

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



جامعة باجي مختار - عنابة
Université Badji Mokhtar - Annaba

Faculté des Sciences
Département des Sciences de la Mer



THESE DE DOCTORAT

Spécialité: Sciences de la Mer

Option: Sciences de la Mer

Intitulé

BIODIVERSITE ICHTYOLOGIQUE ET PECHERIE DANS LE GOLFE D'ANNABA – EST ALGERIEN.

Présentée par: **DIAF Assia**

Directeur de thèse:

Pr. DJEBAR Abdallah Borhane

Université Badji Mokhtar - Annaba.

Codirecteur de thèse:

Pr. AMARA Rachid

Université du Littoral - Côte d'Opale - Dunkerque

Jury:

Pr. BENSOUILAH Mourad

Président Université Badji Mokhtar - Annaba

Pr. MEZEDJRI Lyamine

Examineur Université 20 août 1955 - Skikda

Pr. RAMDANE Zouhir

Examineur Université Abdelrahmane Mira - Bejaia

Année universitaire : 2018-2019

DÉDICACES

Grâce à dieu, le tout puissant, j'ai accompli ce travail dans l'effort et l'abnégation: je dédie cette modeste contribution scientifique:

Aux deux êtres les plus chers au monde, mon père mon idole dans la vie et ma mère la fontaine de l'amour et le soleil de mes jours.

Sans oublier, bien sûr, mes frères Hichem et Foued, et mes sœurs Wafa et Khadidja.

A toute ma grande famille.

A la mémoire de tous ceux qui nous sont chers et qui ne sont plus de ce monde.

A toutes mes amies les plus intimes Saïda, Nadïra, Hayette, Fatma et Nesrine pour leurs aide, assistance et soutien moral.

A tous mes camarades du laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et littoraux.

Assia

Remerciements

Je remercie Dieu tout puissant de m'avoir donné la patience d'achever ce travail et la capacité de le présenter devant un jury en vue d'obtenir le titre de docteur.

A Monsieur le Professeur **BENSOUILAH Mourad**, qui m'a fait l'honneur de présider le jury de cette thèse, qu'il soit assuré de mes vifs remerciements et de mon profond respect.

A Monsieur le Professeur **DJEBAR Abdallah Borhane**, j'exprime toute ma gratitude d'avoir bien voulu accepter de diriger cette thèse, qu'il trouve ici le témoignage de mon dévouement sincère et mon grand respect. Je le remercie pour la grande liberté et la totale initiative qu'il m'a laissée dans la conduite des différentes opérations menant à l'élaboration de cette thèse.

A Monsieur le Professeur **AMARA Rachid**, qui m'a fait l'honneur de Co-encadrer cette thèse, je lui exprime ma profonde gratitude.

A Monsieur le Professeur **MEZEDJRI Lyamine** de l'Université 20 août 1955 de Skikda qui me fait l'honneur de participer au jury d'examen de cette thèse, je le remercie vivement..

A Monsieur le Professeur **RAMDANE Zouhir** à l'université Mira Abdelrahmane de Béjaia, je lui assure ma reconnaissance d'avoir accepté de me consacrer une partie de son temps pour examiner ce travail, je le remercie pour cette marque d'intérêt porté à ce travail.

Je remercie les différents équipages de chalutier Billal Zine El-Abiddine, qui m'ont appris les différentes pratiques du positionnement et des prélèvements en mer ainsi que les techniques et les réglages du chalutage.

Je n'oublie pas de remercier toutes les personnes, qui m'ont apporté aide et soutien pour la réalisation de ce travail de près ou de loin, elles sont nombreuses, sans les citer, elles se reconnaîtront.

Liste des acronymes et des abréviations

| | |
|--------------------------|--|
| AEP | Approche écosystémique de la gestion des pêches. |
| AMP | Aire Marine Protégée. |
| C | Captures annuelles moyennes en tonnes des espèces ou groupes d'espèces débarqués. |
| CDB | Convention sur la Diversité Biologique. |
| CGPM | Commission Générale des Pêches pour la Méditerranée. |
| Chl-<i>a</i> | Concentration en chlorophylle- <i>a</i> . |
| CPUE | Capture Par Unité d'Effort. |
| ^{cut}MTI | Niveau trophique moyen réduit. |
| CV | Unité de la puissance en chevaux. |
| DPRHA | Direction de la Pêche et des Ressources halieutiques d'Annaba. |
| EMIS | Le système d'information sur l'environnement marin. |
| FAO | Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture. |
| FDMW | Fishing Down Marine Food Web. |
| FIB | Indice de la pêche en équilibre. |
| FSI | Indice de la durabilité de la pêche. |
| GIOVANNI | GES-DISC-Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center-Interactive Online Visualization And aNalysis Infrastructure. |
| GOV | Grande Ouverture Verticale. |
| GPS | Système de positionnement géographique. |
| H' | Indice de diversité de Shannon – Weaver. |
| J' | Indice de régularité de Pielou. |
| MPRH | Ministère de la Pêche et des Ressources halieutiques. |
| MTI | Indice trophique marin. |
| mTL | Niveau trophique moyen. |
| MTL | Niveau trophique moyen. |
| ONDPA | Office National de Développement et de Production Aquacole. |
| P/D | Indice pélagiques/démersales. |
| PNDPA | Plan de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture. |
| PNUE | Programme des Nations Unies pour l'Environnement. |
| S1,...., S18 | Les 18 secteurs de pêche du golfe d'Annaba. |
| SE | L'erreur standard correspondante de chaque espèce ou groupe d'espèce. |
| t | Tonnes. |
| TE | Efficacité de Transfert. |
| TL | Le niveau trophique. |
| TLs | Les niveaux trophiques des espèces ou groupes d'espèces. |
| TOVAS | TRMM Online Visualization and Analysis System. |
| TX | Unité de Jauge brute. |
| UBC | Université de la Colombie Britannique. |
| WGS 84 | Système géodésique (World Geodesic System 1884). |
| Z | Zone de pêche. |

Liste des figures

| N° | Titre | Page |
|----|---|------|
| 1 | Carte satellitaire montrant une vue générale du littoral algérien. | 10 |
| 2 | Vue générale de la côte algérienne montrant les localisations des baies et golfes: (1) golfe de Annaba; (2) golfe de Skikda; (3) baie de Jijel; (4) golfe de Béjaïa; (5) baie de Zemmouri; (6) baie d'Alger; (7) baie de Bou-Ismaïl; (8) golfe d'Arzew; (9) golfe d'Oran; (10) baie de Béni Saf; (11) golfe de Ghazaouet. | 10 |
| 3 | Golfe d'Annaba et délimitation de son secteur de la pêche (carré rouge). | 11 |
| 4 | Carte bathymétrique du golfe d'Annaba (extraite de la carte marine du service hydrographique des forces navales N° 1213). | 13 |
| 5 | Courants locaux entre les caps Toukoush et Rosa (modifié de LCHF, 1976 et Anonyme, 1996). | 15 |
| 6 | Photographies montrant le chalutier Billel Zine el Abidine immatriculé AN0731. a : vue bâbord et b : tribord. | 20 |
| 7 | Traction d'un chalut de fond à grande ouverture verticale (Deschamps et <i>al.</i> , 2003). | 21 |
| 8 | Traction d'un chalut pélagique (Deschamps et <i>al.</i> , 2003). | 21 |
| 9 | Caractéristiques d'un chalut de fond à grande ouverture verticale (GOV) et leur Gréement au niveau d'un panneau (Deschamps et <i>al.</i> , 2003). | 22 |
| 10 | Chalut de fond de grande ouverture verticale 31,90/37,70 m (A: Gréement à entremises et bras B: Gréement à fourches) (Brabant et Nédélec, 1988). | 22 |
| 11 | Chalut pélagique 31,60 x 28,10 m (Brabant et Nédélec, 1988). | 25 |
| 12 | Calcul expérimental de l'écartement du chalut (Prado et Dremlère, 1988). | 31 |
| 13 | Carte de la région Est Algérienne (A). (B) Image satellitaire (Google Earth, 2018 modifié) montrant le port de pêche de la Grenouillère, (C) Plan montrant les caractéristiques de la Grenouillère (D) Image satellitaire (Google Earth, 2018 modifié) montrant le port de pêche de Chétaibi, (E) Plan montrant les caractéristiques de port de Chétaibi, | 34 |
| 14 | Flottille de pêche exerçant au niveau du golfe d'Annaba. | 36 |
| 15 | Situation géographique des 3 zones (Z) et 18 stations (S) de pêches. Z1 : Pointillés rouges, Z2 : Pointillés noirs et Z3 : pointillés oranges. Cercles jaunes de Cap de garde et cap Rosa, rouge et vert de port d'Annaba et lignes rouges: zones interdites à la pêche. Lignes noires: zones temporairement fermées à la pêche. | 44 |
| 16 | Valeurs moyennes de la richesse spécifique des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 48 |
| 17 | Valeurs de la densités (ind./km ²) des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 49 |
| 18 | Valeurs moyennes de la densité (ind./km ²)des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 51 |
| 19 | Valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon – Weaver sur l'abondance numérique des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 52 |
| 20 | Valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon – Weaver sur l'abondance pondérale des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 54 |
| 21 | Valeurs moyennes de l'indice de régularité de Pielou moyen sur l'abondance | 55 |

| | | |
|------------|--|-----------|
| | pondérale des peuplements ichthyologiques dans le golfe d'Annaba en 2016. | |
| 22 | Valeurs moyennes de l'indice de régularité de Pielou moyen sur l'abondance pondérale des peuplements ichthyologiques dans le golfe d'Annaba en 2016. | 57 |
| 23 | Segmentations de la flottille de pêche exerçant au niveau de la région d'Annaba 2017. | 58 |
| 24 | Carte montrant les zones de pêche observées et fréquentées par les 3 métiers de la pêche exercés dans le port de la Grenouillère, Annaba. | 60 |
| 25 | La flottille de pêche totale, les chalutiers, les sardiniers et les petits métiers exerçant au niveau de golfe d'Annaba entre 2001 et 2017. | 61 |
| 26 | Composition spécifique des débarquements dans le golfe d'Annaba (Seules les espèces dont la capture moyenne $\geq 1\%$ sont représentées, les groupes divers ainsi que les autres espèces dont les capture $< 1\%$ sont regroupés dans "Autres") | 62 |
| 27 | Les débarquements de golfe d'Annaba entre 2001 et 2017. | 63 |
| 28a | Les débarquements des principales espèces capturées en tonnes dans le golfe d'Annaba entre 2001 et 2017. | 64 |
| 28b | Les débarquements des principales espèces capturées en tonnes dans le golfe d'Annaba entre 2001 et 2017. | 65 |
| 29 | La concentration en Chl- <i>a</i> et les précipitations dans le golfe d'Annaba entre 2001 et 2017. | 66 |
| 30 | Les indicateurs trophiques des captures dans le golfe d'Annaba entre 2001 et 2017. | 69 |
| 31 | Taux de captures de la sardine et de l'allache dans le golfe d'Annaba entre 2001 et 2017. | 69 |
| 32 | Composition spécifique des débarquements à l'échelle nationale. | 70 |
| 33 | Les débarquements totales et par groupes d'espèces, des pêches maritimes algériennes en tonnes entre 2001 et 2016. | 71 |
| 34 | Variations des indicateurs trophiques dans le littoral algérien entre 2001 et 2016. | 73 |
| 35 | Représentation schématique de l'évolution des indices MTI et FiB compte tenu des différents modes d'exploitation des ressources côtières. | 95 |

Liste des tableaux

| N° | Titre | Page |
|----|--|------|
| 1 | Nombre total des espèces marines recensées le long de la côte algérienne. | 17 |
| 2 | Principales groupe taxonomique marines recensées le long de golfe d'Annaba. | 19 |
| 3 | Principales caractéristiques de chalutier professionnel. GOV: Grande Ouverture Verticale. | 19 |
| 4 | Caractéristiques des traits réalisés dans le golfe d'Annaba de la côte algérienne. | 26 |
| 5 | Caractéristiques des équipements acoustiques embarqués. | 26 |
| 6 | Caractéristiques du port de pêche d'Annaba (DPRHA, 2017). | 33 |
| 7 | Liste des poissons, des Crustacés et des Mollusques inventoriés à partir des pêches quotidiennes du chalutier Billel Zine el Abidine en 2016 classification selon (Eschmeyer et <i>al.</i> , 2018). | 42 |
| 8 | Caractéristiques bathymétriques, nombre, effort, rendement et principales espèces pêchées dans les 4 secteurs (S1 à S4) de la zone 1 de pêche du golfe d'Annaba. | 45 |
| 9 | Caractéristiques bathymétriques, nombre, effort, rendement et principales espèces pêchées dans les 11 secteurs (S5 à S15) de la zone 2 de pêche du golfe d'Annaba. | 46 |
| 10 | Caractéristiques bathymétriques, nombre, effort, rendement et principales espèces pêchées dans les 3 secteurs (S16 à S18) de la zone 3 de pêche du golfe d'Annaba. | 47 |
| 11 | Valeurs minimales et maximales de la richesse spécifique des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 47 |
| 12 | Répartition bathymétrique de la richesse spécifique moyenne des peuplements ichthyologiques dans le golfe d'Annaba en 2016. | 48 |
| 13 | Valeurs minimales et maximales de la densités (ind./km ²) des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 49 |
| 14 | Répartition bathymétrique de la densité moyenne (ind./km ²) des peuplements ichthyologiques dans le golfe d'Annaba en 2016. | 50 |
| 15 | Valeurs minimales et maximales de la biomasse (kg/km ²) des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 50 |
| 16 | Répartition bathymétrique de la biomasse moyenne (kg/km ²) des peuplements ichthyologiques dans le golfe d'Annaba en 2016. | 51 |
| 17 | Valeurs minimales et maximales de l'indice de diversité de Shannon – Weaver sur l'abondance numérique des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 52 |
| 18 | Répartition bathymétrique de l'indice de diversité de Shannon – Weaver moyen sur l'abondance numérique des peuplements ichthyologiques dans le golfe d'Annaba en 2016. | 53 |
| 19 | Valeurs minimales et maximales de l'indice de diversité de Shannon – Weaver sur l'abondance pondérale des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 53 |
| 20 | Répartition bathymétrique de l'indice de diversité de Shannon – Weaver moyen sur l'abondance pondérale des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 54 |

| | | |
|----|--|----|
| 21 | Valeurs minimales et maximales de l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance numérique des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 55 |
| 22 | Répartition bathymétrique de l'indice de régularité de Pielou moyen sur l'abondance numérique des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 56 |
| 23 | Valeurs minimales et maximales de l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance pondérale des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs de pêches du golfe d'Annaba en 2016. | 56 |
| 24 | Répartition bathymétrique de l'indice de régularité de Pielou moyen sur l'abondance pondérale des peuplements ichthyologiques du golfe d'Annaba en 2016. | 57 |
| 25 | Caractéristiques de la flottille de pêche du golfe d'Annaba pour l'année 2017. | 59 |
| 26 | Taux d'immobilisation annuel moyen de la flottille à Annaba entre 2001 et 2017. | 60 |
| 27 | Richesses spécifiques moyennes par trait de pêche obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans le golfe d'Annaba. | 74 |
| 28 | Richesses spécifiques moyennes par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans les eaux du golfe d'Annaba. | 75 |
| 29 | Valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon-Weaver sur l'abondance numérique, l'indice de diversité de Shannon-Weaver sur l'abondance pondérale, l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance numérique et l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance pondérale obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans le golfe de Annaba de la cote algérienne. | 77 |
| 30 | Valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon-Weaver sur l'abondance numérique par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans les eaux du golfe d'Annaba. | 78 |
| 31 | Valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon-Weaver sur l'abondance pondérale par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans les eaux du golfe d'Annaba. | 78 |
| 32 | Valeurs moyennes de l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance numérique par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans les eaux du golfe d'Annaba. | 78 |
| 33 | Valeurs moyennes de l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance pondérale par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans les eaux du golfe d'Annaba. | 78 |
| 34 | Moyennes et valeurs extrêmes de l'indice de diversité de Shannon – Weaver des peuplements ichthyologiques relevées en Méditerranée et en Atlantique. | 79 |
| 35 | Moyennes et valeurs extrêmes de l'indice de régularité de Pielou des peuplements ichthyologiques relevées en Méditerranée et en Atlantique. | 79 |
| 36 | Densités (ind./km ²) et Biomasses moyennes (kg/km ²) obtenues lors des différentes campagnes de chalutages réalisées dans le golfe d'Annaba en 2016. | 81 |
| 37 | Densités moyennes (ind./km ²) par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans le golfe d'Annaba, Est algérien. | 82 |
| 38 | Biomasses moyennes (kg/km ²) par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans le golfe d'Annaba, Est algérien. | 82 |
| 39 | Représentation des moyennes et des valeurs extrêmes des densités (ind./km ²) et des biomasses (kg/km ²) dans l'Atlantique nord: Rock Trough et Porcupine Seabight (Massuti et al.,2004b). | 83 |

| | | |
|----|---|----|
| 40 | Représentation des moyennes et des valeurs extrêmes des densités (ind./km ²) et des biomasses (kg/km ²) en Méditerranée occidentale: îles Baléares et le bassin algérien (Massuti et <i>al.</i> , 2004b). | 83 |
| 41 | Moyennes et des valeurs extrêmes des densités (ind/km ²) et des biomasses (kg/km) dans le golfe d'Annaba en 2016 (présente étude). | 83 |
| 42 | Comparaison des valeurs de l'indice d'exploitation pour différentes régions biogéographiques. | 84 |
| 43 | Comparaison des valeurs de l'indice d'exploitation du golfe d'Annaba de la côte algérienne de la production halieutique de la flottille chalutière. | 84 |
| 44 | Estimation des biomasses totales des ressources ichtyologiques (t) dans le golfe d'Annaba sur les données de 2006 (Refes, 2011) et de 2016. | 85 |
| 45 | Codes et noms communs des espèces incluses dans la liste de référence MEDITS (Bertrand et <i>al.</i> , 2002a.). | 86 |
| 46 | Moyenne du ratio P/D estimée par certains auteurs en méditerranée. | 91 |
| 47 | Tableau " <i>Trade-off</i> " récapitulatif des indicateurs trophiques étudiés combinés aux débarquements, la flottille et les données des variables environnementales dans le golfe d'Annaba. | 99 |

