité de pirogues présentant un taux global de motorisation de 68%, opère activement sur l'ensemble du plateau continental ivoirien (Shep *et al.*, 2016). Cette filière emploie une importante communauté évaluée à plus de 10 000 pêcheurs, pour la plupart originaires des pays de la sous-région ouest-africaine (FAO, 2008). Elle se caractérise par une multitude de points de débarquements (environ 105 débarcadères), répartis sur 8 sites principaux (à savoir Abidjan, Grand-Bassam, Grand-Lahou, Fresco, Sassandra, San-Pedro, Grand-Bereby, Tabou). La majorité des débarquements reste cependant concentrée, dans le District d'Abidjan (70%), en raison d'une demande soutenue en produits halieutiques et de prix de vente plus avantageux. Les techniques de pêche artisanale maritime sur le littoral ivoirien s'appuient principalement sur l'utilisation de lignes à main (palangre et palangrotte), et d'une large gamme de filets variant en fonction de l'espèce cible, du type d'embarcation, ou de la zone de pêche (surface ou fond, dérivant ou fixe). On dénombre ainsi, 5 types principaux d'engins : les lignes et palangres, les sennes tournantes, les filets maillants encerclants, les filets maillants dormants et les sennes de plage (Koffie-

[8] Voir Encadré 2 : Méthodologie d'enquêtes sur les interactions DCP-pêcheurs artisanaux opérant sur le littoral ivoirien

Bikpo, 2010). Estimée à environ 40 000 tonnes, la production artisanale maritime est largement dominée par les pélagiques côtiers (clupéidés : sardines, sardinelles maquereaux, chinchards, baliste), les crustacés et quelques espèces démersales (Shep *et al.*, 2016). Elle vise essentiellement les marchés locaux ivoiriens et se destine exclusivement à la consommation humaine. Le littoral ivoirien est également le siège d'une active pêche artisanale thonière pratiquée à partir de filets maillants dérivants et ciblant des thons majeurs de petites tailles (albacore, listao et patudo), des thons mineurs (thonine et auxides), des poissons porte-épées, des requins, des raies et diverses autres espèces de poissons pélagiques tels que le wahoo, la coryphène, l'escolier, etc., (Yacouba *et al.*, 2010). Majoritairement dominée par les captures de thons mineurs, ce segment de la pêcherie artisanale maritime ivoirienne contribue de manière significative à combler le déficit en protéines animales au sein des communautés locales de la Côte d'Ivoire (N'Guessan *et al.*, 2009).

De façon générale, on décrit une large diversité d'interactions susceptibles de survenir entre secteurs artisanal et industriel de pêche maritime. La classification fonctionnelle proposée par Rey-Valette, (2005) permet de les regrouper selon leur sujet et leur nature concurrentielle ou complémentaire (Tableau 7). En Côte d'Ivoire, les externalités entre unités de pêche artisanale et industrielle apparaissent le plus souvent restreintes aux conflits découlant des conditions d'occupation et de partage de l'espace et de la ressource (Shep *et al.*, 2016). Elles concernent surtout les pêches industrielles sardinière et chalutière ; et se manifestent à travers la concurrence directe exercée sur les stocks dans les zones exploitées par les pêcheurs artisans, ou par les destructions des engins de pêche artisanaux suite aux opérations de pêche et aux déplacements des navires. Les interactions directes entre pêcheurs artisans et navires senneurs sont relativement rares et anecdotiques, principalement en raison des différences d'échelles d'opérations entre ces deux acteurs. Elles interviennent historiquement, dans un contexte de complémentarité, illustrée par des transbordements ponctuels de captures accessoires rapportés parfois entre senneurs et unités de pêche artisanale.

Tableau 7 : Classification fonctionnelle des interactions pêche artisanale et industrielle. (Source : Rey-Valette, 2005)

	Relations de concurrence	Relations de complémentarité
Ressource	• Concurrence directe (stocks partagés) ou indirecte (pêcheries séquentielles)	• Différence de sélectivité des engins et transbordement des captures accessoires
Espace	• Gène et obstruction au niveau des terrains de pêche avec des destructions d'engins artisanaux	• Effet signal des bateaux industriels par rapport à la détection des stocks ; • Bateaux transporteurs ou remorqueurs de pirogues
Technologie	• Gains de productivité pour la pêche industrielle liés au bénéficie des savoirs faire artisans	• Transfert de savoirs faire améliorant la productivité et la sécurité de la pêche artisanale
Marché	• Baisse des prix liée à l'importance des apports (pêche industrielle) ou à la faiblesse des coûts (pêche artisanale)	• Effets de gamme liés à la complémentarité des apports (espèces ou taille) et des marchés (local et exportation) ; • Infrastructures aval partagées
Emploi	• Attractivité de la pêche industrielle liée aux conditions sociales, de sécurité en mer, de régularité des revenus	• Emplois mixtes dans les cas de saisonnalité des pêcheries
Crédit subvention	• Effets d'éviction de la pêche artisanale	• Accumulation du capital initial en pêche industrielle avant l'installation en pêche artisanale

Il ressort des différents entretiens menés avec les pêcheurs artisans, que l'intensification de l'utilisation des DCP au cours des dernières décennies ne semble pas avoir entrainé de modifications significatives dans la nature de ces relations. Avec une expérience dans la pêche artisanale maritime variant entre 4 et 60 ans, les 98 pêcheurs interrogés utilisent principalement des filets maillants fixes, dérivants ou encerclants (98 % de l'échantillon) et des lignes à main, au sein de pirogues monoxyles motorisées (entre 15 et 40 CV), de grande taille (entre 8 et 40 m) pour les filets maillants, et généralement non motorisées et de tailles plus modestes (10 m) pour les lignes à main. Leur activité de pêche s'étend sur toute l'année, avec toutefois des baisses relatives d'activités au cours des mois de Mai, Juin, Avril pour les filets maillants dérivants, d'Aout, Janvier, et Avril pour les filets maillants encerclants, et Janvier, Février et Mars pour les filets maillants fixes et les lignes à main.

Bien qu'environ 7 % du panel interrogé déclare exploiter de manière régulière ou épisodique des DCP ancrés au large du littoral ivoirien par des particuliers, avec des niveaux de captures relativement élevés, les interactions directes entre DCP dérivants et pêcheurs artisanaux demeurent en revanche assez marginales. En effet, la plupart (82%) révèlent ne jamais avoir rencontrés de DCP dérivants, au cours de leurs opérations de pêche (Figure 17a), concordant ainsi avec les conclusions sur les faibles densités de DCP à l'échelle des zones exploitées par la pêche artisanale. (*cf.* section I.4. *Ampleur d'utilisation des DCP dans les ZEE des États de la COMHAFAT*).

Encadré 2 : METHODOLOGIE D'ENQUETES SUR LES INTERACTIONS DCP-PECHEURS ARTISANAUX OPERANT SUR LE LITTORAL IVOIRIEN

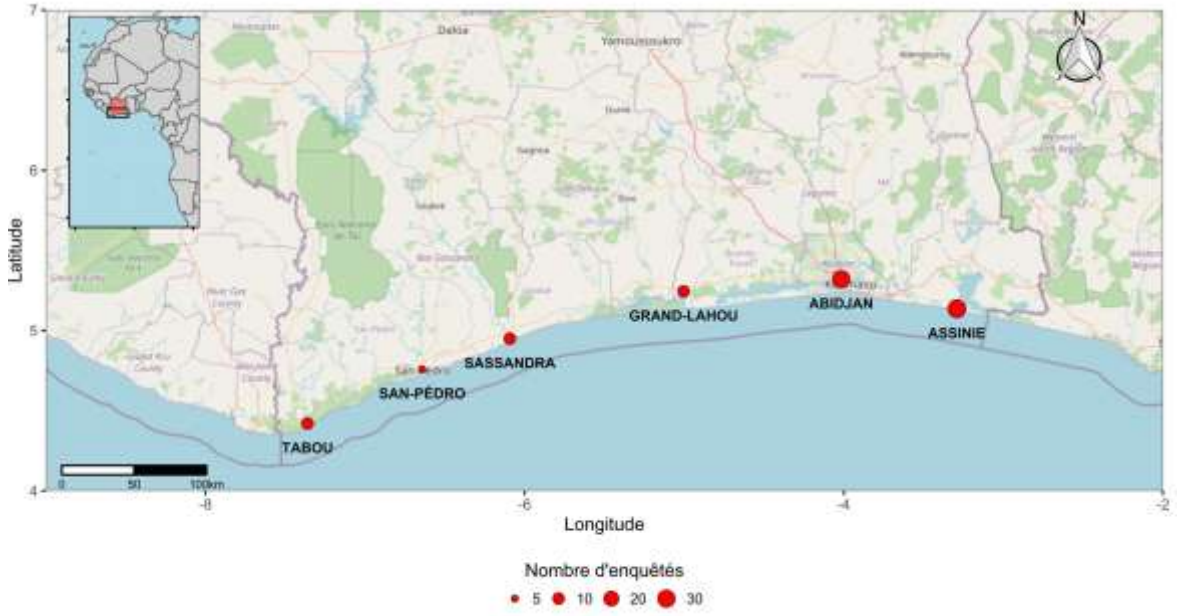

FIGURE E.2 : Cartographies des sites d'enquêtes et taille des échantillons

Dans la présente étude, les données sur les interactions entre les DCP et la pêche artisanale ont été recueillies à partir d'entretiens personnels avec les pêcheurs artisans opérant le long du littoral ivoirien. 98 interviews ont été conduites au cours du mois d'août 2021, au sein de 12 sites dans 6 des principaux centres de pêche artisanale de Côte d'Ivoire (Figure E.2). Leur stratégie a été établie dans le but de recueillir des informations relatives (1) aux engins et (2) les pratiques de pêche, (3) aux aspects socio-économiques des de pêche, (4) à l'importance des DCP dans leurs stratégies de pêche, et (5) au niveau général d'information et de perception des DCP (*cf*. Annexes : *Formulaire « DCP et pêche artisanale en Côte d'Ivoire* »). Les questions posées dans le cadre des deux derniers objectifs visaient principalement à évaluer les nombres, types et devenirs des objets flottants rencontrés lors des activités de pêche artisanale, ainsi que l'intérêt halieutique et l'opinion globale des pêcheurs à l'égard de ces outils de pêche industrielles. En dépit de leur structure précise, les entretiens ont été réalisés selon une approche semi-structurée visant à conserver le plus possible, un format informel et conversationnel afin de garantir un niveau optimal de confort aux pêcheurs et de réduire leur méfiance.

Par ailleurs, les rencontres occasionnelles avec des DCP dérivants ne donnent que très rarement lieu à des opérations de pêche. Seulement 1% des pêcheurs, dans la proportion de ceux qui les rencontrent, déclarent avoir déjà pêché sous ces dispositifs. (Figure 17b). La plupart signale cependant, des captures relativement faibles, d'espèces présentant un intérêt commercial pour eux (Figure 17c). Dans la majorité des cas, les DCP dérivants rencontrés sont récupérés par les pêcheurs, notamment en raison de l'intérêt pour les composants électroniques de leurs balises (ex. panneaux solaires, batteries, etc.). Tandis que la proportion restante est généralement laissée à l'eau sans modification (Figure 17d).

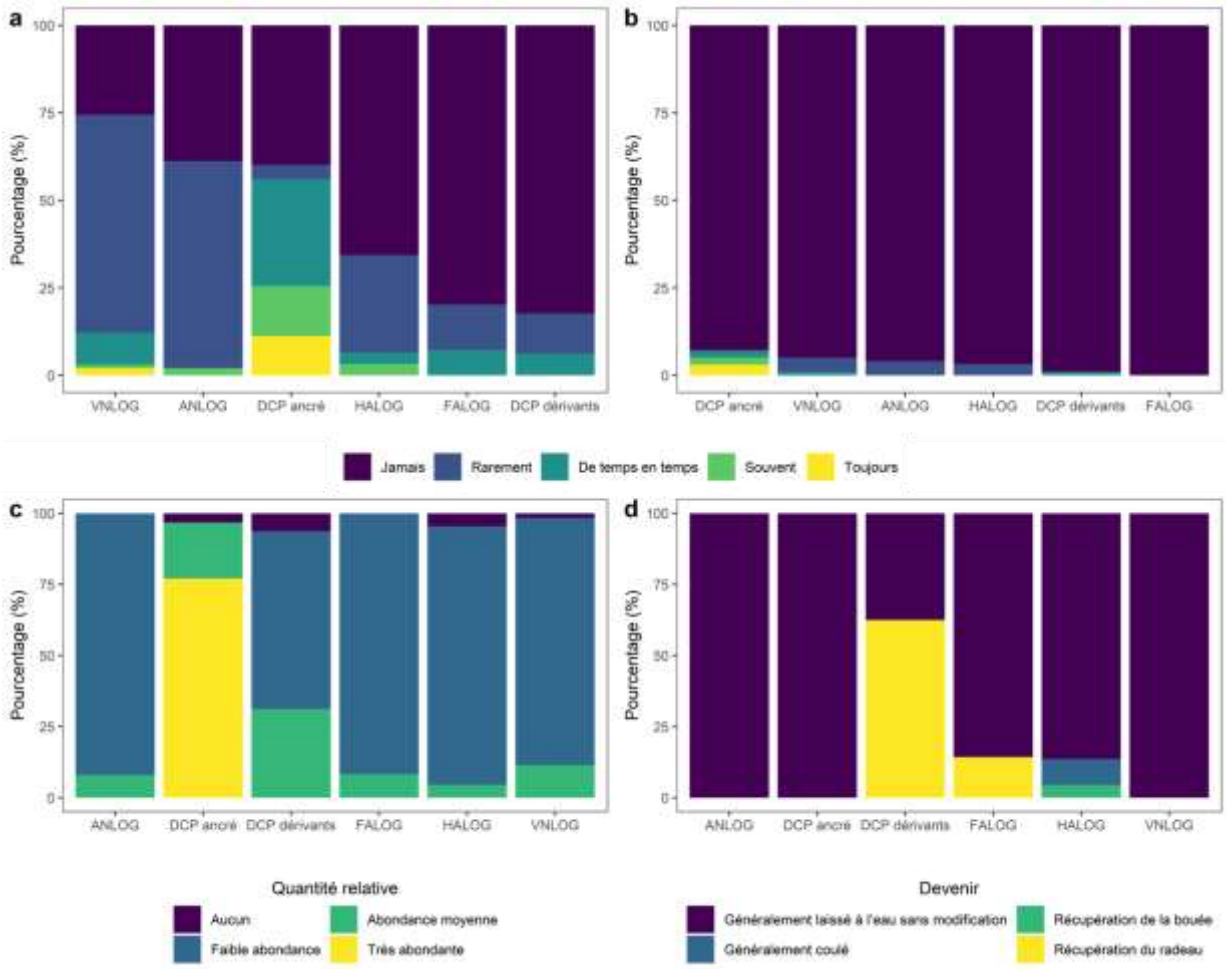

Figure 17: Nature et fréquence des interactions directes entre les DCP et les pêcheries artisanales maritimes de la Côte d'Ivoire. (**a**) Proportion des fréquences de rencontres de DCP déclarées par les pêcheurs artisanaux. (**b**) Proportion des fréquences de pêche sous DCP déclarées par les pêcheurs artisanaux. (**c**) Proportion des quantités relatives d'espèces d'intérêt commercial pêchées sous DCP par les pêcheurs artisans. (**d**) Devenir des DCP rencontrés par les pêcheurs artisans.

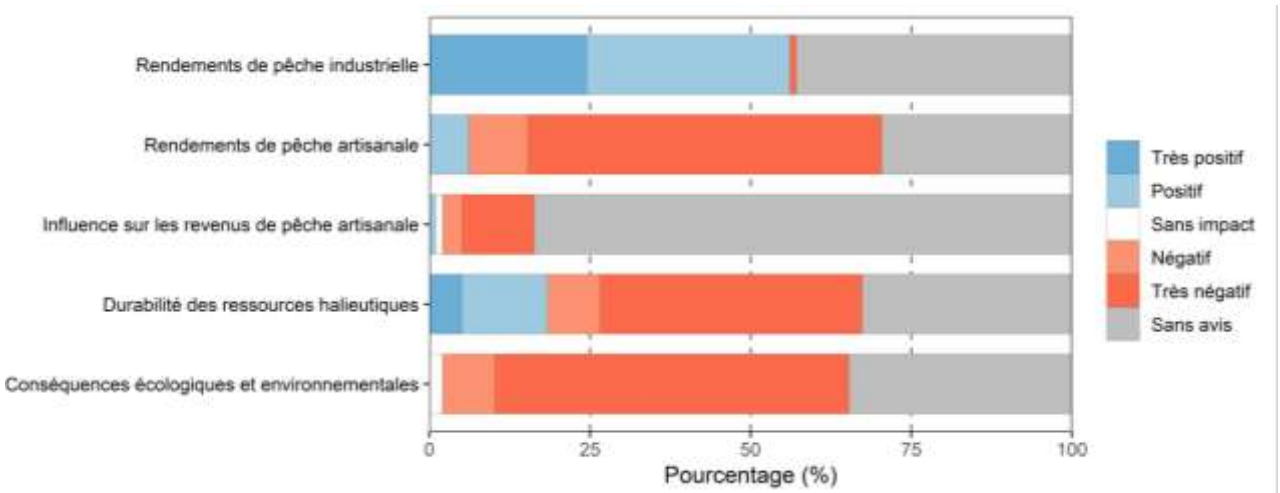

Figure 18: Opinion des pêcheurs artisanaux sur les impacts résultant de l'utilisation des DCP dérivants par les flottilles industrielles.

L'évaluation de l'opinion des pêcheurs artisans sur les différentes catégories d'impacts susceptibles de découler de l'utilisation des DCP révèlent qu'en dépit d'un niveau global d'information sur l'origine des DCP dérivants assez faible (seulement 10% des pêcheurs interrogés savent qu'ils sont déployés et utilisés par les navires thoniers industriels), la plupart estime que leur utilisation pourrait être source de conséquences négatives tant pour les rendements de la pêche artisanale pélagique, pour la durabilité des ressources halieutiques, que pour l'environnement (Figure 18).

La majorité des répondants (80%) se sont en revanche, déclarés sans avis à propos des éventuels aspects concurrentiels sur les marchés locaux entre les produits de la pêche artisanale et les prises accessoires issues majoritairement de la pêche industrielle sous DCP (*cf.* par. *IV.1. Contribution des DCP à la sécurité économique et alimentaire en Afrique de l'ouest : la filière du « faux poisson* »). En fait, ces aspects n'apparaissent manifestes que dans la ville Abidjan et sa périphérie, où plus d'un quart des pêcheurs artisans ont émis des avis allant de négatifs à très négatifs sur cette question (Figure 19). Ceci s'explique par le fait que la consommation urbaine d'Abidjan, principal port thonier, absorbe la quasi-totalité des débarquements de prises accessoires industriels des thoniers senneurs orientés vers le marché local (Amandé *et al.*, 2017). Ces apports industriels exercent ainsi une concurrence efficace à l'encontre du secteur artisanal, entraînant une baisse des prix, se limitant à ces zones, sans incidence significative sur les autres centres de pêche. La contribution d'une étude socio-économique plus exhaustive sera ici importante afin de quantifier avec précision l'importance de ces aspects compétitifs sur les pêcheurs artisans de ces zones.

Figure 19: Perception par les pêcheurs artisans des impacts des débarquements de prises accessoires sur les revenus de pêche.

2.2. Interactions indirectes entre les DCP et les pêcheries artisanales

De façon générale, on associe le recours aux DCP à un risque potentiel de perturbation de l'écologie, du comportement naturel et de la distribution des espèces associées. (Hallier et Gaertner, 2008; Sempo *et al.*, 2013; Fonteneau *et al.*, 2015). Plusieurs auteurs évoquent ainsi, l'éventualité d'une situation de « piège écologique » des communautés de poissons pélagiques, susceptible de résulter de l'usage intensif de ces outils de pêche (Marsac *et al.*, 2000; Hallier et Gaertner, 2008). Ce phénomène (*cf.* Section III.4.2. *DCP et piège écologique*) désigne une situation dans laquelle une espèce est irrésistiblement attirée par un habitat de qualité médiocre rendu faussement attractif du fait d'une rapide modification de l'environnement, généralement d'origine anthropique (Dwernychuk et Boag, 1972). La survie et la reproduction de l'espèce s'en retrouvent ainsi affectées, et son extinction peut survenir si la population tombe au-dessous d'un seuil de taille critique avant que l'adaptation à l'habitat en question se produise (Schlaepfer *et al.*, 2002). Actuellement, le rôle des DCP en tant que « piège écologique » des thons tropicaux fait l'objet d'un vif débat scientifique (Fauvel *et al.*, 2009; Robert *et al.*, 2010; Dagorn *et al.*, 2013a). D'une manière générale, on estime que les multiples incertitudes entourant le comportement des thons et les raisons pour lesquelles ils s'associent aux objets flottants, ne permettent pas de valider formellement cette hypothèse (Dagorn *et al.*, 2013a). En dépit de l'intérêt considérable de la communauté scientifique, la plupart des recherches sur ce sujet ne se sont cependant, concentrées que sur les espèces majeures de thons tropicaux (i.e. listao, patudo, albacore). Seul un nombre très limité d'études se sont penchées sur l'évaluation des impacts des DCP sur l'altération de l'écologie et du comportement des autres espèces qui s'y associent (ex. Taquet *et al.*, 2007). L'effectivité d'une situation de piège écologique pour cette catégorie pourrait contribuer à la modification de la distribution de certaines espèces pélagiques ciblées par les pêcheurs artisans (thons mineurs : auxides et thonines, coryphène, thazard, requins etc.), favoriser leur mouvement et leur concentration dans les zones hauturières, et réduire de fait, l'accessibilité de cette ressource pour cette pêcherie. Les DCP déployés dans les zones côtières ou qui se retrouvent dans ces zones de pêches artisanales à la faveur du courant sud-équatorial, pourraient ainsi agréger et piéger des biomasses relativement substantielles d'espèces, qu'ils entraineraient ensuite dans leur dérive vers l'Ouest, en dehors des échelles d'opération des pêcheries artisanales. Toutefois, l'éventualité d'un effet inverse ne peut être exclue : les DCP dérivant vers les zones de pêches artisanales avec des ressources hauturières habituellement inaccessibles aux pêcheurs artisanaux. En réalité, l'existence de tels effets quelle que soit leur

direction, pourrait induire des changements dans les schémas et stratégies d'exploitation des pêcheurs artisans reposant quasi-exclusivement sur leurs connaissances endogènes. En Côte d'ivoire, par exemple, la pêche artisanale maritime se découpe en trois grandes périodes : une basse saison de novembre à janvier, une saison intermédiaire de février à juin et la haute saison courant de Juillet à Octobre (Shep *et al.*, 2016). Cette saisonnalité caractéristique ainsi que les différentes zones de pêche découlent principalement des conditions climatiques et des phénomènes d'upwelling, mais également des savoirs empiriques locaux des pêcheurs sur la distribution des ressources. Des changements significatifs dans les modes migratoires et la distribution spatio-temporelle des espèces sous l'effet des DCP et de leur dérive océanique dans l'Atlantique se traduiraient probablement une cascade d'impacts sur la résilience des pêcheries artisanales.

Dempster et Taquet, (2004) relèvent par ailleurs, que la déplétion de certains stocks d'espèces considérés comme accessoires par les senneurs pourrait également affecter négativement les pêcheries artisanales pour lesquelles ces poissons revêtent une forte valeur commerciale ou alimentaire. Les grands poissons pélagiques tels que la dorade coryphène ou les thazards, et les thonidés mineurs (*i.e.* auxide, thonine et bonitou) représentent des espèces particulièrement recherchées par les flottilles tropicales de proximité (Diaha *et al.*, 2019). Mais, elles constituent également la principale faune accessoire capturée sous DCP et généralement rejetée par les senneurs (*cf.* Section *III.2. Impacts des DCP sur les espèces accessoires*). Ces espèces ne font malheureusement pas encore l'objet de suivi scientifique, et sont rarement prises en compte par les grandes commissions internationales thonières. De fait, leurs potentialités halieutiques restent encore assez mal connues. Il est probable que l'augmentation de leurs captures suite à l'essor de la pêche sous DCP (Amandè et *al*., 2010; Restrepo et *al*., 2017a), ait accru leur vulnérabilité. Ce qui se traduirait par des répercussions négatives sur les pêcheries artisanales des pays côtiers d'Afrique occidentale déjà fortement fragilisées par l'amenuisement global des ressources halieutiques (FAO, 2020), les changements climatiques (Atindana *et al.*, 2019; Lancker *et al.*, 2019; Mabe et Asase, 2020), et la pêche illicite, non déclarée et non réglementée (Daniels *et al.*, 2016; Doumbouya *et al.*, 2017).

Toutefois, les différents scénarios évoqués ici, relèvent encore principalement d'hypothèses, que des données plus précises sur le comportement associatif des espèces, sur l'ampleur d'utilisation des DCP et sur les captures et l'effort de pêche artisanale pourraient permettre de vérifier. Malheureusement, la pêche artisanale se caractérise encore dans la plupart des pays

africains côtiers, par des insuffisances notoires dans son système de suivi et de collecte de données. Ces données apparaissent généralement imprécises, temporellement limitées ou trop agrégées (Chuenpagdee et Pauly, 2008). Ces limites, ainsi que les actuelles incertitudes sur l'écologie des espèces associées compliquent grandement l'examen approprié des effets des DCP dérivants sur l'évolution des captures artisanales des espèces pélagiques retrouvées sous ces dispositifs. De plus, les informations sur l'ampleur d'utilisation des DCP demeurent elles-mêmes soumises à d'importantes difficultés d'accès (*cf.* Section *I.3 Examen de l'ampleur d'utilisation des DCP dans l'Atlantique après 2013*). Devant l'ampleur des préoccupations entourant l'utilisation massive de ces outils de pêche, et des actuelles difficultés minant la filière artisanale de pêche maritime, un tel manque d'informations peut s'avérer considérablement préjudiciable pour une gestion efficace de ce secteur qui représente un maillon essentiel dans la sécurité économique et alimentaire des communautés locales. La question des impacts des DCP sur sa résilience devrait de fait, représenter une des priorités de recherche dans les politiques régionales de gestions des pêches.

EXAMEN DE L'IMPACT DE L'USAGE DES DCP SUR LES RESSOURCES HALIEUTIQUES, LA BIODIVERSITE MARINE ET LES HABITATS PELAGIQUES ET COTIERS

IV. Examen des impacts de l'usage des DCP sur les ressources halieutiques, la biodiversité marine et les habitats pélagiques et côtiers

Les effets directs de la pêche sur les écosystèmes découlent principalement du prélèvement d'organismes des populations cibles et des risques inhérents de surexploitation de leurs stocks, ainsi que de la mortalité par pêche subie par les espèces non ciblées (prises accessoires). A ces effets s'ajoutent les impacts indirects résultant des engins de pêche perdus ou rejetés, notamment la mortalité induite par ces derniers (« pêche fantôme »), la pollution causée par les rejets (Goñi, 1998), et les perturbations de l'écologie et de la biologie des espèces associées (Marsac *et al.*, 2000). Dans les pêcheries thonières tropicales à la senne, le recours massif aux DCP par les flottilles de senneurs et de canneurs pourrait contribuer de manière significative à l'exacerbation de ces différentes catégories d'impacts environnementaux. Les effets de ces dispositifs sur les ressources halieutiques et les écosystèmes se manifesteraient principalement par (*i*) les risques de surexploitation qu'ils font peser sur les ressources en thon et les stocks d'espèces accessoires, (*ii*) la mortalité cryptique de certaines espèces suite à leur enchevêtrement dans la structure des DCP, (*iii*) les impacts sur les habitats marins et côtiers et (*iv*) les éventuelles altérations de l'écologie et du comportement des espèces pélagiques (Dagorn *et al.*, 2013a).

1. Impacts des DCP sur les ressources thonières

La sélectivité d'une méthode de pêche se définit par son aptitude à capturer uniquement les espèces (i.e. sélectivité interspécifique) et les tailles (i.e. sélectivité intraspécifique) de poissons cibles parmi les différents organismes présents sur le lieu de pêche. On considère généralement que les canneurs et les senneurs se situent parmi les engins plus sélectifs, des diverses pêcheries industrielles évoluant dans la zone intertropicale (FAO, 1984). En effet, comparativement à d'autres modes d'exploitation des ressources pélagiques (ex. palangre), ils apparaissent faiblement générateurs de captures accessoires et de rejets (Kelleher, 2005).

Toutefois, des différentes stratégies de pêche adoptées par ces deux pêcheries, celle basée sur l'usage de DCP représente particulièrement dans le cas de la pêche thonière à la senne, la moins sélective à la fois en termes de tailles des thonidés capturés, que de prises accidentelles d'espèces non-cibles (Hallier et Parajua, J., 1992; Ariz *et al.*, 1999; Fonteneau *et al.*, 2000; Chumchuen *et al.*, 2016). Le développement historique de ce mode de pêche dans l'océan

Atlantique-Est s'est accompagné d'une augmentation parallèle des captures de petits albacores et de thons obèses par les thoniers senneurs, comme l'illustre le déclin continu des tailles moyennes des individus capturés de ces espèces depuis 1990, présenté à la Figure 20.