Sommaire

SOMMAIRE

| | | |
|-------------|---|-----------|
| 1. | Introduction | 1 |
| 2. | Matériels et méthodes | 10 |
| 2.1. | Situation géographique de la zone d'étude | 10 |
| 2.1.1. | Côte algérienne | 10 |
| 2.1.2. | Le golfe d'Annaba | 11 |
| 2.1.3. | Caractéristiques de golf d'Annaba | 11 |
| 2.1.3.1. | Morpho-bathymétrie | 11 |
| 2.1.3.2. | Couverture sédimentaire | 13 |
| 2.1.3.3. | Hydrologie | 14 |
| 2.1.4. | Biodiversité | 15 |
| 2.1.4.1. | Biodiversité marine | 16 |
| 2.1.4.2. | Biodiversité marine en Méditerranée | 16 |
| 2.1.4.3. | Biodiversité marine en Algérie | 16 |
| 2.1.4.4. | Biodiversité marine dans le golfe d'Annaba | 18 |
| 2.2. | Technique de pêche utilisée | 19 |
| 2.2.1. | Chalutiers et chaluts | 19 |
| 2.2.2. | Caractéristiques de chalut de fond à grande ouverture verticale utilisé | 22 |
| 2.2.3. | Caractéristiques de Chalut pélagique utilisé | 24 |
| 2.2.4. | Techniques de positionnement des chalutages | 26 |
| 2.2.5. | Manœuvres de chalutier utilisé | 26 |
| 2.2.6. | Relevés bathymétriques | 26 |
| 2.2.7. | Campagnes de chalutage | 27 |
| 2.2.8. | Traitement des échantillons | 27 |
| 2.2.8.1. | Tri | 27 |
| 2.2.8.2. | Détermination et systématique des espèces | 27 |
| 2.2.8.3. | Dénombrement et estimation de la biomasse | 28 |
| 2.2.9. | Analyse des données | 28 |
| 2.2.9.1. | Caractérisation des peuplements | 28 |
| 2.2.9.1.1. | Abondance numérique et abondance pondérale | 28 |
| 2.2.9.1.2. | Densité | 28 |
| 2.2.9.1.3. | Biomasse | 28 |
| 2.2.9.1.4. | Dominances numérique, pondérale et moyenne | 28 |
| 2.2.9.1.5. | Richesse spécifique | 29 |
| 2.2.9.1.6. | Indice de diversité de Shannon – Weaver | 29 |
| 2.2.9.1.7. | Indice de régularité de Pielou | 29 |
| 2.2.9.2. | Analyses statistiques des données (Statistiques élémentaires) | 29 |
| 2.2.10. | Evaluation des ressources halieutiques | 30 |
| 2.2.10.1. | Calcul de l'aire balayée | 30 |
| 2.2.10.2. | Estimation de la biomasse par la méthode de l'aire balayée | 31 |
| 2.2.10.3. | Précision de l'estimation de la biomasse | 32 |
| 2.3. | Pêche | 32 |
| 2.3.1. | Ports de pêche d'Annaba | 33 |
| 2.3.1.1. | Port de pêche «La Grenouillère» | 33 |
| 2.3.1.2. | Port de pêche de «Chétaïbi» | 34 |
| 2.3.2. | Technique de collecte des données statistiques des débarquements | 34 |
| 2.3.3. | Caractéristiques des canevas statistiques utilisés | 35 |
| 2.3.4. | Données sur les captures et la flottille | 35 |

| | | |
|-------------|--|-----------|
| 2.3.5. | Données environnementales de golfe d'Annaba | 37 |
| 2.3.5.1. | Concentration en chlorophylle- <i>a</i> (Chl- <i>a</i>) | 37 |
| 2.3.5.2. | Taux de précipitation | 37 |
| 2.3.6. | Les niveaux trophiques ou Trophic levels (TLs) des espèces capturées | 37 |
| 2.3.6.1. | Les TLs des espèces capturées dans le golfe d'Annaba | 37 |
| 2.3.6.2. | Les TLs des espèces capturées à l'échelle nationale | 38 |
| 2.3.7. | Les indicateurs trophiques utilisés | 38 |
| 2.3.7.1. | Indice pélagiques/démersales (P/D) | 38 |
| 2.3.7.2. | Indice trophique marin (MTI) | 39 |
| 2.3.7.3. | Indice ^{cut} MTI | 39 |
| 2.3.7.4. | Indice de la pêche en équilibre (FiB) | 39 |
| 2.3.7.5. | Indice de la durabilité de la pêche (FSI). | 40 |
| 3. | Résultats | 41 |
| 3.1. | Biodiversité et secteurs de pêche dans le golfe d'Annaba | 41 |
| 3.1.1. | Composition faunistique globale du peuplement ichthyologique | 41 |
| 3.1.1.1. | Concernant les poissons | 41 |
| 3.1.1.2. | Concernant les Crustacés | 42 |
| 3.1.1.3. | Concernant les mollusques | 43 |
| 3.1.2. | Caractéristiques des zones et des secteurs des pêches d'Annaba | 43 |
| 3.1.2.1. | Concernant la zone 1 | 43 |
| 3.1.2.2. | Concernant la zone 2 | 45 |
| 3.1.2.3. | Concernant la zone 3 | 46 |
| 3.1.3. | Richesse spécifique ichthyologique | 47 |
| 3.1.4. | Densité ichthyologique | 48 |
| 3.1.5. | Biomasse ichthyologique | 50 |
| 3.1.6. | Calculs d'indices | 51 |
| 3.1.6.1. | Indice de diversité de Shannon – Weaver | 51 |
| 3.1.6.2. | Indice de régularité de Pielou | 54 |
| 3.2. | Pêcherie à Annaba | 58 |
| 3.2.1. | La flottille de pêche | 58 |
| 3.2.1.1. | Segmentation de la flottille de pêche | 58 |
| 3.2.1.2. | Caractéristiques de la flottille de pêche | 58 |
| 3.2.1.2.1. | Les petits métiers | 58 |
| 3.2.1.2.2. | Les sardiniers | 59 |
| 3.2.1.2.3. | Les chalutiers | 59 |
| 3.2.1.3. | Etat d'activité de la flottille de pêche | 60 |
| 3.2.1.4. | Progression de la flottille de pêche | 60 |
| 3.2.2. | Les débarquements de golfe d'Annaba | 62 |
| 3.2.2.1. | Composition spécifique des débarquements | 62 |
| 3.2.2.2. | Evolution des débarquements de golfe d'Annaba | 63 |
| 3.2.3. | Les variables environnementales | 66 |
| 3.2.4. | Les indicateurs trophiques des captures dans le golfe d'Annaba | 66 |
| 3.2.4.1. | Indice P/D | 66 |
| 3.2.4.2. | Indice MTI | 67 |
| 3.2.4.3. | Indice ^{3,25} MTI | 67 |
| 3.2.4.4. | Indice FiB | 68 |
| 3.2.4.5. | Indice de durabilité de la pêche (FSI). | 68 |
| 3.3. | Les débarquements à l'échelle nationale | 70 |
| 3.3.1. | Compositions spécifiques | 70 |
| 3.3.2. | Évolution des débarquements | 70 |
| 3.3.3. | Les indicateurs trophiques à l'échelle nationale | 72 |

| | | |
|---------------|------------------------------------|------------|
| 3.3.1. | Indice P/D | 72 |
| 3.3.2. | Indice MTI | 72 |
| 3.3.3. | Indice ^{3,25}MTI | 72 |
| 3.3.4. | Indice FiB | 72 |
| 4. | Discussion | 74 |
| 5. | Conclusion et prescriptives | 100 |
| | Résumé | 104 |
| | Abstract | 105 |
| | Résumé en arabe | 106 |
| | Références Bibliographiques | 107 |
| | Annexes | 122 |

Introduction

Introduction générale

Les recherches sur la biodiversité marine posent un défi considérable en raison de l'immensité et de la difficulté d'accès des écosystèmes marins (Gray, 1997). Il est admis que les océans et les mers régionales sont le plus vaste sanctuaire de la diversité de la vie, où sur les 71 phylums regroupant toutes les formes de vie sur la planète «Terre», on en compte au moins 43 phylums dans les océans contre seulement 28 sur la terre (Briggs, 1994; Gaston, 2000).

L'impact sur la biodiversité marine des phénomènes naturels et de l'activité humaine se fait et se fera ressentir vivement dans les océans et les mers régionales. Le changement climatique, les catastrophes naturelles, le trafic maritime, la pollution marine et l'urbanisation de la frange côtière portent des coups sévères à la plupart des écosystèmes côtiers par la disparition de certains gènes, espèces et écosystèmes (Sax et Gaines, 2003).

Ces grands problèmes de la diversité biologique peuvent s'aggraver rapidement et considérablement sous l'effet cumulatif de phénomènes naturels et anthropiques dans les écosystèmes marins. Or il est presque impossible d'évaluer l'ampleur et les effets de ces modifications tant qu'on ne connaît comme le souligne Angel, (1993), pas les mécanismes et les processus régissant la biodiversité marine.

A l'inverse, la connaissance de la biodiversité marine par l'étude de l'assemblage des gènes, des individus, des espèces, des populations, des peuplements, des communautés ou des écosystèmes marins, qui sont présents dans des régions géographiques déterminées, permettra de comprendre la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins (Loreau et *al.*, 2002 ; Willig et *al.*, 2003). La réalisation d'un inventaire faunistique permet d'identifier les interactions biologiques, les successions et les remplacements d'espèces, qui sont autant d'indicateurs de la dynamique spatio-temporelle et de l'évolution à long terme des communautés soumises aux pressions d'origines environnementale et anthropique. La détermination des facteurs du milieu influant sur l'organisation spatiale des assemblages d'espèces est un but fréquemment visé quel que soit l'écosystème étudié (Blanc, 2000).

L'étude des ressources vivantes marines ne peut plus être considérée aujourd'hui sur une approche, uniquement, d'études de dynamique des populations des espèces exploitées. Elle doit intégrer les études de dynamique des populations à l'étude du fonctionnement des écosystèmes côtiers dans une perspective de développement durable respectueux de l'environnement. Ainsi, il paraît illusoire de vouloir aujourd'hui gérer telle ou telle espèce

exploitée en dehors du contexte de l'exploitation des autres espèces et du contexte écologique global dans lequel elles évoluent (Waide et *al.*, 1999).

Partant du principe que l'on ne protège que ce que l'on connaît bien; une bonne gestion des ressources marines vivantes suppose une meilleure connaissance des écosystèmes marins par:

- **la caractérisation et l'évaluation de la biodiversité** à différentes échelles d'organisation: gènes, espèces, populations, peuplements, communautés et écosystèmes;
- **la compréhension de la dynamique de la biodiversité** à différentes échelles spatio-temporelles et prédire ses évolutions ;
- **l'évaluation des impacts écologiques, économiques et sociaux** des changements de la biodiversité, ainsi que les interactions entre sociétés et biodiversité ;
- **le développement de pratiques d'utilisation et de gestion durables** des espèces et leurs habitats.

Dans ce cadre, l'étude des peuplements ichthyologiques peut être considérée comme une approche importante pour proposer un modèle de gestion d'une zone marine (Whitfield et Elliott, 2002; Draud et *al.*, 2018), elle permettra de définir les conditions d'une exploitation durable des ressources halieutiques en prenant en compte l'équilibre et le fonctionnement des écosystèmes (Lévêque et paugy, 2006; Russ et Leahy, 2017).

Cette approche éco-systémique permet une gestion et une protection du milieu sur la base de connaissances écologiques des peuplements ichthyologiques (Pérez-Domínguez et *al.*, 2012; Doyen et *al.* 2017), elle s'insère dans une thématique scientifique extrêmement large, qui aborde les préoccupations nationales et internationales de conservation de la biodiversité par l'acquisition et la synthèse de données scientifiques en créant un tableau de bord avec des indicateurs d'état de santé des écosystèmes marins. Ce cadre intégrateur sera restitué aux autres secteurs de la gestion et de l'aménagement des milieux naturels sous la forme d'une base de données géo-référencées.

Ces informations permettront de mieux comprendre les variations spatio-temporelles de la biodiversité spécifique des peuplements ichthyologiques en utilisant des indices classiques issus essentiellement de l'écologie théorique (Barbault, 2008; Legendre et Legendre, 2012). Elles permettront, aussi, d'identifier et de hiérarchiser les principaux facteurs, qui gouvernent les processus de structuration des peuplements ichthyologiques, les effets des perturbations d'origines naturelles et/ou anthropiques, ainsi que les conséquences des activités de pêche sur le milieu marin car la pression de pêche peut, aussi, conduire à de

nouvelles compétitions trophiques ou spatiales entre les espèces et provoquer de profonds changements dans l'organisation et le fonctionnement des écosystèmes (Graham et al., 2005).

Le poisson est une source importante de protéines animales. L'augmentation de la population mondiale est suivie par une demande croissante en poisson. En 2008, près de 81% de la production mondiale de poisson sont destinés à la consommation humaine et la consommation par habitant est passé de 9.0 kg / habitant en 1961 à 20,2 kg en 2015, soit une augmentation moyenne d'environ 1,5% / an. Les estimations préliminaires concernant 2016 et 2017 font apparaître une hausse, la consommation était de 20,3 kg et 20,5 kg, respectivement (FAO, 2018). Pour répondre à cette demande croissante en poisson et autres produits de la mer, la production halieutique mondiale a augmenté, passant de 19.10⁶ t en 1950 à 81,2.10⁶ t en 2015 et à 79,3. 10⁶ t en 2016 (FAO, 2018). Toutefois, lorsque les déclarations chinoises sont corrigées et les captures d'anchois non considérées (Watson et Pauly, 2001), la production mondiale est en diminution depuis 1988.

Néanmoins, cette pêche intensive est susceptible d'avoir influencé les écosystèmes marins d'une manière similaire à l'impact de nos activités sur les écosystèmes terrestres (Gislason et al., 2000). Dans son dernier rapport sur la situation mondiale de la pêche et de l'aquaculture, la FAO en 2018 fait état qu'en 2015, 66,9% des stocks seraient surexploités ou pleinement exploités et 33,1% des stocks seraient sous exploités ou modérément exploités. Selon Worm et al. (2009), 63% des stocks de poissons évalués dans le monde entier ont encore besoin de reconstruction, et des taux d'exploitation plus faibles sont nécessaires pour éviter l'effondrement des espèces vulnérables.

Cette situation de surexploitation généralisée est accompagnée par le gaspillage économique et la dégradation des habitats (FAO, 2003 et Pauly et al., 2000). Ce qui témoigne de l'échec relatif des méthodes de gestion traditionnelles des pêches (Garcia et al., 2003). Cette gestion est basée sur des approches conventionnelles se focalisant essentiellement sur les espèces d'intérêt commercial, en considérant chaque stock de manière indépendante et consiste entre autres, à recommander aux décideurs des valeurs de référence pour des indicateurs de biomasse, de mortalité par pêche (Chassot, 2005) et le calcul d'un niveau de capture biologique autorisé (CBA) à partir de paramètres tels que la taille estimée du stock, la capacité de reproduction et l'aire de répartition des espèces de poissons cibles (Morishita, 2008), et tant que les prises annuelles sont inférieures à la CBA, il est supposé que les espèces sont exploitées durablement.

En raison de la situation actuelle désastreuse des pêcheries au niveau mondial et l'échec de la gestion traditionnelle des pêches (Cury et al., 2005a), un certain nombre de

mesures pour améliorer la situation, ont été largement discutées et plusieurs modèles scientifiques ont été développés.

Lors de sa 19^{ème} session, tenue en mars 1991 à Rome, le comité des pêches de la FAO a recommandé l'élaboration d'urgence de nouvelles approches de la gestion des pêches tenant compte des impératifs de conservation et de protection de l'environnement, ainsi que des considérations sociales et économiques (FAO, 2003).

Cette nouvelle approche de gestion appelée approche écosystémique de la gestion des pêches "AEP" trouve ses fondements principalement, dans le code de conduite pour une pêche responsable (FAO, 1995) et les lignes directrices de sa mise en œuvre ont officiellement émergé lors de la Conférence de Reykjavik en 2001 sur la pêche responsable dans l'écosystème marin dont la déclaration finale a été adoptée par l'ensemble des pays signataires (FAO, 2001). Entre autres, il a été déclaré que: "Pour renforcer la gestion responsable et durable de la pêche dans l'écosystème marin, nous nous efforcerons individuellement et collectivement d'incorporer les considérations relatives à l'écosystème dans cette gestion".

Les directives techniques de la FAO sur l'AEP considèrent que l'AEP s'efforce de concilier des objectifs sociaux divers, en prenant en compte les connaissances et les incertitudes sur les composantes biotiques, abiotiques et humaines des écosystèmes et de leurs interactions et en appliquant une approche intégrée de la pêche dans des limites écologiques valables (FAO, 2003).

L'AEP intègre 2 concepts, la gestion des écosystèmes et la gestion des pêches, et est un moyen de mettre en œuvre le développement durable de la pêche (FAO, 2003) en reconnaissant plus explicitement l'interdépendance entre le bien-être humain et le bien-être de l'écosystème (Garcia et *al.*, 2003).

Selon Pikitch et *al.* (2004), l'AEP est une nouvelle direction pour la gestion de la pêche, inversant essentiellement l'ordre des priorités de gestion, commençant par l'écosystème plutôt que par les espèces cibles. Toutefois, la difficulté majeure réside dans la transposition des instructions et propositions politiquement et éthiquement correctes de l'AEP en termes pratiques (Garcia et Cochrane, 2005). En outre, il est difficile de définir des objectifs opérationnels, des points de référence et des mesures de rendement pour l'approche écosystémique (Morishita, 2008) en l'absence de données sur les situations originales inexploitées pouvant être utilisées comme objectifs de restauration (Gislason et *al.*, 2000).

La pêche a des effets directs et indirects sur l'écosystème. Les impacts directs sont les plus faciles à mesurer par exemple, la diminution de la biomasse par la mortalité par pêche et

la destruction de l'habitat causée par certaines pratiques de la pêche. Cependant, il est difficile de quantifier ou de prévoir, à long terme l'impact de ces effets négatifs tels que les changements dans l'abondance et la structure de taille des populations touchées et par conséquent la modification de la structure trophique (Gislason et *al.*, 2000).

L'élimination par la pêche des prédateurs clés influe indirectement sur la chaîne trophique (Papaconstantinou et Labropoulou, 2000), par exemple, l'élimination des herbivores des récifs coralliens peut changer le système, du corail-invertébré vers la dominance des communautés algales. Cette complexité est d'autant plus exacerbée par l'influence des changements environnementaux telles que le phénomène "Niño" qui influence sur l'abondance de l'anchois du Pérou (Gislason et *al.*, 2000) etc.

Le défi majeur pour intégrer l'écosystème dans la gestion des pêches est de définir des indicateurs mesurables qui tiennent compte à la fois des impacts sur la structure (biodiversité) et la fonction (productivité de l'habitat) des écosystèmes marins (Gislason et *al.*, 2000). Pour être utiles, les indicateurs écosystémiques devraient être sensibles aux changements de l'intégrité des écosystèmes à travers l'espace et le temps, facilement mesurables, compréhensibles, instructifs et basés sur des données accessibles (Pennino et *al.*, 2017) et capables d'intégrer l'incertitude (Link, 2002). De plus, les indicateurs doivent être choisis et utilisés selon les objectifs pour lesquels ils sont nécessaires.

Les écosystèmes sont complexes et couvrent de nombreux processus à plusieurs niveaux de la hiérarchie biologique (Link, 2002). Aucun indicateur ni modèle uniques de l'écosystème peuvent décrire tous les aspects de la dynamique des écosystèmes (Cury et Christensen, 2005). Par conséquent, interpréter l'évolution d'un seul indicateur pour l'évaluation de l'état de ces écosystèmes peut conduire à des conclusions trompeuses (Branch et *al.*, 2010). De plus, l'absence de points de référence et des valeurs limites, difficiles à établir en raison de la complexité des écosystèmes, rend l'interprétation d'un seul indicateur excessivement subjective (Pennino et *al.*, 2011).

Dans une AEP, l'objectif n'est pas de trouver le meilleur indicateur, mais plutôt une série d'indicateurs pertinents avec des propriétés connues (Cury et Christensen, 2005). Plusieurs indicateurs sont actuellement disponibles et ont fait l'objet de plusieurs études. Parmi lesquelles, les indicateurs trophiques ou tropho-dynamiques, utiles pour l'évaluation des écosystèmes soumis à l'exploitation (Pennino et *al.*, 2011; Cury et *al.*, 2005b et Cury et Christensen, 2005).

Pauly et *al.* (1998a) ont utilisé le niveau trophique moyen (MTL) des captures mondiales entre 1950 et 1994 de la base de données de la FAO pour évaluer la durabilité des systèmes

d'exploitation appliqués de par le monde. L'étude a révélé une diminution progressive du niveau trophique des débarquements à travers le temps et les pêcheries se sont orientées progressivement des grandes espèces à longue vie, de hauts niveaux trophiques et des piscivores benthiques, vers les espèces à vie courte de bas niveaux trophiques, les invertébrés et les poissons pélagiques planctonivores (Pauly et al., 1998a). Ce phénomène appelé "*Fishing Down Marine food Webs*" (FDMW) est actuellement étudié en utilisant l'indice trophique marin "*Marine Trophic Index*" (MTI) qui est une autre dénomination du MTL choisie par la commission pour la diversité biologique (CBD, 2004) même si l'utilisation de MTI pour la révélation du FDMW a été sujette à des critiques par Caddy et al. (1998). La pêche vers le bas de la chaîne trophique peut être un choix délibéré et l'existence du phénomène "*bottom-up*" (Augmentation de la production primaire) dans les zones côtières et dans les mers semi-fermées fait diminuer le niveau trophique moyen des captures. Ces critiques sont à l'origine du développement d'autres indicateurs qui sont actuellement utilisés conjointement pour l'évaluation de l'état des écosystèmes soumis à l'exploitation par la pêche. Il s'agit de l'indice de la pêche en équilibre "*Fishing in Balance*" (FiB) développé par Pauly et al. (2000) pour analyser entre autres, l'expansion et la contraction des pêcheries et l'indice trophique marin réduit "*cutMarine Trophic Index*" (cutMTI) (Pauly et Watson, 2005) qui traite des changements dans l'abondance des espèces de niveaux trophiques moyens et élevés et l'évaluation du FDMW dans les systèmes côtiers des mers semi-fermées.

L'étude de l'évolution du ratio entre les débarquements des poissons pélagiques et démersaux (P/D) à travers le temps peut nous fournir plusieurs renseignements sur l'état de la pêche et de l'écosystème, qui peuvent servir le gestionnaire pour l'implantation d'une gestion basée sur l'écosystème (Pennino et Bellido, 2012).

L'eutrophisation et/ou la surexploitation sont les phénomènes majeurs qui peuvent influencer la tendance de ce ratio (Caddy, 1993, 2000; De Leiva Moreno et al., 2000; Libralato et al., 2004 et Pennino et Bellido, 2012). En effet, les espèces pélagiques majoritairement constituées de petits pélagiques planctonivores, sont positivement influencées par l'enrichissement en éléments nutritifs qui stimulent la production primaires (Caddy, 1993) tandis que les espèces démersales sont négativement influencées par l'hypoxie qui résulte de l'excès de la production primaire. De ce fait, l'indice P/D est indirectement indicateur du niveau de disponibilité des nutriments (De Leiva Moreno et al., 2000).

L'eutrophisation engendre une augmentation de la production primaire (Caddy et Garibaldi, 2000; Pennino et al., 2011) favorisant ainsi l'expansion des espèces planctonivores et par conséquent une forte présence dans les débarquements qui influencerait par conséquent,

positivement, le ratio P/D. En revanche, les "blooms" phytoplanctoniques réduisent la quantité de lumière solaire parvenant au fond de l'eau, voire même l'empêchera de pénétrer, ce qui aura pour conséquence un déclin massif de la végétation aquatique submergée, qui constitue une "pouponnière" vitale pour certaines espèces de poissons et d'invertébrés dont la perte peut provoquer de graves résultats écologiques. De plus, lors de la mort de ces "blooms" de phytoplancton, l'accumulation massive de ces organismes en décomposition aura pour effet de diminuer la quantité d'oxygène présente dans les eaux profondes (Houma, 2009). Cette hypoxie peut avoir des effets dramatiques sur les écosystèmes des mers semi-fermées avec la domination de planctonivores, l'introduction ou l'expansion d'espèces résistantes à l'hypoxie, et la disparition de ceux qui sont adaptés à des conditions oligotrophes (Caddy, 2000). Dès lors, l'impact de l'eutrophisation et de l'hypoxie sur le ratio P/D est évident, en changeant les composants de l'écosystème et de la biodiversité et rendant par conséquent, le système démersal/benthique fragile (Caddy, 2000).

Le ratio P/D est également utile pour l'étude de l'évolution globale de la pêche. En effet, une forte demande des poissons démersaux avec une augmentation du ratio P/D peut s'expliquer par une surexploitation des espèces démersales (Pennino et Bellido, 2012). En outre, comme d'autres indicateurs basés sur les captures, il serait sensible à l'évolution des espèces cibles et des méthodes de pêche (Pennino et *al.*, 2011). De ce fait, ce ratio est comparé aux débarquements de certains groupes d'espèces important de la pêche et de l'évolution de la flottille de pêche.

L'influence de l'eutrophisation sur la pêche et l'écosystème est analysée en comparant ce ratio P/D avec certains paramètres de l'environnement qui sont la Chl-*a* qui est un indicateur de la production primaire et les précipitations responsables des apports terrigènes.

Selon Pauly et Watson (2005), le MTI est la dénomination du CDB du niveau trophique moyen (mTL) déjà, appliqué par Pauly et *al.* (1998a). Ces derniers, ont utilisé les données sur les captures recueillies par la FAO entre 1950 et 1994 pour démontrer que les pêcheries mondiales ciblent de plus en plus les petits poissons d'une durée de vie courte et les invertébrés des niveaux bas de la chaîne trophique marine et d'eaux douces. Ce phénomène actuellement, largement connu comme le "*Fishing Down Marine Food Web*" (FDMW) a été observé dans plusieurs régions du monde: en Thaïlande (Christensen, 1998), au Canada (Pauly et *al.*, 2001), en Grèce (Stergiou et Koulouris, 2000), dans la zone de pêche commune Argentino-uruguayenne (Jaureguizar et Milessi, 2008), au Brésil (Freire et Pauly, 2010) et en méditerranée et mer noire (Pennino et *al.*, 2011) et dans d'autres pays.

L'utilisation du TL moyen des débarquements comme une mesure de l'impact de la pêche sur l'écosystème marin telle que suggérée par Pauly et *al.* (1998a) a été contestée par Caddy et *al.* (1998). Ces derniers, ont indiqué que, le phénomène d'eutrophisation dans les zones côtières et les mers semi-fermées, provoqué par les eaux de ruissèlement et les apports anthropiques, fait augmenter la production primaire et par conséquent, l'abondance des espèces planctonivores qui font baisser le TL moyen des captures. En outre, Comme étant un phénomène diffus et général, l'eutrophisation est une source potentielle de la modification du rapport entre les espèces démersales et pélagiques et entre le prédateur et l'abondance des proies qui pourraient également être confondus avec le FDMW (Caddy et *al.*, 1998).

De ce fait, l'augmentation des captures des espèces planctonivores à TLs bas fait baisser, en toute évidence, le TL moyen des captures. Un exemple illustrant est celui de l'anchois du Pérou *Engraulis ringens* dont les captures énormes influencent largement le TL des captures globales (Pauly et *al.*, 1998a).

Pour éviter ce problème Pauly et Watson (2004) ont suggéré d'éliminer du calcul du MTI toutes les espèces à TL bas, il ressort, de ce fait, un nouvel indicateur nommé ^{cut}MTI. Ce dernier est calculé en excluant toutes les espèces à TLs < 3,25 telles que les herbivores, les détritivores et les planctonivores qui présentent de grandes fluctuations en réponse aux conditions environnementales (Pauly et Watson, 2004).

Pauly et *al.* (2000) ont relevé un problème dans l'utilisation de la baisse du TL moyen des débarquements comme une preuve d'un impact sur l'écosystème d'une pêche donnée. Ainsi, pour une évaluation juste de l'impact de la pêche, il ne faut pas se baser uniquement sur un indice qui diminue lorsque la pêche est orientée vers le bas de la chaîne trophique d'un écosystème donné (Pauly et *al.*, 2000).

En outre, Les écosystèmes marins fonctionnent comme des pyramides dans lesquels la production primaire générée au (TL=1) est déplacée vers le haut au TL supérieur, avec un taux de perte considérable, utilisé dans le processus d'entretien, la reproduction et d'autres activités des animaux dans les systèmes (Pauly et Christensen, 1995).

Inversement, la production biologique augmente d'un facteur de 10 en se déplaçant d'un seul niveau vers le bas (Pauly et *al.*, 2000). De ce fait, le déplacement vers le bas de la chaîne alimentaire peut être le résultat d'un choix délibéré du fait que la production biologique est plus grande aux TLs plus bas (Pauly et *al.*, 2000; Pauly et Watson, 2005).

Pour éviter ces pertes de production, une baisse du TL moyen des captures devrait être compensée par une augmentation écologiquement appropriée de ces captures (en termes de

biomasse). Cette augmentation étant déterminée par l'efficacité de transfert (TE) entre les TLs (Pauly et Watson, 2005).

Ainsi, Pauly et *al.* (2000) ont proposé l'indice FiB "*Fishing in Balance*" incluant la notion de l'efficacité de transfert et permettant d'évaluer si une pêche est équilibrée en termes écologiques ou non.

L'indice trophique marin (MTI) a récemment montré qu'il augmente en l'absence de rétablissement des groupes de niveaux trophiques élevés exploités traditionnellement. Ceci est interprété ici comme le résultat de l'expansion spatiale des pêcheries, comme le montre l'augmentation généralisée de l'indice de pêche en équilibre (FiB), qui peut être réinterprété comme un indicateur d'expansion spatiale. Kleisner et Pauly (2011) montrent qu'il est possible de modifier le MTI de manière à ce qu'il prenne explicitement en compte l'expansion spatiale. Il en résulte un nouvel indice, l'indice de durabilité des pêches (FSI), dont l'utilité potentielle est brièvement examinée en ce qui concerne les mers régionales

Ces indicateurs le ratio entre les débarquements des poissons pélagiques et démersaux (P/D), l'indice trophique marin (MTI), l'indice ^{cut}MTI, l'indice de la pêche en équilibre (FiB), ainsi que l'indice de la durabilité de la pêche (FSI) sont commodes à obtenir à partir de données relatives aux débarquements de la pêche commerciale généralement, disponibles et accessibles ils s'adaptent ainsi parfaitement pour les pêcheries pauvres en données.

C'est ainsi que nous nous sommes intéressé dans le cadre d'un projet de recherche du Laboratoire EMMAL intitulé: Estimation de la biomasse exploitable de la sardine sur la cote algérienne en vu d'une exploitation rationnelle à l'étude de la biodiversité ichtyologique et pêche dans le golfe d'Annaba Est-algérien.

Nous avons réalisé une analyse faunistique des peuplements fréquentant les fonds chalutables pêchés quotidiennement par l'embarcation Billel Zine el Abidine en 2016 et évaluer puis, comparé la pêche à Annaba et à l'échelle nationale par 5 indices trophiques: P/D, MTI, ^{cut}MTI, FiB et FSI entre 2001 et 2017.

Matériels et méthodes

2. Matériel et méthodes.

2.1. Situation géographique de la zone d'étude.

2.1.1. Côte algérienne.

La côte algérienne (Fig. 1) est située au sud du bassin occidental méditerranéen, elle forme avec les côtes Baléares et Sardes le bassin algérien.



Figure 1: Carte satellitaire montrant une vue générale du littoral algérien.

Elle s'étend de Ain B'Har (frontière tunisienne) à l'oued Kiss (frontière marocaine) sur une longueur de 1.100 km à vol d'oiseau et 1.283 km en prenant en compte les différentes sinuosités de la côte.

Le littoral algérien est bordé sur la plus grande partie de son étendue par des hautes falaises de formations géologiques variées, il présente des échancrures plus ou moins largement ouvertes vers le nord et qui forment d'est en ouest 5 baies et 6 golfes suivants: golfe de Annaba; golfe de Skikida; baie de Jijel; golfe de Béjaïa; baie de Zemmouri; baie d'Alger; baie de Bou Ismail; golfe d'Arzew; golfe d'Oran; baie de Béni Saf et golfe de Ghazaouet (Fig. 2).

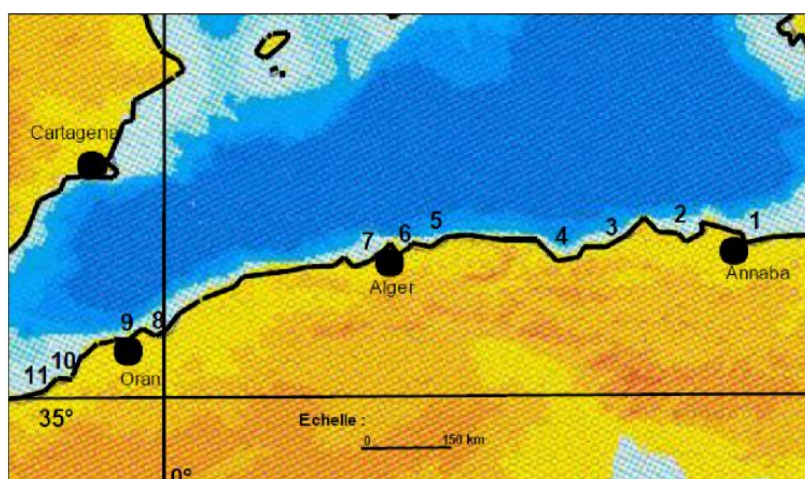


Figure 2: Vue générale de la côte algérienne montrant les localisations des baies et golfes: (1) golfe de Annaba; (2) golfe de Skikida; (3) baie de Jijel; (4) golfe de Béjaïa; (5) baie de Zemmouri; (6) baie d'Alger; (7) baie de Bou-Ismaïl; (8) golfe d'Arzew; (9) golfe d'Oran; (10) baie de Béni Saf; (11) golfe de Ghazaouet.

2.1.2. Le golfe d'Annaba.

Le golfe d'Annaba forme l'aile orientale de la côte algérienne, il est situé à environ 670 km d'Alger, il est délimité par Ras El Hamra à l'ouest ($36^{\circ}58'02''\text{N} - 7^{\circ}47'49''\text{E}$) et Ras Rosa à l'est ($36^{\circ}57'03''\text{N} - 8^{\circ}14'35''\text{E}$) (Fig. 3). Le golfe d'Annaba s'étend sur 2.337km^2 , le plateau continental du rivage à 100 m de profondeur représente une superficie de 1.048 km^2 , le bord supérieur du talus continental de 100 à 500 m de profondeur s'étend sur 733 km^2 et la partie inférieure du talus continental de 500 à 1.000 m de profondeur représente 556 km^2 . Le linéaire côtier s'étend sur 80 km (Fig. 3), où il forme un demi cercle de Ras El Hamra à l'oued Mafrag ouvert aux houles nord-est et de l'oued Mafragh à Ras Rosa, il est orienté sud sud-ouest à nord nord-est. Dans le golfe d'Annaba se jette 2 oueds: Oued Seybouse et oued Mafrag.

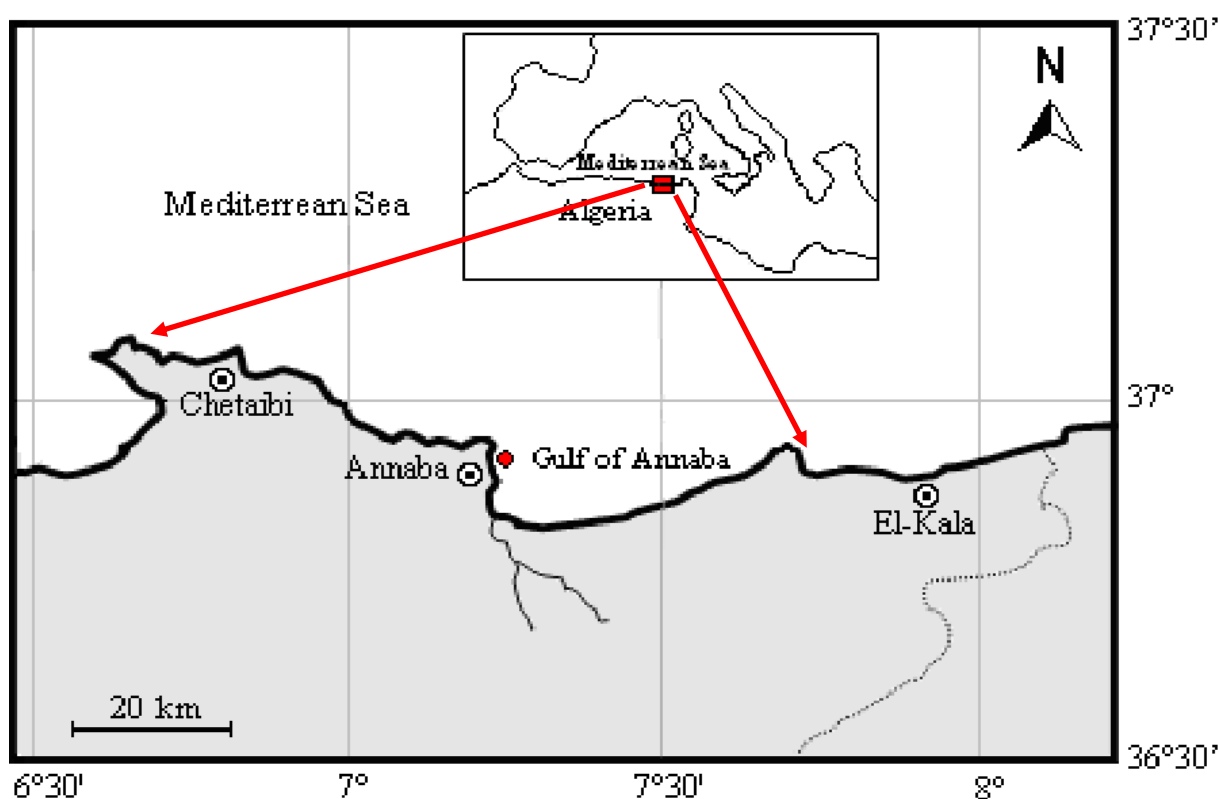


Figure 3: Golfe d'Annaba et délimitation de son secteur de la pêche (carré rouge).

2.1.3. Caractéristiques de golf d'Annaba.

2.1.3.1. Morpho-bathymétrie.

Entre la baie de Chetaibi et la baie d'Annaba (Fig. 4), le littoral s'ouvre largement sur un glaciais continental en pente douce très étendue, depuis la côte jusqu'à la plateforme continentale qui s'amorce vers -100 m (Leclair, 1972). Entre les caps Toukouch et Axine, le substratum devient de plus en plus accidenté, et ce jusqu'au cap de Garde.

Toutefois, les fonds de la baie d'Annaba ne présentent pas d'accidents morphologiques majeurs. Devant les falaises rocheuses du cap de Garde, le profil de la marge continentale s'individualise globalement en:

- une bordure littorale étroite et accidentée,
- une plate-forme continentale plane prolongée en direction Nord-Est,
- un glacis débutant par un rebord peu marqué.

Du cap de Garde jusqu'à la pointe du Lion (port d'Annaba), la côte est orientée Nord-Sud. Il existe une alternance de falaises, d'anses (Lazaret, Maison cassée) et de petites plages (Aïn Achir, Belvédère, La Caroube, Chapuis, Saint-Cloud et Lever de l'Aurore), créées dans les sinuosités du rivage sur un parcours d'environ 15 km. A l'extrémité de la pointe du Lion, s'enracine la jetée du Lion, orientée Nord-Est, qui forme l'avant-port d'Annaba et le protège des tempêtes Nord-Ouest. Dans la région d'Annaba, le plateau continental est étroit dans son ensemble avec un fond hétérogène surtout au voisinage des caps de Garde et Rosa. Il est restreint au Nord du cap de Garde (4,5 milles), puis s'étend dans le Golfe jusqu'à 14,5 milles et se rétrécit légèrement à l'Est, au voisinage du cap Rosa. Entre les deux caps, la profondeur moyenne est estimée à 50 m. Les isobathes -10, -20, -30, -40 et -50 m sont assez éloignés les uns des autres au Sud du Golfe et se rapprochent ensuite vers le Nord du cap de Garde.

Ceux de -50 et de -100 m sont aussi rapprochés et parallèles à la ligne du rivage. A partir du cap de Garde, ces isobathes s'éloignent avant de se rapprocher à l'Est d'El-Kala jusqu'à la longitude 08° 30' où ils redeviennent parallèles (Fig. 4).

A partir de cap Rosa, le plateau continental s'étend en pente douce jusqu'au détroit de Sicile, puis s'élargit en direction Nord-Est. Ce plateau prolonge la plateforme continentale jusqu'à l'isobathe -500 m. Il présente en son centre une légère dépression dont les bords sont généralement accidentés avec des écueils.

Au large, se trouvent des hauts fonds accusant une dénivellation considérable par rapport aux profondeurs environnantes. Les principaux sont:

- la seiche "Takouch" (recouverte au minimum de 13 m),
- la roche "Axine" (recouverte au minimum de 30 m),
- la seiche "Aïn Barbar" (recouverte au minimum de 40 m),
- la petite "Seiche" (recouverte au minimum de 13 m),
- la roche du "Vautour" (recouverte au minimum de 8 m),
- la roche "Saint Joseph" (recouverte au minimum de 13 m).