Différentes observations indiquent que ces deux espèces présenteraient des comportements associatifs plus marqués au cours des stades juvéniles de leur développement (Schaefer et Fuller, 2010; Robert et *al*., 2012). Les listaos atteignent leur taille de première maturité sexuelle entre 42 et 52 cm, selon les auteurs (Cayré et Farrugio, 1986; Fromentin et Fonteneau, 2001; Hazin *et al.*, 2001). L'analyse de la distribution des tailles des listaos capturés dans l'océan Atlantique, révèlent ainsi que cette espèce est pour la plupart, capturée mature et à des tailles similaires qu'elle provienne de bancs libres ou qu'elle soit associée à des DCP. En revanche, la taille modale des albacores et des thons obèses capturés sous DCP se situe autour de 50 cm, avec une grande majorité d'individus de moins de 100 cm (Figure 21), bien en dessous de leur taille estimée de maturité sexuelle (Albaret, 1977; Matsumoto et Miyabe, 2002). L'accroissement de la pression de pêche sur cette portion de la population pourrait être la cause de deux types d'impacts sur les stocks de ces deux espèces : (i) la réduction du stock d'individus reproducteurs, et (ii) une baisse des rendements potentiels liés à la capture de petits poissons qui auraient pu atteindre de plus grandes tailles (Fonteneau *et al.*, 2000). De plus, ces deux espèces sont considérées comme beaucoup moins résilientes à la pêche que le listao. Des inquiétudes particulières pèsent d'ailleurs sur le statut du thon obèse; classé comme vulnérable par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) (Collette *et al.*, 2011), et actuellement évalué en état de surexploitation et de surpêche dans l'océan Atlantique (Anonyme, 2019). Les préoccupations suscitées par la capture des petits thons obèses ont donné lieu à l'établissement par la CICTA, d'une série de mesures de conservation et de gestion, incluant des fermetures spatio-temporelles de la pêche en association avec des objets flottants, des limitations portant sur les nombres de navires exploitant le thon obèse, et les nombres de DCP actifs par navires, etc.

Bien que selon la vision la plus répandue la capture de poissons immatures apparaisse comme hautement préjudiciable à une gestion durable, cette perception n'est cependant pas toujours fondée. Une bonne gestion de la pêche pourrait grossièrement se résumer à garantir la capture du stock en permettant à un nombre suffisant de recrues d'entrer dans la composante reproductive de la population, tout en veillant également à ce qu'un nombre suffisant de gros reproducteurs échappent à la pression de pêche. En fait, la situation de surpêche d'un stock résulte soit de captures excessives de juvéniles (surpêche de croissance), soit de prises trop

importantes d'adultes (surpêche de recrutement), soit des deux. Dans l'Atlantique, environ 46% de la capture totale de thon obèse dérive des flottes de palangriers ciblant les individus adultes matures, contre respectivement 29 et 7% par les senneurs sous banc objets et banc libres, et 10% par les canneurs. Ces importantes prises d'adultes par les flottilles palangrières introduisent une complexité supplémentaire dans l'évaluation exacte de la contribution des DCP à la déplétion des stocks observée pour cette espèce.

Aussi, l'évaluation de l'effet d'une réduction des captures de thons juvéniles sur les rendements potentiels nécessite une connaissance précise des taux de croissance et de la mortalité naturelle aux différents stades de développement de l'espèce. Une augmentation significative des rendements potentiels ne peut en effet, se produire que si une quantité suffisante de juvéniles survit. Bien qu'il existe actuellement de nombreuses incertitudes et insuffisances quant à leurs caractéristiques biologiques, Hampton (2000) a signalé qu'une importante mortalité naturelle prévalait chez les thons dans leurs stades juvéniles de développement. Ce qui pourrait bien constituer un facteur limitant à l'augmentation évoquée des rendements. La disponibilité réelle d'une éventuelle biomasse supplémentaire de thons pour les palangriers, principal engin de pêche ciblant le thon obèse adulte, est elle-même également sujette à certaines réserves, comme l'illustre le cas des pêcheries palangrières d'albacore dans l'océan Pacifique Est, où on constate une faible capturabilité du stock d'albacore par ces pêcheries, probablement en raison de facteurs environnementaux notamment les faibles niveaux d'oxygène observés dans cette zone, aux profondeurs traditionnelles de pêche à la palangre (Fonteneau et Ariz, 2011).

A l'instar de tous les engins de pêche, l'impact de la pêche sous objets flottants dépend principalement des caractéristiques de résilience de chaque stock, elles-mêmes modelées par les traits biologiques propres de l'espèce (Dagorn *et al.*, 2013a; Fonteneau *et al.*, 2013). Chez les espèces thonières tropicales, les nombreuses incertitudes et le relatif manque de données sur leur biologie, représentent actuellement une limite majeure à l'évaluation précise des impacts et la formulation de conclusions absolues quant aux risques effectifs que font peser l'usage des DCP sur les ressources thonières.

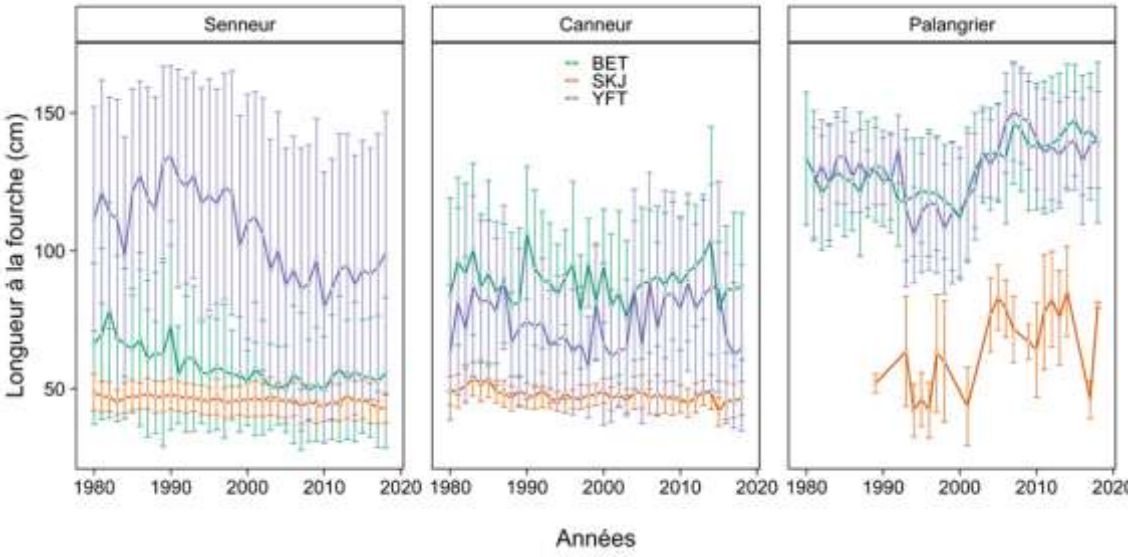

Figure 20 : Moyennes de tailles des captures de thon obèse (BET),de listao (SKJ) et d'albacore (YFT) par engins de pêches de1980 à 2018 dans l'océan Atlantique Est (Source de données : Données d'échantillons biologiques par espèces déclarés à la CICTA[9]).

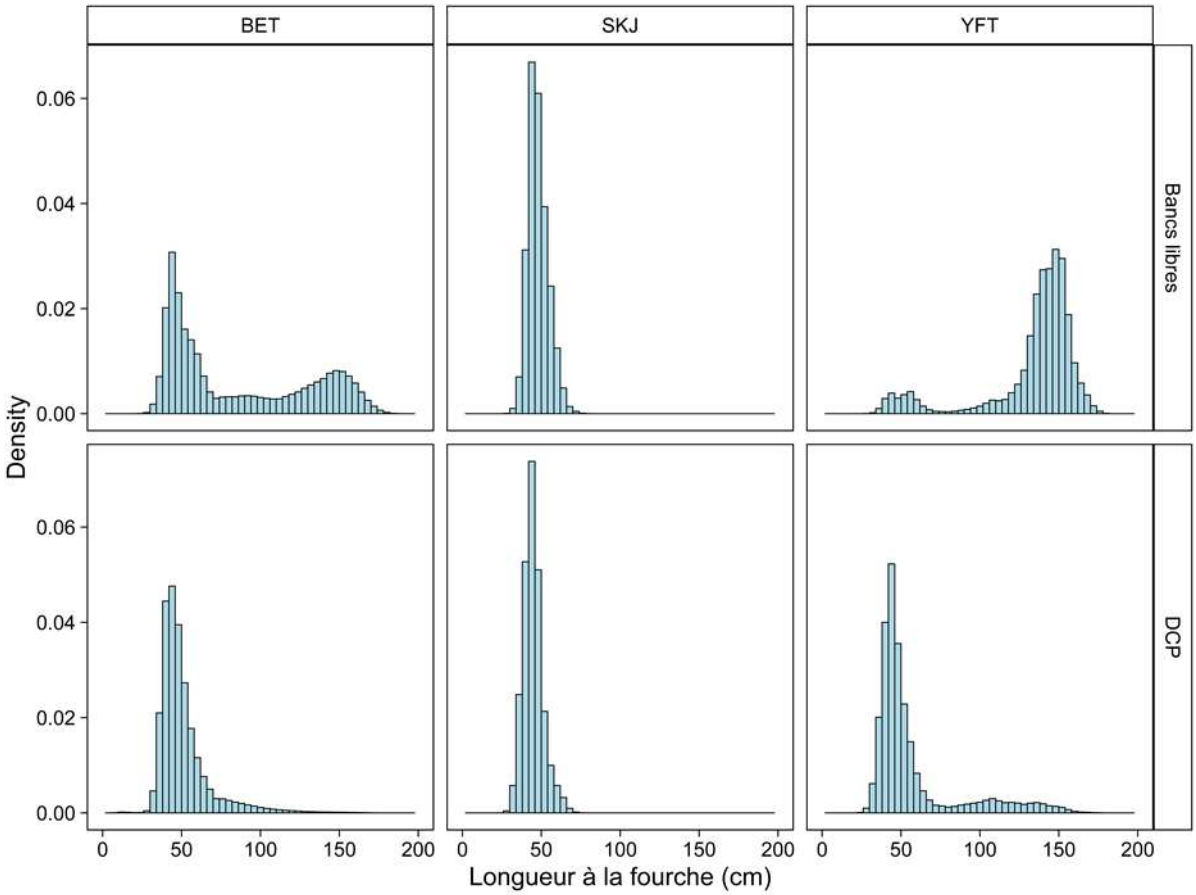

Figure 21 : Distribution des tailles des captures par mode de pêche de thon obèse (BET), de listao (SKJ) et d'albacore (YFT) réalisés par les senneurs de 1980 à 2018, dans l'océan Atlantique-Est (Source de données : Données d'échantillons biologiques par espèces déclarés à la CICTA).

[9] https://www.iccat.int/fr/accesingdb.html

2. Impacts des DCP sur les espèces accessoires

De manière générale, la senne coulissante génère un volume relativement faible de prises accessoires par rapport aux autres engins de pêche au thon tropical, tels que les palangres où le pourcentage de prises accessoires peut représenter jusqu'à 22 % de la capture totale (Hall et Roman, 2013). On estime que dans l'Atlantique, seulement 7,5% des captures moyennes annuelles réalisées par les thoniers senneurs correspondent à des espèces non-cibles (Amandè *et al.*, 2010). Toutefois, de l'ensemble des stratégies de pêche utilisées par ces navires, l'utilisation des DCP constitue la moins sélective, tant au niveau intra, qu'interspécifique (Ariz *et al.*, 1999; Fonteneau *et al.*, 2000). Selon les océans, la pêche sous DCP générerait entre 3 et 6 fois plus de captures d'espèces accessoires[10] que la pêche des bancs libres. Les estimations les plus récentes pour l'Atlantique montre que ce facteur serait de l'ordre de 4, avec en moyenne 7,7% des captures totales réalisées à l'issue d'opérations de pêche sous DCP, correspondant à des espèces non cibles, contre 1,9% pour les captures sur bancs libres (Romanov, 2008; Amandè *et al.*, 2010; Restrepo *et al.*, 2017b).

La pêche sous DCP impacte en outre, un plus grand nombre d'espèces, tel que le révèle la richesse spécifique plus élevée de ses prises accessoires, avec des nombres maximums d'espèces capturables estimés à 87 contre 61 pour la pêche ciblant les bancs libres (Torres-Irineo *et al.*, 2014b). On dénombre six principaux taxons de la faune pélagique affectés par la pêche thonière tropicale à la senne :

(i). Les thonidés mineurs (espèces de thonidés non cibles) ;
(ii). Les autres poissons osseux ;
(iii). Les poissons porte-épées ;
(iv). Les sélaciens (requins et raies) ;
(v). Et les tortues ;

[10] Voir « Encadré 3 : Captures accessoires et pêche thonière tropicale à la senne dans l'océan Atlantique »

Encadré 3 : CAPTURES ACCESSOIRES ET PECHE THONIERE TROPICALE A LA SENNE DANS L'OCEAN ATLANTIQUE

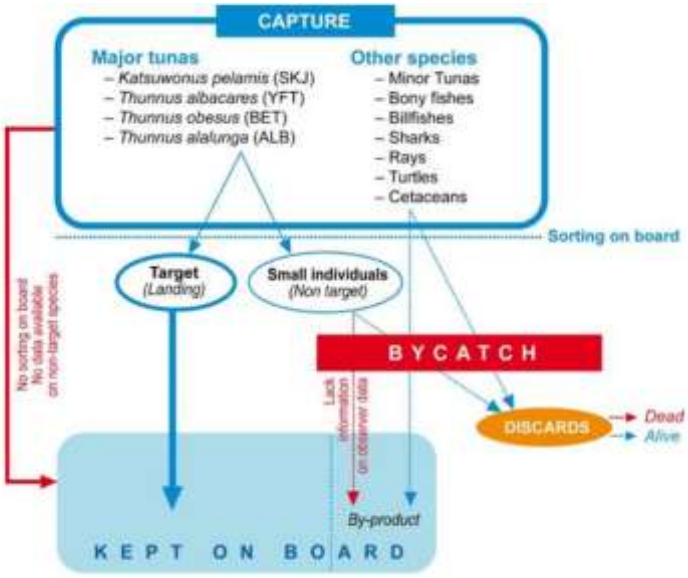

FIGURE E.3 : Définition des captures accessoires selon Amandé et *al.* (2012).

La capture accessoire peut globalement se définir comme toute capture réalisée durant la pêche, qui ne correspond pas aux tailles ou aux espèces d'organismes cibles. Dans le contexte de la pêche thonière tropicale à la senne, le terme de « capture accessoire » peut cependant revêtir diverses acceptions selon les enjeux et les questions. Romanov, (2002) le définît par exemple comme la fraction d'espèces non-cibles composant la capture totale, encerclée et emprisonnée dans la senne lors des opérations de pêche, et pouvant être débarqués ou rejetés à la mer. Cette définition qui n'inclue que la dimension interspécifique de la capture accessoire, peut toutefois prêter à confusion, car généralement des individus d'espèces cibles capturés par les senneurs sont soit rejetés, soit conservés pour le marché local, en raison de leur taille non-commerciale (individus juvéniles). Considérant cet aspect, Amandè et al. (2012) ont inclut à la définition de captures accessoires dans la pêche tropicale à la senne, la dimension intra-spécifique relative à cette fraction en sous-taille d'espèces cibles capturés (Figure E.3). Dagorn et *al.* (2013) admettant une définition proche de celle de Romanov (2002), estiment que les thonidés cibles de tailles non-commerciales devraient être exclus de la notion de capture accessoire et plutôt inclus dans les modèles d'estimations de stocks. Un tel point de vue apparaît particulièrement cohérent dans l'océan Atlantique, au regard de la prohibition par la CICTA des rejets d'individus de thonidés tropicaux majeurs capturés par les senneurs (Rec. CICTA 17-01). Débarqués au port, cette fraction de la capture intègre un circuit de commercialisation parallèle sur les marchés locaux sous le nom de « Faux-poissons » (Romagny et al., 2000; Amandé et al., 2017). Ce qui l'exclue ainsi formellement de l'acception traditionnelle de « prises accessoires ». Tenant compte de ces différents aspects, la définition adoptée par ce rapport pour la capture accessoire se rapporte aux prises accidentelles d'espèces non-cibles rejetées ou conservées à bord des senneurs.

2.1. Thonidés mineurs

Par opposition aux thons commerciaux (qualifiés de majeurs), les thonidés dits mineurs sont principalement représentés par les thonines (*Euthynnus affinis* et *E. alleteratus*), les auxides (*Auxis rochei* et *A. thazard*). Les thonidés mineurs constituent la composante la plus importante en termes de poids, des espèces accessoires de la pêche thonière. Bien que l'on

retrouve souvent ces espèces en association avec des bancs libres d'espèces commerciales, les magnitudes de leurs prises sous DCP demeurent de loin les plus importantes. Dans l'Atlantique, Amandé et *al*., (2010) indiquent qu'environ 21 tonnes des thons mineurs sont capturés pour 1000 tonnes de thons commerciaux pêchés sur bancs libres, contre 68 tonnes pour 1000 tonnes de thons provenant des DCP. Comparativement aux autres océans, les thoniers senneurs dans l'Atlantique génèrent le volume de capture accessoire le plus important de thonidés mineurs (Tableau 8). L'existence dans certains pays côtiers d'Afrique occidentale d'un important marché local pour ces espèces constitue probablement l'une des raisons majeures expliquant cette différence (Romagny et *al*., 2000; Ngom, 2011; Amandé et *al*., 2017).

Actuellement, le niveau de connaissance en matière de biologie et de pêcheries des thonidés mineurs demeure très fractionné et sa qualité est variable selon les espèces. Ceci résulte principalement de la faible importance économique accordée à cette catégorie (par rapport aux thons majeurs), ainsi que des difficultés d'échantillonnage et d'estimation des volumes capturés. En effet, bien que les programmes d'observateurs sur les flottilles de senneurs aient permis de fournir ces dernières années des estimations de captures pour certains thons mineurs, il n'existe actuellement aucune obligation de suivi des volumes capturés pour ces espèces. Les thonidés mineurs constituent de plus, une grande partie des ressources exploitées par la pêche artisanale. Ce qui complique d'autant plus une éventuelle évaluation de leur statut, en raison de l'insuffisance relative de données sur les volumes globaux débarqués. Néanmoins, en 2017, une étude réalisée par la CICTA sur la productivité et la vulnérabilité des thonidés mineurs capturés dans les pêcheries thonières industrielles de l'océan Atlantique, a révélé qu'une attention particulière devrait être accordée aux trois espèces de thons mineurs et espèces apparentées, dont la thonine commune (*E. alleteratus*) évaluée comme le stock le plus sensible et vulnérable à la pêcherie de senneurs (Frédou et *al*., 2017).

2.2. Autres poissons osseux

La catégorie des « autres poissons osseux » représente la seconde en importance, en termes de poids des prises accessoires de la pêche sous DCP, et la première en termes de diversité et de richesse spécifique avec environ 30 espèces répertoriées dans l'Atlantique (Amandè *et al.*, 2010). Elle reste cependant largement dominée par un petit nombre d'espèces principalement des familles des balistidés (*Canthidermis maculatus, Balistes punctatus, B. carolinensis, Aluterus monoceros*), des carangidés (*Elagatis bipinulata, Caranx crysos, Naucrates ductor,*

Seriola rivoliana, *Uraspis secunda*), des Gempylidae (*Ruvettus preciosus*), auxquels s'ajoutent le barracuda (*Sphyraena barracuda*), le thazard noir ou wahoo (*Acanthocybium solandri*) et les coryphènes (*Coryphaena hippurus*).

En dehors des wahoo, des barracudas, des comètes saumons (*E. bipinulata*) et des dorades coryphènes (*C. hippurus*) généralement conservés pour être consommés à bord ou redirigés vers les circuits locaux de commercialisation, la plupart des poissons osseux capturés sont rejetés en mer (Amandè et *al*., 2010). La catégorie des poissons osseux ne bénéficie pas encore de suivi scientifique et fait l'objet de préoccupations mineures en termes de gestion. Cependant, de nombreuses espèces qui la compose sont particulièrement recherchées par les flottilles tropicales de proximité (Dempster et Taquet, 2004; Taquet, 2004). Une déplétion de leurs stocks induite par un accroissement de leur vulnérabilité sous DCP, pourrait conduire à des interactions négatives entre pêcheries industrielles et pêcheries artisanales locales pour lesquelles ces poissons revêtent une valeur alimentaire et commerciale substantielle. Malgré les relatives insuffisances sur leurs potentialités halieutiques réelles, on estime toutefois, que leurs caractéristiques biologiques (croissance très rapide, durée de vie courte, reproduction précoce) en relation avec les volumes prélevés leur confèrent une bonne résilience à la pression exercée par la pêche sous DCP (Dagorn et *al*., 2013a).

2.3. Poissons porte-épées (Istiophoridés)

Les captures de poissons porte-épées associés à la pêche thonière à la senne sont peu importantes. On estime qu'entre 2 et 4 tonnes de poissons de cette catégorie sont capturés pour 1000 tonnes de thons débarqués (Gaertner et *al*., 2002; Amandè et *al*., 2010). Sur les années 2010 – 2016, les prises d'istiophoridés ont représenté 2 et 6% des volumes de prises accessoires réalisés par les senneurs européens, respectivement sous DCP et bancs libres (Gondra et *al*., 2017). Leur composition spécifique s'avère relativement dépendante de la méthode de pêche : le marlin bleu (*Makaira nigricans*) étant l'espèce prédominante capturée sous DCP, tandis que le voilier de l'Atlantique (*Istiophorus albicans*) constitue la principale espèce capturée sur les bancs libres.

2.4. Requins et raies

On estime qu'actuellement plus de la moitié des espèces de requins et raies pélagiques sont menacés ou quasi-menacés d'extinction (Camhi et *al*., 2009). Les impacts de la pêche en général, suscitent de fait davantage d'inquiétudes sur ces espèces en raison de leur maturité

tardive et de leur faible taux de reproduction. Dans la pêche au thon tropical à la senne, la majorité des prises accessoires de raies (appartenant principalement à la famille des *mobulidés*) concerne les bancs libres, tandis que plus de 91% des captures accessoires de requins dans l'océan Atlantique résultent de la pêche sous DCP (Amandè *et al.*, 2010; Restrepo *et al.*, 2017b). Ces captures sont largement dominées par le requin soyeux (*Carcharhinus falciformis*) et le requin océanique (C. *longimanus*), classées respectivement comme vulnérable et en danger critique d'extinction sur la liste rouge de l'UICN (Rigby et *al*., 2017, 2019). Amandé et *al*. (2010) indiquent que dans l'Atlantique, l'utilisation des DCP génère environ 1,8 tonnes de requins et 0,3 tonnes de raies pour 1000 tonnes de thons commerciaux (contre respectivement 0.,3 et 1,4 tonnes pour les bancs libres), avec des « hotspots » de capture localisés dans les eaux côtières du nord-ouest de l'Afrique pendant toute l'année, et au large du Gabon et de l'Angola au cours du troisième trimestre de l'année (Figure 22). Les captures de requins et de raies sous DCP restent toutefois, relativement mineures par rapport à d'autres pêcheries thonières tropicales, plus particulièrement la pêche à la palangre qui peut atteindre des volumes de captures accessoires 10 fois plus élevés pour les requins (Gilman, 2011).

La plupart des ORGP thonières, y compris la CICTA pour l'Atlantique, ont adopté très tôt des mesures de conservation interdisant spécifiquement aux thoniers senneurs opérant dans leur zone de convention de conserver, transborder, débarquer ou vendre tout ou partie de la carcasse de nombreuses espèces de requins, dont les requins océaniques (Rec. CICTA 11-08), les requins soyeux (Rec. CICTA 11-07), les renards de mer à gros yeux *Alopias superciliosus* (Rec. CICTA 09-07) et les requins de la famille des sphyrnidés (Rec. CICTA 10-08). Ainsi, à l'issue de leur capture, la plupart des requins capturés sont généralement rejetés à la mer. Néanmoins, le stress et les traumatismes externes et internes associés à la capture ou à la manipulation par l'équipage conduisent à des niveaux très élevés de mortalité après la remise à l'eau, estimé entre 50 et 76% en moyenne selon les espèces et les océans (Ellis et *al*., 2017), et pouvant excéder 85% dans le cas des requins soyeux (Poisson et *al*., 2014; Hutchinson et *al*., 2015). Afin d'améliorer la survie post-rejet de ces espèces, un « Guide des bonnes pratiques »[11] a été élaboré à la destination des patrons de pêche et des équipages des thoniers senneurs tropicaux. Il promeut un ensemble de lignes directrices volontaires et non contraignantes sur des pratiques appropriées de manipulation et de remise à l'eau, tant pour les requins et les raies que pour les poissons de grande taille et les tortues marines. Des études ont

[11] http://orthongel.fr/docs/publications/GuideBonnesPratiques_BDef.pdf

montré que l'application de ces pratiques contribuait à réduire à un taux de 50% la mortalité post-libération des requins accidentellement capturés (Poisson et *al*., 2014). En outre, des études de libération des requins au moyen de la pêche à la ligne des individus encerclés dans la senne à l'issue des coups de pêche sous DCP, ont montré des taux de survie de l'ordre de 100% des requins relâchés (Restrepo et *al*., 2018). Bien qu'encore expérimentales, ces techniques offrent néanmoins des perspectives intéressantes pour la mitigation des effets de la pêche sous DCP sur ces espèces sensibles.

Tableau 8: Composition des prises accessoires estimées en tonnes par 1000 tonnes de thons cibles débarqués, par mode de pêche (BL : Banc libres ; DCP : Dispositifs de Concentration de Poissons), et par océan (Source : Dagorn *et al.*, 2013).

Taxons	Pacifique Est		Atlantique		Indien		Pacifique Ouest	
	2000–2009		2003–2007		2003–2007		2005–2010	
	BL	DCP	BL	DCP	BL	DCP	BL	DCP
Thons mineurs	5.1	10.4	20.8	67.7	5.9	9.2	0.3	2.0
Autres poissons osseux	0.7	10.4	0.8	17.0	1.5	19.7	0.8	13.7
Poissons porte-épées	0.8	1.1	5.1	2.6	0.4	0.7	0.7	0.5
Requins	1.4	1.9	0.3	1.8	0.3	6.0	0.9	1.1
Raies	0.4	0.0	1.4	0.2	0.2	0.2		
Total des prises accessoires	8.4	23.8	28.4	89.3	8.3	35.8	2.6	17.4
Ratio DCP/BL*		2.8		3.1		4.3		6.7

2.5. Tortues

Les prises accessoires de tortues marines par les thoniers senneurs restent assez faibles, sans grande différence en termes de nombres d'individus capturés, entre les bancs libres et les DCP (Amandè et *al*., 2010; Bourjea et *al*., 2014). On estime à environ 200 individus le nombre moyen annuel d'individus capturés par an. (Bourjea et *al*., 2014). En comparaison, une évaluation des prises accessoires de tortues dans les pêcheries palangrières opérant dans le grand écosystème marin du courant de Benguela (le long de la côte Atlantique Sud-Ouest de l'Afrique, du centre de l'Angola jusqu'à la côte méridionale de l'Afrique du Sud), a estimé à environ 40 000 le nombre individus capturés par an (Honig *et al.*, 2008). La quasi-totalité des tortues capturés par les senneurs sont relâchées vivantes à l'eau, si bien que l'on considère que le degré de risque sur ce groupe, lié aux prises accessoires de la pêche thonière à la senne demeure peu alarmant.

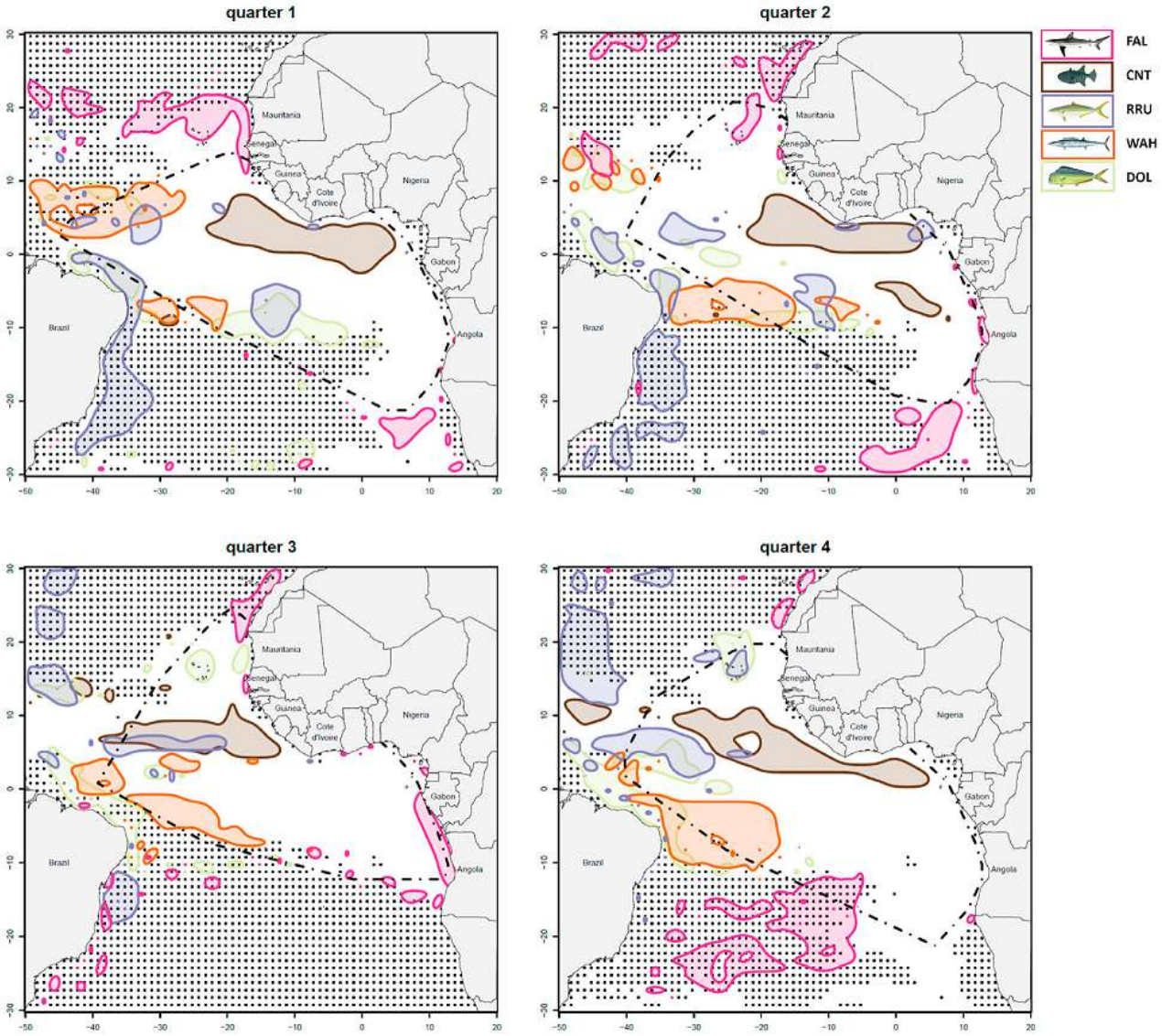

Figure 22 : Prédiction des hotspots de présence des cinq espèces principales de prises accessoires associés aux DCP dans l'océan Atlantique. Les polygones en pointillés noir représentent l'étendue spatiale de la pêcherie thonière tropicale à la senne dans l'Atlantique. Les carrés noirs délimitent les zones où les prédictions sur de nouvelles plages de conditions environnementales entraîneraient des extrapolations trompeuses. FAL : *Carcharhinus falciformis*, CNT : *Canthidermis maculatus*, RRU ; *Elagatis bipinnulata*, WAH : *Acanthocybium solandri*, DOL : *Coryphaena hippurus*. Quarter 1 : Janvier-Mars ; quarter 2 : Avril-Juin, quarter 3 : Juillet-Septembre, quarter 4 : Octobre-Décembre (Source : Mannocci et *al.*, 2020).

3. DCP et « pêche fantôme »

On désigne par « pêche fantôme », la capture d'organismes marins par des engins de pêche perdus ou abandonnés (Fowler, 1987; Matsuoka et *al*., 2005; Macfadyen et *al*., 2010; Stelfox et *al*., 2016). Les animaux capturés dans ces engins peuvent également attirer d'autres animaux (charognards), eux-mêmes alors piégés, entraînant une mortalité cryptique de divers organismes sur une longue période. Principalement problématique pour les engins de pêche passifs (ex. palangre, filets maillants, etc.), la pêche fantôme constitue une préoccupation majeure en raison de la mortalité halieutique difficilement évaluable qu'elle engendre. Bien que le risque de pêche fantôme due à la perte de sennes coulissantes apparaisse extrêmement faible, certaines pêcheries utilisent des DCP dont les structures présentent des risques élevés de maillage notamment pour les requins et les tortues. Dans l'océan Indien par exemple, Filmalter et *al*. (2013) ont évalué pour les requins soyeux, que l'ampleur de cette mortalité pourrait être de 5 à 10 fois supérieure à celle résultant de leurs captures accidentelles lors de coups de pêche. On estime par ailleurs que l'océan Indien, pourrait se révéler être l'une des principales zones à risque pour l'enchevêtrement des élasmobranches (Parton *et al.*, 2019). Depuis lors, de nombreuses flottes ont introduit volontairement des DCP à risques réduits d'enchevêtrement dans leurs structures surfaciques et immergées (Murua et *al*., 2019). Ces engagements volontaires ont été accompagnés par des séries de mesures règlementaires portant sur la structure et la conception des DCP, établies par l'ensemble des ORGP thonières. Ainsi, dans l'Atlantique, la CICTA exige depuis 2014 que tous les DCP nouvellement déployés soient non emmêlants[12] (Rec. 14-01), et également conçus à compter de 2021, à partir de matériaux biodégradables (Rec. CICTA 19-02).

4. Impacts sur les habitats et conséquences écologiques

La plupart des DCP abandonnés finissent par couler ou s'échouer. Ces scénarios de fin de vie se traduisent tous deux par des effets délétères en termes de pollution marine et côtière (découlant des matériaux synthétiques composant les DCP) et de dégradation des écosystèmes. En outre, les densités élevées de DCP introduites dans l'environnement et l'importante modification des habitats en résultant, constituent des facteurs susceptibles d'induire des effets négatifs dans l'écologie et le comportement des espèces pélagiques.

[12] Voir Encadré 4 : Structure et conception de DCP non maillants »

Encadré 4 : Structure et conception de DCP non maillants

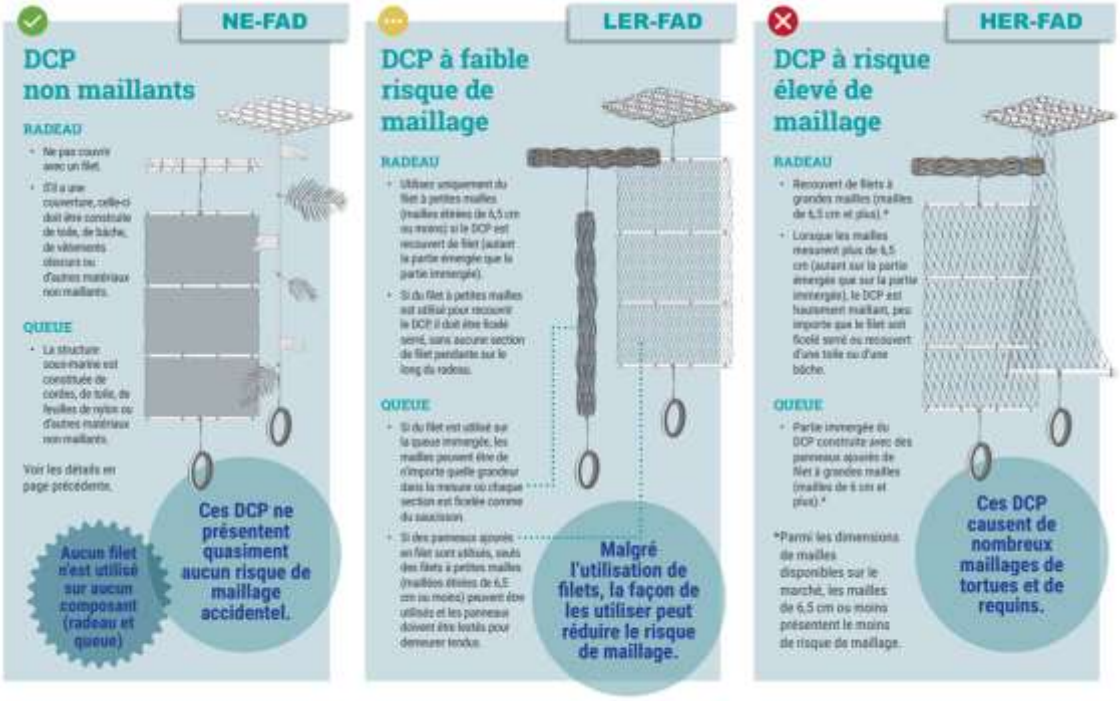

FIGURE E.4 : Catégories de DCP en fonction de leur risque d'enchevêtrement. NE-FAD (« No Entanglement FAD ») : DCP non maillant ; LER-FAD (« Low Entanglement Risk FAD ») DCP à faible risque de maillage ; HER-FAD (« High entanglement Risk FAD ») : DCP à risque élevé de maillage. (Extrait et adapté du « Guide de l'ISSF sur les DCP non emmêlants » : https://iss-foundation.org/downloads/19172; consulté le 02 Juin 2021).

L'intérêt porté vers la définition de stratégies efficaces d'atténuation des impacts des DCP sur les communautés pélagiques non cibles a suscité la conduite de nombreux projets de recherche visant à développer des DCP qui réduisent les risques d''enchevêtrement accidentel d'espèces sensibles, tout en conservant leur potentiel à agréger les thons (Franco et *al*., 2009, 2012; Murua et *al*., 2017; Moreno et *al*., 2018, 2021). En 2015, l'ISSF (International Seafood Sustainability Foundation) a produit un guide (actualisé en 2019), présentant différentes conceptions de DCP à risques de maillage réduits ou nuls pour les requins et les tortues. Ces nouveaux types conservent généralement la structure originale des DCP, en y éliminant totalement les matériaux susceptibles d'entrainer du maillage, ou en modifiant la configuration de ces derniers afin de limiter au maximum ces risques (Figure E.4). Dans l'Atlantique, la transition des flottilles vers les DCP non maillants (NE-FAD) ou à faible risque de maillage (LER-FAD) a connu d'énormes progrès favorisés notamment par les exigences réglementaires de la CICTA sur la conception des DCP (Murua et *al*., 2016; Moreno et *al*., 2018). Selon ces dispositions (Rec. 19-02 : Annexe 5 « Directives visant à réduire l'impact écologique des DCP dans les pêcheries de la CICTA ») : (*i*) la structure flottante du DCP ne doit pas être recouverte ou seulement avec un matériau présentant un « risque minimum » d'enchevêtrement des espèces accessoires, (*ii*) les éléments sub-surfaciques doivent être exclusivement composés de matériel non emmêlant (ex. de la corde ou de la toile), (*iii*) l'utilisation de matériaux biodégradables doit être privilégiée dans la conception du DCP. Bien que les NE-FADs et les LER-FADs se plient à ces critères, le second type de conception (LER-FAD) peut redevenir à terme maillant suite à la dégradation de sa structure initiale (déchirement des filets, désassemblage des « saucissons de filets », etc.). D'un autre côté, l'adoption des NE-FADs par les flottilles reste encore globalement limitée en raison des incertitudes entourant leurs capacités à agréger efficacement les thons. La nécessité d'une définition plus claire des termes « risque minimum » d'enchevêtrement et de spécifications techniques précises pour le type de matériau non emmêlant, apparait impérative pour le renforcement de ces recommandations, au risque d'une éventuelle compromission de leur efficacité à long terme.

4.1. DCP : sources de pollution côtière et marine

Dans l'océan Atlantique, les DCP sont généralement déployés à l'est du 20° de longitude Ouest, dans la zone équatoriale, et le long de la côte de l'Afrique Ouest principalement au large de la Mauritanie, du Gabon et de l'Angola (Figure 4, Maufroy *et al.*, 2017). A partir des données de localisation fournies par les bouées équipant les DCP, Maufroy *et al.* (2015) ont calculé qu'environ 10% de ces déploiements aboutissaient aux échouages de ces dispositifs sur les zones côtières. Cette valeur pourrait être de l'ordre du double si l'on tient compte des probables échouages des DCP qui dérivent dans les zones littorales peu profondes et dont les bouées sont récupérées pour leurs composants électroniques par les pêcheurs locaux, pendant que le radeau et le filet sont abandonnés à l'eau (Imzilen *et al.*, 2020). La plupart des échouages dans l'Atlantique se concentrent le long de la côte ouest-africaine, entre les 20° de latitudes nord et sud, dans le golfe de Guinée en particulier. Ils font peser un risque potentiel d'impacts significatifs sur les habitats côtiers et leurs sensibles écosystèmes.

Un rapport de la Fondation pour la Conservation des Iles (ISC), indique par exemple, qu'autour des Seychelles, plus de 39 % des DCP échoués sont retrouvés enchevêtrés dans les structures coralliennes (Balderson et Martin, 2015). La rencontre d'un DCP avec des structures récifales ou toute autre structure côtière débouche souvent sur l'altération de la zone sub-surfacique du premier, entrainant le recouvrement de sa capacité de maillage. Les améliorations structurelles des DCP visant à réduire l'emmêlement d'espèces sensibles apparaissent ainsi d'un faible bénéfice sur la mitigation des impacts de ces dispositifs sur les habitats et écosystèmes côtiers.

Si l'échouage de DCP sur les récifs coralliens est sans objet pour l'océan Atlantique Est, l'impact potentiel de ces événements sur les importants systèmes de mangroves bordant le long de la côte ouest-africaine et le golfe de Guinée mérite en revanche, une plus grande considération. La majeure partie des échouages de DCP dans cet océan, coïncident en effet avec les régions abritant ces écosystèmes (Figure 23). Ce qui pourrait contribuer à accroitre l'importante pression anthropique qui pèse déjà sur ces habitats (Carugati *et al.*, 2018; Bryan-Brown *et al.*, 2020). Les mangroves représentent des zones de grande valeur en termes de productivité halieutique, et de nombreuses espèces y vivant constituent la base de la pêche artisanale et commerciale. Malheureusement, à ce jour la portée réelle des effets des échouages de DCP dans ces fragiles écosystèmes n'a encore jamais été évaluée.

Imzilen *et al.* (2020) ont identifié une zone adjacente à la côte ouest-africaine où les déploiements de DCP sont les plus susceptibles d'entraîner des échouages sur le littoral (Figure 24). Des mesures de gestion appropriées, incluant des fermetures spatiales des deploiements de DCP dans ces zones, pourraient selon ces auteurs contribuer à une réduction significative de cette catégorie d'impacts (réduction de 25 à 40% des echouages), moyennant une incidence relativement mineure sur les pêcheries, dans la mesure où leurs hotspots typiques de déploiement de DCP ne coïncident pas réellement avec ces zones à forte probabilité d'échouage.

D'autre part, alors que les premiers DCP dérivants étaient principalement conçus à partir de tiges de bambous, la plupart des DCP actuellement utilisés par les flottilles de thoniers, y compris les flottes ghanéennes de canneurs, comportent comme principaux composants, des produits dérivés du pétrole (notamment du plastique, du PVC et des filets en nylon) ou des métaux (Tableau 1). Ceci contribue à la pollution des océans, des zones côtières et des fonds marins, en raison de l'accumulation croissante de matériaux non-biodégradables, particulièrement préoccupante pour les macro et microparticules de plastiques (Consoli *et al.*, 2020; Sinopoli *et al.*, 2020). Afin de réduire ces impacts environnementaux, la plupart des ORGP dont la CICTA, encouragent l'utilisation de matériaux biodégradables dans la construction des DCP. Ces dernières années, cette question a acquis une importance majeure et de multiples collaborations entre les scientifiques et l'industrie sont mis en œuvre afin de rechercher des matériaux biodégradables appropriés (ex. fibres de sisal, de jute, de coco, coton, feuilles de palmier, etc.), capable de conserver le potentiel agrégatif du DCP tout en garantissant son intégrité structurelle tout au long de sa vie opérationnelle (Franco *et al.*, 2012; Moreno *et al.*, 2018, 2021; Lopez *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2020). Désormais, trouver un modèle de DCP qui soit à la fois écologiquement et économiquement compatible constitue un véritable défi mobilisant les efforts synergiques des scientifiques et des différentes parties prenantes de la pêche au thon.

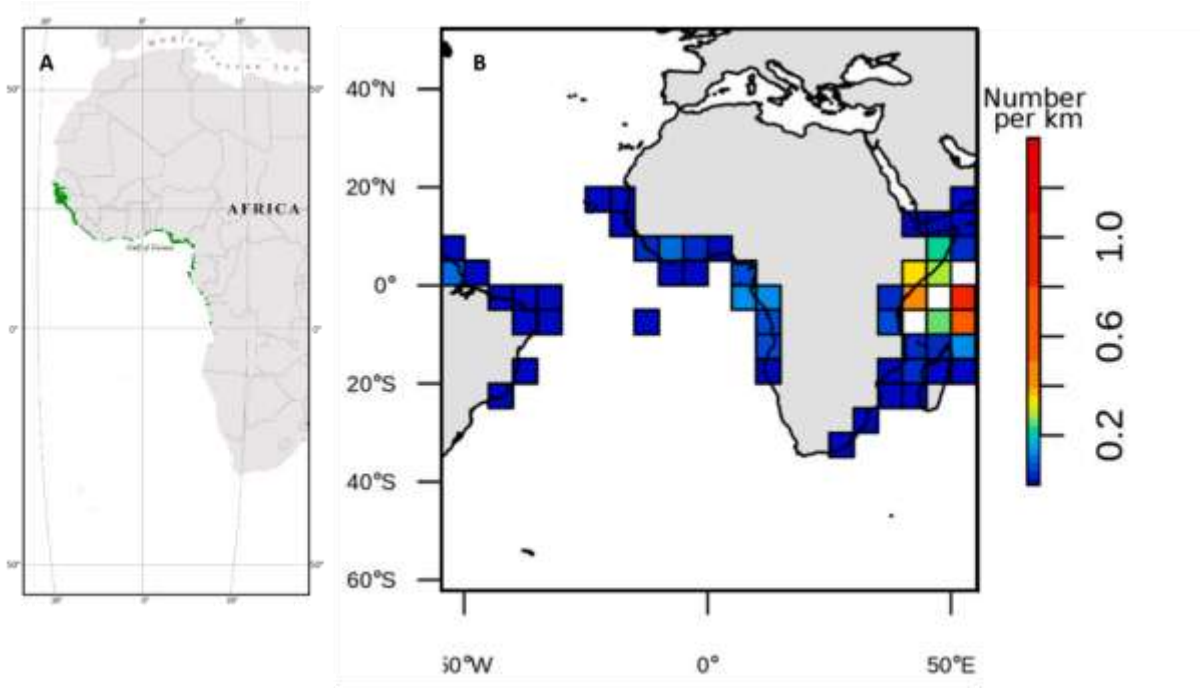

Figure 23: Echouage de DCP et zones de mangroves dans le Golfe de Guinée. (A) distribution des mangroves sur la côte occidentale africaine (Source: Giri et *al*., 2008) ; (B) Nombre de DCP français échoués le long du littoral par kilomètre de côte dans chaque carré de 5°×5° sur la période 2008-2017 (Source: Imzilen *et al.*, 2020).

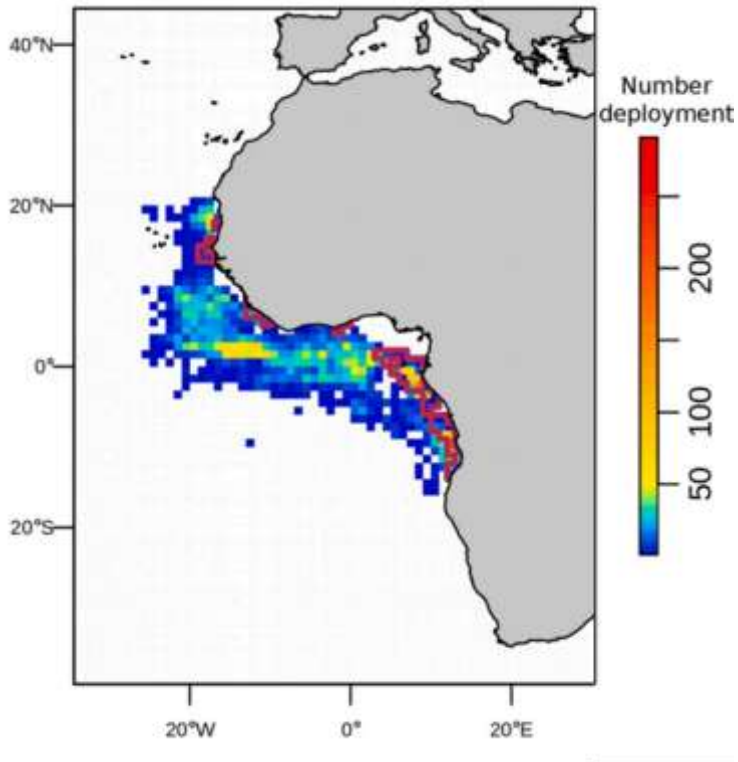

Figure 24: Nombre de déploiements de DCP français par cellule de 1°×1°◦ cellule sur la période 2013-2017. Les courbes épaisses et pleines délimitent les zones de déploiements les plus susceptibles de produire un échouage le long des côtes (Source: Imzilen *et al.*, 2020).

4.2. DCP et piège écologique

Pour tenter d'expliquer le comportement associatif des communautés pélagiques sous objet flottant, Hall (1992) a proposé l'hypothèse selon laquelle les objets flottants naturels joueraient le rôle d'indicateurs de zones productives pour certaines espèces. La plupart des objets naturels introduits dans le milieu marin pélagique, proviennent de zones productives (estuaires, mangroves, zones costales, etc.) et dérivent avec la production planctonique vers des zones qui s'en retrouvent ainsi enrichies. Le déploiement massif de milliers d'objets artificiels dans des zones peu productives, et la singulière attractivité qu'il exercent sur les communautés pélagiques s'assimilerait à une situation de « piège écologique », conduisant à l'altération des traits biologiques propres aux espèces associées (migrations, croissance, prédation, mortalité naturelle, etc.), si celles-ci restent maintenues dans ces zones pauvres du fait de l'action de ces objets flottants. Introduite par Dwernychuk et Boag (1972), le « piège écologique » désigne une situation dans laquelle une espèce est irrésistiblement attirée par un habitat de qualité médiocre rendu faussement attractif suite à une rapide modification de l'environnement, généralement d'origine anthropique. La survie et la reproduction de l'espèce s'en retrouvent ainsi affectées, et l'extinction peut survenir si la population tombe au-dessous d'une taille critique avant que l'adaptation à l'habitat en question se produise (Schlaepfer *et al.*, 2002).

L'éventualité du rôle des DCP en tant que piège écologique pour les communautés de poissons associés, notamment des thons, a été la première fois discutée par Marsac *et al.*, (2000). Elle a ensuite été soutenue par différents travaux, qui ont montré que l'association thonidés – DCP, pouvait effectivement se traduire par des modifications des habitudes alimentaires (Jaquemet et *al.*, 2011), des perturbations des schémas migratoires et une baisse relative du fitness des individus associés par rapport à ceux en bancs libres (Hallier et Gaertner, 2008). Cependant, d'autres études ont révélé que de telles différences de fitness préexistent également entre les individus associés aux objets naturels et individus en bancs libres (Robert *et al.*, 2010). Par ailleurs, l'introduction massive de DCP, n'a pas réellement entrainé de création de nouvelles zones d'objets flottants (potentiellement moins productives), mais plutôt une importante augmentation des densités dans les zones naturellement riches en objets (Fauvel *et al.*, 2009; Dagorn *et al.*, 2013b). De plus, l'hypothèse d'un piège écologique implique une réponse associative unique des espèces aux DCP notamment caractérisée par d'importants temps de résidence sous DCP. Pour être affectés par l'effet de piège écologique, les poissons devraient rester pendant de longues périodes autour d'un DCP ou au sein un

réseau de DCP. Les études ont montré qu'il existait en réalité une pluralité de réponses comportementales aux DCP, variant en fonction des conditions environnementales, autant chez les thons que chez les autres espèces retrouvées sous DCP (Taquet *et al.*, 2007; Govinden *et al.*, 2013, 2021; Robert *et al.*, 2013; Rodriguez-Tress *et al.*, 2017; Baidai *et al.*, 2020b; Tolotti *et al.*, 2020).

D'une manière générale, il n'existe pas encore de preuves directes formelles de l'influence des DCP sur les mécanismes de sélection de l'habitat par les espèces de poissons associées, et l'évaluation des changements que ces outils de pêche induisent sur leur comportement et leur écologie des thons demeure relativement imprécise. Néanmoins, conformément au principe de précaution, l'éventualité de cette hypothèse nécessite d'être prise en compte dans les actions de gestion et les différentes stratégies d'atténuation des effets des DCP sur les écosystèmes.

EXAMEN DES IMPACTS SOCIO-ECONOMIQUES DES DCP SUR LES COMMUNAUTES DES ÉTATS DE LA COMHAFAT

V. Examen des impacts socio-économiques des DCP sur les communautés des États de la COMHAFAT

L'océan Atlantique contribue à environ 11% à la production mondiale de thons, représentant en 2019, un volume de capture de 555 524 tonnes de listao, d'albacore, de patudo, et de thon rouge (ISSF, 2021). On estime qu'en 2018, ces prises ont rapporté aux pêcheurs, environ 1,6 milliards de dollars (McKinney *et al.*, 2020). La pêche thonière industrielle emploie également un grand nombre de ressortissants des pays côtiers de l'Atlantique. Répondant à des motivations d'ordre économique (notamment le rapport entre les niveaux de qualification et les salaires) ou réglementaire (obligations imposées par les États du pavillon de manière unilatérale ou par les accords internationaux), on évalue qu'elle pourvoit environ 2 000 emplois aux ressortissants des Etats côtiers ACP (Afrique Caraïbe Pacifique), à bord des senneurs, canneurs et palangriers opérant dans la zone intertropicale de l'Atlantique (Caillart *et al.*, 2014). Bien que ce chiffre reste très largement inférieur au nombre d'emplois généré par la pêche artisanale dans les Etats côtiers – rien qu'au Sénégal, la pêche artisanale maritime occupe 58 000 pêcheurs sur un peu plus de 10 000 pirogues – ces postes garantissent une rémunération relativement plus stable et élevée. De plus, ils apparaissent importants à considérer dans une optique de renforcement des capacités, car ils favorisent l'acquisition par la main-d'œuvre locale, d'une expérience et d'un savoir-faire transférable, particulièrement dans des perspectives de diffusion des innovations entre les secteurs industriel et artisanal, et de développement des flottes de pêche nationales (Rey, 1993; Caillart *et al.*, 2014). Outre la pêche, le traitement du thon représente un autre secteur très important en termes de créations d'emplois. On évalue par exemple que l'ensemble des activités gravitant autour des activités thonières pourvoit de l'emploi à environ 35 000 personnes avec une forte représentation des femmes, notamment dans les conserveries (Caillart *et al.*, 2014).

La pêche industrielle au thon revêt également une place particulière dans la satisfaction des besoins alimentaires des communautés. Bien qu'il soit difficile d'identifier précisément l'apport des thonidés majeurs issus de la pêche industrielle dans la couverture des besoins nutritionnels des différents États côtiers ; certaines conserveries au Ghana et en Côte d'Ivoire ont élaboré des marques spécifiques de conserves de thon spécifiquement destinées au marché sous régional, offrant une source de protéines animales à des coûts relativement abordables dans ces régions en dehors des canaux de distribution traditionnels. La contribution la plus importante de ce secteur à la sécurité alimentaire en Afrique demeure vraisemblablement liée aux captures accessoires des senneurs, valorisées sur les marchés locaux où elles assurent aux

populations une fourniture abordable en protéines sous le nom de « faux –poisson ». La contribution de la pêche sous DCP à la socio-économie des communautés locales des États bordant la façade Atlantique africaine sera abordée dans cette section, au travers du prisme des relations qu'ils entretiennent avec cette filière du « faux-poisson ». Elle présente également une analyse preliminaire des potentiels effets macro-économiques qui pourraient découler d'une limitation de l'utilisation des DCP dans les eaux sous juridiction des États côtiers africains.

1. Contribution des DCP à la sécurité économique et alimentaire en Afrique de l'ouest : la filière du « faux poisson » d'Abidjan

Au début du développement de la pêche au thon à la senne coulissante dans l'océan Atlantique, la majorité des prises accidentelles des senneurs (espèces ou taille de thons non ciblées) étaient quasi-systématiquement destinées à être rejetées à la mer. Cette pratique trouve son explication dans les faibles quantités de prises accessoires réalisées par des navires alors principalement orientés vers la pêche de bancs libres (Cayré et *al*., 1987; Delgado de Molina et *al*., 1999; Amandè et *al*., 2010). Le début des années 80 marque cependant, une augmentation de l'importance des débarquements au sein du port d'Abidjan (Côte d'ivoire), de captures accessoires principalement composées de thons majeurs endommagés ou en dessous des tailles acceptées par les conserveries (listao, albacore et patudo), de thons mineurs (auxides, bonitou, thonine) et d'espèces accessoires appréciées localement (ex. poissons porte-épées, barracudas, coryphènes, etc.). Cette portion de la capture totale des senneurs qui représentait initialement la part de pêche laissée par le patron à l'équipage de retour au port (i.e. godaille), localement désignée sous le terme de « faux-poisson » (en raison de ses caractéristiques insuffisantes au regard des normes industrielles des conserveries), est redirigée vers des canaux locaux et informels de distribution et se mue en une composante à part entière du circuit de commercialisation des produits de la pêche thonière (Figure 25). Soutenu par une forte demande locale en poissons, le marché du « faux-poisson » va connaitre un essor considérable porté par le développement de la pêche sous DCP dérivants dans l'Atlantique tropical Est et les fortes quantités de prises accessoires qui en dérivent.