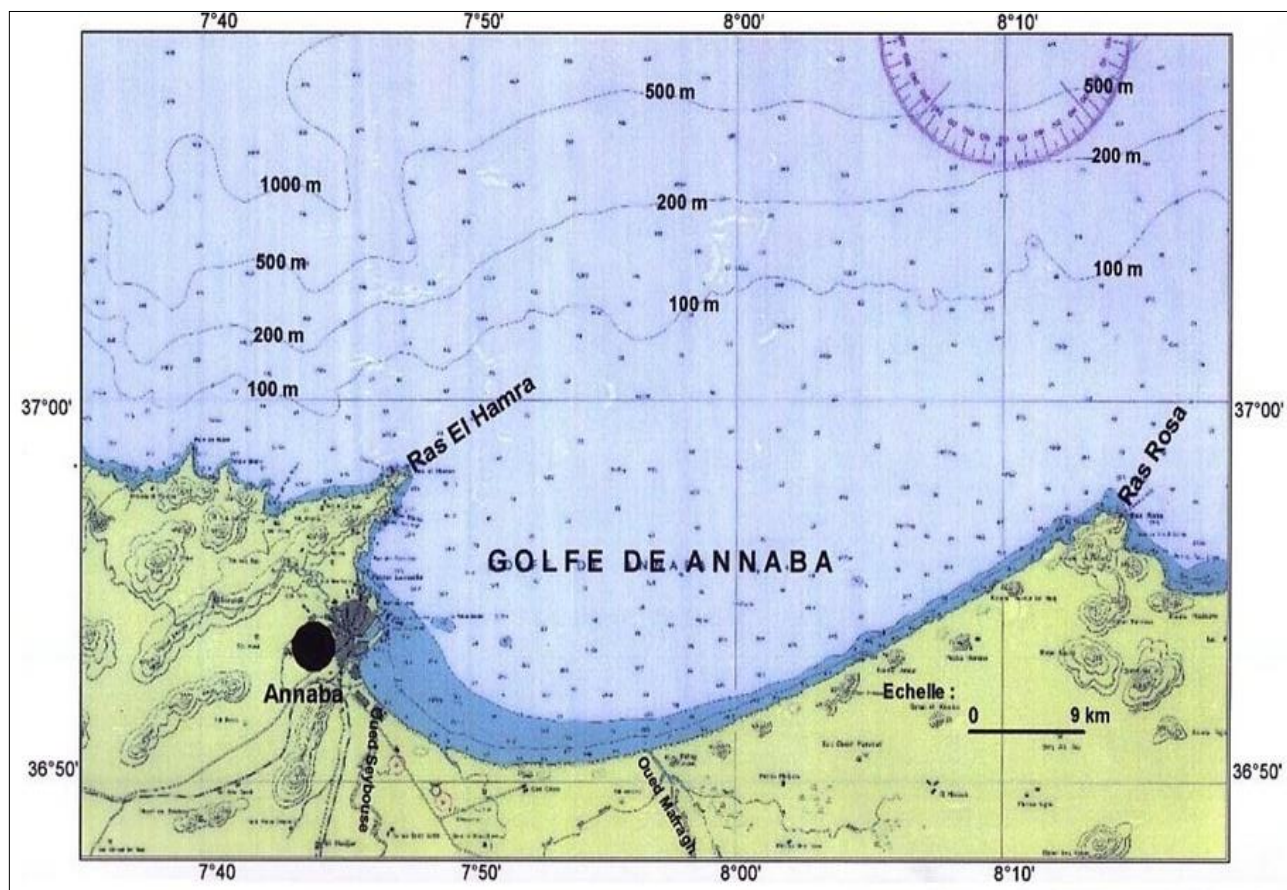


Figure 4: Carte bathymétrique du golfe d'Annaba (extraite de la carte marine du service hydrographique des forces navales N° 1213).

2.1.3.2. Couverture sédimentaire.

Du cap Toukouch au cap de Garde, le littoral est généralement accidenté jusqu'à -30m, sauf au niveau des plages où le fond est de nature sableuse (baie de Toukouch, Aïn Barbar, Pain de Sucre, Voiles Noires et Sidi Bagraât). Au-delà, le substrat est meuble (généralement sableux ou sablo-vaseux) jusqu'à -100 m dans la baie de Toukouch. Sur la même ligne bathymétrique mais en se dirigeant vers le cap de Garde, s'installe une large ceinture de coralligènes mélangés à du gravier entre le cap Axine et Aïn Barbar. Ce substrat corallien laisse place jusqu'au Pain de Sucre, à du sable.

Entre le lieu "Pain de Sucre" et le cap de Garde, le substratum est essentiellement consolidé avec une couverture de végétation côtière et du coralligène jusqu'à -90 m.

A proximité du cap, le substratum de la frange côtière est généralement rocheux, entrecoupé de zones de sables, de sablons calcaire-siliceux, de graviers calcaires et d'herbiers de posidonie. Ces derniers se constituent parfois en larges ceintures jusqu'à -25 m.

Dans le golfe d'Annaba, le fond marin débute généralement par du sable grossier, qui se mélange à du sable fin et à de la vase dans la cuvette et au large de la baie-Est. Tout le long

de la ligne de rivage, l'herbier de posidonie est généralement clairsemé. Il s'édifie sur un substrat dur jusqu'à de faibles profondeurs avec des feuilles assez courtes. Dans certaines plages (Belvédère et la Caroube), l'herbier s'élève en véritables mattes pouvant atteindre 1 m. Par endroits, il se forme de petits puits inter-mattes où se trouve un sédiment détritique de sable fin. A l'extrême Ouest, où l'hydrodynamique est relativement plus faible, les feuilles viennent parfois effleurer la surface de l'eau, parallèlement à la ligne de rivage, comme c'est le cas de la plage la Caroube.

Au niveau du cône de déjection de l'oued Seybouse, les fonds sont occupés par des sables fins terrigènes. De -15 à -20 m de profondeur, le sédiment devient vaseux. Entre les oueds Seybouse et Mafrag, la limite du plateau continental est occupée par des vases terrigènes gluantes, tandis que vers la côte on y trouve un substrat rocheux à coralligène.

A proximité de l'oued Mafrag, les fonds sont constitués de sables sur lesquels s'étend un herbier clairsemé. Au-delà, s'installe un détritique puis des vases terrigènes molles avec des enclaves coralligènes (Vaissière et Fredj, 1963). Plus à l'Est, le sable fin est remplacé par des herbiers de posidonie jusqu'à environ -20 m. Ces derniers laissent ensuite la place aux coralligènes puis à la vase terrigène molle qui est présente de plus en plus au large, au fur et mesure que l'on se dirige vers l'Est. Un peu plus loin vers la plage El-Hanaya, la côte est caractérisée par un substratum consolidé avec certaines zones à affleurements sous-marins. On y retrouve aussi un substrat détritique et un herbier à posidonie peu dense jusqu'à de très faibles profondeurs (-3 m). Cet herbier est présent aussi sur les côtes d'El-Kala jusqu'au cap Rosa. A partir de l'isobathe 50 m, le fond est constitué de vase terrigène.

2.1.3.3. Hydrologie.

Sur les côtes Est algériennes, le mouvement hydrodynamique est généralement de faible amplitude. Au voisinage du cap Toukouch, la vitesse du courant est faible (1 m/s). Selon l'étude du LCHF (1976), à l'entrée de la baie d'Annaba on retrouve une circulation générale méditerranéenne permanente d'orientation 100° - 120° (Fig. 5). A proximité du cap de Garde, un courant principal résiduel progresse vers la côte prenant une direction Sud (150° - 180°) avec une vitesse de 0,25 à 0,35 m/s. En l'absence de toute autre cause motrice de l'eau, de lents tourbillons plus au moins vastes prennent naissance le long du rivage, d'origines non précisées (Fig. 6). Au Sud du cap, le courant se dirige vers l'Est aux environs de l'oued Mafrag (90° - 100°) en diminuant d'intensité (0,10 à 0,25 m/s). Toutefois, en période de crues ou par tempête d'Est, les eaux coulent vers le Nord. Le secteur d'El-Kala est aussi caractérisé par la présence de faibles courants superficiels dont la vitesse fluctue entre

0,1 et 0,25 m/s. Au Nord du cap Rosa, l'écoulement est d'orientation Sud-Est (160°) changeant progressivement de direction en coulant franchement vers l'Est.

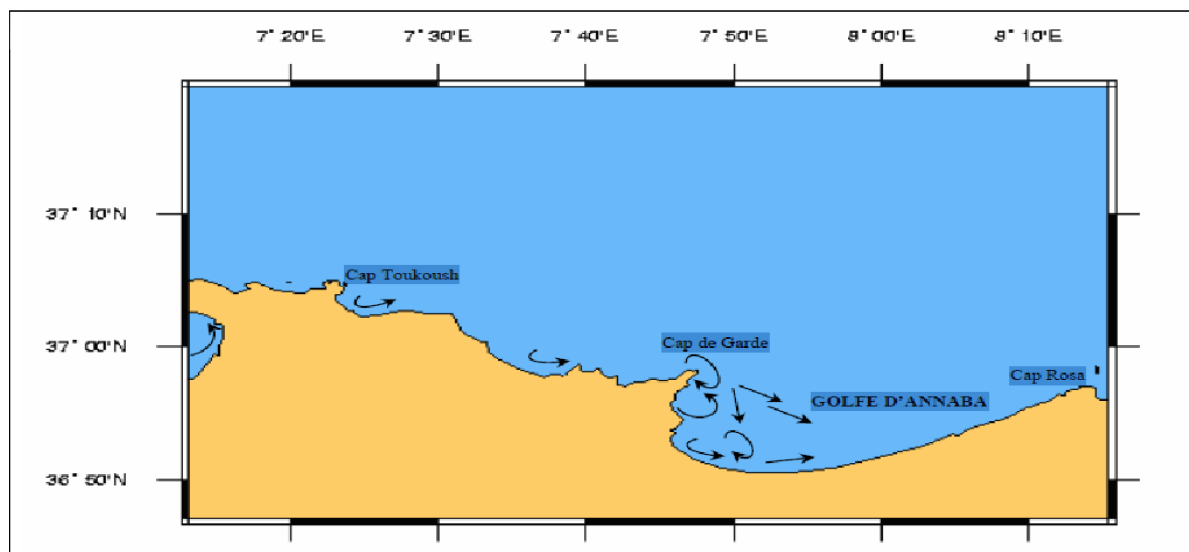


Figure 5: Courants locaux entre les caps Toukoush et Rosa (modifié de LCHF, 1976 et Anonyme, 1996).

2.1.4. Biodiversité.

Selon Lévêque (1997), Parizeau (1997) et Lévêque et Mounolou (2001), le terme «biodiversité», contraction de diversité biologique, a été introduit au milieu des années 1980 par des naturalistes qui s'inquiétaient de la destruction rapide des milieux naturels et de leurs espèces, réclamant que la société prenne des mesures pour protéger ce patrimoine. Le terme a ensuite été popularisé lors des discussions qui ont eu lieu autour de la signature de la convention sur la diversité biologique lors de la conférence de Rio de Janeiro en 1992 (Marty et *al.*, 2005). Cette convention, en date du 5 juin 1992, est la première manifestation en droit international de la volonté des états d'envisager l'environnement dans son ensemble en se fondant sur le concept de diversité biologique. Elle a été signée lors du sommet par 153 états, dont l'Algérie et elle est entrée en vigueur le 29 décembre 1993. Selon l'article 2 de la convention de Rio (Doumbe-Bille et Kiss, 1992), on peut définir la biodiversité comme «la variabilité des organismes vivants de toutes origines, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques, et les complexes écologiques, dont ils font partie. Cette définition inclut la diversité à l'intérieur des espèces, entre les espèces et la diversité des écosystèmes».

La biodiversité est composée de 3 catégories qui montrent comment la biodiversité englobe des échelles différentes depuis le gène jusqu'à l'écosystème (Marty et *al.*, 2005) on a :

- La diversité génétique, qui est la variabilité ou la quantité d'informations génétiques des individus, des populations, des espèces, des assemblages ou des communautés.

- La diversité des espèces.
- La diversité des écosystèmes et des habitats.

La biodiversité apparaît comme un capital naturel soumis à une régulation marchande, source potentielle de profits importants pour les pays détenteurs des ressources génétiques. La valorisation économique de la biodiversité donne également des arguments de poids aux protecteurs de la nature (Chauvet et Olivier, 1993; Aubertin et Vivien, 1998).

2.1.4.1. Biodiversité marine.

L'océan mondial, qui couvre 71 % de la planète a fait l'objet de moins d'investigations que l'environnement terrestre, où 80 % des espèces connues sont terrestres et seulement 20 % des espèces recensées sont marines. Cet état de la connaissance de la biodiversité marine est dû principalement aux moyens originaux et aux investissements coûteux nécessaires aux investigations dans l'environnement marin.

2.1.4.2. Biodiversité marine en Méditerranée.

La Méditerranée ne représente que 0,8 % de la surface et 0,3 % du volume de l'océan mondial et elle héberge 8 à 9 % de sa biodiversité avec 10 000 à 12 000 espèces marines (flore et faune) (Boudouresque, 1996). Actuellement la Mer Méditerranée présente les caractéristiques d'une mer tempérée chaude ou subtropicale. De par son histoire, elle n'a jamais eu une faune homogène au niveau spécifique. La mer Méditerranée est caractérisée par la présence de faunes boréo-arctiques, tempérés, subtropicales et tropicales. Sa faune a des affinités avec des espèces de l'atlantique orientale et de l'indo-pacifique, ainsi que la faune paléo-méditerranéenne. La faune et la flore marines méditerranéennes comportent environ 20 à 30 % d'espèces endémiques (espèces n'existant pas hors de la Méditerranée), 3 à 10 % pantropicales (espèces présentes dans toutes les mers chaudes du globe), 55 à 70 % atlantiques (espèces présentes dans l'Atlantique et en Méditerranée) et 5 % Lessepsiennes (espèces entrées en Méditerranée depuis la Mer Rouge par le canal de Suez) (Boudouresque, 1996).

La faune marine méditerranéenne n'est pas répartie d'une manière équitable entre les différents bassins, où 87 % des espèces recensées sont présentes dans la Méditerranée occidentale, 49 % en Adriatique et 43 % en Méditerranée orientale (Fredj *et al.*, 1992).

2.1.4.3. Biodiversité marine en Algérie.

La côte algérienne abrite une remarquable richesse spécifique en termes de végétaux, d'invertébrés et de poissons (DGE/ISMAL, 2000; PNT/ISMAL, 2003; PNG/ISMAL, 2004),

dont les inventaires systématiques de la faune et de la flore sous-marines ne sont pas encore achevés. Elle présente comme pour l'ensemble du pourtour méditerranéen «un point chaud» de la biodiversité marine. On recense 6.488 espèces marines sur la base de travaux réalisés depuis 1893 à nos jours (Tab. 1) sur l'ensemble de la côte algérienne. Cette valeur de la diversité spécifique en milieu marin algérien est supérieure aux compilations bibliographiques réalisées par PNUD-Algérie (2005), qui confirme la présence seulement de 3.793 espèces marines sur la côte algérienne.

Tableau 1: Nombre total des taxons marins recensés le long de la côte algérienne.

| Groupe taxonomique | Nombre d'espèces | Auteurs |
|--------------------|------------------|--|
| Algues | 1297 | Debray (1893); Feldmann (1931, 1933, 1937a, 1937b, 1939, 1941 et 1942); Feldmann-Mazoyer (1940); Feldmann et Feldmann (1947); Boudouresque et Boudouresque (1969); Lalami-Taleb (1970); Furnestin (1973); Perret-Boudouresque et Seridi (1989); Seridi (1990); Illoul (1991); Pergent et al. (1991); Kadari-Meziane (1994); Ould Ahmed (1994); Frehi (1995); Ounissi et Frehi (1999); Touahria (1999); DGE/ISMAL (2000); PNT/ISMAL (2003); PNG/ISMAL (2004); Grimes et al. (2005a et b); Laid ((2005). |
| Phanérogames | 4 | Dieuzeide et Goeau-Brissonière (1951); Molinier et Picard (1952); Pergent et al. (1991); Semroud (1993); Boumaza (1995); DGE/ISMAL (2000); PNT/ISMAL (2003); PNG/ISMAL (2004); Grimes et al. (2005a et b); Mammeria (2006). |
| Invertébrés | 4753 | Dautzenberg (1895); Le Danois (1924); Rose (1925, 1931, 1933, 1937 et 1942); Seurat (1927, 1931, 1935 et 1940); Gruvel (1926); Dieuzeide (1935, 1940, 1950a et b, 1951b, 1952, 1955a, b et 1960a); Rose et Hamon (1953); Devries (1957); Bernard (1955a et b); Gauthier (1955); Gauthier-Michaz (1955); Bernard (1958a et b); Santa (1961); Furnestin (1962); Mazza (1962); Maurin (1962 et 1968); Vaissière et Fredj (1963); Tellaï (1966); Omaly (1968); Falconetti (1969); Petit (1972); Allain et al. (1977); Max (1980); Allain (1981a et b); ISTPM (1982 et 1983); Seridji (1989); Rebzani-Zahaf (1990); Derbal (1991); Hassam (1991); Oulmi (1991); Pergent et al. (1991); Boubzari (1992); Khelifi-Touhami (1994); Hafferssas (1996); Kerfouf (1997); Amar (1998); Grimes (1998a et b); Ounissi et al. (1998 et 1999); DGE/ISMAL (2000); Derbal et Kara (2005); Massuti et al. (2003 et 2004a); PNT/ISMAL (2003); PNG/ISMAL 2004); Boudjadi (2004); Kerzabi (2004); Amar et al. (2005); Bachir et al. (2005); Grimes et al. (2005 a et b); Bakalem (2008). |
| Poissons | 422 | Le Danois (1924); Gruvel (1926); Seurat (1933); Dieuzeide (1940, 1950a et b, 1955a, et b, 1960a, b, 1963a et b); Dieuzeide et Roland (1950, 1955, 1957a, 1958a et b); Dieuzeide et al. (1953, 1954, 1955 et 1959); Santa (1961); Maurin (1962 et 1968); Marinaro et al. (1970); Lalami (1971); Siblot (1976); Grim et Marinaro (1979); Allain et al. (1981); Grim (1981); ISTPM (1982 et 1983); Allili et Marinaro (1986); Pergent et al. (1991); Djabali et al. (1993); Kara (1998); DGE/ISMAL (2000); Derbal et Kara (2001); Nouacer (2002); Kara et Bourehail (2003); Massuti et al. (2003 et 2004a.); Nouar (2003); PNT/ISMAL (2003); PNG/ISMAL (2004); Bourehail (2004); Bachir et al. (2005); Grimes et al. (2005a et b); Hemida (2005); Refes (2006); Derbal (2007); Refes et al. (2010). |
| Tortues | 3 | Gruvel (1926); Santa (1961); Laurent (1988 et 1990); PNT/ISMAL (2003); Grimes et al. (2005a et b). |
| Mammifères | 9 | Gruvel (1926); Boutiba (1992 et 2003); PNT/ISMAL (2003); PNG/ISMAL (2004); Grimes et al. (2005a et b). |
| Total | 6488 | |

2.1.4.4. Biodiversité marine dans le golfe d'Annaba.

Les travaux sur la biodiversité des côtes du golfe d'Annaba concernent essentiellement le plancton (Frehi, 1995; Khelifi-Touhami, 1998; Ounissi et *al.*, 1998; Ounissi et Frehi, 1999; Ounissi et Khelifi-Touhami, 1999) et quelques groupes d'invertébrés habitant l'étage infralittoral et le talus continental (Derbal, 1991; Derbal et Kara, 2005; Menail-Abdelli, 2007).

Sur les côtes du golfe d'Annaba, les travaux d'inventaires concernent aussi bien les peuplements phytoplanctoniques (Frehi, 1995; Ounissi et Frehi, 1999) que zooplanctoniques (Khelifi-Touhami, 1998; Ounissi et *al.*, 1998; Ounissi et Frehi, 1999; Ounissi et Khelifi-Touhami, 1999). Les résultats obtenus par Ounissi et Frehi (1999) permettent de scinder la baie d'Annaba en 2 zones présentant des différences fondamentales: (i) une zone d'interface recevant les apports continentaux et qui se distingue par ses eaux confinées, turbides, moins salées et hautement fertiles et (ii) une zone exposée directement aux intrusions des eaux marines (Tab. 2).

Le zooplancton des eaux néritiques des côtes du golfe d'Annaba est diversifié (183 espèces) et développe des populations denses pouvant atteindre en situation d'eutrophisation jusqu'à 202.085 ind/m³ dans la baie d'Annaba (Ounissi et *al.*, 1998) (Tab. 2).

Une synthèse de données sur la faune invertébrée des côtes du golfe d'Annaba, inventoriée en utilisant différentes méthodes d'échantillonnage (analyse des produits de la pêche, relevés visuels, analyse des contenus stomacaux) (Derbal et Kara, 2005).

La richesse spécifique est estimée à 198 unités systématiques dont 13 devenues rares ou protégées dans le bassin méditerranéen. Les espèces inventoriées sont rattachées à 9 embranchements différents: Arthropodes, Mollusques, Coelentérés, Echinodermes, Spongiaires, Annélides, Vermidiens ou Bryozoaires, Echuriens et Sipunculien (Tab. 2).

Dans le golfe d'Annaba, les travaux relatifs aux peuplements ichthyologiques côtiers concernent plus des aspects biologiques (Derbal et Kara, 2006, 2007a, 2008, 2013; Derbal et *al.*, 2010; Benchalel et *al.*, 2010; Chaoui et *al.*, 2009; Benchalel et Kara, 2013) qu'écologiques (Derbal et Kara, 1995, 2010; Derbal et *al.*, 2013).