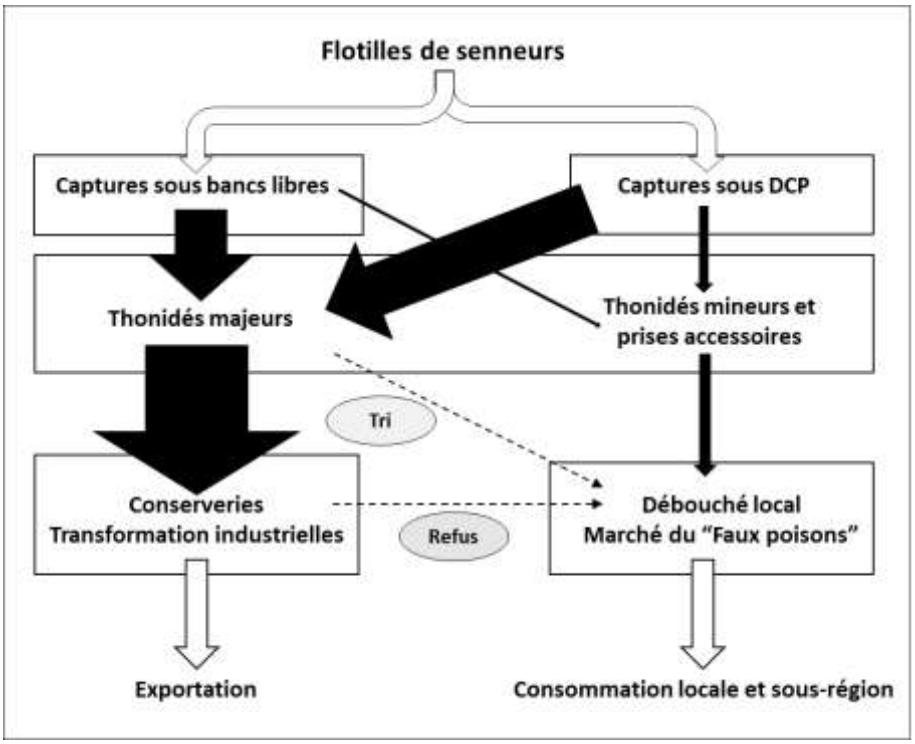

Figure 25: Représentation schématique de la situation du secteur du « faux-poisson " (Adaptée de Romagny et *al*., 2000). La largeur des flèches noires représente les flux relatifs de chaque mode de captures aux différents produits finaux de pêche. Les flèches en pointilles constituent les circuits pour lesquelles les flux sont encore mal estimés.

On estime qu'actuellement avec un volume de plus de 25 000 tonnes par an (Helguile, 2016), principalement composé de listao et de thons mineurs, le secteur du « faux-poisson » représentait en 2017, une valeur économique totale comprise entre 5 (sans aucune valeur ajoutée) et 15 millions de dollars (en considérant les valeurs ajoutées créées par la filière jusqu'aux consommateurs). Ce qui est comparable au chiffre d'affaires annuel réalisé par l'ensemble des armateurs (chalutiers, sardiniers et crevettiers) de la pêche industrielle nationale ivoirienne (Romagny *et al.*, 2000; Chavance *et al.*, 2016; Amandé *et al.*, 2017). Cette filière locale, parallèle au secteur moderne industriel des conserveries de thon, a acquis au fil des années un rôle majeur pour la sécurité tant alimentaire qu'économique des communautés locales. Elle contribue en effet, par le biais d'une fourniture régulière et peu onéreuse, à combler les besoins protéiques des populations d'Abidjan, des villes de l'intérieur de la Côte d'ivoire, et également de divers pays de la sous-région (Mali, Burkina, etc.), vers lesquels est réacheminée une partie du « faux-poisson » (Amandé *et al.*, 2017).

Plus de 95% du « faux-poisson » d'Abidjan alimentent des petits restaurants de rue qui proposent un plat composé de semoule de manioc et de thon frit. Désigné sous le nom de « Garba », il constitue un élément essentiel des habitudes alimentaires en Côte d'ivoire (Amandé *et al.*, 2017; Koffi *et al.*, 2019; Koffi, 2021). Si le nombre global d'emploi générés

par la filière du « faux-poisson » reste globalement méconnu en raison de son caractère informel et de la multiplicité des intervenants impliqués (mareyeurs, grossistes, semi-grossistes, transporteurs, détaillants, etc..), le secteur de la restauration du « Garba » pourvoirait à lui-seul entre 6 000 et 9 000 emplois à une population majoritairement jeune (Amandé *et al.*, 2017).

Intimement lié au développement de la pêche sous DCP, le « faux poisson » constitue un outil efficace permettant d'éviter le gaspillage de ressources halieutiques. Les prises pélagiques sous DCP participent ainsi au renforcement de la sécurité alimentaire des populations et soutiennent une importante économie locale. Les opportunités offertes par le dynamisme du marché ivoirien ont par ailleurs, précédé le développement de marchés de « faux-poisson » au sein d'autres États côtiers africains, à savoir le Ghana (Romagny *et al.*, 2000), le Sénégal (Ngom, 2011), la Guinée (Chavance *et al.*, 2011) et même au Gabon (Ndjambou *et al.*, 2020), avec pour particularité des débarquements à Abidjan de « faux-poisson », en provenance de ces pays. Dans le port d'Abidjan, ce secteur prend d'année en année une place de plus en plus importante dans les activités commerciales des grandes industries de la pêche, si bien que pour certains navires (notamment les flottilles ghanéennes de senneurs), le « faux-poisson » peut parfois représenter la part prédominante des prises totales (Konan *et al.*, 2007).

En dépit de son importance socio-économique pour les communautés locales, le « faux-poisson » peut toutefois être à la base d'effets susceptibles de compromettre les objectifs de gestion des thons tropicaux visés par les ORGP. Comme le souligne Galery, (2020), le « faux-poisson » constitue une catégorie beaucoup trop souple qui peut être facilement instrumentalisée en fonction des conjectures. Ainsi, il est parfois utilisé par les armateurs comme moyen d'ajustement afin de contourner certaines dispositions règlementaires, notamment celles concernant les quotas de pêches. En vue de réduire les niveaux actuels de mortalité par pêche des thonidés tropicaux, en particulier le thon obèse (actuellement surexploité et en état de surpêche), la CICTA a établi des limites annuelles de captures pour cette espèce. Galery (2020) rapporte qu'en réponse à ces réglementations, certains patrons de pêche (en accord avec les armateurs) utiliseraient en guise de stratégie adaptive, la catégorie du « faux-poisson » destinée au marché local, comme une catégorie « tampon », au sein de laquelle les prises excédentaires de petits thons obèses (bien que ne répondant pas nécessairement à la définition de cette catégorie), sont basculées soit dans une optique d'ajustement visant une conformité avec les quotas prescrits, soit pour contourner les mesures restrictives afin de pouvoir continuer à pêcher l'albacore fréquemment associé à cette espèce.

Malgré le suivi relativement rigoureux des captures de faux poissons et leur prise en compte dans les processus d'évaluation des stocks, une attention particulière doit néanmoins être accordée à ces pratiques, car leur recrudescence pourrait s'avérer préjudiciable à la durabilité de l'exploitation des ressources thonières et des espèces associées.

2. Implications socio-économiques d'une réduction de la pêche sous DCP

Au-delà du lien étroit examiné dans les sections précédentes, entre la pêche sous DCP et la sécurité alimentaire des communautés locales à travers la commercialisation du « faux poisson », les retombées économiques et sociales de la pêche thonière dont bénéficient les pays côtiers peuvent globalement être appréhendés à travers les aspects suivants :

- les recettes provenant du paiement des droits d'accès ou des licences accordées aux navires ;
- la création de filières d'exportation soutenant la balance des transactions ;
- la création de richesses et d'emplois à bord des navires de pêche industriels et au sein des industries locales fournissant en amont des biens et des services aux navires thoniers et celles en aval qui achètent et transforment les thonidés débarqués.

Dans les sections suivantes, les implications socio-économiques pour les États côtiers d'un revirement radical dans l'utilisation des DCP dans les eaux sous leur juridiction seront explorées avec un intérêt particulier porté vers leurs effets potentiels sur les accords de partenariat de pêche et les recettes d'exportations.

2.1. Accords de pêche et compensations financières

La Convention des Nations unies sur le droit de la mer (CNDUM) et la déclaration des 200 miles de zones économiques exclusives (ZEE) en conférant aux États côtiers la souveraineté sur leurs ressources marines, ont précédé l'établissement de jeux d'accords octroyant aux nations étrangères des droits d'accès et de pêche dans les ZEE de pays hôtes, en échange de compensations financières. Ces accords bilatéraux ou multilatéraux peuvent être conclus entre le pays hôte et (*i*) une organisation intergouvernementale (ex. accords de partenariat de pêche de l'Union Européenne), (*ii*) le gouvernement du pays du pavillon de la flottille étrangère, ou (*iii*) des entreprises privées. Bien que de vives critiques dénoncent parfois leur équité et leur réelle profitabilité économique pour les pays hôtes, autant que les menaces éventuelles qu'ils seraient susceptibles de faire peser sur la durabilité des stocks de poissons (Kaczynski et Fluharty, 2002; Gagern et Van Den Bergh, 2012; Le Manach et *al.*, 2013; Belhabib et *al.*,

2015), les compensations financières de ces accords représentent bien souvent un enjeu majeur et une source de recettes bénéficiant aux équilibres macro-économiques dans nombre d'États côtiers d'Afrique. On estime par exemple, que les compensations financières versées par l'Union Européenne (UE) représentent respectivement 45% et entre 25 à 30% du budget public de la Guinée Bissau et de la Mauritanie (Kaczynski et Fluharty, 2002; Agnew *et al.*, 2010). Pour d'autres États côtiers d'Afrique de l'Ouest, elle constituerait entre 75 et 100% des budgets d'investissement des Ministères de la pêche (Mfodwo, 2008). A ces rentrées budgétaires s'ajoutent les recettes issues des accords privés sollicités par des navires de toutes nationalités (Japon, UE, autres), dont les données ne sont pas du domaine public, mais qui pourraient varier en fonction de l'abondance des thonidés dans les ZEE des États. D'une manière globale, on estimait en 2014, les recettes des États côtiers autour de 15 millions d'euros par an (Caillart *et al.*, 2014). En dépit de la confidentialité générale entourant les détails des droits d'accès négociés par les divers autres pays notamment les partenaires asiatiques, l'UE est considérée comme le partenaire le plus important pour les États côtiers africains. On dénombre actuellement 13 protocoles d'accords de partenariat accordant aux navires de l'UE le droit de pêcher dans les eaux de pays tiers en échange d'une compensation financière. Neuf de ces accords sont spécifiquement conçus pour l'exploitation des thons tropicaux, tandis que les autres dit « mixtes » englobent d'autres espèces marines telles que les crevettes et les espèces démersales de poissons (Tableau 9). Les compensations financières prévues par ces accords se composent d'une partie « publique » recouvrant la valeur forfaitaire estimée du tonnage de référence qui sera pêché dans la ZEE du pays hôte, des aides compensatoires destinées à contribuer au développement des secteurs nationaux de pêche; et d'une partie « privée » correspondant aux redevances payées par les navires pour les licences de pêche associées au tonnage de référence et pour les dépassements de quotas (Guillotreau et *al.*, 2011a).

Les données disponibles sur la flottille de senneurs de l'UE indiquent qu'en moyenne 57 244 tonnes des trois espèces majeures de thons tropicaux (respectivement 65, 28 et 7% de listao, d'albacore et de thon obèse) sont annuellement capturées dans les limites de juridiction des États côtiers[13]. Un changement dans l'utilisation des DCP affecterait significativement à la fois le volume et la composition spécifique des captures (Guillotreau et *al.*, 2011b; Wolff et al., 2013). Guillotreau et *al.*, (2011b) ont montré dans l'océan Indien, qu'une augmentation de 10% dans la proportion de calées sous DCP des senneurs français, se traduirait par un

[13] Moyennes estimées sur la période 2010-2019 à partir des statistiques de prise et d'effort compilées de par la CICTA.

changement de même sens de 13% pour le tonnage de listao et d'une diminution de 17 % des captures d'albacore. Si l'on se base sur ces résultats et sous l'hypothèse d'une relation effort-capture similaire dans l'océan Atlantique, on peut calculer qu'une réduction de 50 ou 75% de la proportion de coups de pêches sous DCP appliquée dans les eaux sous juridiction des États côtiers pourrait toutes choses égales par ailleurs, conduire à des baisses de l'ordre de 20 à 30% respectivement, du volume total des captures réalisées dans ces zones. Un tel scénario conduirait vraisemblablement à un désintérêt global des flottes de senneurs à l'égard des possibilités de pêche de certaines de ces zones où l'utilisation de DCP constitue leur principal mode de capture (cf. Section II.1.1.1. *DCP et pêcheries industrielles à la senne dans les ZEE des Etats-membres de la COMHAFAT*). Un transfert subséquent de l'effort de pêche sous DCP vers les eaux internationales voire des transferts interocéaniques de navires de pêches seraient alors envisageables avec comme conséquence des inactivations ou des renégociations des accords de pêche entre l'UE et les États côtiers, afin notamment de rééquilibrer la proportionnalité entre les droits d'accès et le potentiel amoindri de ces zones. Ces éventuelles renégociations incluraient vraisemblablement, la baisse des tonnages de références sur lesquels s'appuient les calculs de l'assiette des contreparties financières versées par l'UE et du montant de la redevance forfaitaire payée par les senneurs. Une réduction parallèle du nombre d'accords de pêche privés conclus, ou de licences de pêche accordées par les États côtiers, devrait également être envisagée. Une restriction drastique de l'utilisation des DCP dans les eaux sous juridiction pourrait de fait, entrainer de significatifs déficits budgétaires dans les pays où les injections de fonds liés aux accords de pêche thonière, représentent des parts importantes des budgets publics.

D'un autre côté, on pourrait supposer que la protection supplémentaire offerte par une mesure de ce type puisse être profitable au thon obèse dont les juvéniles sont régulièrement agrégés avec les deux autres espèces, avec comme bénéficiaires directs de l'amélioration des stocks, les flottes de palangriers de l'Atlantique-Est (Ovando *et al.*, 2021). Mais de notre point de vue, il semble peu probable que ce changement suffise à compenser le manque à gagner pour les États côtiers. En effet, la majorité des captures de ces navires dans l'Atlantique, provient de zones proches de l'équateur (entre 15°N et 10°S), avec une part relativement minime dans les zones territoriales où ce sont les senneurs qui disposant de capacités plus importantes, prélèvent l'essentiel des captures et versent aux États riverains la majeure partie des compensations financières (Caillart *et al.*, 2014). En outre, en comparaison des canneurs et des senneurs, la filière palangrière génère des bénéfices moindres aux économies locales.

Contrairement à ces deux engins de pêche, les palangriers sont autorisés à transborder en mer sous certaines conditions, et leurs captures débarquées ne subissent aucune transformation à terre. Ils entreprennent également des marées de plusieurs mois d'où une fréquence dans les ports régionaux pour des opérations d'avitaillement, beaucoup plus réduite que celle des deux autres filières.

Tableau 9 : Liste des actuels accords de pêche actifs entre l'Union Européenne et les États côtiers de la face Atlantique-Est.

Pays	Date d'expiration	Type	Contribution total/an de l'UE	Aide sectorielle/an
Cap-Vert	19/05/2024	Thon	€750 000	€350,000
Côte d'Ivoire	31/07/2024	Thon	€682,000	€352,000 (2 ans) - €407,000
Guinée-Bissau	14/06/2024	Mixte	€15,600,000	€4,000,000
Liberia	08/12/2020	Thon	€715,000 €650,000 €585,000	€357,500/ €325,000/ €292,500
Mauritanie	15/11/2021	Mixte	€61,625,000	€4,125,000
Maroc	17/07/2023	Mixte	€208 millions sur 4 ans	€17.9 - €20.5 millions
São Tomé et Principe	18/12/2024	Thon	€840,000	€440,000
Sénégal	17/11/2024	Thon et Merlu	€1,700,000	€900,000
Gambie	30/07/2025	Thon et Merlu	€550,000	€275,000

2.2. Recettes à l'exportation et filières amont et aval

Abidjan (Côte d'Ivoire), Tema (Ghana), Dakar (Sénégal), Mindelo (Cap-Vert) constituent, par ordre d'importance, les principaux ports de pêche utilisés par les flottes de canneurs et de senneurs dans l'Atlantique-Est. À ceux-ci, il convient d'ajouter le port de Libreville (Gabon) qui se prépare à une relance de son activité thonière. La plupart de ces États côtiers abritent des industries de transformation, dont la quasi-totalité de la production de conserves de thons se destine au marché européen. Ainsi, Libreville et Dakar compte chacune une conserverie n'opérant pas encore à plein régime. Tema dispose de trois conserveries d'une capacité totale

de transformation de 58 000 tonnes par an, approvisionnées par les flottes nationales et des importations. Abidjan accueille également trois unités d'une capacité totale de transformation de l'ordre de 110 000 tonnes par an principalement approvisionnées par les débarquements directs des senneurs et secondairement par des importations en provenance du Ghana. Près de 300 000 tonnes de thon transitent chaque année par le port d'Abidjan, sur lesquelles 55 000 tonnes sont destinées à l'exportation directe (par transbordement), 25 000 tonnes au marché intérieur et une grande partie alimentent les trois conserveries (Failler *et al.*, 2014). En Côte d'Ivoire, l'industrie de la transformation des produits thoniers revêt une contribution majeure dans l'équilibre de la balance commerciale, où elle génère environ 15% des recettes totales d'exportations[14]. Les produits thoniers constituent également la plus grande part des produits de pêche exportés par le Ghana avec en moyenne 50 000 tonnes par an (Asiedu, 2018). Dans le cas typique de ce pays, les conserveries locales sont principalement alimentées par une flotte nationale de canneurs et de senneurs, dont les stratégies de pêche s'articulent majoritairement autour de l'utilisation de DCP, représentant 55% et 85% des opérations de pêche respectivement pour les canneurs et les senneurs sur la période 2006 – 2012 (Bannerman et Bard, 2001; Chassot *et al.*, 2014). En raison de la fermeture annuelle de la pêche sous DCP imposée par la CICAT dans l'Atlantique (Rec. 19-02), ces conserveries connaissent périodiquement une baisse notable de leur approvisionnement par les flottes nationales, au profit de flottes étrangères (principalement de l'UE) attirées par des prix devenus plus attractifs, ou d'importations en provenance de la Côte d'Ivoire ou du Sénégal (Asiedu, 2018). L'impact significatif de cette mesure d'exploitation de l'ORGP offre ici un aperçu des effets éventuels sur le secteur de la transformation du thon qui pourrait résulter d'un changement radical dans l'utilisation des DCP par les senneurs et les canneurs. En effet, une baisse des débarquements de thons des senneurs et canneurs impliquerait à de plus grandes échelles, des pertes substantielles de profits économiques pour les conserveries locales des États côtiers et subséquemment une importante réduction des recettes d'exportations. Par ailleurs, selon Hammarlund et Andersson (2019), il est probable que ces baisses des volumes d'exportations se voient exacerbées par les scénarios d'inactivation d'accords de pêche considérés dans la section précédente. Ces auteurs ont en effet, démontré que les volumes d'exportations vers les pays de l'OCDE ainsi que la probabilité de commercer avec de nouveaux pays, étaient négativement affectés lorsque les accords d'accès à la pêche de l'UE étaient inactifs. Cette éventualité introduit une complexité supplémentaire dans la quantification précise de la valeur du déficit économique pour les États côtiers qui résulterait

[14] http://www.ressourcesanimales.gouv.ci/actualite.php?rd=20 (consulté le 29/09/2021)

d’une importante réduction voire d’un bannissement de l’utilisation des DCP dans les eaux relevant de la juridiction des États côtiers. L'apport d'une analyse économique plus approfondie serait ici appréciable, afin de mieux appréhender le coût économique véritable d'un changement de paradigme des États côtiers vis-à-vis du recours aux DCP dérivants par les flottilles et de senneurs et de canneurs. Elle pourrait s’appuyer sur un examen des coûts d'opportunités pour les États côtiers, de différents scénarii de modification de l’effort actuel de pêche sous DCP, confrontant ainsi de manière exhaustive l’ensemble des pertes économiques découlant du retrait de la pêche sous DCP (notamment celles évoquées plus haut), et les éventuels gains économiques qui pourraient en résulter (par exemple les effets d’une éventuelle amélioration des captures pour les palangriers ou d’autres engins de pêche).

La transformation du thon et l’industrie de la pêche thonière offrent des avantages considérables en termes de revenus, de produit intérieur brut, mais aussi d’emplois dans les pays côtiers. On estime qu’en Côte d’Ivoire, 3 500 personnes avec une forte prédominance de femmes, sont employées dans les conserveries, tandis que 35 000 autres exercent au sein de diverses entreprises de fourniture de services et de biens, tant en amont qu’en aval (Caillart *et al.*, 2014). Au Ghana, 6 500 personnes évoluent dans la filière thonière dont 1 100 directement sur les navires de pêches, 3 200 au sein de conserveries et respectivement 1 500 et 700 personnes en amont et aval de la filière (Asiedu, 2018). Dans ces États, la filière thonière apparait fortement intégrée à l’économie nationale. Une crise résultant de la réduction des possibilités de pêche sous DCP affecterait inévitablement la pérennité de ces emplois, et s’étendrait à l’ensemble des filières connexes liées à cette industrie avec des conséquences évidentes sur la sécurité socio-économique des communautés locales.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

VI. Conclusions et recommandations visant à gérer/atténuer les effets et l'utilisation des DCP

L'utilisation des DCP a fortement contribué ces dernières décennies, à répondre aux besoins mondiaux croissants en produits thoniers. Ces dispositifs représentent des outils exceptionnels pour la pêche thonière industrielle, sur lesquels apparait désormais adossée la rentabilité de nombreuses flottilles de senneurs et de canneurs dans l'Atlantique et dans les autres océans tropicaux. Par ailleurs, l'utilisation des DCP est incontestablement devenue l'un des maillons essentiels à l'origine des bénéfices tirés par les États côtiers de leurs ressources thonières. L'adoption d'une approche équilibrée de gestion de ces outils de pêche, tirant le meilleur parti de leurs potentialités halieutiques tout en limitant au minimum leurs effets négatifs sur les stocks d'espèces cibles et non cibles, ainsi que leurs impacts écologiques plus larges, représente actuellement une priorité pour toute l'industrie du thon. Désormais au centre des préoccupations des ORGP et des autres parties prenantes de l'industrie thonière (telles que les organisations non gouvernementales ou les entreprises de pêche), l'engagement en faveur d'une exploitation plus durable des DCP s'est cristallisé ces dernières années par l'identification, la proposition ou l'adoption d'une multitude d'options, de recommandations ou de plans de gestion des DCP dans les différents océans tropicaux. Les sections suivantes de ce rapport offrent un état des lieux des mesures de gestion en vigueur dans les ORGP, en relation avec ces éléments, en portant un accent particulier sur celles promulguées par la CICTA dans l'océan Atlantique. Du bilan de ces initiatives actuelles découlera l'identification de recommandations adaptées aux enjeux des États côtiers, visant à atténuer les effets des DCP et à garantir à la fois la santé de leurs écosystèmes marins et la durabilité de leurs pêcheries.

1. État des lieux des mesures de gestion en vigueur dans les ORGP thonières

D'une manière générale, les actions en faveur d'une utilisation plus durable des DCP s'organisent autour d'un ensemble d'éléments pouvant être répartis en deux catégories distinctes. La première consiste en une série d'options visant à l'amélioration des mécanismes existants de gestion des DCP en vue d'une part, de réduire les impacts potentiels d'une densité élevée de DCP sur l'efficacité de la pêche à la senne et des autres engins de pêche industrielle ciblant les thonidés tropicaux, et de l'autre d'assurer la durabilité de l'exploitation des stocks de thons. Cette catégorie s'articule principalement autour de :

- L'amélioration du suivi et de la collecte de données d'activités sur DCP ;
- Le renforcement des mesures de contrôle de l'utilisation des DCP ;

La seconde catégorie regroupe les éléments concourant globalement à l'atténuation des impacts des DCP sur l'environnement, notamment à travers :

- L'élimination des impacts liés à la « pêche fantôme » par l'utilisation de DCP non-maillants ;
- La mitigation des impacts liés aux captures d'espèces accessoires DCP.
- Et la réduction des autres impacts environnementaux relatifs à la perte et aux échouages des DCP.

Diversement intégrées au sein des règlementations des différentes ORGP thonières, ces éléments sont considérées comme les leviers les plus importants pour une gestion efficace des DCP (Restrepo et *al*., 2019).

1.1. Collecte et suivi des données d'activités sur DCP

La totalité des ORGP thonières exigent actuellement, des navires opérant dans leur zone de convention, la soumission de données sur leurs activités liées aux DCP. En dépit d'une certaine variabilité entre les types requis par chaque ORGP, ces informations recouvrent généralement 4 principaux aspects :

- Les caractéristiques des DCP : identification du DCP[15], type de DCP[16], matériaux, mailles du filet, conception, etc. ;
- Les types d'activités sur DCP : type d'activité (déploiement, visite avec ou sans pêche, perte ou récupération), date et position de l'activité ;
- Les données de capture et d'effort sous DCP : captures d'espèces cibles et accessoires réalisées lors d'opération de pêche ;
- Et les informations sur les types de bouées équipant les DCP et les opérations effectuées (ex. marque, modèle et identifiant de la bouée, type de bouée, présence ou non d'echosondeur, GPS, etc.)

Dans l'Atlantique, la CICTA recommande par exemple, aux navires, un système de collecte prenant la forme de « carnets de pêche-DCP » consignant les informations sur chacun des DCP déployés, visités ou perdus, ainsi que les captures d'espèces cibles ou accessoires associées lors d'opérations de pêche (Tableau 10). En général, ces informations sont recoupées ou complétées par les enregistrements des observateurs embarqués à bord des

[15] L'identification du DCP peut faire référence à l'identifiant de la bouée l'équipant (ex. CICTA, CTOI), ou relever de système spécifique de marquage attribuant à chaque DCP indépendamment de sa balise un numéro unique d'identification (ex. CITT).

[16] Depuis 2016, la CICTA a adopté une terminologie spécifique relative aux différents types de DCP (Tableau 2).

navires, (Goujon et *al*., 2017, 2018). Elles sont ensuite transmises sous forme agrégées ou non, à l'ORGP par les CPC correspondant au pavillon du navire. Dans l'Atlantique, les déclarations annuelles des CPC au Secrétariat exécutif de la CICTA, portent sur les informations suivantes (Rec. 19-02) :

- Les nombres et types de DCP déployés mensuellement par l'ensemble des navires sous leur pavillon, par rectangles statistiques de 1º×1°, en indiquant la présence ou l'absence de balise/bouée ou d'échosondeur et en spécifiant le nombre de DCP déployés par les navires de support associés, indépendamment de leur pavillon ;
- Le nombre et le type de balises/bouées déployées sur une base mensuelle, par rectangles statistiques de 1º×1° ;
- Le nombre moyen de balises/bouées activées et désactivées par mois par navires ;
- Le nombre moyen de DCP perdus équipés de bouées actives sur une base mensuelle par navires ;
- Le nombre de jours passés en mer mensuellement, par rectangles statistiques de 1º×1°, et par État de pavillon pour chaque navire de support ;
- Les prises et effort des senneurs et des canneurs, ainsi que le nombre d'opérations réalisées par mode de pêche par rectangles statistiques de 1ºx1º et par mois.

Outre ces informations, les CPC comptant des navires se livrant à des activités de pêche sous DCP dérivants dans les océans Atlantique et Indien, ont pour obligation de fournir à l'ORGP correspondante, des plans de gestion de leurs DCP devant inclure diverses informations telles que les descriptions des nombres et types de DCP utilisés par leurs flottilles, les accords institutionnels (responsabilités institutionnelles pour le plan de gestion des DCP) , les politiques adoptées pour la réduction des prises accessoires ou la propriété des DCP, les spécifications et exigences en matière de construction des DCP, etc. Toutefois, malgré le renforcement général de la collecte et du suivi des données sur les DCP, les niveaux de déclaration et le respect de ces mesures par les parties prenantes restent encore loin d'être optimaux dans la plupart des ORGP (Restrepo *et al.*, 2019).

Tableau 10 : Modèle de formulaire de collecte de données d'activités sur DCP (carnet de pêche-DCP) proposé par la CICTA à la destination des navires (Rec. 19-02 : Annexe 2).

Marque du DCP	***ID de la bouée***	***Type de DCP***	***Type de visite***	***Date***	***Heure***	***Position***		***Prises estimées***			***Prises accessoires***				***Observations***
						Latitude	***Longitude***	***SKJ***	***YFT***	***BET***	***Groupe taxonomique***	***Prises estimées***	***Unités***	***Spécimen remis à l'eau (vivant)***	
(1)	*(2)*	*(3)*	*(4)*	*(5)*	*(6)*	*(7)*	*(7)*	*(8)*	*(8)*	*(8)*	*(9)*	*(10)*	*(11)*	*(12)*	*(13)*
…	…	…	….	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…

(1) (2) Si la marque du DCP et le numéro d'identification de la balise/bouée associée sont absents ou illisibles, le mentionner dans cette section. Néanmoins, si la marque du DCP et le numéro d'identification de la balise/bouée associée sont absents ou illisibles, le DCP ne devra pas être déployé.

(3) DCP ancré, DCP naturel dérivant ou DCP artificiel dérivant.

(4) c.à.d. déploiement, hissage, renforcement/consolidation, retrait/récupération, changement de la balise, perte et mentionner si la visite s'est suivie d'une opération.

(5) jj/mm/aa

(6) hh :mm

(7) N/S/degrés/minutes ou E/W/degrés/minutes

(8) Prises estimées exprimées en tonnes métriques.

(9) Utiliser une ligne par groupe taxonomique.

(10) Prises estimées exprimées en poids ou en nombre.

(11) Unité utilisée.

(12) Exprimé en nombre de spécimens.

(13) Si la marque du DCP ou le numéro d'identification de la balise associée n'est pas disponible, fournir dans cette section toute l'information disponible susceptible d'aider à décrire le DCP et à identifier le propriétaire du DCP.

1.2. Mesures de contrôle de l'utilisation des DCP

Ces mesures se destinent particulièrement à garantir la durabilité des stocks exploités notamment ceux des juvéniles d'albacore et de thon obèse, par le biais de restrictions imposées aux navires sur l'ampleur d'utilisation des DCP. Les quatre ORGP thonières ont ainsi adopté des limites quant au nombre de DCP actifs autorisés par navires (Figure 26). Les limites varient considérablement d'une ORGP à l'autre et reposent actuellement sur des critères arbitraires, en raison de l'actuel déficit d'orientations scientifiques en la matière. Dans l'Atlantique par exemple, la CICTA a imposé une série de limitations successives sur les nombres de DCP équipés de balise opérationnelles[17] dont peut disposer à tout moment un navire, à 500, 350, et 300 respectivement en 2015, 2020 et depuis 2021. On estime néanmoins, que selon les régions, ces limites ne seraient pas vraiment contraignantes pour de nombreuses flottes dont les niveaux d'exploitation de DCP se situaient déjà largement en dessous de ces restrictions (Fonteneau *et al.*, 2015; Restrepo *et al.*, 2019; Escalle *et al.*, 2021).

Outre les limitations sur les nombres de DCP actifs par navire, une régulation effective de l'effort de pêche sous DCP passe nécessairement par un contrôle rigoureux de l'activité de pêche sous DCP. A cette fin, les ORGP ont adopté des mesures directes ou indirectes de réduction de l'effort de pêche sous DCP, se traduisant principalement par des fermetures spatio-temporelles de la pêche à la senne en général, ou plus spécifiquement de celle sous DCP (Tableau 11). Les effets de ces mesures restent toutefois, très variables. On estime que dans l'océan Pacifique, elles ont été relativement bénéfiques pour la réduction de l'impact de la pêche sous DCP sur les captures de petits thons obèses (Maunder et Harley, 2006). En revanche, dans l'Atlantique, l'évaluation des effets des premiers moratoires sur les DCP dans le Golfe de Guinée a montré qu'ils étaient nettement insuffisants en raison des zones/saisons de fermeture trop restreintes (Fonteneau *et al.*, 2016). Des amendements successifs à cette mesure ont depuis étendu cette zone à l'ensemble de la zone de convention de la CICTA.

[17] Bouée opérationnelle : toute bouée instrumentée, précédemment activée (dont les services de communication satellites ont été activés), allumée et déployée en mer, transmettant la position et toute autre information disponible au navire propriétaire de la bouée. (Rec. CICTA 19-02, para. 26).

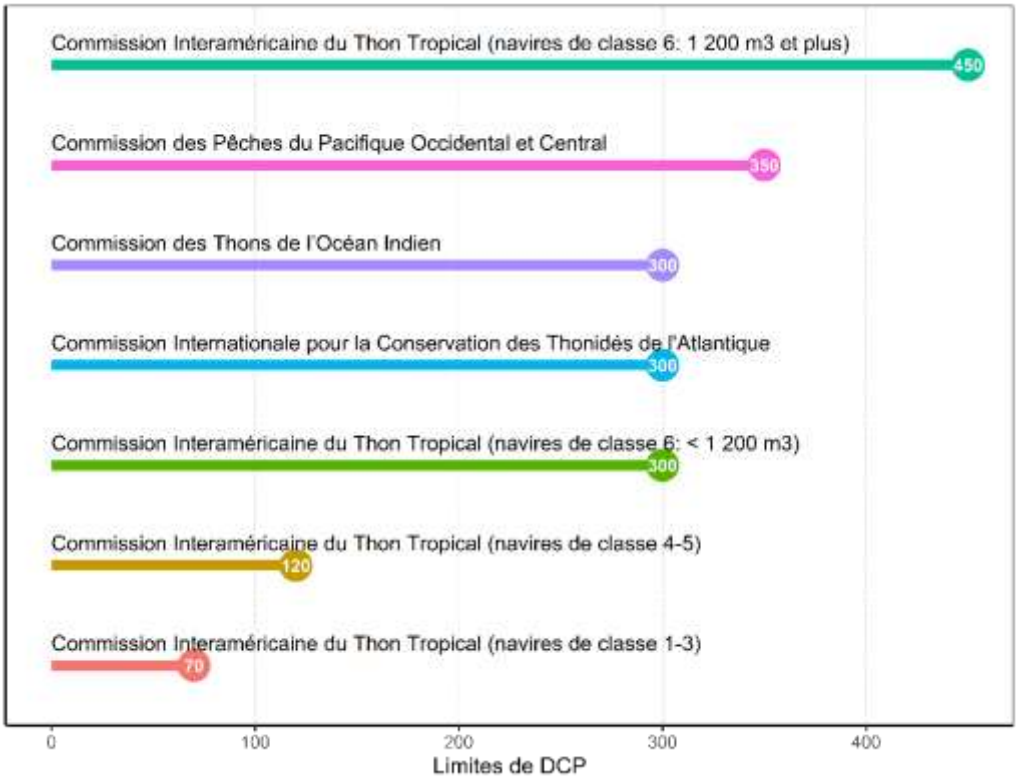

Figure 26 : Limites de DCP actifs par navire en vigueur dans les différentes ORGP thonières (CICTA : Rec. 19-02, CTOI : Res. 19/02, CITT : C-17-02, CPPOC : CMM 2020-01).

1.3. Options de gestion des DCP pour l'atténuation des impacts sur les prises accessoires

Les stratégies d'atténuation des impacts des DCP sur les communautés pélagiques ont connu depuis ces dernières années des avancées notables traduites par l'adoption, par la totalité des ORGP, d'exigences règlementaires relatives à la conception et à l'utilisation de DCP non-maillants par les flottilles (*cf* Encadré 4 : Structure et conception de DCP non maillants). Impulsée par ces mesures autant que par des engagements volontaires des flottilles, la transition vers ce type de DCP a ainsi fortement progressé au cours de ces dernières années (Murua et *al*., 2016; Moreno et *al*., 2018).

1.4. Options de gestion des DCP pour l'atténuation des impacts sur les habitats et les écosystèmes

La pollution marine et les impacts sur les zones sensibles liés aux échouages ont également fait l'objet d'une attention considérable ces dernières années. L'ensemble des quatre ORGP impliquées dans la gestion mondiale des thons tropicaux, encouragent le développement et la

migration des flottilles vers des DCP conçus à partir de matériaux naturels et biodégradables. Dans l'océan Indien, la CTOI encourage également la récupération des DCP « traditionnels » (à filets maillants) rencontrés par les navires, en vue de leur élimination au port, à partir de 2022 (Res. CTOI 19/02). Elle envisage par ailleurs, l'élaboration de stratégies de récupération des DCP abandonnés/perdus, qui devraient inclure la mise en œuvre de mécanismes de suivi et d'alerte en temps réel des États côtiers en cas d'échouage potentiel de DCP dans des habitats sensibles, ainsi que des modalités de rétribution financière des activités de récupération. Actuellement, seule la CITT dans le Pacifique oriental, dispose toutefois, de mesures actives de récupération des DCP, exigeant notamment le retrait de l'eau des DCP pêchés au cours des 15 jours précédant la fermeture annuelle de la pêche dans sa zone de convention.

Tableau 11 : Résumé des mesures de gestion en relation avec l'utilisation de DCP dans les pêcheries thonières industrielles, en vigueur dans les différentes ORGP thonières (adapté de Restrepo *et al.*, 2019).

ORGP		CITT (C-17-01)	CICTA (Rec. 19-02)	CPPOC (CMM 2020-01)	CTOI (Res. 19/02)
Disposition pour une gestion des DCP visant à assurer la durabilité des stocks	*Collecte et suivi des données d'activités sur DCP*	☑ Par type d'activité sur DCP, ☑ Une position par jour pour les données de bouées	☑ Données requises sous format agrégé (1°×1° et mois)	☑ Par type d'activité sur DCP, ☑ Une position par jour pour les données de bouées	☑ Format agrégé (1°×1° par mois) pour les activités et les captures sur DCP, ☑ Une position par jour pour les données de bouées.
	Systèmes de marquage et d'identification des DCP	☑ Identifiant unique du DCP fourni par l'ORGP (pouvant être remplacé par l'identifiant de la bouée)	☒ Pas de système spécifique (Identifiant de la bouée utilisé comme identifiant du DCP)	☒ Pas de système spécifique (Identifiant de la bouée utilisé comme identifiant du DCP)	☑ Projet d'élaboration de plan de marquage et d'identification des DCP (2022)
	Limitation du nombre de DCP par navire	☑ Entre 70 et 300 DCP actifs selon la taille du navire ☑ Interdiction d'utilisation des navires de soutien	☑ 300 DCP actifs par navire	☑ 350 DCP par navire	☑ 300 DCP actifs par navire ; ☑ Limite de 500 bouées par an et par navire
	Fermeture spatio-temporelle de la pêche	☑ 72 jours de fermeture de la pêche aux senneurs dans la zone de convention	☑ 3 mois d'interdiction d'opérations sur DCP (déploiement, pêche) dans la zone de convention	☑ 3 mois d'interdiction d'opérations sur DCP (déploiement, pêche) dans la zone de convention	☒ Pas de dispositions particulières
Dispositions pour la mitigation des impacts environnementaux des DCP	*Mesures relatives à l'utilisation de DCP non maillants*	☑ Exigence d'utilisation de DCP non maillants	☑ Exigence d'utilisation de DCP non maillants	☑ Exigence d'utilisation de DCP non maillants	☑ Exigence d'utilisation de DCP non maillants
	Mesures relatives à l'utilisation de DCP biodégradables	☑ Utilisation encouragée de DCP biodégradables	☑ Utilisation encouragée de DCP biodégradables	☑ Utilisation encouragée de DCP biodégradables	☑ Utilisation encouragée de DCP biodégradables
	Mesures relatives à la récupération des DCP	☑ Obligation de récupération des DCP pêchés dans la période précédant la fermeture temporelle de la pêche	☒ Pas de dispositions particulières	☒ Pas de dispositions particulières	☑ Projet d'élaboration de politique de récupération de DCP (2021)

2. Recommandations visant à gérer/atténuer les effets et l'utilisation des DCP

Le bilan des mesures de conservation et d'exploitation relatives aux DCP témoigne des efforts et de la volonté continue d'amélioration dans la gestion des DCP par toutes les ORGP, y compris la CICTA pour l'océan Atlantique. Néanmoins, divers points d'amélioration subsistent encore, qui pourraient contribuer à une meilleure gestion des impacts des DCP. Ces points se déclinent suivant deux axes principaux : (i) les recommandations de gestion pour une utilisation plus durable des DCP, et (ii) les priorités de recherche à considérer pour le renforcement des connaissances scientifiques se rapportant aux DCP et à leurs effets, spécialement en ce qui concerne les aspects socio-économiques et environnementaux des États côtiers africains de l'Atlantique Est.

2.1. Recommandations de gestion pour une utilisation durable des DCP

Au regard des dispositions réglementaires en vigueur dans l'Atlantique, quatre types principaux d'insuffisances dont la résolution participerait à une gestion plus efficace des DCP, méritent d'être soulignées. Elles concernent le partage et la disponibilité des informations sur les DCP, le renforcement des mesures de contrôle de l'utilisation des DCP, la mise en place d'un système rigoureux de marquage et d'identification des DCP, des programmes de retrait et d'élimination des DCP susceptibles de réduire les impacts environnementaux résultant de leurs échouages et leur contribution aux déchets marins. La présente section dresse une série d'options qui pourraient être envisagées afin de remédier à ces limites.

2.1.1. Améliorer la fourniture et la disponibilité des données relatives aux DCP

Une variété d'information destinée à quantifier l'étendue d'utilisation des DCP est actuellement requise par la CICTA, aux différentes CPC possédant des navires dont les activités sont associées à des DCP. Malgré l'avancée considérable que représente la mise en place de ce système de suivi des activités sur DCP, des efforts supplémentaires pourraient encore être envisagés au niveau de la qualité et du type de données exigées. Les obligations de déclaration à l'ORGP se rapportent pour le moment à un niveau d'agrégation spatio-temporel (1°×1° et mois), qui reste encore loin d'offrir à la recherche scientifique tout le potentiel des données brutes de haute résolution, réellement collectées par les navires et les entreprises de pêche. En effet, les bouées équipant la quasi-totalité des DCP déployés recueillent et transmettent aux navires en temps réel et en continu (en moyenne 2 à plusieurs fois par jour selon les marques et les modèles), les positions des DCP, mais également des données

acoustiques sur les biomasses qui leurs sont associées. De nombreux travaux, reposant généralement sur un accès partiel à ces données brutes (données des flottes françaises ou espagnoles obtenues dans le cadre d'accords spécifiques établis entre des organismes de recherche et des entreprises de pêche), ont démontré leur capacité à fournir la base scientifique solide qui fait actuellement défaut pour répondre aux multiples questions scientifiques liées aux DCP, et pour soutenir les recommandations scientifiques formulées par les ORGP (limitation sur les nombre de DCP, zones et périodes appropriées de fermeture de pêche, etc.). Leur intérêt a ainsi été souligné au niveau d'un grand nombre de champs d'application tels que :

- l'élaboration d'indices d'abondances complémentaires à la capture par unité d'effort afin d'améliorer les estimations des stocks de thons tropicaux (Santiago *et al.*, 2020; Baidai *et al.*, 2021) ;
- l'amélioration des connaissances sur l'écologie des thons et autres espèces associées (Sempo *et al.*, 2013; Lopez *et al.*, 2017a, 2017b; Baidai *et al.*, 2019, 2020b, 2020a; Orue *et al.*, 2019, 2020a, 2020b) ;
- la quantification des impacts des échouages de DCP et l'identification de stratégies de mitigation à partir de l'analyse de leurs trajectoires (Maufroy *et al.*, 2015; Escalle *et al.*, 2019; Imzilen *et al.*, 2019, 2020).

La fourniture de ces données pourrait revêtir la forme d'engagements volontaires (par exemple, par la promotion de partenariats entre les scientifiques et l'industrie de la pêche au thon), ou d'arrangements réglementaires formulés par la CICTA ou directement intégrés dans les accords de pêche conclus par les États côtiers. En effet, à côté des nombres de navires ou des captures dont la déclaration est généralement prévue dans ces accords, les DCP représentent également une composante à part entière de la puissance de pêche qui peut fortement moduler les possibilités de pêche dans les eaux territoriales d'un État côtier donné. Il semble ainsi opportun que les gestionnaires de pêches des États côtiers bénéficient des données fines sur l'étendue d'utilisation de ces dispositifs dans les eaux relevant de leur juridiction, qui pourraient être exploitées dans le cadre du renforcement de leurs politiques de gestion locale. Afin d'éviter de compromettre la nature stratégique de ces informations pour les navires de pêche, il sera important d'envisager toutefois des stratégies d'anonymisation (pour les navires ou les flottilles de pêche), ou de disponibilité différée dans la provision de ces données. Il apparaitra aussi nécessaire pour les destinataires (ORGP, Instituts de recherche

ou Ministère des pêches), de disposer d'outils techniques adéquats au vu des volumes substantiels que représentent ces données.

2.1.2. Renforcer les mesures de contrôle d'utilisation des DCP

Le dispositif réglementaire prévu par la CICTA pour contrôler l'étendue d'utilisation des DCP s'appuie principalement sur la limitation par navire du nombre de DCP équipés de bouées opérationnelles (i.e. bouées instrumentées transmettant en temps réel des informations de localisation et toute autre information disponible aux navires propriétaires). Dans l'Atlantique les navires ne disposent ainsi, en tout temps, que de 300 DCP « actifs ». Malheureusement, cette mesure n'a pas réellement d'influence directe sur l'effort de déploiement des DCP. En effet, ces dispositions ne fournissent pas de règles claires pour la désactivation ou l'activation des bouées. Ainsi, les propriétaires restent libres de désactiver la bouée d'un DCP et de déployer un nouveau DCP actif à l'eau, tant qu'ils restent sous la limite des 300 bouées opérationnelles. Le nombre réel de DCP déployés par navire pourrait donc être bien supérieur à cette limite. Dans l'océan Indien, la limitation du nombre de DCP actifs par navire est appuyée par une autre portant sur le nombre de bouées pouvant être acquise annuellement et stockée à tout moment par les navires. Cette option offre une solution plus cohérente pour une réduction efficace du nombre de DCP dans l'eau. Il est également possible de renforcer le système actuel de contrôle en limitant la désactivation des bouées à des situations précisément définies (ex. DCP échoué ou coulé, perte de connexion avec la bouée, bouée ramenée au port après un transfert, etc.), et en n'autorisant leur activation qu'à bord des navires.

L'alternative la plus naturelle consisterait toutefois à limiter directement le nombre de déploiement de DCP autorisé par navire. Cette alternative représente celle qui aurait le plus d'effet sur l'atténuation des conséquences des DCP tant sur l'écosystème (modification des habitats, réduction des échouages), que sur la durabilité des stocks d'espèces cibles et accessoires. Toutefois, elle apparait en retour comme celle présentant le moins de souplesse par rapport aux opérations et aux stratégies de pêche thonière. La difficulté particulière de sa mise en place réside aussi dans le fait qu'il n'existe actuellement aucun résultat scientifique permettant de fixer des niveaux adéquats pour ces limites, tenant compte des différentes considérations écologiques, halieutiques, économiques et sociales. Des efforts de recherche

croissants sont faits dans ce sens, notamment avec le projet MANFAD[18] (MANaging FADs), financé par « France Filière Pêche » et qui réunit différents instituts de recherche scientifique, des ONG et d'autres acteurs de la pêche industrielle thonière tropicale afin de développer un outil d'aide à la gestion des DCP, incluant notamment la détermination du nombre approprié par navire.

2.1.3. Adopter un système adéquat de marquage et d'identification des DCP

De nombreuses imprécisions entourent encore certains aspects opérationnels liés a à la propriété des DCP. Actuellement dans l'Atlantique, l'identification d'un DCP repose essentiellement sur le code d'identification de la bouée-satellite qui l'équipe. Cependant, les fréquents changements de bouées sur les DCP rencontrés de façon opportuniste par les navires compliquent largement les questions de propriété et de responsabilité des DCP. Il apparaît donc nécessaire d'adopter, conformément aux directives de la FAO sur le marquage des engins de pêche (FAO, 2019), et à l'instar des initiatives en cours dans les océans du Pacifique (portées par la CITT ou les parties membres de l'accord de Nauru), des systèmes de marquage et des mesures appropriées pour permettre l'identification et la traçabilité de tous les nouveaux DCP déployés.

Par ailleurs, la régulation actuelle par la CICTA de l'étendue d'utilisation des DCP repose principalement sur un plafonnement du nombre de DCP équipés de « bouées opérationnelles » par navire, à savoir les bouées déployées sur un DCP, collectant et transmettant des informations aux navires propriétaires. Elle ne porte donc pas directement sur le nombre total de DCP déployés, et ne pourrait avoir qu'une incidence limitée sur celui-ci, dans la mesure où les désactivations et les transferts de bouées représentent des opérations très courantes de la gestion opérationnelle des DCP par les navires. De fait, une marge d'incertitude existe encore sur les densités réelles de DCP dérivant dans les eaux de l'Atlantique, même si elles peuvent être plus ou moins approximées à partir des données sur les DCP actifs. L'adoption d'un système cohérent de marquage et d'identification individuelle des DCP pourrait permettre de renforcer l'efficacité des mesures actuelles, et contribuer parallèlement à la satisfaction d'autres objectifs de gestion, notamment ceux liés aux questions de responsabilité en cas d'échouage ou d'abandon de DCP.

2.1.4. Définir des stratégies de récupération et de fin de vie des DCP

[18] https://umr-marbec.fr/les-projets/manfad/

Dans leur conception actuelle (avec des matériaux non biodégradables), la quasi-totalité des DCP déployés finissent en débris marins persistants à l'origine d'une pollution, particulièrement préoccupante dans les cas des écosystèmes et habitats fragiles. Malheureusement, il n'existe actuellement aucune obligation formelle pour les navires quant à la récupération des DCP à la fin de leur vie productive, et encore moins de dispositions concernant la prise en charge des coûts environnementaux résultant de leurs échouages. La mise au point de stratégies de récupération et d'élimination des DCP, en particulier ceux conçus à partir de matériaux maillants, constitue un élément primordial à considérer pour une gestion plus efficace de ces dispositifs. Ces stratégies pourraient faire appel à des partenariats avec les autorités ou les communautés côtières, et à des systèmes capables d'intercepter les DCP avant leur échouage. Dans l'océan Indien, le projet FAD-Watch fournit par exemple des lignes directrices pour la mise en œuvre de telles approches (Zudaire *et al.*, 2018; Herrera *et al.*, 2019). Reposant sur un système d'alerte en cas d'échouage probable de DCP, ce projet est une initiative collaborative réunissant autorités publiques, secteurs privés et ONG, afin de prévenir et atténuer l'échouage des DCP dans les îles des Seychelles. L'introduction d'approches similaires, notamment pour les zones côtières les plus fragiles des États côtiers africains, peut se révéler une option de gestion très intéressante, surtout si elle intègre des mécanismes compensatoires pour la remédiation des dommages environnementaux liés aux DCP (ex. financement des activités de récupération et de fin de vie des DCP). En effet, l'implication concrète des entreprises de pêche dans la récupération de leurs DCP, par le biais du paiement des coûts d'assainissement de l'environnement, permettrait d'assurer une plus grande efficacité des processus de récupération et d'élimination des DCP, tout en contribuant indirectement à réduire de manière effective les déploiements de DCP. La mise en œuvre de tels dispositifs ne peut toutefois, se réaliser sans des mécanismes de propriétés clairement définis pour des DCP. L'adoption de systèmes de marquages individuels des DCP s'avèrera donc indispensable afin d'identifier les propriétaires des DCP et d'orienter plus efficacement la responsabilité environnementale conformément au principe du pollueur-payeur.

2.1.5. Déployer des efforts supplémentaires pour la réduction des prises accessoires

Des avancées majeures dans le cadre de la mitigation des effets de la pêche sous DCP sur espèces non-cibles méritent d'être à soulignées, particulièrement au niveau des requins et des tortues, avec l'adoption par les flottilles de pratiques appropriées de manipulation et de remise à l'eau des animaux accidentellement capturés, et surtout la transition vers les DCP non-maillants. En revanche, les poissons osseux provenant des prises accessoires réalisées sous

DCP ne représentent actuellement qu'une préoccupation mineure en termes de gestion pour la commission thonière de l'Atlantique. Pour de nombreuses espèces de cette catégorie, il existe pourtant un marché local au sein duquel elles participent à assurer la sécurité alimentaire des communautés des États côtiers africains. Exiger la conservation à bord et le débarquement des poissons osseux non ciblés pourrait répondre à un double objectif de gestion. Cette mesure permettrait non seulement d'éviter le gaspillage de ressources halieutiques qui revêtent une certaine valeur sur les marchés locaux, mais également contraindre indirectement les pêcheurs à la réduction de leurs prises accessoires, notamment par l'adoption de nouvelles stratégies de pêche. Dagorn *et al.*, (2012) ont par exemple, montré que les ratios entre les prises accessoires et les prises cibles étaient considérablement plus élevés dans les petites agrégations de poissons associés aux DCP (inférieures à 10 tonnes). En évitant les opérations de pêche sur ces tailles agrégées, les pêcheurs pourraient ainsi améliorer considérablement leur efficacité, en augmentant leur capture moyenne par calée tout en réduisant au minimum le volume de prises accessoires par rapport à celles des thonidés cibles.

2.1.6. Établir des mécanismes de contrôle du respect des dispositions relatives à la conception des DCP

La mise en œuvre de programmes visant à vérifier la conformité des navires vis-à-vis des exigences réglementaires relatives à la conception et à l'utilisation de DCP non maillants (et/ou biodégradables) représente une autre option de gestion pertinente pour les États côtiers. Ces programmes pourraient s'articuler principalement autour du contrôle des DCP construits à terre, par des organismes indépendants. Ils pourraient aussi intégrer des opérations régulières en mer, visant à évaluer in-situ que les DCP utilisés ne présentent réellement aucun risque de mortalité cryptique pour les requins et autres espèces sensibles. Elles pourraient prendre la forme de campagnes bisannuelles ou trisannuelles, s'appuyant sur le protocole utilisé par Filmalter *et al.*, (2013) : plongées et observation sous-marine de DCP rencontrés aléatoirement et marquages électroniques des requins.

2.2. Priorités de recherches

Malgré l'importance notoire des DCP dans le fonctionnement des pêcheries industrielles de thon tropical à la senne et à la canne, la compréhension actuelle de leur rôle et de l'ensemble de leurs incidences reste relativement fragmentaire. En dépit d'un grand nombre de travaux scientifiques, de nombreuses questions demeurent encore sans réponse, freinant la mise en œuvre dans les pêcheries de thon tropical, d'une gestion des DCP reposant entièrement sur des

fondements scientifiques. De vastes incertitudes persistent encore sur des problématiques telles que les conséquences des fortes densités de ces outils de pêche sur l'écologie et le comportement des espèces pélagiques ; tandis que certains aspects plus spécifiques comme les effets de l'utilisation des DCP dérivants sur les pêcheries artisanales locales n'ont fait l'objet d'aucune étude à ce jour. Il est toutefois indéniable qu'une utilisation raisonnée et durable des DCP, notamment au regard des enjeux socio-économiques et environnementaux des États côtiers abritant des pêcheries de thon tropical, passe par un nécessaire renforcement des connaissances scientifiques sur ces outils de pêche et leurs impacts associés. Dans cette section, les priorités de recherche qu'il serait approprié de considérer dans le cadre de la problématique spécifique des DCP au regard des faciès environnementaux et socio-économiques des États côtiers de l'Atlantique-Est sont présentées.

2.2.1. Améliorer les connaissances sur le comportement associatif des espèces pélagiques autour des DCP

Plusieurs travaux scientifiques ont été consacrés à l'étude du comportement des thons tropicaux autour des objets flottants. Même si le déterminisme écologique de ce comportement demeure encore mal expliqué, ces recherches ont apporté de nouvelles connaissances sur le fonctionnement du système thons – objets flottants. Malheureusement, l'absence de conclusions consensuelles sur les effets du nombre de DCP sur l'écologie des thons et des autres espèces associées a conduit la CICTA et les autres ORGP à ne pas considérer ces impacts potentiels dans leurs mesures de gestion. Il est donc nécessaire de caractériser plus précisément la modification d'habitat induite par l'introduction des DCP (Dupaix *et al.*, 2021), et d'améliorer la compréhension des effets de ces densités croissantes de DCP sur l'écologie des thons (listao, albacore, patudo) et des autres espèces associées, afin de pouvoir scientifiquement déterminer si certains seuils critiques de densités d'objets flottants ne doivent pas être dépassés.

Si les thons représentent sans aucun doute les espèces dont le comportement associatif aux objets flottants a été le plus étudié, les poissons osseux pélagiques qui s'associent aux DCP ont bénéficié d'une attention beaucoup plus limitée de la part des chercheurs. Certaines de ces espèces possèdent pourtant des caractéristiques biologiques (*i.e.* croissance très rapide, durée de vie courte, reproduction précoce – Uchida, 1981; Palko *et al.*, 1982) les désignant comme des candidats pertinents pour une exploitation durable par les pêcheries de petite échelle. Dans les scénarios les plus pessimistes, leur comportement associatif aux DCP pourrait se traduire par des externalités négatives affectant directement ou indirectement leur accès et

leur disponibilité pour les pêcheries artisanales. Cependant, la quasi absence de données scientifiques sur l'écologie et le comportement de ces espèces, conjointe à l'insuffisance des systèmes de suivi de leurs captures dans les pêcheries artisanales, limitent considérablement la conduite d'un examen approprié des impacts des DCP sur ces ressources pélagiques. Compte tenu de de leurs potentialités halieutiques pour les communautés locales, il est nécessaire de recommander aux États côtiers de placer cet axe de recherche au rang des priorités de leurs politiques de gestion de la pêche.

2.2.2. Approfondir l'évaluation des impacts de l'utilisation des DCP sur les pêcheries artisanales

Cette thématique connexe à celle évoquée dans le paragraphe précédent a été abordée dans le cadre de ce projet par le biais d'une étude pilote qui a révélé un très faible niveau d'interaction entre les pêcheries hauturières artisanales de la Côte d'ivoire et les DCP déployés par les flottilles industrielles. Ce constat s'explique vraisemblablement par les faibles densités de DCP dans les zones de pêche fréquentées par ces pêcheurs artisanaux, liées à des déploiements de DCP peu nombreux dans la ZEE ivoirienne (Figure 11). La situation pourrait néanmoins présenter un visage bien différent dans d'autres zones de la côte Atlantique africaine où les DCP sont utilisés de manière beaucoup plus intensive, et y constituent le moyen privilégié de captures de thons par les senneurs (*ex.* Angola, Mauritanie, Gabon). Il conviendrait d'étendre la portée de cette étude pilote à une plus large échelle spatiale (couvrant un nombre plus important d'États côtiers), afin d'examiner de manière plus exhaustive la nature des interactions entre ces dispositifs et les pêcheries artisanales de l'Atlantique-Est.