Selon Derbal (2007) l'inventaire ichthyologique sur le golfe d'Annaba est en total de 174 espèces composées de 26 Chondrichthyes et de 148 Osteichthyes, dont certains sont considérés comme rares en Méditerranée (*Epinephelus marginatus*, *E. costae*, *Mycteroperca rubra*, *Diplodus cervinus cervinus*, *D. puntazzo*, *Sciaena umbra*) (Tab. 2).

Tableau 2: Principales groupe taxonomique marines recensées le long de golfe d'Annaba.

| Groupe taxonomique | Nombre d'espèces | Auteurs |
|--------------------|------------------|--|
| Phytoplancton | 43 | Frehi, 1995; Ounissi et Frehi, 1999. |
| Zooplancton | 183 | Khelifi-Touhami, 1998; Ounissi et <i>al.</i> , 1998; Ounissi et Frehi, 1999; Ounissi et Khelifi-Touhami, 1999. |
| Invertébrés | 198 | Derbal, 1991; Derbal et Kara, 2005; Menail-Abdelli, 2007. |
| Ichtyofaune | 174 | Derbal et Kara, 2006, 2007a, 2008, 2013; Derbal et <i>al.</i> , 2010; Benchalel et <i>al.</i> , 2010; Chaoui et <i>al.</i> , 2009; Benchalel et Kara, 2013; Derbal et Kara, 1995, 2010; Derbal et <i>al.</i> , 2013. |
| Total | 598 | |

2.2. Technique de pêche utilisée.

2.2.1. Chalutiers et chaluts.

La prospection des fonds chalutables a été réalisée par un chalutier professionnel exerçant dans les zones d'étude (Tab. 3) et (Fig.6 a et b), en utilisant un chalut de fond à Grande Ouverture Verticale (GOV) et un chalut pélagique.

Tableau 3: Principales caractéristiques de chalutier professionnel. GOV: Grande Ouverture Verticale.

| Zone d'étude | Navire | Long (m) | Larg (m) | Puiss (CV) | Jauge brute (TX) | Type de chalut |
|----------------|---------------------------------|----------|----------|------------|------------------|--|
| Golfe d'Annaba | Billel Zine el Abidine (AN0731) | 20,82 | 5,84 | 430 | 47,99 | - Chalut de fond GOV 31,90/37,70 m. - Chalut pélagique 31,60 x 28,10 m. |



Figure 6: Photographies montrant le chalutier Billel Zine el Abidine immatriculé AN0731. a: vue bâbord et b: tribord.

Le chalut, filet remorqué par notre chalutier, est constitué d'un corps en forme conique, fermé par une poche et prolongé à l'ouverture par des ailes. Il peut être traîné au fond (chalut de fond) (Fig. 7) ou entre deux eaux (chalut pélagique) (Fig. 8).

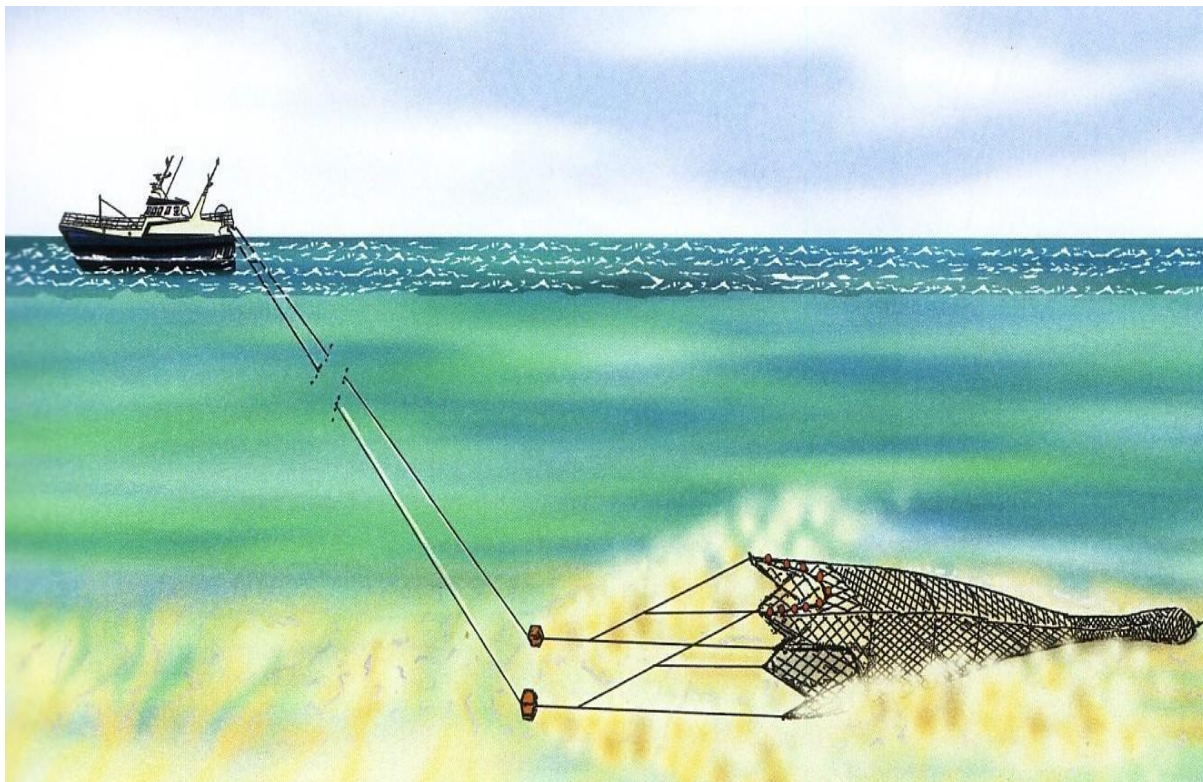


Figure 7: Traction d'un chalut de fond à grande ouverture verticale (Deschamps et *al.*, 2003).

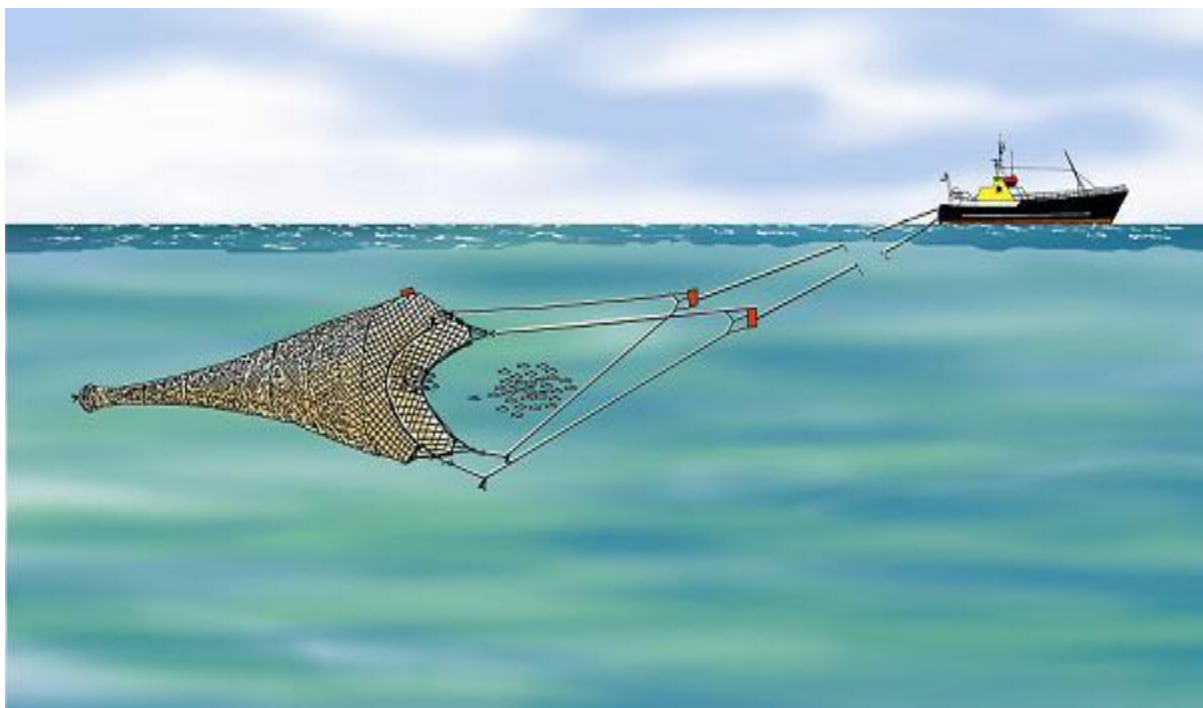


Figure 8: Traction d'un chalut pélagique (Deschamps et *al.*, 2003).

2.2.2. Caractéristiques de chalut de fond à grande ouverture verticale utilisé

Le chalut de fond classique à panneaux est un engin qui peut être considéré comme bien adapté à la pêche des poissons de fond: poissons plats et poissons ronds. Par des modifications de son gréement, en particulier par l'adjonction de plateaux éleveurs, on est arrivé à améliorer le rendement du chalut de fond pour la pêche des poissons bleus, en particulier hareng et maquereau, poissons qui nagent en général à une certaine distance du fond. L'action rabattant des plateaux éleveurs et de leur gréement compense l'ouverture verticale relativement faible des chaluts employés jusqu'à présent pour ces pêches (l'ouverture verticale, ou élévation, d'un chalut de fond classique étant, dans les meilleures conditions, de 3,50 à 4 m pour un chalutier de pêche industrielle). Le chalut de fond ordinaire reste donc un engin aux capacités de pêche assez limitées. Il donne aux pêcheurs de nouvelles possibilités de pêche, en particulier pour les poissons bleus et les poissons ronds, dans ce cas un nouveau type de chalut à grande ouverture verticale, mieux adapté à la pêche de ces espèces (Fig. 9).

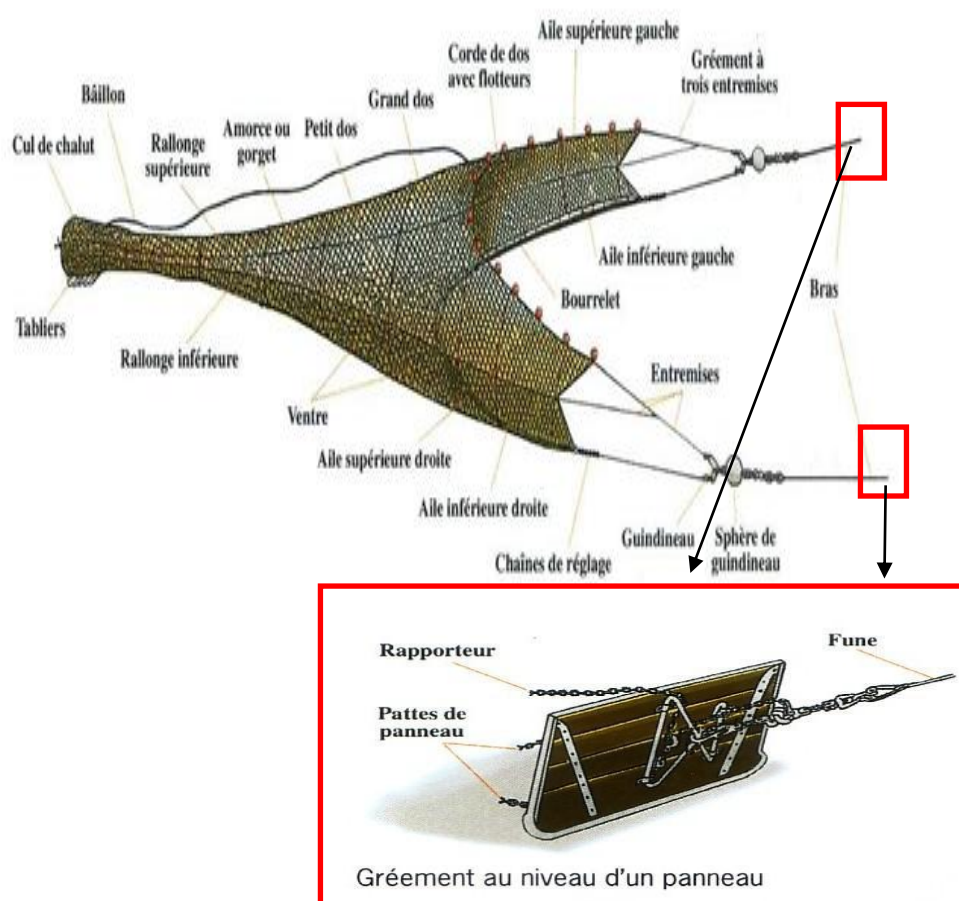


Figure 9: Caractéristiques d'un chalut de fond à grande ouverture verticale (GOV) et leur Gréement au niveau d'un panneau (Deschamps et *al.*, 2003).

Deux gréements ont été adaptés à ce chalut: le gréement à entremises et bras et le gréement à fourches. La longueur des entremises est approximativement égale à la longueur de la corde de dos soit 32 m. L'entremise milieu de 16 m relie le milieu de l'entremise supérieure au bout libre situé entre les deux têtes.

2.2.3. Caractéristiques de Chalut pélagique utilisé.

Traînés entre deux eaux, les chaluts pélagiques ou chaluts flottants ont, en général une forme différente de celle des chaluts de fond. Ils ne possèdent pas l'ouverture largement étalée des chaluts de fond, mais au contraire une ouverture dont la hauteur est égale ou à peine inférieure à la largeur. Le bourrelet garni est remplacé par un simple filin plus ou moins lesté. La forme particulière de l'ouverture (en carré ou en rectangle peu allongé) entraîne l'ensemble du chalut à prendre la forme générale d'une pyramide à quatre faces latérales.

Plus encore que pour un chalut de fond, la forme et la profondeur du corps d'un chalut pélagique, ainsi que la diminution progressive des maillages, auront une grande importance. En effet de ces deux facteurs dépendront les possibilités de filtration et le passage dans l'eau, sans turbulence exagérée susceptible d'effrayer les poissons avant l'arrivée du chalut.

Dans notre cas nous avons utilisé le chalut pélagique 31,60 x 28,10 m selon Brabant et Nédélec, 1988) (Fig. 11).

Conçu pour un chalutier de pêche artisanale de 400 CV, ce chalut a un périmètre de 200 mailles de 800 mm (équivalent de 800 mailles de 200 mm). On note la longueur relativement importante du corps du filet (50,20 m étiré, ailes et poche non comprises) (Fig. 11). Cet allongement est nécessaire pour permettre un passage facile de l'eau au travers des mailles. Le rapport entre les faces de dessus ou de dessous et celles de côté est de 3/2. En effet, la forme carrée des premiers chaluts pélagiques a été abandonnée au profit de formes rectangulaires en considérant qu'il était tout aussi important de rabattre le poisson dans le sens horizontal que dans le sens vertical. Cette différence de largeur est obtenue par l'utilisation de coupes plus accentuées sur le dessus et le dessous (jusqu'à 1N3B) que sur les côtés (1N1B seulement).

Les ailes ne se terminent pas en pointes mais sont coupées obliquement et un V ouvert vers l'avant se trouve formé lors de la couture de deux faces ensemble. Les bouts libres de 3 m qui se réunissent à leur jonction avec le bras permettent l'ouverture de ce V. Les deux mailles libres à la base de la pointe de l'aile supérieure sont pincées ensemble et servent de renfort. Cette disposition, qui rappelle un peu la coupe en V des têtes des chaluts de fond GOV offre l'avantage de permettre une meilleure répartition des efforts sur le filet tout en écartant l'âlèze des émerillons et manilles de fixation des entremises, source d'avaries fréquentes.

Le gréement comporte des panneaux Süberkrüb de 2,8 m² et 250 kg, des bras de 50 m et des lests de 200 à 250 kg. Une patte de 2,50 m assure la différence entre le bas et le haut du gréement; on notera en effet que, sous l'effet des lests, le filet travaille à un niveau inférieur à celui des panneaux; il en résulte que les bras inférieurs doivent être sensiblement plus longs que les bras supérieurs pour que les quatre pointes d'ailes se situent dans un même plan vertical.

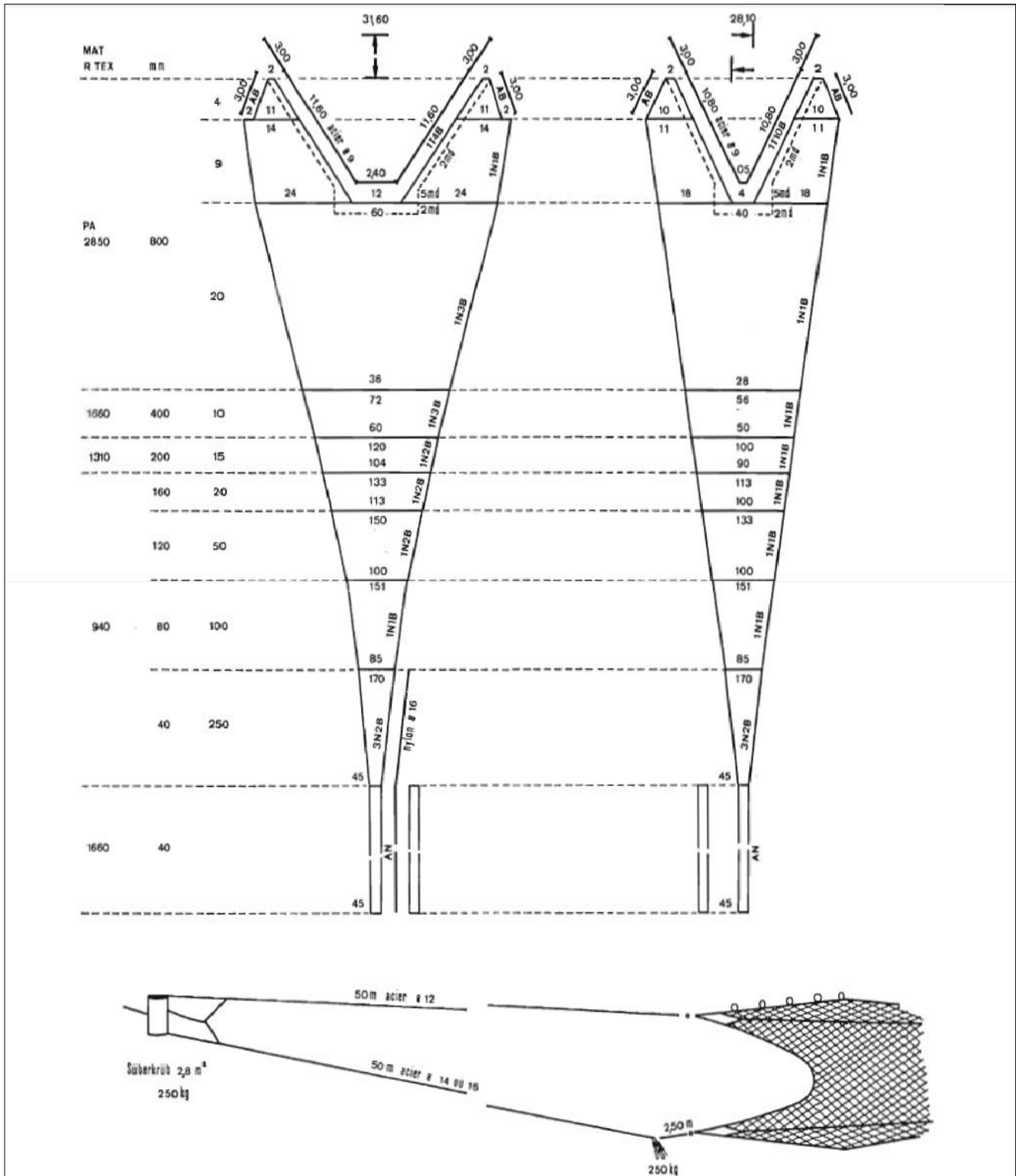


Figure 11: Chalut pélagique 31,60 x 28,10 m (Brabant et Nédélec, 1988).

2.2.4. Techniques de positionnement des chalutages.

Tous les traits de chalut ont été positionnés par un système de positionnement géographique portable Global Positioning System appelé communément «GPS» à bord de chalutier professionnel avec une précision de 100 m dans 95 % des cas. Le GPS est directement connecté à un ordinateur portable par une interface de série (norme RS - 232C), où les données étaient enregistrées grâce à un logiciel d'affichage des informations GPS (<http://www.bruno.basli.free.fr> ou <http://www.apollocom.com/visualGPS>). Toutes les données ont été acquises en longitude et latitude dans le système géodésique WGS 84 (World Geodesic System 1984) appelé le système spatial mondial.