Par ailleurs, une évaluation précise de l'impact des DCP sur la disponibilité des ressources halieutiques, notamment les thons mineurs et autres poissons osseux ciblés par les pêcheurs artisanaux, nécessite ici encore une meilleure compréhension de l'écologie de ces espèces, tout particulièrement en ce qui concerne les questions relatives à l'éventualité d'un « piège écologique » et à l'influence potentielle de ces outils de pêche sur les mouvements et les schémas migratoires des populations de ces espèces. Les nouveaux éléments fournis par ces axes de recherche seront essentiels pour renforcer les capacités adaptatives des pêcheurs locaux face aux impacts éventuels des DCP, et pour améliorer plus globalement les politiques de gestion de la pêche artisanale.

2.2.3. Evaluer exhaustivement des impacts socio-économiques de scénarios de réduction de l'utilisation des DCP dans les ZEE des États côtiers

L’approche bibliographique conduite dans le cadre de cette étude a exclusivement exploré les répercussions d’une réduction drastique de l'utilisation des DCP sur les équilibres macro-économiques des États côtiers, à travers notamment leurs recettes d'exportation, les injections de fonds dans les budgets publics liés aux accords de pêche, et l’emploi dans le secteur de la pêche thonière industrielle. Le manque de données précises dans l’Atlantique sur la relation entre le type d’effort (bancs libres ou DCP), la composition spécifique des prises et la rentabilité des senneurs, a considérablement limité la conduite de cet examen préliminaire. Une analyse plus exhaustive est ici recommandée, afin de mieux appréhender les coûts socio-économiques réels d'un changement de paradigme des États côtiers vis-à-vis du recours aux DCP dérivants dans les eaux sous leur juridiction par les flottilles de senneurs et de canneurs. Cette étude pourrait prendre la forme d’un arbitrage par calcul du coût de renoncement découlant de ce changement (*ex.* Pascoe, 1997; Ovando et al., 2021). Une des complexités de cet exercice résidera cependant dans l'identification et la prise en compte de l'ensemble des externalités entre les différents sources de gains et de pertes dans le modèle économique, plus particulièrement les interactions entre les volumes d'exportation dans les États côtiers et le maintien des accords de pêche mises en évidence par Hammarlund et Andersson, (2019).

3. Conclusion générale

Désormais éléments indispensables des stratégies de pêche thonière industrielle, les Dispositifs de Concentration de Poissons (DCP) ont largement contribué à améliorer la viabilité économique des flottes de senneurs et de canneurs dans les trois océans tropicaux. Leur nature agrégative, associée à la capacité de suivre leur localisation et les biomasses associées, a permis d’accroitre les taux de captures et de garantir une relative facilité opérationnelle aux senneurs. Généralisée dans l’Atlantique à partir des années 1990, la pêche sous DCP a acquis une ampleur considérable au cours des décennies suivantes. Elle représente actuellement le principal mode de captures des thonidés tropicaux des senneurs, y compris dans les eaux des États côtiers de l’Atlantique-Est. L’utilisation massive des DCP suscite cependant des préoccupations alarmistes tant en raison de leurs impacts sur la déplétion des ressources thonières et des autres espèces associées, que pour les conséquences écologiques qui leurs sont associées. Portés par les interventions réglementaires de la CICTA visant à encadrer l'utilisation de ces outils de pêche et à atténuer leurs effets sur l'écosystème, mais aussi par les initiatives volontaires des organisations de producteurs de thon, des progrès significatifs ont été accomplis ces dernières années, vers une utilisation plus durable des DCP.

Néanmoins, des efforts supplémentaires pour améliorer leur gestion demeurent encore nécessaires. Ainsi, parallèlement au besoin de renforcer la collecte de données plus précises sur les DCP, le déploiement d'efforts de recherche vers des problématiques plus spécifiques aux États côtiers apparait comme l'un des axes d'amélioration les plus pertinents à considérer. En effet, les aspects relevant de l'impact des DCP sur les pêcheries artisanales ou sur les enjeux socio-économiques des communautés locales dans les États côtiers de la façade Atlantique africaine, ne suscitent encore qu'un intérêt très mineur voire quasi-inexistant. Dans l'océan Pacifique occidental et central, les nations insulaires membres de l'accord de Nauru (PNA) ont montré qu'une gestion collaborative sous régionale pouvait, à certains égards, précéder celle d'une ORGP, tout en poursuivant des objectifs de gestion plus en adéquation avec les intérêts propres à ces États (voir encadré). La transposition d'un tel modèle de gestion au cas des Etats côtiers africains riverains de l'Atlantique pourrait ouvrir la voie au développement d'une politique commune de gestion des DCP mieux adaptée aux différentes spécificités socio-économiques et environnementales de ces pays.

En raison de leur très grande efficacité halieutique, la pêche thonière industrielle est devenue entièrement dépendante des DCP. Une interdiction totale de ces outils de pêche aurait des conséquences majeures sur la viabilité de ces pêcheries, avec des conséquences sur les Etats côtiers africains riverains de l'Atlantique. En revanche, il est urgent d'améliorer la gestion des DCP (en particulier avec des limites plus restrictives sur les nombre de DCP déployés et de bouées actives, accompagnées de mesures de contrôle de respect des réglementations), tout en améliorant en parallèle les connaissances scientifiques sur les effets de ces variables de contrôle sur les captures et les écosystèmes. Il convient surtout d'étudier de manière plus approfondie les effets de l'usage des DCP par la flotte industrielle sur les écosystèmes des Etats côtiers africains, mais également sur la sécurité alimentaire et les emplois liés à cet usage. La difficulté vient d'effets potentiellement antagonistes et il convient donc de mener des études interdisciplinaires intégrées. Il appartient ainsi à chaque acteur de définir à son échelle, les modalités de gestion les plus aptes à concilier les différents intérêts impliqués et une exploitation de ces dispositifs préservant la viabilité des écosystèmes pélagiques et la durabilité des opérations de pêche thonière.

Encadré 5 : L'accord de Nauru

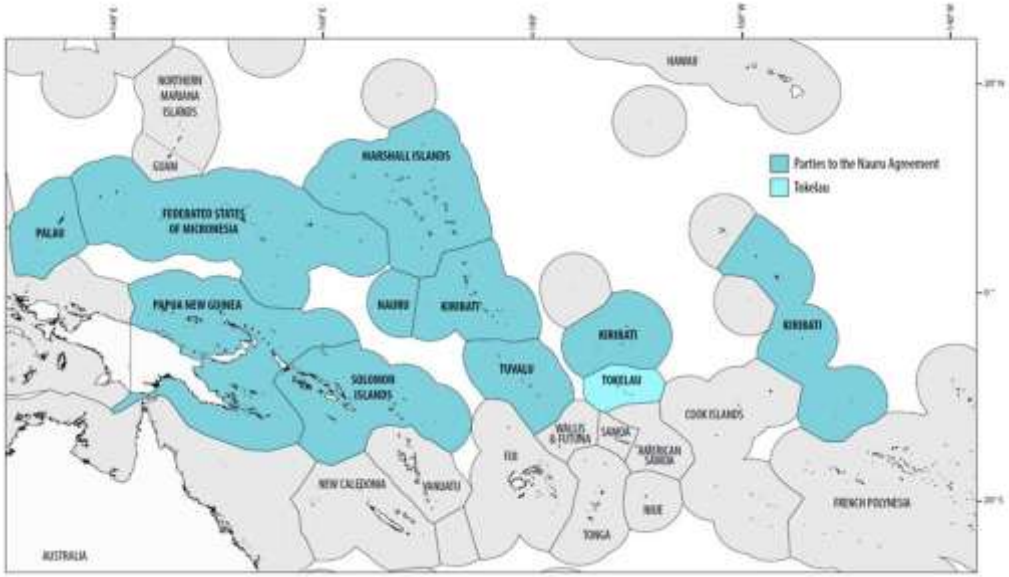

FIGURE E.5 : Carte de la région des îles du pacifique, montrant les zones exclusives économiques des huit pays parties à l'accord de Nauru et de Tokelau (Source : Harley et al., 2014)

En vigueur depuis 1982, l'accord de Nauru fédère huit petits États insulaires dans cet océan (à savoir la Micronésie, Kiribati, les îles Marshall, Nauru, Palau, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les îles Salomon et Tuvalu), qui utilisent leurs ZEE combinées (à l'origine d'environ 60% de l'approvisionnement en thon du Pacifique Occidental et Central – Drakou et al., 2018), comme un seul grand espace océanique au sein duquel est pratiquée une gouvernance collaborative pour la gestion du thon reconnue comme réussie et durable. Depuis 2011, la pêcherie des PNA est en effet, certifiée durable selon les normes du Marine Stewardship Council. Tandis qu'en 2016, l'accord de Nauru a remporté le « Seafood Champion Award for Vision »au « SeaWeb Seafood Summit » à Malte.

Les parties à l'accord de Nauru (PAN) ont adopté un outil de régulation de l'effort de pêche, fondé sur un système définissant un nombre limité de jours par an pendant lesquels un navire de pêche peut être autorisé à pêcher dans les ZEE combinées des parties de l'accord : le « *Vessel Day Scheme* » (VDS). L'objectif du VDS est de limiter et de réduire les captures des espèces de thons visées et d'augmenter le taux de rendement des activités de pêche grâce aux droits d'accès payés par les flottilles étrangères. Conformément à ce système, les entreprises de pêches souhaitant accéder aux thonidés de ces zones de pêche peuvent acheter ou échanger des jours de pêche en mer, et doivent se conformer à toutes les mesures de conservation et d'exploitation imposées dans des lieux soumis à l'accord par les PNA. Il convient notamment de souligner ici, les initiatives des PNA en faveur du contrôle de l'utilisation de DCP dans leurs ZEE (reprises pour par la Commission des pêches du Pacifique Occidental et Central), que l'on estime avoir contribué à une réduction significative de la mortalité du thon obèse (Ducharme-Barth et al., 2020). Ces initiatives comprennent des fermetures spatio-temporelles de la pêche aux DCP, ainsi que des programmes individuels de marquage et de suivi des DCP dérivants, reposant sur la fourniture aux PNA, des données des bouées-satellites déployées sur les DCP par les entreprises de pêche. L'accord de Nauru peut être considéré comme un exemple probant de coopération sous régionale, susceptible de représenter une source pertinente d'inspiration en matière d'approches alternatives pour la conservation des océans et des ressources hauturières.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Agnew, D., Walmsley, S. F., Leotte, F., Barnes, C., White, C., Good, S., Deme, M., *et al.* 2010. Estimation of the cost of illegal fishing in West Africa: Final report. 99pp pp.

Albaret, J.-J. 1977. La Reproduction De L'Albacore (Thunnus albacares) dans Le Golfe De Guinée. O.R.S.T.O..M. série Oceanography, 15: 389-419. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/cahiers/oceanographie/19756.pdf.

Amandé, M. J., Amalatchy, J. N. C., N'Goran, D. K., Chris, M. N. C., Kouadio, F. K., Kouadio, C., Nadège, A., *et al.* 2017. Utilization and trade of "faux poisson" landed in Abidjan, 73: 749-754.

Amandè, M. J., Ariz, J., Chassot, E., de Molina, A. D., Gaertner, D., Murua, H., Pianet, R., *et al.* 2010. Bycatch of the European purse seine tuna fishery in the Atlantic Ocean for the 2003–2007 period. Aquatic Living Resources, 23: 353-362. http://www.alr-journal.org/10.1051/alr/2011003 (Consulté le 5 mars 2018).

Amandè, M. J., Chassot, E., Chavance, P., Murua, H., de Molina, A. D., et Bez, N. 2012. Precision in bycatch estimates: the case of tuna purse-seine fisheries in the Indian Ocean. ICES Journal of Marine Science, 69: 1501-1510. https://academic.oup.com/icesjms/article/69/8/1501/702198.

Anonyme. 2019. Rapport SCRS 2019: 20 pp. ICCAT. https://www.iccat.int/Documents/SCRS/ExecSum/SKJ_FRA.pdf.

Anonyme. 2021. Rapport de la première réunion intersessions de la sous-commission 1. 72 p. pp. https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2021/REPORTS/2021_PA1_fra.pdf.

Ariz, J., Delgado, A., Fonteneau, A., Gonzales Costas, F., et Pallarés, P. 1999. Logs and tunas in the eastern tropical Atlantic: A review of present knowledge and uncertainties. *In* Proceedings of the international workshop on fishing for tunas associated with floating objects, La Jolla, CA, pp. 21-65. Éd. par K. M. (Eds. . Scott, M.D., Bayliff, W.H., Lennert-Cody, C.E., Schaefer.

Asiedu, B. 2018. The performance of tuna processing fishery sector to sustainable fish trade and food security in Ghana. Journal of Energy and Natural Resource Management, 2: 8-14. http://uenr.edu.gh/journal/index.php/JENRM/article/view/39.

Atindana, S. A., Ofori-Danson, P. K., et Brucet, S. 2019. Modelling the effects of climate change on shellfish production in marine artisanal fisheries of Ghana. AAS Open Research, 2: 16. https://aasopenresearch.org/articles/2-16/v1.

Baidai, Y., Dagorn, L., Amande, M. J., Gaertner, D., et Capello, M. 2019. Mapping tuna occurrence under Drifting Fish Aggregating Devices from fisher's echosounder buoys in Indian Ocean. IOTC-2019-WPTT21-56_Rev1, IOTC-2019-WPTT21-56_Rev1. 8 pp.

Baidai, Y., Dagorn, L., Amande, M. J., Gaertner, D., et Capello, M. 2020a. Mapping tuna occurrence under Drifting Fish Aggregating Devices from fisher's echosounder buoys in Atlantic Ocean. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT, 76: 777-784. Sonostia-San Sebastian.

Baidai, Y., Dagorn, L., Amandè, M. J., Gaertner, D., et Capello, M. 2020b. Tuna aggregation dynamics at Drifting Fish Aggregating Devices: a view through the eyes of commercial echosounder buoys. ICES Journal of Marine Science, 77: 2960-2970. http://fdslive.oup.com/www.oup.com/pdf/production_in_progress.pdf.

Baidai, Y., Laurent, D., Gaertner, D., Deneubourg, J. L., Duparc, A., Floch, L., et Capello, M. 2021. Associative Behavior-Based abundance Index (ABBI) for yellowfin tuna (Thunnus albacares) in the Western Indian Ocean. 23th Working Party on Tropical Tuna, IOTC-2021-WPTT23(DP)-15_Rev1. 29 pp.

Balderson, S. D., et Martin, L. E. C. 2015. Environmental impacts and causation of ' beached ' Drifting Fish Aggregating Devices around Seychelles Islands: A preliminary report on data collected by Island Conservation Society. Olhão, Portugal. 1-15 pp. http://www.iotc.org/documents/environmental-impacts-and-causation-'beached'-drifting-fish-aggregating-devices-around.

Bannerman, P. 2007. Observer Programme of Activities for Tuna Sampling in Ghana. Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 60: 155-164.

Bannerman, P. O., et Bard, F. X. 2001. Recent changes in exploitation patterns of tunas in the Ghanaian fishery and their effects on commercial catch at size . Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 52: 466-479.

Bard, F.-X., Stretta, J.-M., et Slepoukha, M. 1985. Les épaves artificielles comme auxiliaires de la pêche thonière en océan Atlantique : quel avenir ? Pêche Maritime, 1291: 655-659. http://www.documentation.ird.fr/fdi/notice.php?ninv=fdi:010022579.

Baske, A., Gibbon, J., Benn, J., et Nickson, A. 2012. Estimating the use of drifting Fish Aggregation Devices (FADs) around the globe. Pew Discussion Paper: 8. discussion paper, 8p, Washington, D.C. www.PewEnvironment.org/FAD.

Baum, J. K., et Worm, B. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. Journal of Animal Ecology, 78: 699-714.

Belhabib, D., Sumaila, U. R., Lam, V. W. Y., Zeller, D., Le Billon, P., Abou Kane, E., et Pauly, D. 2015. Euros vs. Yuan: Comparing European and Chinese Fishing Access in West Africa. PLOS ONE, 10: e0118351. https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0118351.

Bell, J. D., Kronen, M., Vunisea, A., Nash, W. J., Keeble, G., Demmke, A., Pontifex, S., *et al.* 2009. Planning the use of fish for food security in the Pacific. Marine Policy, 33: 64-76. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0308597X08000778.

Bell, J. D., Allain, V., Allison, E. H., Andréfouët, S., Andrew, N. L., Batty, M. J., Blanc, M., *et al.* 2015. Diversifying the use of tuna to improve food security and public health in Pacific Island countries and territories. Marine Policy, 51: 584-591. Elsevier. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2014.10.005.

Beverly, S., Griffiths, D., et Lee, R. 2012. Anchored fish aggregating devices for artisanal fisheries in South and Southeast Asia: benefits and risks. RAP Publication, Bangkok, Thailand. 65p pp.

Biais, G., et Taquet, M. 1990. Technologie des dispositifs de concentration de poissons et techniques de pêche aux gros pélagiques. Compte rendu d'essais effectués pendant l'été austral 1989-90. Paris (France). 49 pp. http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/3895/.

Bourjea, J., Clermont, S., Delgado, A., Murua, H., Ruiz, J., Ciccione, S., et Chavance, P. 2014. Marine turtle interaction with purse-seine fishery in the Atlantic and Indian oceans: Lessons for management. Biological Conservation, 178: 74-87. Elsevier Ltd. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.020.

Bryan-Brown, D. N., Connolly, R. M., Richards, D. R., Adame, F., Friess, D. A., et Brown, C. J. 2020. Global trends in mangrove forest fragmentation. Scientific Reports, 10: 7117. Springer US. https://doi.org/10.1038/s41598-020-63880-1.

Buckley, R. M., Itano, D. G., et Buckley, T. W. 1989. Fish Aggregation Device (FAD) enhancement of offshore fisheries in American Samoa. Bulletin of Marine Science, 44: 942-949.

Caillart, B., Million, J., Fonteneau, A., et Sculley, M. 2014. Etude De Faisabilite Du Programme De Marquage De Thons Tropicaux De L'Océan Atlantique. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT, 71. https://www.iccat.int/Documents/CVSP/CV071_2015/n_1/CV071010597b.pdf.

Camhi, M. D., Valenti, S. V., Fordham, S. V., Fowler, S. L., et Gibson, C. 2009. The Conservation Status of Pelagic Sharks and Rays: Report of the IUCN Shark Specialist Pelagic Shark Red List workshop. IUCN Species Survival Commission's Shark Specialist Group, Newbury, UK. x+78p pp. http://stage.pewenvironment.com/uploadedFiles/PEG/Newsroom/Press_Release/The_Conservation_Status_of_Pelagic_Sharks_and_Rays_Hand_out_Report_of_the_IUCN_Shark_Specialist_Group_Pelagic_Shark_Red_List_Workshop.pdf.

Carugati, L., Gatto, B., Rastelli, E., Lo Martire, M., Coral, C., Greco, S., et Danovaro, R. 2018. Impact of mangrove forests degradation on biodiversity and ecosystem functioning. Scientific Reports, 8: 13298. www.nature.com/scientificreports.

Casazza, T. L., et Ross, S. W. 2008. Fishes associated with pelagic Sargassum and open water lacking Sargassum in the Gulf Stream off North Carolina. Fishery Bulletin, 106: 348-363.

Castro, J. J., Santiago, J. a, et Santana-Ortega, a T. 2002. A general theory on fish aggregation to floating objects: An alternative to the meeting point hypothesis. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 11: 255-277.

Cayré, P., et Farrugio, H. 1986. Biologie de la reproduction du listao (Katsuwonus pelamis) de l'océan Atlantique. *In* Proc. ICCAT conference on the international skipjack year program, Madrid, pp. 252-272.

Cayré, P., Fonteneau, A., et Diouf, T. 1987. Statistiques de la pêcherie thonière FISM durant la période 1969 à 1985. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT, 26: 237-241.

Chassot, E., Ayivi, S., Floch, L., Dewals, P., Damiano, A., Cauquil, P., Dubroca, L., *et al.* 2014. Anaysis of Ghanaian Industrial Tuna Fisheries Data : Towards Tasks I and II for 2006-2012. Collective Volume of Scientific Papers - ICCAT, 70: 2693-2709.

Chassot, E., Antoine, S., Guillotreau, P., Lucas, J., Assan, C., Marguerite, M., et Bodin, N. 2021. Fuel consumption and air emissions in one of the world's largest commercial fisheries. Environmental Pollution, 273: 116454. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749121000324.

Chavance, P., Baptiste, J., Kothias, A., Dewals, P., et Pianet, R. 2011. Statistics on tuna surface fishery's bycatch landed in Abidjan, Côte d'Ivoire, for the 1982-2009 period. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT, 66: 2104-2112.

Chavance, P., Dewals, P., Amande, M. J., Delgado de Molina, A., Cauquil, P., et Irié, D. 2016. Tuna fisheries catch landed in Abidjan (Côte d'Ivoire) and sold on local fish market for the period 1982-2013 (preliminary data). Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 72: 674-680.

Chuenpagdee, R., et Pauly, D. 2008. Small is Beautiful? A Database Approach for Global Assessment of Small-Scale Fisheries: Preliminary Results and Hypotheses. American Fisheries Society Symposium, 49: 575–583. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2427.2008.02115.x.

Chumchuen, W., Matsuoka, T., Anraku, K., et Premkit, W. 2016. Size-selective catch by fishing operation technique in tropical tuna purse seine fishery in the Western Indian Ocean: Feasibility of free school operation for skippers. Fisheries Science, 82: 405-416. Springer Japan.

Churchill, R. 2021. Just a Harmless Fishing Fad—or Does the Use of FADs Contravene International Marine Pollution Law? Ocean Development & International Law, 0: 1-25. Taylor & Francis. https://doi.org/10.1080/00908320.2021.1901342.

CICTA. 2012. Rapport de la réunion intersession du groupe d'espèces sur les thonidés tropicaux. Madrid. 21 pp. https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2012_TROP_REP_FRA.pdf.

CICTA. 2020. Recueil de recommandations de gestion et résolutions annexes adoptées par l'ICCAT pour la conservation des thonidés et espèces voisines de l'Atlantique. Madrid. 472pp pp. https://www.iccat.int/Documents/Recs/COMPENDIUM_ACTIVE_FRA.pdf.

Collette, B., Acero, A., Amorim, A., Boustany, A., Canales Ramirez, C., Cardena, G., Carpenter, K. E., *et al.* 2011. Thunnus Obesus. The IUCN Red List of Threatened Species 2011, e.T21859A9. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T21859A9329255.en.

Consoli, P., Sinopoli, M., Deidun, A., Canese, S., Berti, C., Andaloro, F., et Romeo, T. 2020. The impact of marine litter from fish aggregation devices on vulnerable marine benthic habitats of the central Mediterranean Sea. Marine Pollution Bulletin, 152: 110928. Elsevier. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110928.

Criddle, K. R., Amos, A. F., Donohue, M. J., et Kim, K. 2009. Tackling Marine Debris in the 21st Century. National Academies Press, Washington, D.C. 1-206 pp. http://www.nap.edu/catalog/12486.

Dagorn, L., Filmalter, J. D., Forget, F., Amandè, M. J., Hall, M. A., Williams, P., Murua, H., *et al.* 2012. Targeting bigger schools can reduce ecosystem impacts of fisheries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 69: 1463-1467. http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/f2012-089%5Cnhttp://www.nrcresearchpress.com/doi/pdfplus/10.1139/f2012-089.

Dagorn, L., Holland, K. N., Restrepo, V., et Moreno, G. 2013a. Is it good or bad to fish with FADs? What are the real impacts of the use of drifting FADs on pelagic marine ecosystems? Fish and Fisheries, 14: 391-415.

Dagorn, L., Bez, N., Fauvel, T., et Walker, E. 2013b. How much do fish aggregating devices (FADs) modify the floating object environment in the ocean? Fisheries

Oceanography, 22: 147-153.

Daniels, A., Gutiérrez, M., Fanjul, G., Guereña, A., Matheson, I., et Watkins, K. 2016. Western Africa's missing fish: The impacts of illegal, unreported, and unregulated fishing and under-reporting catches by foreign fleets. Overseas Development Institute (ODI). London. 45 pp pp. www.odi.org/twitter%0Ahttps://www.odi.org/sites/odi.org.uk/files/resource-documents/10665.pdf%0Ahttps://www.odi.org/sites/odi.org.uk/files/resource-documents/10665.pdf.

De San, M. 1982. Fish aggregation devices or Payaos. 14/WP.15. Noumea, New Caledonia. 26pp pp.

Delgado de Molina, A., Fonteneau, A., Pallarés, P., Ariz, J., Moron, J., Gaertner, D., et Santana, C. 1999. Atlantic tropical tuna fisheries: General overview. Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 49: 241-252.

Dempster, T. 2004. Biology of fish associated with moored fish aggregation devices (FADs): Implications for the development of a FAD fishery in New South Wales, Australia. Fisheries Research, 68: 189-201.

Dempster, T., et Taquet, M. 2004. Fish aggregation device (FAD) research: gaps in current knowledge and future directions for ecological studies. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 14: 21-42. http://link.springer.com/10.1007/s11160-004-3151-x.

Desurmont, A., et Chapman, L. 2000. The use of anchored FADs in the area served by the Secretariat of the Pacific community (SPC): Regional synthesis. *In* Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, Caribbean-Martinique, 15-19 Oct 1999., pp. 108-140.

Deudero, S., Merella, P., Massutí, E., et Alemany, F. 1999. Fish communities associated with FADs. Scientia Marina, 63: 199-207.

Diaha, N. C., Amandé, M. J., Konan, K. J., et Bahou, L. 2019. Thonides débarques par pêcheurs artisans dans la zone d'Abidjan (Cote d'Ivoire) Source potentielle d'une amélioration de la sécurite alimentaire. Agronomie Africaine, 8: 43-46.

Dickson, J. O., et Natividad, A. C. 2000. Tuna fishing and a review of payaos in the Philippines. *In* Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, Caribbean-Martinique, 15-19 octobre 1999, pp. 141-158. http://archimer.ifremer.fr/doc/00042/15284/12670.pdf.

Doumbouya, A., Camara, O. T., Mamie, J., Intchama, J. F., Jarra, A., Ceesay, S., Guèye, A., *et al.* 2017. Assessing the Effectiveness of Monitoring Control and Surveillance of Illegal Fishing: The Case of West Africa. Frontiers in Marine Science, 4: 50. www.frontiersin.org.

Drakou, E. G., Virdin, J., et Pendleton, L. 2018. Mapping the global distribution of locally-generated marine ecosystem services: The case of the West and Central Pacific Ocean tuna fisheries. Ecosystem Services, 31: 278-288. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2212041617304874.

Druce, B. E., et Kingsford, M. J. 1995. An experimental investigation on the fishes associated with drifting objects in coastal waters of temperate Australia. Bulletin of Marine Science, 57: 378-392.

Ducharme-Barth, N., Vincent, M., Hampton, J., Hamer, P., Williams, P., et Pilling, G. 2020. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean. WCPFC-SC16-2020/SA-WP-03 [REV3]. 147p pp. https://meetings.wcpfc.int/node/11693.

Duffy, L. M., Kuhnert, P. M., Pethybridge, H. R., Young, J. W., Olson, R. J., Logan, J. M., Goñi, N., *et al.* 2017. Global trophic ecology of yellowfin, bigeye, and albacore tunas: Understanding predation on micronekton communities at ocean-basin scales. Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 140: 55-73.

Dupaix, A., Capello, M., Lett, C., Andrello, M., Viennois, G., Dagorn, L., et Barrier, N. 2021. Surface habitat modification through industrial tuna fishery practices. Oxford University Press.

Dwernychuk, L. W., et Boag, D. A. 1972. Ducks nesting in association with gulls—an ecological trap? Canadian Journal of Zoology, 50: 559-563. http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/z72-076 (Consulté le 9 mars 2018).

Ellis, J. R., Phillips, S. R. M., et Poisson, F. 2017. A review of capture and post-release mortality of elasmobranchs. Journal of Fish Biology, 90: 653-722.

Escalle, L., Scutt Phillips, J., Brownjohn, M., Brouwer, S., Sen Gupta, A., Van Sebille, E., Hampton, J., *et al.* 2019. Environmental

versus operational drivers of drifting FAD beaching in the Western and Central Pacific Ocean. Scientific Reports, 9: 14005. http://www.nature.com/articles/s41598-019-50364-0.

Escalle, L., Hare, S. R., Vidal, T., Brownjohn, M., Hamer, P., et Pilling, G. 2021. Quantifying drifting Fish Aggregating Device use by the world's largest tuna fishery. ICES Journal of Marine Science. Oxford University Press. https://academic.oup.com/icesjms/advance-article/doi/10.1093/icesjms/fsab116/6307380.

Failler, P., El Ayoubi, H., et Konan, A. 2014. Industrie des pêches et de l'aquaculture en Côte d'Ivoire. 100 pp. https://www.comhafat.org/fr/files/publications/doc_publication_036.pdf.

FAO. 1984. Papers presented at the Expert Consultation on the regulation of fishing effort (fishing mortality). FAO Fish.Rep., (289) Suppl.2. Rome, 17–26 January 1983. 214 p. pp. https://www.arlis.org/docs/vol1/10969591/ac749e00_001.html#TOC.