2.2.5. Manœuvres de chalutier utilisé.

En 2016, nous avons réalisé un total de 245 échantillonnages de débarquements provenant des 18 secteurs répartis dans les 3 zones de pêche (Tab. 4). Tous les traits de pêche réalisés sont les lieux de pêche habituels de chalutiers professionnels, on a retenu les traits réalisés durant le jour. La période diurne est définie comme le temps compris entre le lever du soleil et le coucher du soleil selon le protocole MEDITS selon Bertrand et *al.*, (1997).

La durée du trait a varié entre 45 et 140 min en fonction des zones de pêche. La vitesse du trait c'était de 4 nœuds pour les eaux pélagiques et 3 nœuds pour les eaux benthiques comme le préconise Bertrand et *al.*, (1997).

Tableau 4: Caractéristiques des traits réalisés dans le golf d'Annaba de la côte algérienne.

| Zones d'étude | Navire | Périodes | Nombre de pêche/limites bathymétriques |
|----------------|------------------------|--------------|--|
| Golfe d'Annaba | Billel Zine el Abidine | Jan-déc 2016 | 245 traits/25-280 m |

2.2.6. Relevés bathymétriques.

Afin d'appréhender finement la topographie des zones d'étude, on a relevé automatiquement les profils bathymétriques des sorties en mer réalisées à bord de chalutier professionnel (Tab. 5). Le navire possède un sondeur - enregistreur papier ou vidéo d'une fréquence de 12 à 200 kHz. Il s'agit de sondeurs de marque «SIMRAD», qui été utilisé pour le repérage des fonds de pêche.

Tableau 5: Caractéristiques des équipements acoustiques embarqués.

| Navire | Marque | Fréquence |
|------------------------|---------------|------------|
| Billel Zine el Abidine | SIMRAD – ES60 | 12/200 kHz |

2.2.7. Campagnes de chalutage.

La zone de travail est définie comme les zones chalutables le long du secteur de golf d'Annaba de -25 à -280 m de profondeur. Ces limites ont été établies de façon à couvrir au mieux les aires de distribution des principales espèces exploitées ou potentiellement exploitables selon le protocole MEDITS (Bertrand *et al.*, 1997). Des incursions sur des fonds de -50 m ont été observées, elles représentent des cales de pêche traditionnelles.

La distribution des traits de pêche entre les différentes strates est établie proportionnellement à la surface des strates. Les strates sont en outre limitées par des lignes globalement perpendiculaires au littoral, établies en référence aux caractéristiques géographiques de chaque zone. Les lignes de sonde suivantes sont retenues comme limites de profondeur des strates, dans toutes les zones d'étude (Bertrand *et al.*, 1997):

- 0 à 50 m.
- 50 à 100 m.
- 100 à 200 m.

2.2.8. Traitement des échantillons.

2.2.8.1. Tri.

A bord du navire, les captures sont séparées selon 4 catégories:

- Poissons.
- Crustacés.
- Céphalopodes.
- autres espèces animales non commerciales.

2.2.8.2. Détermination et systématique des espèces.

La classification retenue est celle d'Eschmeyer (2018) et la détermination des espèces récoltées s'est reposée sur les travaux de: Dieuzeide *et al.* (1953, 1955 et 1959); Bauchot *et al.* (1980); Whitehead *et al.* (1984-1986); Bauchot (1987 a, b, c, d et e); Djabali *et al.* (1993); Golani *et al.* (2002).

Les données présentées de taxinomie, de synonymie et des noms vernaculaires, des différentes espèces recensées le long du golfe, se sont basées sur la base de données mondiales des poissons: FishBase (www.fishbase.org), qui contient des informations clés sur la nomenclature, la morphologie, la dynamique des populations, la physiologie, la distribution et la génétique de poissons de plus de 17.000 espèces sur 25.000 estimées dans le monde.

Les noms vernaculaires algériens que nous avons retenus ont été obtenus à partir des travaux de: Dieuzeide *et al.* (1953, 1954, 1955 et 1959); Lalami (1971); Djabali *et al.* (1993) et pêcheurs locaux.

2.2.8.3. Dénombrement et estimation de la biomasse.

Les captures sont comptées et pesés à l'aide d'une balance mécanique de 1 g près par espèce. En cas de captures abondantes, le dénombrement est effectué sur un échantillon pesé et par la suite, le total des individus est calculé sur le total de la prise.

2.2.9. Analyse des données.

2.2.9.1. Caractérisation des peuplements.

2.2.9.1.1. Abondance numérique et abondance pondérale.

L'abondance numérique (A) d'une espèce dans un prélèvement donné est le nombre des individus de cette espèce dans le prélèvement. L'abondance pondérale (W) d'une espèce dans un prélèvement donné est la masse des individus de cette espèce dans le prélèvement.

2.2.9.1.2. Densité.

La densité est exprimée en nombre des individus par km² (ind./km²):

$$D = Ni/S$$

N_i: nombre d'individus de l'espèce *i*.

S: unité de surface (km²).

2.2.9.1.3. Biomasse.

La biomasse est exprimée en kilogramme par km² (kg/km²).

2.2.9.1.4. Dominances numérique, pondérale et moyenne.

Selon (Soyer, 1970), la dominance numérique (D_n) est égale à:

$$Dna = \frac{Aa}{Aa+Ab+\dots+An} \times 100$$

D_{na}: Dominance numérique de l'espèce a dans le prélèvement (%).

A_a: Abondance de l'espèce a.

A_a + A_b + ... + A_n: Abondance des espèces contenues dans le prélèvement.

La dominance pondérale (D_p) est:

$$Dpa = \frac{Ba}{Ba+Bb+\dots+Bn} \times 100$$

D_{pa} : Dominance pondérale de l'espèce a dans le prélèvement (%).

B_a : Biomasse de l'espèce a.

B_a + B_b + ... + B_n : Biomasse des espèces contenues dans le prélèvement.

La dominance moyenne (D_m) est le rapport de la somme des dominances numériques ou pondérales de l'espèce a au nombre total de prélèvements réalisés.

2.2.9.1.5. Richesse spécifique.

La richesse spécifique est le nombre d'espèces recensées au niveau d'un prélèvement (S).

2.2.9.1.6. Indice de diversité de Shannon – Weaver (Shannon et Weaver, 1949):

$$H' = - \sum_{i=1}^{i=S} D_i \times (\log_2 D_i)$$

H': Indice de diversité de Shannon – Weaver.

D_i: Dominance numérique ou pondérale de l'espèce i.

S: Nombre total des espèces dans le prélèvement.

Les valeurs élevées de cet indice correspondent à un peuplement équilibré et les faibles valeurs de cet indice indiquent le déséquilibre du peuplement du fait de la prépondérance numérique d'une espèce ou d'un petit groupe d'espèce. D'après Legendre et Legendre (1984a.), les valeurs de l'indice de Shannon – Weaver sont nulles lorsque l'échantillon ne contient qu'une seule espèce et elles augmentent au fur et à mesure que s'accroît le nombre des espèces.

2.2.9.1.7. Indice de régularité de Pielou (Pielou, 1975):

$$J' = H' / \log_2 S$$

J': Indice de régularité de Pielou.

H': Indice de diversité de Shannon – Weaver.

S: Nombre total des espèces dans le prélèvement.

Lorsque les valeurs de l'indice de régularité de Pielou tendent vers 1, les espèces sont représentées équitablement et lorsque les valeurs de cet indice tendent vers 0, il y a dominance d'une seule espèce ou d'un petit groupe d'espèces.

2.2.9.2. Analyses statistiques des données (Statistiques élémentaires).

Les paramètres de position et de dispersion (moyenne; écart – type ou déviation standard) permettent de condenser les observations réalisées sur le terrain, ils servent à caractériser l'ordre de grandeur des observations et à chiffrer la variabilité des valeurs des différentes variables étudiées (Dagnelie, 1992). Les informations recueillies sont complétées en déterminant un intervalle de confiance de la moyenne: $\bar{x} \pm \sigma$

\bar{x} : Moyenne arithmétique d'une variable x,

σ : Ecart – type d'une variable x,

2.2.10. Evaluation des ressources halieutiques.

Le chalutage peut également servir à obtenir des estimations de la biomasse dans le cas de stocks non exploités ou de stocks dont on dispose peu ou pas de données sur les pêches. La biomasse moyenne estimée par unité de surface est un indice d'abondance du stock (Sparre et Venema, 1996).

Une évaluation des rendements pondéraux et de l'erreur relative de l'estimation est calculée par strate et pour l'ensemble des strates pour les espèces chalutables d'intérêt commercial. Les données obtenues présentent un intérêt pratique immédiat sur l'exploitation des ressources halieutiques et elles peuvent servir de point de départ pour déterminer les possibilités d'expansion et/ou de développement d'une exploitation halieutique (Saville, 1978; Grosselein et Laurec, 1982).

Les traits de pêche réalisés, au cours des différentes campagnes de pêche, n'ont pas tous la même durée de chalutage. Une standardisation des données était nécessaire pour permettre de comparer les quantités de poissons capturés.

Tous les traits de chalut réalisés sont ramenés à la même unité de surface (kg/km²).

2.2.10.1. Calcul de l'aire balayée.

Le chalut balaie une région définie, elle est estimée à partir des formules suivantes (Grosselein et Laurec, 1982; Sparre et Venema, 1996):

$$a = D * h * X2$$

$$D = V * t$$

a = aire balayée (m²).

h = Longueur de la ralingue supérieure (m).

X2 = Fraction de la longueur de la ralingue supérieure, Pauly (1980) suggère une valeur constante de 0,5.

D = Distance parcourue par le chalut (m).

V = Vitesse du navire (m/h).

t = temps de chalutage (h).

Une seconde approche, pour calculer la distance parcourue par le chalut, est proposée par (Sparre et Venema, 1996). Lorsqu'on connaît les positions exactes du début et de fin de trait de chalut, on peut estimer la distance parcourue par le chalut en unité de milles nautiques:

$$D = \sqrt{(\text{Lat1} - \text{Lat2})^2 + (\text{Lon1} - \text{Lon2})^2 * \text{Cos}^2(0,5 * (\text{Lat1} + \text{Lat2}))}$$

Lat1 = Latitude (en degré) au début du chalutage.

Lat2 = Latitude (en degré) à la fin du chalutage.

Lon1 = Longitude (en degré) au début du chalutage.

Lon2 = Longitude (en degré) à la fin du chalutage .La largeur ou l'envergure du chalut (h * X2) varie en fonction de la vitesse de traction, de l'état de la mer et de la longueur des funes, ce qui fait qu'elle n'est pas très bien définie. Une mesure précise peut être obtenue expérimentalement (Fig. 12) (Prado et Dremière, 1988).

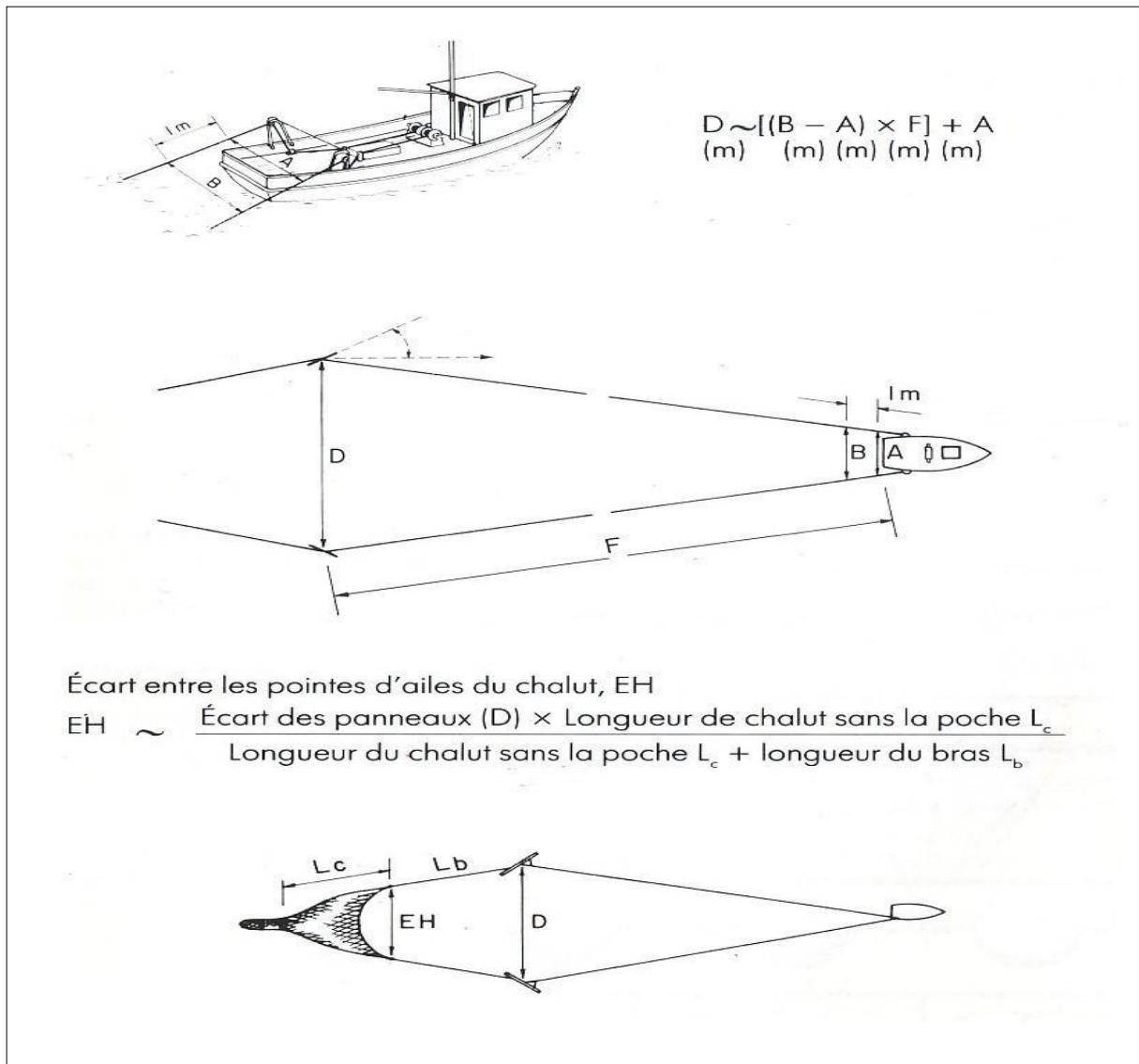


Figure 12: Calcul expérimental de l'écartement du chalut (Prado et Dremière, 1988).

2.2.10.2. Estimation de la biomasse par la méthode de l'aire balayée.

On estime la biomasse totale de la zone étudiée à partir de la formule suivante (Grosselein et Laurec, 1982; Sparre et Venema, 1996):

$$B = \overline{Cw/a} * A / X1$$

$\overline{Cw/a}$ = La capture moyenne pondérale par unité de surface.

A = La superficie totale de la zone étudiée.

X1 = Capturabilité = 1.

Remarque : Il est difficile d'estimer la proportion des poissons présents dans l'aire balayée par le chalut et qui est effectivement retenue par l'engin de pêche, d'où il est difficile de fournir une estimation précise de X1 (Grosselein et Laurec, 1982; Sparre et Venema, 1996).

2.2.10.3. Précision de l'estimation de la biomasse.

On peut obtenir une précision plus grande dans l'estimation de la biomasse en augmentant le nombre des traits de chalut (n), d'où la biomasse totale de la zone étudiée est obtenue à partir de la formule préconisée par (Grosselein et Laurec, 1982 et Sparre et Venema, 1996):

$$B = (A/X1) * (1/n) * \sum_{i=1}^n Ca(i)$$

A = La superficie totale de la zone étudiée.

X1 = Capturabilité = 1.

n = Nombre de traits de chalut, où i = 1, 2, ..., n.

Ca(i) = La capture pondérale par unité de surface du trait i.

2.3. Pêcherie.

La campagne effectuée par le navire océanographique "Visconde de Eza" en 2003 et 2004, dans le cadre de la coopération Algéro-espagnole, a estimé le potentiel halieutique à 220.000 tonnes avec 187.000 tonnes de pélagiques.

C'est sur la base de ces résultats que s'est axée la politique du développement du secteur, en estimant que les stocks son sous-exploité vu que la production était d'environ 130.000 tonnes et justifiant ainsi, l'injection d'unités de pêche supplémentaires pour atteindre la production maximale de 220.000 tonnes annuelles.

La politique de développement de la pêche menée par le secteur de pêche a conduit certes, à l'augmentation de l'effort de pêche. Cependant, les captures de la plupart des espèces sont diminuées au lieu d'augmenter, surtout pour les petits pélagiques (Données de la CGPM).

L'effondrement des espèces de petits pélagiques est dû à la gestion des pêches qui recommande un grand taux d'exploitation des espèces d'une vie courte et d'une grande productivité (Pinsky et *al.*, 2011).

Ce constat appelle à revoir la politique de gestion du secteur menée ces dernières années et qui est orientée vers l'augmentation de l'effort de pêche pour l'optimisation de la production.

Ce qui passe par l'établissement d'un état des lieux des pêcheries et des écosystèmes sous-jacents correspondants, avant de prendre les mesures d'aménagements nécessaires qui vont prendre en considération en plus de l'aspect écosystémique et la préservation des stocks, l'aspect socio - économique pour une gestion rationnelle et durable de l'activité.

2.3.1. Ports de pêche d'Annaba.

Il existe 2 ports de pêche dans la willaya d'Annaba, la Grenouillère et Chétaibi en plus de 4 plages d'échouages: Sidi salem, Seybouse, La caroube et Chétaibi, et 1 abri de pêche aménagé à Ain Barbar (commune de Séraïdi).

2.3.1.1. Port de pêche «La Grenouillère».

Comme tous les ports Algériens, le port de pêche d'Annaba est caractérisé par son étroitesse, vu son emplacement au sein des organismes urbains, situé à l'endroit dit «La grenouillère». Situé à la sortie Sud - Ouest du golfe d'Annaba aux coordonnées 07° 47' 3" de longitude Est et 36° 54' 11" de latitude Nord (Fig. 13). Il comprend:

- Un avant-port, abrité au Nord et au Nord - Est par la jetée coudée du lion et au Sud-Est par la jetée Sud,
- Une grande darse, qui communique avec l'avant-port par la passe Babayaud,
- Une partie darse, située à l'extrémité Sud - Ouest de la grande.

Cette structure d'une profondeur variable entre -3,5 et -5,8m, est dotée d'une capacité d'accueil de 345 ml, d'un tirant d'eau de 2 à 4,5m et d'un terre-plein de 9400 m² avec des quais de 640m de long. Cinq infrastructures liées à la pêche sont également présentes dans cette zone on a:

- Un hall de vente en gros de produits de la pêche s'étalant sur 800m² et doté de 2 chambres froides (la grenouillère).
- Une fabrique de glace gérée par l'ONDPA d'une capacité de 5 tonne / j,
- Une station de ravitaillement en carburant,
- Deux entreprises de construction et réparation navale et (Sarl Hippone) (DPRH Annaba, 2015) (Tab. 6).

Tableau 6: Caractéristiques du port de pêche d'Annaba (DPRHA, 2017).

| | |
|---------------------------------|---------------------------|
| Digue principale | 225 ML |
| Digue secondaire | 60 ML |
| Passe d'entrée | 100 M Orientée vers L'Est |
| Plan d'eau | 5,8 Hectares |
| Terre-plein | 2,2 Hectares |
| Clôture de l'enceinte portuaire | Réalisée |

2.3.1.2. Port de pêche de «Chétaibi».

Le port de Chétaibi est un petit port de pêche situé à environ 70km à l'Ouest d'Annaba (Fig. 13) ouvert au Sud, est protégé par le Cap Toukouch et par une digue Est de 180m de longueur. Ses coordonnées géographiques sont: Latitude Nord: 37°04'04" et Longitude Est 07°83'03" (DPRHA, 2017) (Fig. 13).