FAO. 2008. Vue Génerale Du Secteur Des Pêches National La République De Côte D'Ivoire. Profils des pêches et de l'aquaculture par pays, FID/CP/CIV. 42p pp.

FAO. 2016. Agreement on Port State Measures to Prevent, Deter and Eliminate Illegal, Unreported and Unregulated Fishing / Accord relatif aux mesures du ressort de l'Etat du port visant à prévenir, contrecarrer et éliminer la pêche illicite, non déclarée et non régle. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. http://www.fao.org/3/i5469t/I5469T.pdf.

FAO. 2019. Voluntary Guidelines on the Marking of Fishing Gear. Directives volontaires sur le marquage des engins de pêche. Directrices voluntarias sobre el marcado de las artes de pesca. Rome, Italy. 88 pp. pp. http://www.fao.org/3/MX136FR/mx136fr.pdf.

FAO. 2020. La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2020. La durabilité en action. FAO, Rome, Italy. http://www.fao.org/documents/card/en/c/ca9229fr.

Fauvel, T., Bez, N., Walker, E., Alicia, D., Murua, H., Chavance, P., et Dagorn, L. 2009. Comparative study of the distribution of natural versus artificial drifting Fish Aggregating Devices (FADs) in the Western Indian Ocean. IOTC-2009-WPTT-19. 1-17 pp.

Filmalter, J. D., Capello, M., Deneubourg, J. L., Cowley, P. D., et Dagorn, L. 2013. Looking behind the curtain: Quantifying massive shark mortality in fish aggregating devices. Frontiers in Ecology and the Environment, 11: 291-296.

Fonteneau, A., et Marcille, J. 1988. Ressources, pêche et biologie des thonidés tropicaux de l'Atlantique Centre-est. Food & Agriculture Org., Rome. 391 pp.

Fonteneau, A., Pallarés, P., et Pianet, R. 2000. A worldwide review of purse seine fisheries on FADs. *In* Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, Caribbean-Martinique, 15-19 Oct 1999, pp. 15-35. Mahé. https://archimer.ifremer.fr/doc/00042/15278/12664.pdf.

Fonteneau, A., et Ariz, J. 2011. Tunas Yield per recruit and MSY of longline fisheries, case of yellowfin stock in the Eastern pacific Ocean. 8p pp.

Fonteneau, A., Chassot, E., et Bodin, N. 2013. Global spatio-temporal patterns in tropical tuna purse seine fisheries on drifting fish aggregating devices (DFADs): Taking a historical perspective to inform current challenges. Aquatic Living Resources, 26: 37-48. EDP Sciences. http://www.alr-journal.org/action/article_S0990744013000466%5Cnhttp://journals.cambridge.org/action/displayAbstract?fromPage=online&aid=8897405&fileId=S0990744013000466%5Cnhttp://journals.cambridge.org/action/displayFulltext?type=1&fid=8897410&jid=ALR&vol.

Fonteneau, A., Chassot, E., et Gaertner, D. 2015. Managing tropical tuna purse seine fisheries through limiting the number of drifting fish aggregating devices in the Atlantic: food for thought. Collect. Vol. Sci. Pap., 71: 460-475.

Fonteneau, A., Gaertner, D., Maufroy, A., et Amandè, M. J. 2016. Effects of the ICCAT FAD Moratorium on the tuna Fisheries and tuna stocks. Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 72: 520-533.

Forget, F. G., Capello, M., Filmalter, J. D., Govinden, R., Soria, M., Cowley, P. D., et Dagorn, L. 2015. Behaviour and vulnerability of target and non-target species at drifting fish aggregating devices (FADs) in the tropical tuna purse seine fishery determined by acoustic telemetry. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 72: 1398-1405.

http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/cjfas-2014-0458.

Fowler, C. W. 1987. Marine Debris and Northern Fur Seals : a Case Study. Marine pollution bulletin, 18: 326-335.

Franco, J., Dagorn, L., Sancristobal, I., et Moreno, G. 2009. Design of Ecological Fads: 22.

Franco, J., Moreno, G., et Sancristobal, I. 2012. Testing New Designs of Drifting Fish Aggregating Devices (DFAD) in the Eastern Atlantic to Reduce Shark and Turtle Mortaility. Collect. Vol. Sci. Pap., 68: 1754-1762.

Franks, J. 2000. A review: pelagic fishes at petroleum platforms in the Northern Gulf of Mexico; diversity, interrelationships, and perspective. Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, Caribbean-Martinique, 15-19 Oct 1999: 502-515. http://archimer.ifremer.fr/doc/00042/15301/.

Frédou, F. L., Kell, L., Frédou, T., Beare, D., Abid, N., et Andrade, H. 2017. Estimating vulnerability of small tunas captured by longline and purse seine of the Atlantic Ocean. SCRS/2017/086. Miami.

Fréon, P., et Dagorn, L. 2000. Review of fish associative behaviour toward a generalisation of the meeting point hypothesis. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 10: 183-207.

Fromentin, J. M., et Fonteneau, A. 2001. Fishing effects and life history traits: a case study comparing tropical versus temperature tunas. Fisheries Research, 53: 133-150.

Gaertner, D., et Pallares, P. 2001. The European Union Research Project « Efficiency of the tuna purse seiners and effective efforts » (ESTHER). FT-6. Noumea, New Caledonia. 550 pp.

Gaertner, D., Ménard, F., Develter, C., Ariz, J., et Delgado de Molina, A. 2002. Bycatch of billfishes by the European tuna purse-seine fishery in the Atlantic Ocean. Fishery Bulletin, 100: 683-689.

Gaertner, D., Ariz, J., Bez, N., Clermidy, S., Moreno, G., Murua, H., Soto, M., *et al.* 2016. Objectives and first results of the CECOFAD project. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 72: 139-405.

Gagern, A., et Van Den Bergh, J. 2012. A critical review of fishing agreements with tropical developing countries. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2012.06.016.

Galea, J. A. 1961. The" kannizzati" fishery. *In* General Fisheries Council for the Mediterranean, Rome., pp. 85-91.

Galery, M. 2020. Le faux-poisson d'Abidjan, quelle(s) stratégie(s) d'appropriation pour les acteurs de la filière ? Unviersité Aix-Marseille. 117pp pp.

Gershman, D., Nickson, A., et O'Toole, M. 2015. Estimating The Use of FADS Around the World. 20 pp. http://www.pewtrusts.org/~/media/assets/2015/11/global_fad_report.pdf?la=en.

Gilman, E., Passfield, K., et Nakamura, K. 2014. Performance of regional fisheries management organizations: Ecosystem-based governance of bycatch and discards. Fish and Fisheries, 15: 327-351.

Gilman, E. L. 2011. Bycatch governance and best practice mitigation technology in global tuna fisheries. Marine Policy, 35: 590-609. Elsevier. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2011.01.021.

Girard, C., Benhamou, S., et Dagorn, L. 2004. FAD: Fish Aggregating Device or Fish Attracting Device? A new analysis of yellowfin tuna movements around floating objects. Animal Behaviour, 67: 319-326.

Giri, C., Zhu, Z., Tieszen, L. L., Singh, A., Gillette, S., et Kelmelis, J. A. 2008. Mangrove forest distributions and dynamics (1975–2005) of the tsunami-affected region of Asia. Journal of Biogeography, 35: 519-528. http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2699.2007.01806.x.

Gomez, G., Farquhar, S., Bell, H., Laschever, E., et Hall, S. 2020. The IUU Nature of FADs: Implications for Tuna Management and Markets. Coastal Management: 1-25. https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/08920753.2020.1845585.

Gondra, J. R., Lopez, J., Abascal, F. J., Alayon, P. J. P., Bach, P., Cauquil, P., Murua, H., *et al.* 2017. Bycatch of the european purse-seine tuna fishery in the atlantic ocean for the period 2010-2016. Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 74: 2038-2048.

Goñi, R. 1998. Ecosystem effects of marine fisheries. Ocean and Coastal Management, 40: 37-64. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0964569198000374.

Goujon, M., Claude, A., Le Couls, S., et Mangalo,

C. 2015. Premier bilan du plan de gestion des DCP mis en place par la France en Océan Atlantique. 573-591 pp.

Goujon, M., Maufroy, A., Relot-Stirnemann, A., Moëc, E., Bach, P., Cauquil, P., et Sabarros, P. 2017. Collecting data on board French and Italian tropical tuna purse seiners with common observers: results of ORTHONGEL'S voluntary observer program OCUP (2013-2017) in the Indian ocean. IOTC-2017-WPDCS13-22_Rev1. 22 pp. https://www.iotc.org/sites/default/files/documents/2017/11/IOTC-2017-WPDCS13-22_Rev1_-_OBS_PS_FRA.pdf.

Goujon, M., Maufroy, A., Relot-Stirnemann, A., Moëc, E., Amand, Cauquil, P., Sabarros, P., *et al.* 2018. Collecting data on board french tropical tuna purse seiners with common observers: results of ORTHONGEL's voluntary observer program OCUP in the Atlantic Ocean (2013-2017). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 74: 3784-3805.

Govinden, R., Jauhary, R., Filmalter, J., Forget, F., Soria, M., Adam, S., et Dagorn, L. 2013. Movement behaviour of skipjack (Katsuwonus pelamis) and yellowfin (Thunnus albacares) tuna at anchored fish aggregating devices (FADs) in the Maldives, investigated by acoustic telemetry. Aquatic Living Resources, 26: 69-77. http://www.alr-journal.org/10.1051/alr/2012022.

Govinden, R., Capello, M., Forget, F., Filmalter, J. D., et Dagorn, L. 2021. Behavior of skipjack (Katsuwonus pelamis), yellowfin (Thunnus albacares), and bigeye (T. obsesus) tunas associated with drifting fish aggregating devices (dFADs) in the Indian Ocean, assessed through acoustic telemetry. Fisheries Oceanography: fog.12536. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/fog.12536.

Grande, M., Capello, M., Baidai, Y., Uranga, J., Boyra, G., Quincoces, I., Orue, B., *et al.* 2020. From fishermen to scientific tools: Progress on the recovery and standardized processing of instrumented buoys data. Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 76: 881-891.

Greenblatt, P. R. 1979. Associations of tuna with flotsam in the Eastern tropical Pacific. Fishery Bulletin, 77: 147-155. https://swfsc.noaa.gov/publications/cr/1979/7912.pdf.

Guillotreau, P., Proutière-Maulion, G., et Vallée, T. 2011a. Que faut-il attendre des nouveaux accords de pêche UE-ACP ? Revue Tiers Monde, 206: 177. http://www.cairn.info/revue-tiers-monde-2011-2-page-177.htm.

Guillotreau, P., Salladarré, F., Dewals, P., et Dagorn, L. 2011b. Fishing tuna around Fish Aggregating Devices (FADs) vs free swimming schools: Skipper decision and other determining factors. Fisheries Research, 109: 234-242.

Hall, M., et Roman, M. 2013. Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world.

Hall, M. A. 1992. The association of tunas with floating objects and dolphins in the Eastern Pacific Ocean. *In* International Workshop on the Ecology and Fisheries for Tunas Associated with Floating Objects, p. 23pp. Éd. par Inter-American Tropical Tuna Commission. La Jolla, California.

Hallier, J.-P., et Parajua, J., I. 1992. Review of tuna fisheries on floating objects in the Indian Ocean. *In* International Workshop on Fishing for tunas associated with floating objects, p. 25. La Jolla, California. http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_6/b_fdi_37-38/42871.pdf.

Hallier, J. P., et Gaertner, D. 2008. Drifting fish aggregation devices could act as an ecological trap for tropical tuna species. Marine Ecology Progress Series, 353: 255-264.

Hammarlund, C., et Andersson, A. 2019. What's in it for Africa? European Union fishing access agreements and fishery exports from developing countries. World Development, 113: 172-185. https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2018.09.010.

Hanich, Q., Davis, R., Holmes, G., Amidjogbe, E.-R., et Campbell, B. 2019. Drifting Fish Aggregating Devices (FADs). Deploying, Soaking and Setting – When Is a FAD 'Fishing'? The International Journal of Marine and Coastal Law, 34: 731-754. https://brill.com/view/journals/estu/34/4/article-p731_8.xml.

Hazin, F. H. V., Hazin, H. G., Zagaglia, C. R., Travassos, P., et Junior, M. F. G. 2001. Analyses des captures de la pêche à la senne réalisées par le « B.P. Xixili » dans l'océan Atlantique équatorial. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT, 52: 488-498.

Helguile, S. 2016. Contribution de l'accord de partenariat de pêche à l'industrie. EL

JADIDA (Maroc). 16p. pp.

Herrera, M., Adam, P., Beetle, N., Santiago, J., Murua, H., Murray, M., Moniz, I., *et al.* 2019. FAD-Watch : turning the tide on FAD-beaching. J-T-RFMO FAD WG_Herrera_S:11 FAD-Watch: 3p pp.

Hoffmayer, E. R., James S. Franks, Comyns, B. H., Hendon, J. R., et Waller, R. S. 2005. Larval and juvenile fishes associated with pelagic sargassum in the Northcentral of Mexico. 56th Gulf and Caribbean Fisheries Institute: 259-269.

Holland, K. N., Jaffe, A., et Cortez, W. 2000. The Fish Aggregating Device (FAD) system of Hawaii. *In* Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, pp. 55-62.

Honig, M. B., Petersen, S. L., et Duarte, A. 2008. Turtle By-Catch in Longline Fisheries Operating Within the Benguela Current Large Marine Ecosystem. Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 62: 1757-1769. http://www.iccat.int/documents/cvsp/cv062_2008/no_6/CV062061757.pdf.

Horemans, B., Gallène, J., et Njock, J. C. 1994. Revue sectorielle de la pêche artisanale à São Tomé et Principe. DIPA/WP/55. 31p pp.

Horemans, B. 1997. L'état de la pêche artisanale en Afrique de l'Ouest en 1997. DIPA/WP/122. Cotonou. 51 pp.

Hutchinson, M., Itano, D., Muir, J., et Holland, K. 2015. Post-release survival of juvenile silky sharks captured in a tropical tuna purse seine fishery. Marine Ecology Progress Series, 521: 143-154. http://www.int-res.com/abstracts/meps/v521/p143-154/.

ICCAT. 2020. Compendium management recommendations and resolutions adopted by ICCAT for the conservation of Atlantic tunas and tuna-like species. 1-447 pp. https://www.iccat.int/en/RecRes.asp.

Imzilen, T., Chassot, E., Barde, J., Demarcq, H., Maufroy, A., Roa-Pascuali, L., Ternon, J.-F., *et al.* 2019. Fish aggregating devices drift like oceanographic drifters in the near-surface currents of the Atlantic and Indian Oceans. Progress in Oceanography, 171: 108-127. Elsevier. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.11.007.

Imzilen, T., Lett, C., Chassot, E., et Kaplan, D. M. 2020. Spatial management can significantly reduce dFAD beachings in Indian and Atlantic Ocean tropical tuna purse seine fisheries. Biological Conservation, 254: 108939. Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108939.

ISSF. 2021. Status of the World Fisheries for Tuna. Mar. 2021. Washington, D.C., USA. 1-120 pp.

Itano, D. 2003. Documentation and classification of fishing gear and technology on board tuna purse seine vessels. *In* 16th Sixteenth Meeting of the Standing Committee on Tuna and Billfish (SCTB16), held in Mooloolaba, Queensland, Australia, pp. 9-16.

Itano, D., Fukofuka, S., et Brogan, D. 2004. The development, design and recent status of anchored and drifting FADs in the WCPO. 17th Meeting of the Standing Committee on Tuna and Billfish: 1-25. http://www.spc.int/DigitalLibrary/Doc/FAME/Meetings/SCTB/17/INF_FTWG_3.pdf.

Jaquemet, S., Potier, M., et Ménard, F. 2011. Do drifting and anchored Fish Aggregating Devices (FADs) similarly influence tuna feeding habits? A case study from the western Indian Ocean. Fisheries Research, 107: 283-290. Elsevier B.V. http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2010.11.011.

Kaczynski, V. M., et Fluharty, D. L. 2002. European policies in West Africa: who benefits from fisheries agreements? Marine Policy, 26: 75-93. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0308597X01000392.

Kakuma, S. 2001. Synthesis on moored FADs in the North West Pacific region. Actes de Colloques IFREMER: 63-77. http://archimer.ifremer.fr/doc/00042/15281/.

Kihara, Y. 1982. Fishery based on the payao method in the Philippines. Suisan Sekai, 30: 78–84. Southwest Fisheries Center, Honolulu Laboratory.

Kilongo, K., Jonico, V., et Nsilulu, H. 2013. The tuna fishery along the Angolan coast. Collective Volume of Scientific Papers - ICCAT, 69: 2033-2036.

Kingsford, M. J. 1992. Spatial and temporal variation in predation on reef fishes by coral trout. Coral Reefs: 193-198.

Koffi, A. L. J. 2021. Consommation du «garba» en cote d'ivoire : entre risques sanitaires et construction de lien social. European Scientific Journal ESJ, 17: 230-246.

Koffi, F. K., Monin, A. J., N'Cho, C. M., N'Cho, J. A., Djetouan, K. J., Kouakou, N. D., et

Amoikon, K. E. 2019. Étude préliminaire du profil sociodémographique des consommateurs d'aliments de rue en Côte d'Ivoire : cas du garba. Medecine et sante tropicales, 29.

Koffie-Bikpo, C. Y. 2010. La pêche maritime en Côte-d'Ivoire face à la piraterie halieutique. Cahiers d'Outre-Mer, 63: 321-346. http://journals.openedition.org/com/6032.

Kojima, S. 1956. Fishing for dolphins in the western part of the Japan Sea-II. Why do the fish take shelter under floating materials? Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish., 21: 1049-1052. https://ci.nii.ac.jp/naid/10024652336/en/.

Konan, N., Rene, D. G., et Herve, A. 2007. Le débarquement des « faux thons » ou « faux poissons » au port de pêche d 'Abidjan : phénomène en résurgence dans les données ICCAT en Côte d Ivoire. Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 60: 180-184.

Lancker, K., Deppenmeier, A.-L., Demissie, T., et Schmidt, J. O. 2019. Climate change adaptation and the role of fuel subsidies: An empirical bio-economic modeling study for an artisanal open-access fishery. PLOS ONE, 14: e0220433. https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0220433.

Le Gall, J. 2000. Contribution des DCP fixes et dérivants à l'accroissement de la puissance de pêche des thoniers. *In* Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons. Caribbean-Martinique. http://archimer.ifremer.fr/doc/00042/15297/%0Ahttp://archimer.ifremer.fr/doc/00042/15297/12656.pdf.

Le Manach, F., Andriamahefazafy, M., Harper, S., Harris, A., Hosch, G., Lange, G.-M., Zeller, D., *et al.* 2013. Who gets what? Developing a more equitable framework for EU fishing agreements. Marine Policy, 38: 257-266. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2012.06.001.

Lennert-Cody, C. E., et Hall, M. A. 2000. The development of the purse seine fishery on drifting Fish Aggregating devices in the Eastern Pacific Ocean: 1992-1998. *In* Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, Caribbean-Martinique, 15-19 octobre 1999, pp. 78-107. EDITIONS IFREMER. https://archimer.ifremer.fr/doc/00042/15282/.

Lennert-Cody, C. E., Roberts, J. J., et Stephenson, R. J. 2008. Effects of gear characteristics on the presence of bigeye tuna (Thunnus obesus) in the catches of the purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean. ICES Journal of Marine Science, 65: 970-978. https://academic.oup.com/icesjms/article/65/6/970/603434.

Lopez, J., Moreno, G., Sancristobal, I., et Murua, J. 2014. Evolution and current state of the technology of echo-sounder buoys used by Spanish tropical tuna purse seiners in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. Fisheries Research, 155: 127-137. http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2014.02.033.

Lopez, J., Moreno, G., Ibaibarriaga, L., et Dagorn, L. 2017a. Diel behaviour of tuna and non-tuna species at drifting fish aggregating devices (DFADs) in the Western Indian Ocean, determined by fishers' echo-sounder buoys. Marine Biology, 164: 44. http://link.springer.com/10.1007/s00227-017-3075-3 (Consulté le 5 mars 2018).

Lopez, J., Moreno, G., Lennert-Cody, C., Maunder, M., Sancristobal, I., Caballero, A., et Dagorn, L. 2017b. Environmental preferences of tuna and non-tuna species associated with drifting fish aggregating devices (DFADs) in the Atlantic Ocean, ascertained through fishers' echo-sounder buoys. Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 140: 127-138. Elsevier Ltd. http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0967064517300401 (Consulté le 5 mars 2018).

Lopez, J., Ferarios, J. M., Santiago, J., Ubis, M., Moreno, G., et Murua, H. 2019. Evaluating potential biodegradable twines for use in the tropical tuna FAD fishery. Fisheries Research, 219: 105321. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.105321 (Consulté le 3 juin 2021).

Mabe, F. N., et Asase, A. 2020. Climate change adaptation strategies and fish catchability: The case of inland artisanal fishers along the Volta Basin in Ghana. Fisheries Research, 230: 105675. Elsevier. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105675.

Macfadyen, G., Huntington, T., et Cappell, R. 2010. Engins de pêche abandonnés , perdus ou rejetés. Rome, FAO. 137 p pp.

Macusi, E. D., Abreo, N. A. S., et Babaran, R. P. 2017. Local Ecological Knowledge (LEK) on Fish Behavior Around Anchored FADs: the Case of Tuna Purse Seine and Ringnet Fishers from Southern Philippines. Frontiers in Marine Science, 4: 1-13. http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2017.00188/full.

Majkowski, J. 2007. Global fishery resources of tuna and tuna-like species. Food & Agriculture Org. 66 pp. http://www.fao.org/documents/card/en/c/669e6659-7aab-5bb8-bc55-40f1983edfa1/.

Mannocci, L., Forget, F., Tolotti, M. T., Bach, P., Bez, N., Demarcq, H., Kaplan, D., *et al.* 2020. Predicting bycatch hotspots in tropical tuna purse seine fisheries at the basin scale. Global Ecology and Conservation, 24: e01393. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2351989420309343.

Marchal, É. 1963. Exposé synoptique des données biologiques sur la thonine Euthynus alletteratus (Rafinesque) 1810 (Atlantique orientale et Meditérranée). Raf. 1810. 648–62 pp. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0165783621001818.

Marsac, F., Fonteneau, A., et Ménard, F. 2000. Drifting FADs used in tuna fisheries: an ecological trap? Proceedings of the 1st Symposium on Tuna fisheries and FADs, Martinique, October 1999: 537-552.

Marsac, F., et Michaud, A. 2017. Chapitre 4. Les débuts de la pêche à la senne dans l'océan Indien (1979-1983). *In* L'or bleu des Seychelles : Histoire de la pêche industrielle au thon dans l'océan Indien, pp. 77-127. Éd. par IRD Éditions. IRD Éditions. http://books.openedition.org/irdeditions/9700.

Matsumoto, T., et Miyabe, N. 2002. Preliminary report on the maturity and spawning of bigeye tuna Thunnus obesus in the central Atlantic Ocean. Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 54: 246-260. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/cahiers/oceanographie/19756.pdf.

Matsuoka, T., Nakashima, T., et Nagasawa, N. 2005. A review of ghost fishing: Scientific approaches to evaluation and solutions. Fisheries Science, 71: 691-702.

Maufroy, A., Chassot, E., Joo, R., et Kaplan, D. M. 2015. Large-scale examination of spatio-temporal patterns of drifting Fish Aggregating Devices (dFADs) from tropical tuna fisheries of the Indian and Atlantic Oceans. PLoS ONE, 10: 1-21.

Maufroy, A., Kaplan, D. M., Bez, N., De Molina, A. D., Murua, H., Floch, L., et Chassot, E. 2017. Massive increase in the use of drifting Fish Aggregating Devices (dFADs) by tropical tuna purse seine fisheries in the Atlantic and Indian oceans. ICES Journal of Marine Science, 74: 215-225.

Maunder, M. N., et Harley, S. J. 2006. Evaluating tuna management in the eastern Pacific Ocean. Bulletin of Marine Science, 78: 593-606.

McKinney, R., Gibbon, J., Wozniak, E., et Galland, G. 2020. Netting Billions 2020: A Global Tuna Valuation. The Pew Charitable Trusts: 31.

Ménard, F., Fonteneau, A., Gaertner, D., Nordstrom, V., Stéquert, B., et Marchal, É. 2000. Exploitation of small tunas by a purse-seine fishery with fish aggregating devices and their feeding ecology in an eastern tropical Atlantic ecosystem. ICES Journal of Marine Science, 57: 525-530. https://academic.oup.com/icesjms/article-lookup/doi/10.1006/jmsc.2000.0717.

Mfodwo, K. 2008. Négocier des Accords de Pêche Equitables. Un manuel de renforcement des capacités et de référence pour les états côtiers en développement. Dakar,. 332pp pp. https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2008-064-Fr.pdf.

Miyake, P. M. 2005. A brief history of the tuna fisheries of the world. *In* FAO Fisheries Proceedings (FAO), pp. 23-50. Éd. par S. M. of the T. A. C. of the F. P. M. of T. F. C. C. and S. And. FAO, Madrid, Spain.

Molina, A. D. De, Ariz, J., Santana, J. C., et Rodriguez, S. 2014. EU/Spain Fish Aggregating Device management plan. Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 70: 2606-2615.

Molina, A. D. De, Ariz, J., Murua, H., Santana, J. C., Ramos, L., et Delgado de Molina, A;Ariz, J;Murua, H;Santana, J. C. 2015. Spanish Fish Aggregating Device Management Plan. Preliminary data. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT, 71: 515-524.

Moniz, I., et Herrera, M. 2019. Using FADs to develop better abundance indices for tropical tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 75: 2196-2201.

Morales-Nin, B., Cannizzaro, L., Massuti, E., Potoschi, A., et Andaloro, F. 2000. An overview of the FADs fishery in the Mediterranean Sea. *In* Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, Caribbean-Martinique, 15-19 octobre 1999., pp. 184-207. https://archimer.ifremer.fr/doc/00042/15286/.

Moreno, Murua, G., et Restrepo, J. 2016. The use of echo-sounder buoys in purse seine fleets fishing with DFADs in the eastern Pacific Ocean. IATTC-7th Meeting of the Scientific Advisory Committee. 1-15 pp. https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2016/SAC-07/PDFs/OTH-INF/_English/SAC-07 INF-C(c)_The-use-of-echo-sounder-buoys-in-purse-seine-fleets-fishing-with-DFADs-in-the-EPO.pdf.

Moreno, G., Dagorn, L., Sancho, G., García, D., et Itano, D. 2007a. Using local ecological knowledge (LEK) to provide insight on the tuna purse seine fleets of the Indian Ocean useful for management. Aquatic Living Resources, 20: 367-376. http://www.alr-journal.org/10.1051/alr:2008014.

Moreno, G., Dagorn, L., Sancho, G., et Itano, D. 2007b. Fish behaviour from fishers' knowledge: the case study of tropical tuna around drifting fish aggregating devices (DFADs). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 64: 1517-1528. http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/f07-113.

Moreno, G., Murua, J., Kebe, P., Scott, J., et Restrepo, V. 2018. Design workshop on the use of biodegradable fish aggregating devices in Ghanaian purse seine and pole and line tuna fleets. Washington, D.C., USA. 31p pp. https://www.researchgate.net/publication/327070896.

Moreno, G., Boyra, G., Sancristobal, I., Itano, D., et Restrepo, V. 2019. Towards acoustic discrimination of tropical tuna associated with Fish Aggregating Devices. PLOS ONE, 14: e0216353. http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0216353.

Moreno, G., Salvador, J., Murua, H., Uranga, J., Zudaire, I., Murua, J., Grande, M., *et al.* 2021. The Jelly-Fad : A Paradigm Shift In Bio-FAD Design. SCRS/P/2021/014, SCRS/P/2021/014. 20p pp.

Moron, J., Areso, J. J., et Pallares, P. 2001. Statistics and technical information about the Spanish purse seine fleet in the Pacific. The 14 th Meeting of the Standing Committee on Tuna and Billfish, Noumea, New Caledonia, [FT-11]. Noumea, New Caledonia. pp. 9-16 pp.

Murua, J., Itano, D., Hall, M., Dagorn, L., Moreno, G., et Restrepo, V. 2016. Advances in the use of entanglement-reducing drifting fish aggregating devices (dFADs) in tuna purse seine fisheries. Washington, D.C., USA. 19 pp. pp.

Murua, J., Moreno, G., et Restrepo, V. 2017. Progress on the Adoption of Non-Entangling Drifting Fish Aggregating Devices in Tuna Purse Seine Fleets. Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 73: 958-973.

Murua, J., Moreno, G., Itano, D., Hall, M., Dagorn, L., et Restrepo, V. 2019. ISSF skippers' workshops Round 8. Washington, D.C., USA. 1-25 pp. https://www.bmis-bycatch.org/system/files/zotero_attachments/library_1/W8NXFD6M - Murua - J. Murua%2C G. Moreno%2C D. Itano%2C M. Hall%2C L. Dagorn .pdf.

N'Guessan, C. D., N'Da, K., et Kouassi, K. D. 2009. Etude comparée de la pêche des thonidés mineurs par les chaluts doubles et les pirogues dans la zone économique exclusive (ZEE) ivoirienne. Tropicultura, 27: 152-158.

Nakamae, A. 1991. Artificial reef projects in Japan. Rapa Report 1991/11, 244-250. Colombo, Sri Lanka.

Ndjambou, L. E., Lembe Bekale, A. J., et Nyinguema Ndong, L. C. 2020. La pêche thonière au Gabon : entre exploitation et nécessité d'industrialisation locale. BSGLg, 75: 69-82.

Nelson, P. A. 2003. Marine fish assemblages associated with fish aggregating devices (FADs): Effects of fish removal, FAD size, fouling communities, and prior recruits. Fishery Bulletin, 101: 835-850. http://fishbull.noaa.gov/1014/12nelson.pdf.

Ngom, F., et Fonteneau, A. 2016. Historical review: 50 years of tropical tuna fishing by Senegalese fisheries. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 72: 725-746.

Ngom, S. F. 2011. Donnees du faux poisson de dakar. Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 66: 496-503.

OMI. 2006. Directives pour la mise en oeuvre de l'Annexe V de MARPOL. Organisation maritime internationale. 64pp pp. https://books.google.ci/books?id=2XuufV8H_NcC.

Orue, B., Lopez, J., Moreno, G., Santiago, J., Soto, M., et Murua, H. 2019. Aggregation process of drifting fish aggregating devices (DFADs) in the Western Indian Ocean: Who arrives first, tuna or non-tuna species? PLOS ONE, 14: e0210435. Public Library of Science. http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.02104

35.

Orue, B., Pennino, M. G., Lopez, J., Moreno, G., Santiago, J., Ramos, L., et Murua, H. 2020a. Seasonal Distribution of Tuna and Non-tuna Species Associated With Drifting Fish Aggregating Devices (DFADs) in the Western Indian Ocean Using Fishery-Independent Data. Frontiers in Marine Science, 7: 1-17.

Orue, B., Lopez, J., Grazia, M., Moreno, G., Santiago, J., et Murua, H. 2020b. Deep-Sea Research Part II Comparing the distribution of tropical tuna associated with drifting fish aggregating devices (DFADs) resulting from catch dependent and independent data. Deep-Sea Research Part II: 104747. Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2020.104747.

Ovando, D., Libecap, G. D., Millage, K. D., et Thomas, L. 2021. Coasean approaches to address overfishing: Bigeye tuna conservation in the western and central pacific ocean. Marine Resource Economics, 36: 91-109.

Palko, B. J., Beardsley, G. L., et Richards, W. J. 1982. Synopsis of the biological data on dolphin-fishes, Coryphaena hippurus Linnaeus and Coryphaena equiselis Linnaeus. NMFS/S 130. 1-34 pp.

Parton, K. J., Galloway, T. S., et Godley, B. J. 2019. Global review of shark and ray entanglement in anthropogenic marine debris. Endangered Species Research, 39: 173-190.

Pascoe, S. 1997. Bycatch management and the economics of discarding. Rome. 137 pp. http://www.fao.org/documents/card/en/c/b4a6551b-8a96-5d70-9c06-f4738b64657f/%5Cnhttp://www.fao.org/3/a-w6929e/index.html.

Pascual-Alayon, P., Floch, L., N'Gom, F., Dewals, P., Amatcha, A. H., et Amandé, M. J. 2019. Statistics of the European and associated purse seine and baitboat fleets, in the Atlantic Ocean. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 75: 1992-2006.

Pélissier, P. 1962. Les pays du Bas-Ouémé (premier article). Cahiers d'outre-mer, 15: 204-254. https://www.persee.fr/doc/caoum_0373-5834_1962_num_15_59_2254.

Pianet, R., Delgado, A., Floch, L., Ariz, J., Damiano, A., Sabate, I., Kouassi, Y., *et al.* 2012. Statistiques de la pêcherie thonière europeenne et assimilée durant la période 1991-2010. Collected Volume of Scientific Papers ICCAT, 68: 886-914.

Poisson, F., Filmalter, J. D., Vernet, A., et Dagorn, L. 2014. Mortality rate of silky sharks (Carcharhinus falciformis) caught in the tropical tuna purse seine fishery in the Indian Ocean. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 71: 795-798.

Preston, G. 1982. The Fijian experience in the utilisation of fish aggregation devices. 14/WP.25. Noumea, New Caledonia. 61pp pp.

Restrepo, V., Dagorn, L., Itano, D., Justel-Rubio, A., Forget, F., et Moreno, G. 2017a. A Summary of Bycatch Issues and ISSF Mitigation Initiatives To Date in Purse Seine Fisheries, with emphasis on FADs. Washington, D.C. 1-40 pp.

Restrepo, V., Dagorn, L., et Justel-Rubio, A. 2017b. Questions and Answers about FADs and Bycatch (Version 2). Washington, D.C., USA. 26pp pp.

Restrepo, V., Koehler, H., Moreno, G., et Murua, H. 2019. Recommended best pratices for FAD managment in tropical tuna purse seine fisheries. Washington, D.C., USA. 1-17 pp.

Restrepo, V. R., Dagorn, L., Forget, F. G., Schaefer, K. M., Sancristobal, I., Muir, J., Itano, D., *et al.* 2018. Compendium of ISSF At-Sea Bycatch Mitigation Research Activities as of September 2018. Washington D.C., USA. 93p pp.

Rey-Valette, H., et Martins, P. 2000. Bilan et perspectives de developpement des DCP au Cap-Vert. *In* Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, Caribbean-Martinique, 15-19 Oct 1999, pp. 663-674. https://archimer.ifremer.fr/doc/00042/15317/.

Rey-Valette, H. 2000. Évaluation pluridisciplinaire de la durabilité des pêcheries artisanales autour des dispositifs de concentration de poissonsMultidisciplinary assessment of the sustainability of small-scale fishery around anchored FADs. Aquatic Living Resources, 13: 241-252. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0990744000010603.

Rey-Valette, H. 2005. Interactions pêche artisanale & pêche industrielle dans l'histoire des pêches en Afrique de l'Ouest. *In* Pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'ouest : un demi siècle de changement, Rapport de. Éd. par P. Chavance, M. Ba, D. Gascuel, J. M. Vakily, et D. Pauly. IRD /UE.

Rey, H. 1993. L'économie des pêches maritimes ivoiriennes. *In* Environnement et ressources

aquatiques de Côte d'Ivoire : 1. Le milieu marin, pp. 551-577. Éd. par L. L. Pierre, M. Emile, et J. . Amon Kothias. ORSTOM, Paris.

Rigby, C. L., Sherman, C. S., Chin, A., et Simpfendorfer, C. 2017. Carcharhinus falciformis. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T39370A117721799. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T39370A117721799.en (Consulté le 2 juin 2021).

Rigby, C. L., Barreto, R., Carlson, J., Fernando, D., Fordham, S., Francis, M. P., Herman, K., *et al.* 2019. Carcharhinus longimanus. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T39374A2911619. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T39374A2911619.en (Consulté le 2 juin 2021).

Robert, M., Dagorn, L., et Deneubourg, J.-L. 2010. Comparing condition indices of skipjack tuna (Katsuwonus pelamis) associated with natural floating objects and those from free-swimming schools in the Mozambique Channel. IOTC-2010-WPTT-24 Comparing. 1-14 pp.

Robert, M., Dagorn, L., Deneubourg, J. L., Itano, D., et Holland, K. 2012. Size-dependent behavior of tuna in an array of fish aggregating devices (FADs). Marine Biology, 159: 907-914.

Robert, M., Dagorn, L., Filmalter, J. D., Deneubourg, J. L., Itano, D., et Holland, K. 2013. Intra-individual behavioral variability displayed by tuna at fish aggregating devices (FADs). Marine Ecology Progress Series, 484: 239-247.

Robinson, D. P., Jaidah, M. Y., Jabado, R. W., Lee-Brooks, K., Nour El-Din, N. M., Malki, A. A. Al, Elmeer, K., *et al.* 2013. Whale Sharks, Rhincodon typus, Aggregate around Offshore Platforms in Qatari Waters of the Arabian Gulf to Feed on Fish Spawn. PLoS ONE, 8.

Rodriguez-Tress, P., Capello, M., Forget, F., Soria, M., Beeharry, S., Dussooa, N., et Dagorn, L. 2017. Associative behavior of yellowfin Thunnus albacares, skipjack Katsuwonus pelamis, and bigeye tuna T. obesus at anchored fish aggregating devices (FADs) off the coast of Mauritius. Marine Ecology Progress Series, 570: 213-222. http://www.int-res.com/abstracts/meps/v570/p213-222/.

Romagny, B., Ménard, F., Dewals, P., Gaertner, D., et N'Goran, N. 2000. Le « faux-poisson » d'Abidjan et la pêche sous DCP dérivants dans l'Atlantique tropical Est : circuit de commercialisation et rôle socio-économique. Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, Caribbean-Martinique, 15-19 Oct 1999: 634–652. Caribbean-Martinique, 15-19 Oct 1999. http://archimer.ifremer.fr/doc/00042/15318/?utm_source=twitterfeed&utm_medium=twitter%0Ahttp://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010036090.

Romanov, E. V. 2002. Bycatch in the tuna purse-seine fisheries of the western Indian Ocean. Fishery Bulletin, 100: 90-105.

Romanov, E. V. 2008. Bycatch and dscards in the Soviet purse seine tuna fisheries on FAD-associated schools in the north equatorial area of the Western Indian Ocean. Western Indian Ocean Journal of Marine Science, 7: 163-174. e:%5CDownloads%5CWIOMSA%5CWIOJMS%5CRomanov, 2008.pdf.

Santiago, J., Uranga, J., Quincoces, I., Orue, B., Merino, G., Murua, H., et Boyra, G. 2020. A novel index of abundance of juvenile yellowfin tuna in the Atlantic Ocean derived from echosounder buoys. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 76: 321-343.

Schaefer, K. M., et Fuller, D. W. 2010. Vertical movements, behavior, and habitat of bigeye tuna (Thunnus obesus) in the equatorial eastern Pacific Ocean, ascertained from archival tag data. Marine Biology, 157: 2625-2642.

Schlaepfer, M. A., Runge, M. C., et Sherman, P. W. 2002. Ecological and evolutionary traps. Trends in Ecology and Evolution, 17: 474-480. http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169534702025806 (Consulté le 9 mars 2018).

Scott, G. P., et Lopez, J. 2014. The use of FADs in tuna fisheries. 71 pp. http://www.europarl.europa.eu/studies%0ADISCLAIMER.

Sempo, G., Dagorn, L., Robert, M., et Deneubourg, J. L. 2013. Impact of increasing deployment of artificial floating objects on the spatial distribution of social fish species. Journal of Applied Ecology, 50: 1081-1092.

Shep, H., Fofana, B., Tanoh, T. F., Kouassi, K., et Djou, K. J. 2016. Rapport National de l'enquête cadre pêche artisanale maritime en Côte d'Ivoire. http://atlas.statpeche-uemoa.org/atlas_ecpma/DOCS/civ.pdf.

Sinopoli, M., Cillari, T., Andaloro, F., Berti, C., Consoli, P., Galgani, F., et Romeo, T. 2020. Are FADs a significant source of marine litter? Assessment of released debris and mitigation strategy in the Mediterranean sea. Journal of Environmental Management, 253: 109749. Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109749.

Stelfox, M., Hudgins, J., et Sweet, M. 2016. A review of ghost gear entanglement amongst marine mammals, reptiles and elasmobranchs. Marine Pollution Bulletin, 111: 6-17. Elsevier B.V. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.034.

Sun, C.-H., Maunder, M. N., Pan, M., Aires-da-Silva, A., Bayliff, W. H., et Compeán, G. A. 2019. Increasing the economic value of the eastern Pacific Ocean tropical tuna fishery: Tradeoffs between longline and purse-seine fishing. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 169-170: 104621. Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2019.07.009.

Sund, P. N., Blackburn, M., et Williams, F. 1981. Tunas and their environment in the Pacific Ocean: A review. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 19: 443-512.

Suuronen, P., Chopin, F., Glass, C., Løkkeborg, S., Matsushita, Y., Queirolo, D., et Rihan, D. 2012. Low impact and fuel efficient fishing—Looking beyond the horizon. Fisheries Research, 119-120: 135-146. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0165783611003870.

Taquet, M. 1999. Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons. *In* Actes de colloques 28 Caraïbe-Martinique, p. 684.

Taquet, M. 2004. Le comportement agrégatif de la dorade coryphène (Coryphaena hippurus) autour des objets flottants. Thèse de Doctorat de l'Université de Paris 6, Océanologie biologique, 168p. 168 pp.

Taquet, M., Dagorn, L., Gaertner, J.-C., Girard, C., Aumerruddy, R., Sancho, G., et Itano, D. 2007. Behavior of dolphinfish (Coryphaena hippurus) around drifting FADs as observed from automated acoustic receivers. Aquatic Living Resources, 20: 323-330. http://www.alr-journal.org/10.1051/alr:2008008.

Tolotti, M. T., Forget, F., Capello, M., Filmalter, J. D., Hutchinson, M., Itano, D., Holland, K., *et al.* 2020. Association dynamics of tuna and purse seine bycatch species with drifting fish aggregating devices (FADs) in the tropical eastern Atlantic Ocean. Fisheries Research, 226: 105521. Elsevier. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105521.

Torres-Irineo, E., Gaertner, D., Chassot, E., et Dreyfus-León, M. 2014a. Changes in fishing power and fishing strategies driven by new technologies: The case of tropical tuna purse seiners in the eastern Atlantic Ocean. Fisheries Research, 155: 10-19. Elsevier B.V. http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2014.02.017.

Torres-Irineo, E., Amandè, M. J., Gaertner, D., de Molina, A. D., Murua, H., Chavance, P., Ariz, J., *et al.* 2014b. Bycatch species composition over time by tuna purse-seine fishery in the eastern tropical Atlantic Ocean. Biodiversity and Conservation, 23: 1157-1173.

Uchida, R. N. 1981. Synopsis of biological data on frigate tuna, Auxis thazard, and bullet tuna, A. rochei. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service. 63 pp.

Wain, G., Guéry, L., Kaplan, D. M., et Gaertner, D. 2020. Quantifying the increase in fishing efficiency due to the use of drifting FADs equipped with echosounders in tropical tuna purse seine fisheries. ICES Journal of Marine Science. https://academic.oup.com/icesjms/advance-article/doi/10.1093/icesjms/fsaa216/6032769.

Wang, Y., Zhou, C., Xu, L., Wan, R., Shi, J., Wang, X., Tang, H., *et al.* 2020. Degradability evaluation for natural material fibre used on fish aggregation devices (FADs) in tuna purse seine fishery. Aquaculture and Fisheries. Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.aaf.2020.06.014.

Wells, R. J. D., et Rooker, J. R. 2004. Spatial and temporal patterns of habitat use by fishes associated with Sargassum mats in the northwestern Gulf of Mexico. Bulletin of Marine Science, 74: 81-99.

Wolff, F. C., Squires, D., et Guillotreau, P. 2013. The firm's management in production: Management, firm, and time effects in an indian ocean tuna fishery. American Journal of Agricultural Economics, 95: 547-567.

Yacouba, S., Tape, J., et Kothias, A. 2010. Étude sur le milieu marin et les ressources naturelles. Abidjan, Côte d'Ivoire. 67p pp.

Young, J. W., Lansdell, M. J., Campbell, R. A.,

Cooper, S. P., Juanes, F., et Guest, M. A. 2010. Feeding ecology and niche segregation in oceanic top predators off eastern Australia. Marine Biology, 157: 2347-2368. http://link.springer.com/10.1007/s00227-010-1500-y.

Zudaire, I., Santiago, J., Grande, M., Murua, H., Adam, P., Noguès, P., Collier, T., *et al.* 2018. FAD Watch: a collaborative initiative to minimize the impact of FADs in coastal ecosystems. IOTC-2018-WPEB14-12. 21 pp.

ANNEXES

ANNEXES | TABLEAU 1 : MOYENNES ANNUELLES SUR 2018-2019 ET POURCENTAGE DE DCP DEPLOYES PAR ZONE EXCLUSIVE ECONOMIQUE (ZEE) ET PAR PAVILLONS DANS L'OCEAN ATLANTIQUE.

ZEE	Pavillons							
	Belize	**Curaçao**	**Espagne**	**France**	**Guatemala**	**Panama**	**El Salvador**	**Cap Vert**
Eaux internationales	3259 (71,8%)	1005 (45,22%)	5437 (70,59%)	1411 (60,98%)	1377 (51,81%)	1165 (50,94%)	422 (45,67%)	63 (57,27%)
Gabon	433 (9,54%)	336 (15,1%)	2 (0,03%)	0 (0%)	45 (1,69%)	16 (0,7%)	62 (6,66%)	19 (17,27%)
Mauritanie	253 (5,57%)	128 (5,74%)	463 (6%)	162 (7%)	346 (13,02%)	346 (15,13%)	12 (1,24%)	0 (0%)
Sénégal	118 (2,6%)	27 (1,19%)	636 (8,26%)	30 (1,27%)	134 (5,04%)	134 (5,86%)	3 (0,27%)	0 (0%)
Sao Tome et Principe	112 (2,47%)	85 (3,83%)	19 (0,24%)	0 (0%)	98 (3,69%)	100 (4,37%)	26 (2,76%)	0 (0%)
Ghana	103 (2,27%)	0 (0%)	1 (0,01%)	121 (5,23%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	1 (0,91%)
Guinée Equatoriale	97 (2,14%)	235 (10,58%)	95 (1,23%)	1 (0,04%)	187 (7,04%)	183 (8%)	65 (6,98%)	0 (0%)
Sahara occidental	33 (0,73%)	0 (0%)	37 (0,47%)	0 (0%)	7 (0,26%)	7 (0,31%)	1 (0,05%)	0 (0%)
Guinée Bissau	27 (0,59%)	2 (0,07%)	63 (0,81%)	10 (0,41%)	46 (1,73%)	46 (2,01%)	6 (0,65%)	0 (0%)
Côte d'Ivoire	23 (0,51%)	6 (0,27%)	1 (0,01%)	107 (4,6%)	15 (0,56%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
Angola	23 (0,51%)	372 (16,75%)	370 (4,8%)	152 (6,57%)	229 (8,62%)	142 (6,21%)	315 (34,09%)	27 (24,55%)
Bénin	18 (0,4%)	4 (0%)	26 (0%)	188 (0%)	12 (0%)	5 (0%)	2 (0%)	0 (0%)
Liberia	18 (0,4%)	0 (0,16%)	0 (0,33%)	0 (8,1%)	0 (0,45%)	0 (0,22%)	0 (0,16%)	0 (0%)
Congo	7 (0,15%)	0 (0%)	0 (0%)	2 (0,09%)	0 (0%)	0 (0%)	1 (0,05%)	0 (0%)
Guinée	6 (0,13%)	2 (0,07%)	62 (0,8%)	29 (1,23%)	11 (0,41%)	11 (0,48%)	1 (0,11%)	0 (0%)
Togo	3 (0,07%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
Nigéria	3 (0,07%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
Cap Vert	2 (0,04%)	12 (0,54%)	273 (3,54%)	8 (0,35%)	82 (3,09%)	82 (3,59%)	1 (0,05%)	0 (0%)
Sierra Leone	1 (0,02%)	8 (0,34%)	216 (2,8%)	96 (4,13%)	56 (2,11%)	50 (2,19%)	9 (0,92%)	0 (0%)
Namibie	0 (0%)	4 (0,16%)	6 (0,07%)	0 (0%)	13 (0,49%)	0 (0%)	3 (0,32%)	0 (0%)

ANNEXES | TABLEAU 2 : MODELE DE FORMULAIRE DE COLLECTE DE DONNEES D'ACTIVITES SUR DCP (CARNET DE PECHE-DCP) PROPOSE PAR LA CICTA A LA DESTINATION DES NAVIRES (REC. 19-02 : ANNEXE 2).

Marque du DCP	***ID de la bouée***	***Type de DCP***	***Type de visite***	***Date***	***Heure***	***Position***		***Prises estimées***			***Prises accessoires***				***Observations***
						Latitude	***Longitude***	***SKJ***	***YFT***	***BET***	***Groupe taxonomique***	***Prises estimées***	***Unités***	***Spécimen remis à l'eau (vivant)***	
(1)	*(2)*	*(3)*	*(4)*	*(5)*	*(6)*	*(7)*	*(7)*	*(8)*	*(8)*	*(8)*	*(9)*	*(10)*	*(11)*	*(12)*	*(13)*
…	…	…	….	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…

(1) (2) Si la marque du DCP et le numéro d'identification de la balise/bouée associée sont absents ou illisibles, le mentionner dans cette section. Néanmoins, si la marque du DCP et le numéro d'identification de la balise/bouée associée sont absents ou illisibles, le DCP ne devra pas être déployé.

(3) DCP ancré, DCP naturel dérivant ou DCP artificiel dérivant.

(4) c.à.d. déploiement, hissage, renforcement/consolidation, retrait/récupération, changement de la balise, perte et mentionner si la visite s'est suivie d'une opération.

(5) jj/mm/aa

(6) hh :mm

(7) N/S/degrés/minutes ou E/W/degrés/minutes

(8) Prises estimées exprimées en tonnes métriques.

(9) Utiliser une ligne par groupe taxonomique.

(10) Prises estimées exprimées en poids ou en nombre.

(11) Unité utilisée.

(12) Exprimé en nombre de spécimens.

(13) Si la marque du DCP ou le numéro d'identification de la balise associée n'est pas disponible, fournir dans cette section toute l'information disponible susceptible d'aider à décrire le DCP et à identifier le propriétaire du DCP.

FORMULAIRE « DCP ET PECHE ARTISANALE EN COTE D'IVOIRE »

Informations générales sur l'enquête :

La présente enquête vise à identifier la nature et l'étendue des éventuelles interactions entre les secteurs de la pêche artisanale et industrielle résultant de l'utilisation massive des DCP. Elle cible principalement les pêcheurs artisanaux opérant sur le littoral de la Côte d'Ivoire, retenue comme zone pilote pour cette étude. Elle s'articule autour du questionnaire ci-dessous structuré pour la collecte des informations décrivant : (i) l'importance des DCP dérivants dans les diagrammes d'exploitations des pêcheurs artisanaux ; (ii) les niveaux d'information et la perception globale des DCP par les pêcheurs locaux ; (iii) et les informations socio-économiques sur les pêcheurs et leurs outils de travail.

Numéro de fiche	
Date d'enquête :	
Enquêteur :	

I. Identification du bateau et du pêcheur

Nom du bateau :	
Numéro d'identification ou d'immatriculation :	
Propriétaire du bateau ou Compagnie d'armement :	
Nom du capitaine :	
Nom du second :	
Téléphone et Adresse :	
Embarcadères principaux :	
Débarcadères principaux :	

II. Description du bateau et de l'engin de pêche

Type de bateau :	☐ Pirogue monoxyle ☐ Pirogue à Membrure	☐ Embarcation en fibre de verre ☐ Autres (**spécifiez**)
Longueur		
Motorisation : ☐ Non		
☐ Oui	**Puissance** :	
Capacité de charge :		
Type d'engin de pêche :		
☐ Filet maillant dérivant ☐ Filet maillant fixe ☐ Filet maillant encerclant	☐ Senne tournantes ☐ Senne de plage ☐ Lignes à main	☐ Filet épervier ☐ Chalut de fond à pied ☐ Palangres de fond
☐ Autres (**spécifiez**)		
Outils d'aides à la pêche : (GPS, echosondeur, Compas, Téléphone, etc.)		

III. Informations générales sur les pratiques de pêche

Nom et prénom de l'enquêté			
Statut de l'enquêté dans l'unité de pêche:	☐ Propriétaire/capitaine ☐ Pêcheur	☐ Propriétaire ☐ Apprenti	☐ Capitaine
	☐ Autres (spécifiez)		
Nombre total d'années d'expérience dans la pêche :			
Durée moyenne d'une marée (en jours) :			
Nombre de marées par année :			

Pêchez-vous pendant toute l'année ou y a-t-il des périodes où vous changez d'activité pour d'autres revenus ?

Saison de pêche (cochez le cas échéant)

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D

Quels sont vos principales espèces ciblées ?

Quel est en nombre ou en poids la capture moyenne par marée (ou par coup de pêche, ex. sennes de plage)?	

IV. Informations économiques sur les activités de pêche

Combien l'unité de pêche rapporte t'elle en moyenne par sortie avec la vente du poisson à la meilleure saison de pêche (Chiffre d'affaire en FCFA) :	
Min : **Max :**	
Combien dépensez-vous par sortie pour la pêche (en FCFA) ?	
Engins de pêche :	
Appâts :	
Glace/sel :	
Carburant et lubrifiant :	
Entretien et réparation	
Autres charges externes	
Total	
Mode de rémunération de l'équipage :	
☐ A la part ☐ Salaire fixe et part variable ☐ Autres (Spécifiez) ☐ Salaire fixe ☐ Nature (poisson)	

V. Niveau d'interaction avec les DCP

Rencontrez-vous des objets flottants lors de vos marée?

☐ Non
☐ Oui

Quels types d'objets principalement et à quelle fréquence par marée?

Types	1	2	3	4	5	Nombre moyen rencontré par marée
VNLOG (Objet naturel d'origine végétale, ex. branches, tronc, feuille de palmier, débris végétaux divers, etc.)	☐	☐	☐	☐	☐	
ANLOG (Objet naturel d'origine animale, ex. Carcasses d'animaux, requins-baleines, etc.)	☐	☐	☐	☐	☐	
HALOG (Objet artificiel issu de l'activité humaine et sans lien avec les activités de pêche, ex. machine à laver, réfrigérateur, caisse, débris divers, etc.)	☐	☐	☐	☐	☐	
FALOG (Objet artificiel provenant de l'activité humaine en lien avec les activités de pêche, ex. filets, épave, cordages, etc.)	☐	☐	☐	☐	☐	
DCP dérivant (Radeau métallique ou de bambou ou recouvert de filets ou toiles avec une section immergée)	☐	☐	☐	☐	☐	
DCP ancré (DCP ancré sur les fonds marins)	☐	☐	☐	☐	☐	

***1 :** Jamais ; **2 :** Rarement ; **3 :** De temps en temps**; 4 :** Souvent ; **5 :** Toujours

Ces objets abritent-ils des concentrations de poissons ?

☐ Non
☐ Oui

Quelles quantités relatives et quels types de poissons sont associés à ces objets?*

	Poissons présentant un intérêt commercial				Poissons de faible intérêt commercial			
	1	2	3	4	1	2	3	4
VNLOG	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
ANLOG	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
HALOG	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
FALOG	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
DCP dérivant	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
DCP ancré	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

***1 :** Aucun**; 2 :** Faible abondance**; 3 :** Moyennement abondante; **4 :** Très abondante

Quel est le devenir des DCP rencontrés ?*

	1	2	3	4	5
VNLOG	☐	☐	☐	☐	☐
ANLOG	☐	☐	☐	☐	☐
HALOG	☐	☐	☐	☐	☐
FALOG	☐	☐	☐	☐	☐
DCP dérivant	☐	☐	☐	☐	☐
DCP ancré	☐	☐	☐	☐	☐

***1 :** Généralement laissé à l'eau sans modification ; **2** : Généralement coulé ;
3 : Récupération de la bouée ; **4** : Récupération du radeau ; **5** : Autres.

Pratiquez-vous la pêche sur objet flottants ?

☐ Non

Pour quelles raisons ?

☐ Pas de rencontres de DCP dans les zones de pêche

☐ Présence de DCP mais pas de poissons d'intérêt associés

☐ Autres (spécifiez)

☐ Oui

Sur quels types d'objets et à quelle fréquence ?

Types	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**Nombre moyen pêché par marée**
VNLOG (Objet naturel d'origine végétale, ex. branches, tronc, feuille de palmier, débris végétaux divers, etc.)	☐	☐	☐	☐	☐	
ANLOG (Objet naturel d'origine animale, ex. Carcasses d'animaux, requins-baleines, etc.)	☐	☐	☐	☐	☐	
HALOG (Objet artificiel issu de l'activité humaine et sans lien avec les activités de pêche, ex. machine à laver, réfrigérateur, caisse, débris divers, etc.)	☐	☐	☐	☐	☐	
FALOG (Objet artificiel provenant de l'activité humaine en lien avec les activités de pêche, ex. filets, épave, cordages, etc.)	☐	☐	☐	☐	☐	
DCP dérivant (Radeau métallique ou de bambou ou recouvert de filets ou toiles avec une section immergée)	☐	☐	☐	☐	☐	
DCP ancré (DCP ancré sur les fonds marins)	☐	☐	☐	☐	☐	

***1 :** Jamais **; 2 :** Rarement **; 3 :** De temps en temps**; 4 :** Souvent **; 5 :** Toujours

Quels sont les espèces capturées sous DCP et quel est leur devenir (C : consommation personnelle : et/ou V : vente)?

VI. Niveau d'information et perception sur les DCP (Si interaction avec DCP dérivants)

Quelle proportion globale de vos captures résulte de la pêche sous DCP (si pêche sous DCP dérivants) ?

Savez-vous d'où sont issus les DCP que vous rencontrez et à quoi ils sont destinés ?

☐ Non
☐ Oui (**Spécifiez**)

Que pensez-vous des DCP et de leur usage par les flottilles industrielles ?

	Sans avis	1 Impact très négatif	2 Impact Négatif	3 Sans impact	4 Impact positif	5 Impact très positif
Amélioration des rendements de pêche artisanale	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Influence des débarquements de « faux-poisson » sur les revenus de pêche artisanale	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Amélioration des rendements de pêche industrielle	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Durabilité des ressources en poissons	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Impacts environnementaux (pollution, échouage, captures accidentelles, etc.)	☐	☐	☐	☐	☐	☐

Commentaires éventuels sur les impacts des DCP