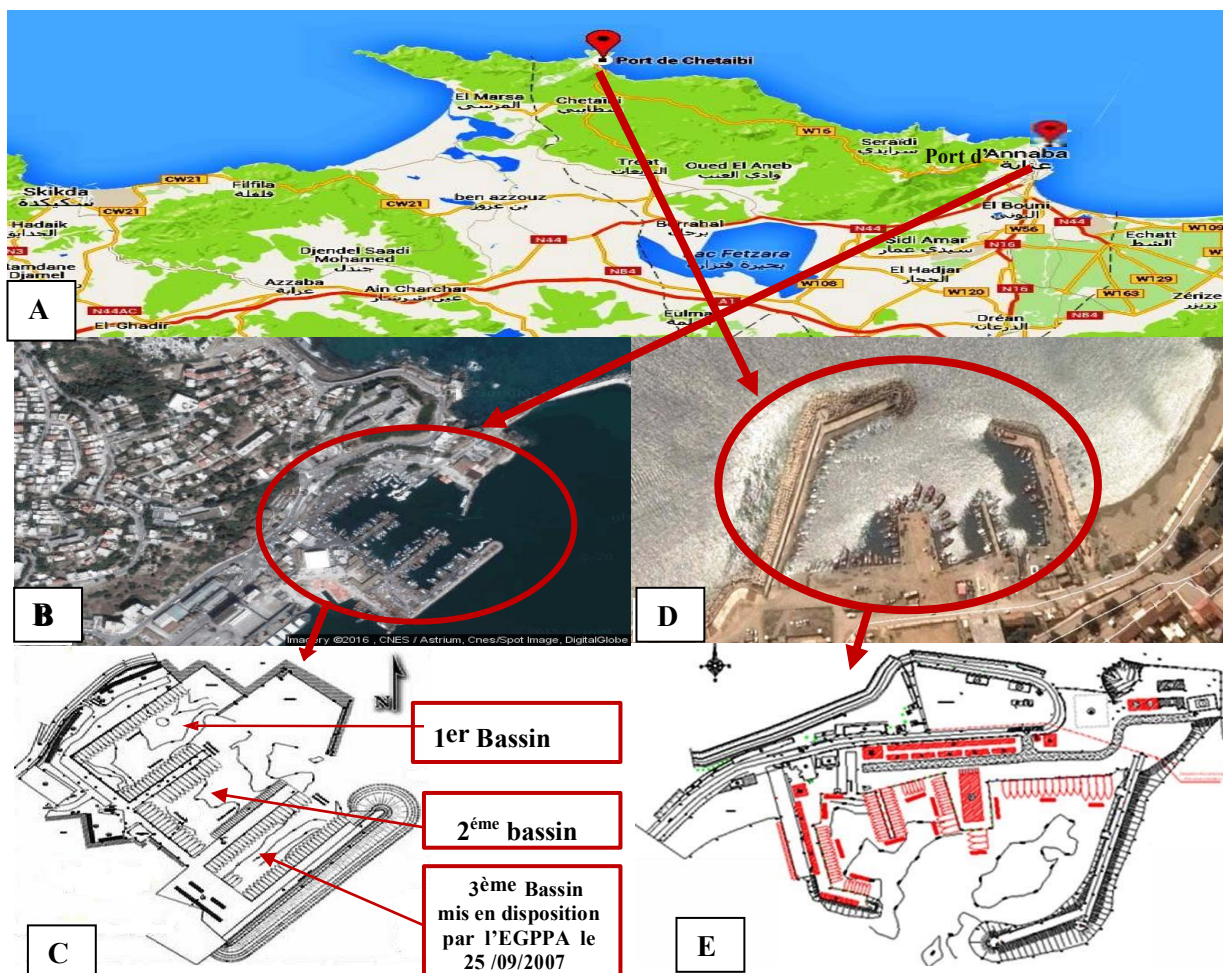


Figure 13: Carte de la région Est Algérienne (A). (B) Image satellitaire (Google Earth, 2018 modifié) montrant le port de pêche de la Grenouillère, (C) Plan montrant les caractéristiques de la Grenouillère (D) Image satellitaire (Google Earth, 2018 modifié) montrant le port de pêche de Chétaibi, (E) Plan montrant les caractéristiques de port de Chétaibi,

2.3.2. Technique de collecte des données statistiques des débarquements.

La collecte des données statistiques est réalisée par des agents statisticiens, dans les ports structurés et ils restituent les canevas renseignés aux antennes de pêche dont ils relèvent. La collection des données sur les débarquements se fait généralement, de 2 manières:

- En étant présent dans les ports au moment du débarquement et procédant au décompte de la production;

- En procédant par calcul et extrapolation sur la base de l'effort de pêche (nombre de bateaux en activité, capacité théorique, production moyenne). Des recoupements sont souvent faits avec les informations fournies par les mandataires qui enregistrent en mercuriales les quantités et les espèces débarquées et commercialisées.

Les antennes relayent quotidiennement ces données aux directions de la pêche et des ressources halieutiques de wilaya (DPRH) qui, à leur tour, les transmettent sur une double base périodique (Décadaire et mensuelle) à l'administration centrale (MPRH).

Les produits de la mer sont débarqués sur le quai et sont écoulés rapidement par les mandataires. En outre, plusieurs navires peuvent débarquer simultanément, ce qui gêne et complique le travail des agents statisticiens dans le décompte de la production engendrant ainsi, des biais dans les statistiques qui sont généralement, prélevées par un seul agent par port.

2.3.3. Caractéristiques des canevas statistiques utilisés

Dans les pêcheries d'Annaba les statistiques de débarquement sont enregistrées suivant des canevas, élaborés par l'administration centrale des pêches à cet effet. Ces canevas, ont subis plusieurs modifications à travers le temps. En effet, avant 2001 les statistiques de débarquement sont enregistrées selon des canevas peu détaillés donnant seulement les totaux de captures des poissons blancs regroupant toutes les espèces démersales, des poissons bleus regroupant les espèces pélagiques et des crustacées et mollusques. A partir de l'année 2001, les canevas sont de plus en plus améliorés et détaillés. Toutefois, les captures sont désignées selon les noms vernaculaires ou locaux qui peuvent regrouper plusieurs espèces, surtout concernant les espèces démersales caractérisées par une grande diversité spécifiques. En outre, certaines captures sont désignées comme «autres» et «divers» qui correspondent respectivement, à d'autres espèces qui ne sont pas citées dans le canevas et aux mélanges d'espèces débarquées dans le même casier.

2.3.4. Données sur les captures et la flottille.

Les données sur les captures et la flottille du golfe d'Annaba, ont été recueillies auprès de la DPRH de la wilaya d'Annaba qui est l'autorité chargée de la pêche dans la zone étudiée. Faute de disponibilité de fichiers informatisés des données statistiques, ces dernières ont été recopiées à partir d'archives, qui sont des copies des rapports mensuels entre 1999 et 2017 établis par la DPRH et envoyés à l'administration centrale (MPRH) pour le suivi de l'activité de la pêche.

Après l'analyse de ces données, nous avons choisis pour cette étude, la période entre 2001 et 2017 du fait que les données sur les débarquements pour cette intervalle sont plus au moins détaillées, contrairement aux années avant 2001 où la production était enregistrée par grand

groupes d'espèces; le blanc qui concerne les poissons démersales, le bleu, les pélagiques et le groupe des crustacés et mollusques. Ce qui rend difficile le calcul du niveau trophique des débarquements et des indicateurs trophiques objets de cette étude. Les données sur les captures concernent tous les débarquements de la flottille avec ses 3 segments à savoir: les chalutiers, sardiniers et petits métiers dans les ports: la grenouillère et Chétaïbi (Fig. 14).

Il est à préciser que les données concernant la production des plages d'échouages: Sidi Salem, Seybouse et La Caroube et l'abri de pêche à Ain Barbar ont été considérées sur la base de la production des petits Métiers du port de la grenouillère.

Les données sur les captures totales nationales ont été extraites de la base de données de la CGPM (Commission Générale des Pêches pour la Méditerranée) du site Web (<http://www.fao.org/fishery/statistics/GFCM-capture-production/query/en>) et les données sur la flottille nationale ont été extraites du site Web du MPRH (<http://www.mpeche.gov.dz>). Toutefois la série historique de la CGPM d'où sont extraites les données se termine en 2016. Raison pour laquelle, nous sommes limités à la période 2001 et 2016.

Petits métiers



Sardiniers



Chalutiers



Figure 14: Flottille de pêche exerçant au niveau du golfe d'Annaba.

2.3.5. Données environnementales de golf d'Annaba.

2.3.5.1. Concentration en chlorophylle-*a* (Chl-*a*).

La Chl-*a* est le pigment photosynthétique principal du phytoplancton est considéré comme étant un bon indicateur de la santé de l'océan et de son niveau de productivité et de la biomasse phytoplanctonique (Aminot et Chaussepied, 1983).

Les données sur la Chl-*a* ont été obtenues en utilisant l'application GIS Tool de la plateforme web EMIS (*Environmental Marine Information System*) (<http://emis.jrc.ec.europa.eu/>). Il comprend un outil de cartographie simple et facile à utiliser (Application SIG) qui fournit des informations par le biais de cartes géo-référencées créées en temps réel.

La concentration en Chl-*a* est un produit standard obtenu à partir de capteurs optiques satellitaires et récupérée à partir d'algorithmes empiriques utilisant des ratios de reflétant à 2 ou plusieurs bandes de fréquences.

2.3.5.2. Taux de précipitation.

Les données sur les précipitations ont été obtenues en utilisant la plateforme web GIOVANNI (<http://disc.sci.gsfc.nasa.gov/giovanni>). Elles sont extraites avec la fonction "Time séries", en mm/h. La source est "TRMM and Other Satellite Monthly 0.25° x 0.25° Rainfall Data Product (3B43 Version 7).

Ces données proviennent principalement des mesures prises par le satellite TRMM. Dans la section TOVAS, nous pouvons choisir le type de données soit en temps réel soit à partir de fichiers de données ou d'observations *in situ*.

2.3.6. Les niveaux trophiques ou Trophic Levels (TLs) des espèces capturées.

2.3.6.1. Les TLs des espèces capturées dans le golf d'Annaba.

Les indicateurs trophiques sont très sensibles aux TLs attribués aux espèces débarquées qui sont désignées par leurs noms vernaculaires ou locaux. En effet, les noms attribués correspondent dans la plupart des cas, à plusieurs espèces de TLs différents. Ce problème a été souligné par Pauly et *al.* (1998a) en analysant les pêches de capture mondiale de la base de données de la FAO en termes de niveaux trophiques. De ce fait, la base de données des débarquements a été d'abord décomposée en espèces en se basant sur FishBase et certains documents ayant traité du recensement de la faune des côtes algériennes principalement comme ceux de Massuti et *al.* (2003), le PNUE (2005), Hemida (2005) et Refes et *al.*, (2010). Ensuite, le niveau trophique (TL) et l'erreur standard correspondante de chaque espèce sont attribués selon FishBase (www.fishbase.org) et dans certains cas selon Stergio et Karpouzi (2002) concernant les poissons, et à partir de Sea Life Base (www.sealifebase.org) pour les mollusques et crustacées. Ces TLs ont été estimés, dans la plus part des cas à partir des régimes alimentaires des espèces.

Les groupes d'espèces désignés par "Autres" ou "Divers" ont été regroupés sous une seule appellation "Divers" en leur attribuant des TLs correspondants aux moyennes des TLs des espèces de leurs catégories respectives (démersales, petits pélagiques, grands pélagiques, crustacés ou mollusques). Le TL de la crevette grise *Melicertus kerathurus* figure pas dans la liste www.sealifebase.org nous lui avons attribué le TL de la crevette blanche *Parapenaeus longirostris*.

2.3.6.2. Les TLs des espèces capturées à l'échelle nationale.

La même procédure que celle suivie a été suivie pour la décomposition de la base de données des débarquements nationaux en niveaux trophiques tout en se basant sur les TLs attribués à l'échelle de golf d'Annaba. Il est à préciser que le groupe désigné par "Autres ostéichthyens" a été écarté du calcul des indicateurs trophiques vu l'impossibilité de lui attribuer un TL.

2.3.7. Les indicateurs trophiques utilisés.

Dans notre étude nous avons retenu 5 indicateurs trophiques: l'indice pélagiques/démersales (P/D), l'indice trophique marin (MTI), l'indice ^{cut}MTI, l'indice de la pêche en équilibre (FiB) et l'indice de durabilité de la pêche (FSI).

2.3.7.1. Indice pélagiques/démersales (P/D).

L'indice P/D est défini comme étant le rapport entre les débarquements, en poids des espèces pélagiques et ceux des espèces démersales. Il est pratique à obtenir et nécessite seulement les données sur les captures généralement, disponibles et accessibles.

Dans cette étude, les espèces sont classées en catégories pélagiques ou démersales selon Fishbase. Dans le calcul du ratio P/D nous avons considéré comme pélagiques, uniquement les petits poissons largement planctonivores qui tels que les Clupéidés (la sardine et l'allache) et les Engraulidés (l'anchois). Les pélagiques moyens à savoir le saurel *Trachurus trachurus* et les maquereaux *Scomber spp* sont exclues de l'analyse en raison de leurs comportement alimentaire composé, en plus du plancton, de petits poissons pélagiques et de calmars (De Leiva Moreno et al., 2000). De même pour le mullet doré *Lisa aurata* en étant une espèce catadrome et les poissons non identifiés (*Marine fishes nei*) de la base de données de la CGPM du fait qu'ils ne peuvent pas être considérés comme étant pélagiques ou démersales.

2.3.7.2. Indice trophique marin (MTI).

le MTI "*Marine Trophic Index*" est l'un des huit indicateurs que, la conférence des parties à la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) de février 2004 a identifié pour évaluer les progrès dans la réduction du rythme d'appauvrissement de la biodiversité (CBD, 2004). Il a été élaboré dans le cadre du projet (www.searounds.org) du Centre des pêches, UBC (www.fisheries.ubc.ca), et a été introduit afin d'examiner l'impact des pêcheries sur les écosystèmes marins du monde.

Le MTI est calculé pour chaque année k en utilisant la formule suivante :

$$\text{MTI}_k = \sum_i (\text{TL}_i) \times (\text{Y}_i) / \sum_i \text{Y}_i$$

MTI_k: est le niveau trophique moyen des débarquements pour l'année k.

TL_i: le niveau trophique de l'espèce ou du groupe trophique i.

Y_i: les débarquements du groupe trophique i.

Le phénomène de FDMW testé à macro échelle en méditerranée est testé, dans cette étude à micro échelle. Ce qui permet de vérifier les causes et les facteurs qui ont conduit à des changements mis en évidence à macro échelle, à une échelle plus précise où de meilleures données sont disponibles.

2.3.7.3. Indice ^{cut}MTI.

L'augmentation des captures des espèces planctoniques à TLs bas fait baisser, en toute évidence, le TL moyen des captures.

Pour éviter ce problème Pauly et Watson (2004) ont suggéré d'éliminer du calcul du MTI toutes les espèces à TL bas, il ressort, de ce fait, un nouvel indicateur nommé ^{cut}MTI. Ce dernier est calculé en excluant toutes les espèces à TLs < 3,25 telles que les herbivores, les détritivores et les planctoniques qui présentent de grandes fluctuations en réponse aux conditions environnementales (Pauly et Watson, 2004).

2.3.7.4. Indice de la pêche en équilibre (FiB).

Ainsi, Pauly et al. (2000) ont proposé l'indice FiB "*Fishing in Balance*" incluant la notion de l'efficacité de transfert et permettant d'évaluer si une pêche est équilibrée en termes écologiques ou non.

L'indice FiB pour l'année i d'une série historique est définie par :

$$\text{FiB}_i = \log \left[\text{Y}_i \times \left(\frac{1}{\text{TE}} \right)^{\text{TL}_i} \right] - \log \left[\text{Y}_0 \times \left(\frac{1}{\text{TE}} \right)^{\text{TL}_0} \right]$$

FiB_i: indice de la pêche en équilibre de l'année i.

Y_i: les captures de l'année i.

TE: le coefficient de transfert qui est de 0,1 selon Pauly et Christensen (1995).

TL_i: le niveau trophique moyen de l'année i.

Y₀: correspond à l'année de base qui est 2001 dans le cas de ce travail.

TL₀: le niveau trophique moyen de l'année 2001.

L'évolution de FiB est définie par Pauly et Watson (2005) comme suit :

- Reste constant (FiB = 0) si les changements en TL sont compensés par des changements «écologiquement corrects» dans les captures;
- Augmente (FiB > 0) soit, un effet "*bottom-up*" se produit, soit il y a une extension géographique de la pêche, et l'élargissement de l'écosystème exploité;
- Diminue (FiB < 0) si les rejets ne sont pas pris en compte dans les captures, ou si la pêche retire tellement de biomasse de l'écosystème que son fonctionnement est altéré.

2.3.7.5. Indice de durabilité de la pêche (FSI).

L'expansion spatiale des pêcheries, Il en résulte un nouvel indice, l'indice de durabilité des pêches (FSI), dont l'utilité potentielle est brièvement examinée en ce qui concerne les mers régionales, défini pour l'année k comme suit:

$$FSI_k = (CTI_k - A_{CTI}) / SD_{CTI}$$

CTI_k: est l'indice trophique corrigé (CTI) pour une année donnée k.

A_{CTI}: est la moyenne de l'indice trophique corrigé (CTI).

SD_{CTI}: est l'écart-type de l'indice trophique corrigé (CTI).

Dont: $CTI_k = mTL_k - |mTL_k - mTL_{sat}|$

Et: $mTL_{sat} = mTL_0 - \log(Y_k/Y_0)$

Résultats

3. Résultats.

Les résultats sont présentés en 3 parties:

- **la première** concerne la composition globale du peuplement ichthyologique: poissons, crustacés et mollusques, à partir de 245 tris de pêches réalisés dans 3 zones et 18 stations exploitées en 2016 par le chalutier Billel Zine el Abidine (AN 370). Nous avons caractérisé dans chacune des 3 zones puis dans 3 niveaux bathymétriques, 0 à 50, 50 à 100 et 100 à 200m, la richesse spécifique, la densité et la biomasse pour estimer 2 indices de diversité: Shannon - Weaver et Pielou.

La seconde partie concerne la pêche à Annaba entre 2001 et 2017, sa flotte, sa segmentation, ses caractéristiques: petits métiers, sardiniers et chalutiers leurs activités et progression avant d'aborder les compositions et évolutions des débarquements et calculer 5 indicateurs trophiques des captures: les indices pélagiques/démersales (P/D), trophique marin (MTI), trophique marin réduit ^{cut}MTI, l'indice de la pêche en équilibre (FiB) et l'indice de la durabilité de la pêche (FSI).

La troisième est une approche comparative entre les pêcheries à Annaba et en Algérie à travers les débarquements et 4 indices trophiques des captures.

3.1. Biodiversité et secteurs de pêche dans le golfe d'Annaba.

3.1.1. Composition faunistique globale du peuplement ichthyologique.

L'inventaire faunistique établi à partir des pêches quasi quotidiennes de 2016 (245 sorties) de poissons, crustacés et mollusques est reporté dans le tableau 7. La diversité spécifique est de 42: 34 poissons, 5 Crustacés et 3 Mollusques.

3.1.1.1. Concernant les poissons.

Les poissons inventoriés appartiennent à 2 classes: Chondrichthyes et Actinopterygii, 10 ordres, 23 familles et 34 espèces. (Tab. 7). La classe des Chondrichthyes (Huxley, 1880) appartient à la sous classe des Elasmobranchii dans l'embranchement des Chordata et celle des Actinopterygii (Klein, 1885) à la super-classe des Osteichthyes dans l'infra-classe des Teleostei et l'embranchement des Gnathostomata.

Les Chondrichthyes rencontrés appartiennent à 2 ordres: les Myliobatiformes (Compagno, 1973) et les Carcharhiniformes (Compagno, 1977) avec 1 seule famille et 1 seule espèce chacun, alors que les Actinopterygii sont représentés par 8 ordres: les Clupeiformes, les Lophiiformes, les Gadiformes, les Scorpaeniformes, les Perciformes, les Pleuronectiformes, les Tétraodontiformes et les Zeiformes représentés par un ensemble de 21 familles et 32 espèces (Tab. 7).

Tableau 7: Liste des poissons, des Crustacés et des Mollusques inventoriés à partir des pêches quotidiennes du chalutier Billel Zine el Abidine en 2016 classification selon (Eschmeyer et *al.*, 2018).

| Classe | Ordre | Famille | Genre et espèce |
|----------------|-------------------|---|--|
| Chondrichthyes | Myliobatiformes | Dasyatidae | <i>Dasyatis pastinaca</i> (Linnaeus, 1758) |
| | Carcharhiniformes | Scyliorhinidae | <i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758) |
| Actinopterygii | Clupeiformes | Clupeidae | <i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792) |
| | | | <i>Sardinella aurita</i> Valenciennes, 1847 |
| | | Engraulidae | <i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758) |
| | Lophiiformes | Lophiidae | <i>Lophius piscatorius</i> Linnaeus, 1758 |
| | Gadiformes | Gadidae | <i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768) |
| | | Merlucciidae | <i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758) |
| | Scorpaeniformes | Triglidae | <i>Trigla lyra</i> Linnaeus, 1758 |
| | | Perciformes | Gobiidae |
| | Serranidae | | <i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834) |
| | Carangidae | | <i>Seriola dumerili</i> (Risso, 1810) |
| | | | <i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | | <i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | | <i>Dentex gibbosus</i> (Rafinesque, 1810) |
| | | | <i>Lithognathus mormyrus</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | | <i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827) |
| | | | <i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768) |
| | | | <i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | | <i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | | <i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758 |
| | | | Sciaenidae |
| | Mullidae | <i>Mullus barbatus</i> Linnaeus, 1758 | |
| | | <i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758 | |
| | Trachinidae | <i>Trachinus draco</i> Linnaeus, 1758 | |
| | Scombridae | <i>Sarda sarda</i> (Bloch, 1793) | |
| | | <i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758 | |
| | Sphyraenidae | <i>Sphyraena sphyraena</i> (Linnaeus, 1758) | |
| | Uranoscopidae | <i>Uranoscopus scaber</i> Linnaeus, 1758 | |
| | Xiphiidae | <i>Xiphias gladius</i> Linnaeus, 1758 | |
| | Pleuronectiformes | Soleidae | <i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | Scophthalmidae | <i>Scophthalmus maximus</i> (Linnaeus, 1758) |
| | Tétraodontiformes | Balistidae | <i>Balistes capriscus</i> Gmelin, 1789 |
| | Zeiformes | Zeidae | <i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758 |
| Malacostraca | Décapoda | Artisteidae | <i>Aristeus antennatus</i> (Risso, 1816) |
| | | Néphropidae | <i>Nephrops norvegicus</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | Palinuridae | <i>Palinurus elephas</i> (Fabricius, 1787) |
| | | Penaeidae | <i>Melicertus kerathuru</i> (Forskål, 1775) |
| | | Scyllaridae | <i>Scyllarus arctus</i> (Linnaeus, 1758) |
| Cephalopoda | Myopsida | Loliginidae | <i>Loligo vulgaris</i> Lamarck, 1798 |
| | Octopoda | Eledonidae | <i>Eledone cirrhosa</i> (Lamarck, 1798) |
| | Sepiida | Sepiidae | <i>Sepia officinalis</i> Linnaeus, 1758 |

3.1.1.2. Concernant les Crustacés.

La classe des Malacostracés (Latreille, 1802) appartient au sous embranchement des Crustacea dans l'embranchement des Arthropoda. Les crustacés Malacostracés se rapportent à

1 seul ordre les Décapoda avec 5 familles différentes: les Artistidae, les Néphropidae, les Palinuridae, les Penaeidae, et les Scyllaridae représentées chacune par 1 seule espèce (Tab. 7).

3.1.1.3. Concernant les Mollusques.

La classe des Cephalopoda (Cuvier, 1797) appartient à la super embranchement des Lophozoa dans l'infra-règne des Protostomia et le sous-règne Bilateria des Animalia. Les Mollusques Céphalopodes sont représentés par 3 ordres: les Myopsida, Octopoda et les Sepiida avec 1 famille et 1 espèce chacun (Tab. 7).

3.1.2. Caractéristiques des zones et des secteurs des pêches d'Annaba.

Le golfe d'Annaba est caractérisé par 3 types de fonds: sableux, vaseux ou couvert de gravier qui changent en fonction de la profondeur (Tabs. 8, 9 et 10). Ainsi, nous l'avons divisé en 3 zones et 18 secteurs.

La zone 1 comporte 4 secteurs de pêche, la 2^{ème} 11 et la plus éloignée 3 (Fig. 15). Les zones interdites à la pêche se situent à 2 milles nautiques marins (Mn) ou 3704 m autour du port d'Annaba et des 2 Caps de garde à l'ouest et rosa à l'est (Fig. 15). Il en est de même pour les 2 lignes rouges croisées, alignements de base délimitant la zone exclue à la pêche toute l'année. La première ligne va du Cap de garde jusqu'à Oued Mafrag et la 2^{ème} de la basilique saint Augustin jusqu'au Cap roux à la frontière tunisienne en passant par Cap rosa à El kala (Fig. 15). Les zones fermées entre le 1 mai et le 31 aout, période de reproduction, sont représentées par les 2 lignes noires de la Figure 2 séparées des lignes rouges par 3 Mn (Fig. 15).

En 2016, nous avons réalisé un total de 245 échantillonnages de débarquements provenant des 18 secteurs répartis dans les 3 zones de pêche. L'effort de pêche global est estimé à 394h, 141h consacrées à la pêche pélagique et 253h à la démersale, pour une production ichtyologique annuelle de 43 tonnes.

3.1.2.1. Concernant la zone 1.

La zone de pêche 1 (Z1) compte 4 secteurs qui se trouvent entre -25m (S1, S3, S4) et -52m (S3) de profondeur, c'est une alternance de fonds sableux, gravier et parfois vaseux (Tab. 8). Sur un total annuel de 93 débarquements et un effort de pêche de 161h, le rendement le plus élevé est réalisé dans le secteur de pêche 2 (S2) avec 162 Kg/h et les plus faibles rendements en S1 et S3 autour de 91 Kg/h (Tab. 8). Les *Mullus surmuletus*, *Trachurus trachurus* et *Engraulis encrasicolus* sont les espèces dominantes pêchées dans les 4 secteurs (Tab. 8).

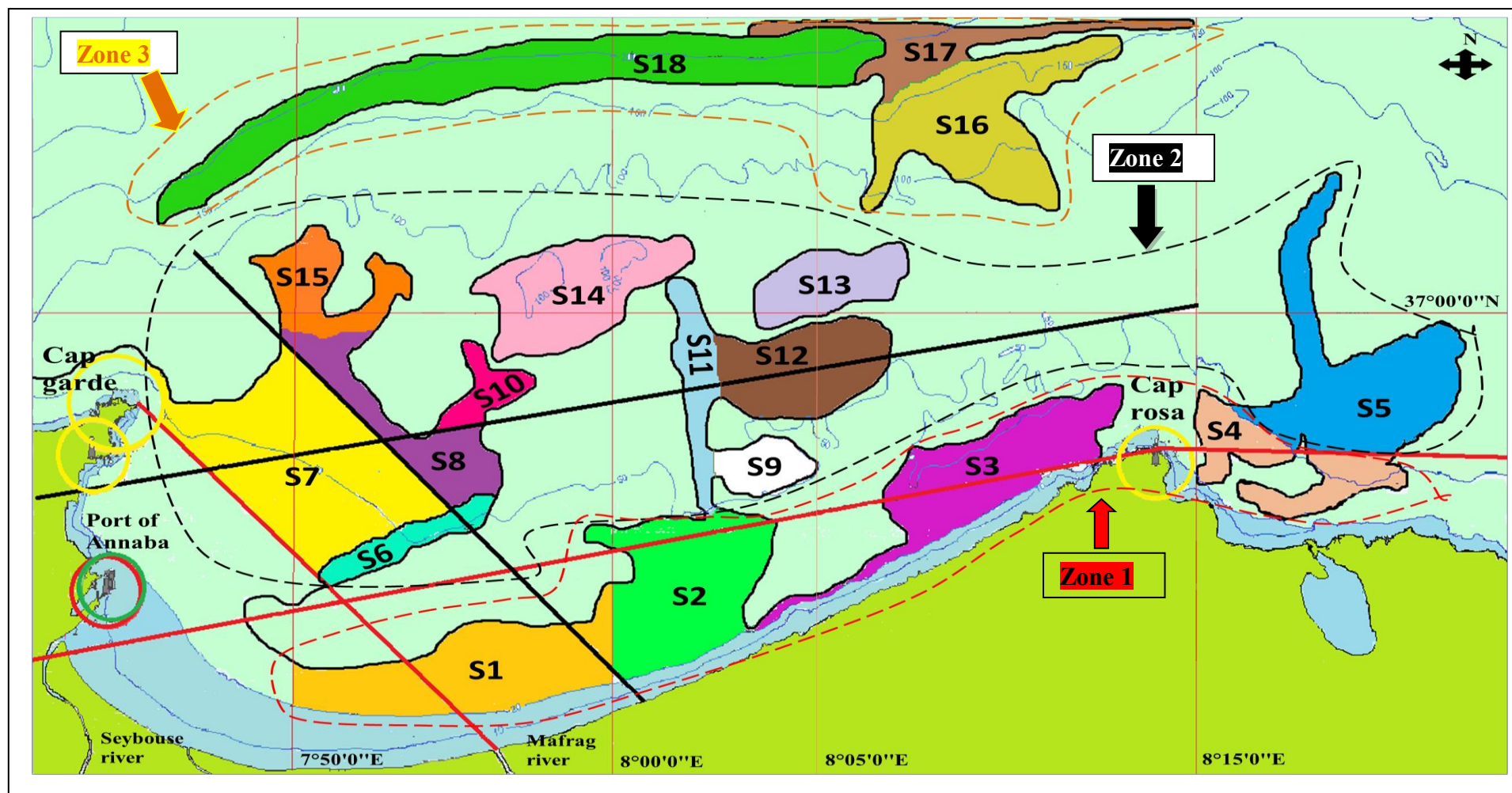


Figure 15: Situation géographique des 3 zones (Z) et 18 stations (S) de pêches. **Z1:** Pointillés rouges, **Z2:** Pointillés noirs et **Z3:** pointillés oranges. Cercles jaunes de Cap de garde et cap Rosa, rouge et vert de port d'Annaba et lignes rouges: zones interdites à la pêche. Lignes noires: zones temporairement fermées à la pêche.

Tableau 8: Caractéristiques bathymétriques, nombre, effort, rendement et principales espèces pêchées dans les 4 secteurs (S1 à S4) de la zone 1 de pêche du golfe d'Annaba.

| | Profondeur (m) | Nature du fond | Nombre de pêches | Effort de pêche (h) | Rend ^t (Kg/h) | Espèces dominantes | |
|----------------------------------|----------------|----------------|--------------------------|---------------------|--------------------------|--------------------|---|
| Z O N E 1 | S1 | 25-46 | Sable | 53 | 100 | 92 | <i>Mullus surmuletus</i> <i>Sardina pilchardus</i> <i>Trachurus trachurus</i> <i>Boops boops</i> |
| | S2 | 30-45 | Sable | 12 | 13 | 162 | <i>Trachurus trachurus</i> <i>Boops boops</i> <i>Mullus surmuletus</i> <i>Sardina pilchardus</i> |
| | S3 | 25-52 | Sable gravier | 21 | 34 | 91 | <i>Mullus surmuletus</i> <i>Trachurus trachurus</i> <i>Sardina pilchardus</i> <i>Pagellus erythrinus</i> |
| | S4 | 25-50 | Sable gravier vase | 7 | 14 | 116 | <i>Engraulis encrasicolus</i> <i>Sardina pilchardus</i> <i>Sardinella aurita</i> |

3.1.2.2. Concernant la zone 2.

La zone de pêche 2 (Z2) compte 11 secteurs répartis entre -30m (S6) et -101m (S14) de profondeur, c'est une flèche de fonds de sable, de vase, de vase molle, tuf et de gravier (Tab. 9). Sur un total annuel de 138 débarquements et un effort de pêche de 208h, le rendement le plus élevé est réalisé dans le secteur 10 (S10) avec 202 Kg/h et les plus faibles en S9 avec 52 Kg/h (Tab. 9). Les *Merluccius merluccius*, *Sardina pilchardus*, *Mullus barbatus*, *Pagellus erythrinus* et *Sardinella aurita* sont les espèces dominantes dans ces 11 secteurs (Tab. 9).

Tableau 9: Caractéristiques bathymétriques, nombre, effort, rendement et principales espèces pêchées dans les 11 secteurs (S5 à S15) de la zone 2 de pêche du golfe d'Annaba.

| | Profondeur (m) | Nature du fond | Nombre de pêches | Effort de pêche (h) | Rend ^t (Kg/h) | Espèces dominantes |
|-----------------------|----------------|-----------------------------|------------------|---------------------|--------------------------|---|
| Z O N E 2 | S5 | Sable Vase | 3 | 6 | 161 | <i>Merluccius merluccius</i> <i>Sardinella aurita</i> <i>Mullus surmuletus</i> |
| | S6 | Sable Vase Vase molle | 40 | 63 | 116 | <i>Sardina pilchardus</i> <i>Engraulis encrasicolus</i> <i>Trachurus trachurus</i> <i>Mullus surmuletus</i> |
| | S7 | Vase | 8 | 11 | 122 | <i>Sardina pilchardus</i> <i>Trachurus trachurus</i> <i>Engraulis encrasicolus</i> <i>Mullus barbatus</i> |
| | S8 | Vase Vase molle | 9 | 22 | 95 | <i>Merluccius merluccius</i> <i>Mullus surmuletus</i> <i>Trachurus trachurus</i> <i>Trigla lyra</i> |
| | S9 | Vase | 4 | 3 | 52 | <i>Mullus barbatus</i> <i>Trachurus trachurus</i> <i>Boops boops</i> |
| | S10 | Sable Tuf | 2 | 2 h | 202 | <i>Pagellus erythrinus</i> <i>Trigla lyra</i> |
| | S11 | Gravier | 9 | 12 | 105 | <i>Sardina pilchardus</i> <i>Trachurus trachurus</i> <i>Mullus surmuletus</i> |
| | S12 | Sable gravier Vase | 26 | 35 | 76 | <i>Sardina pilchardus</i> <i>Trachurus trachurus</i> <i>Mullus surmuletus</i> <i>Sardinella aurita</i> <i>Merluccius merluccius</i> |
| | S13 | Gravier Vase | 9 | 8 | 66 | <i>Merluccius merluccius</i> <i>Sardinella aurita</i> <i>Trachurus trachurus</i> |
| | S14 | Sable gravier Vase | 24 | 38 | 126 | <i>Sardina pilchardus</i> <i>Merluccius merluccius</i> <i>Mullus surmuletus</i> <i>Trachurus trachurus</i> |
| | S15 | Sable | 4 | 8 | 112 | <i>Sardinella aurita</i> <i>Sardina pilchardus</i> |

3.1.2.3. Concernant la zone 3.

La zone de pêche 3 (Z3) compte 3 secteurs partagés entre -55m (S17) et -208m (S18) de profondeur, varier entre de fonds de sable, de vase et de tuf (Tab. 10). Sur un total annuel de 14 débarquements et un effort de pêche de 27h, le rendement le plus élevé est réalisé dans le secteur de pêche 18 (S18) avec 237 Kg/h et les plus faibles rendements en S16 avec 91

Kg/h (Tab. 10). Les espèces *Merluccius merluccius* et *Trachurus trachurus* sont les espèces dominantes pêchées dans les 3 secteurs de cette 3^{ème} zone (Tab. 10).

Tableau 10: Caractéristiques bathymétriques, nombre, effort, rendement et principales espèces pêchées dans les 3 secteurs (S16 à S18) de la zone 3 de pêche du golfe d'Annaba.

| | Profondeur (m) | Nature du fond | Nombre de pêches | Effort de pêche (h) | Rend ^t (Kg/h) | Espèces dominantes | |
|----------------------------------|----------------|----------------|----------------------|---------------------|--------------------------|--------------------|--|
| Z O N E 3 | S16 | 85-180 | Vase | 3 | 6 | 91 | <i>Merluccius merluccius</i> <i>Trigla lyra</i> |
| | S17 | 55-250 | Vase | 4 | 7 | 144 | <i>Merluccius merluccius</i> <i>Mullus surmuletus</i> <i>Trachurus trachurus</i> <i>Aristeus antennatus</i> |
| | S18 | 155-280 | Sable Tuf Vase | 7 | 14 | 237 | <i>Trachurus trachurus</i> <i>Engraulis encrasicolus</i> <i>Boops boops</i> <i>Sardina pilchardus</i> <i>Merluccius merluccius</i> <i>Aristeus antennatus</i> |

3.1.3. Richesse spécifique ichtyologique dans les Z1, Z2 et Z3.

Les valeurs de la richesse spécifique par trait sont comprises entre 1 et 19 espèces (Tab. 11). Le secteur 8 de la zone 2 présente une richesse spécifique moyenne de 8,11 espèces, c'est la plus importante du golfe d'Annaba, les plus faibles valeurs moyenne de la richesse spécifique sont rencontrées dans le secteur 4 de la zone 1 et le secteur 15 de la zone 2 avec respectivement 2,1 et 1,5 espèces (Tab. 11, Fig. 16). La richesse spécifique des peuplements ichtyologiques chalutables moyenne est de $6,2 \pm 2,6$ dans l'ensemble des échantillons.

Tableau 11: Valeurs minimales et maximales de la richesse spécifique des peuplements ichtyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

| Zones | Secteurs | Minima | Maxima |
|-----------|----------|--------|--------|
| Z1 | S1 | 3 | 10 |
| | S2 | 3 | 8 |
| | S3 | 3 | 10 |
| | S4 | 1 | 4 |
| Z2 | S5 | 2 | 10 |
| | S6 | 1 | 11 |
| | S7 | 4 | 9 |
| | S8 | 3 | 16 |
| | S9 | 4 | 6 |
| | S10 | 4 | 5 |
| | S11 | 3 | 9 |
| | S12 | 4 | 11 |
| | S13 | 5 | 10 |
| | S14 | 2 | 19 |
| | S15 | 1 | 2 |
| Z3 | S16 | 4 | 6 |
| | S17 | 5 | 8 |
| | S18 | 3 | 10 |

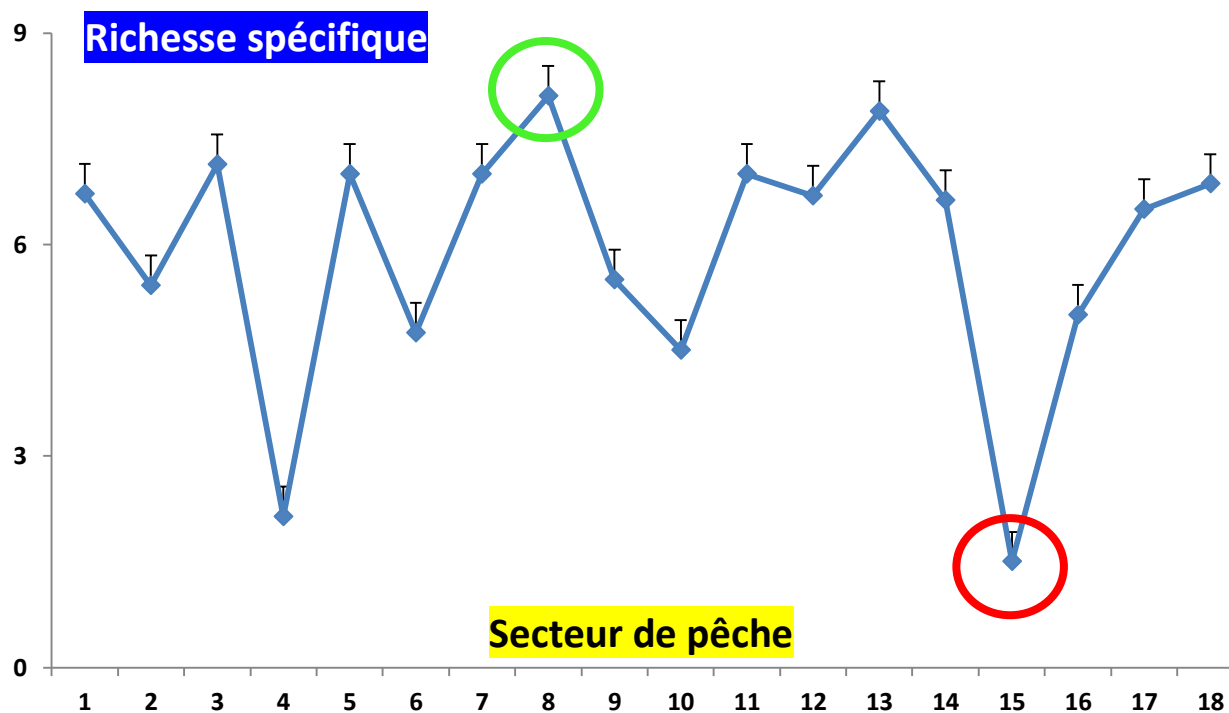


Figure 16: Valeurs moyennes de la richesse spécifique des peuplements ichtyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

La richesse spécifique en fonction de la bathymétrie, est de type parabolique de la côte vers le large dans les 3 zones d'étude, les valeurs les plus élevées se situent à des profondeurs intermédiaires (Tab. 12).

Tableau 12: Répartition bathymétrique de la richesse spécifique moyenne des peuplements ichtyologiques dans le golfe d'Annaba en 2016.

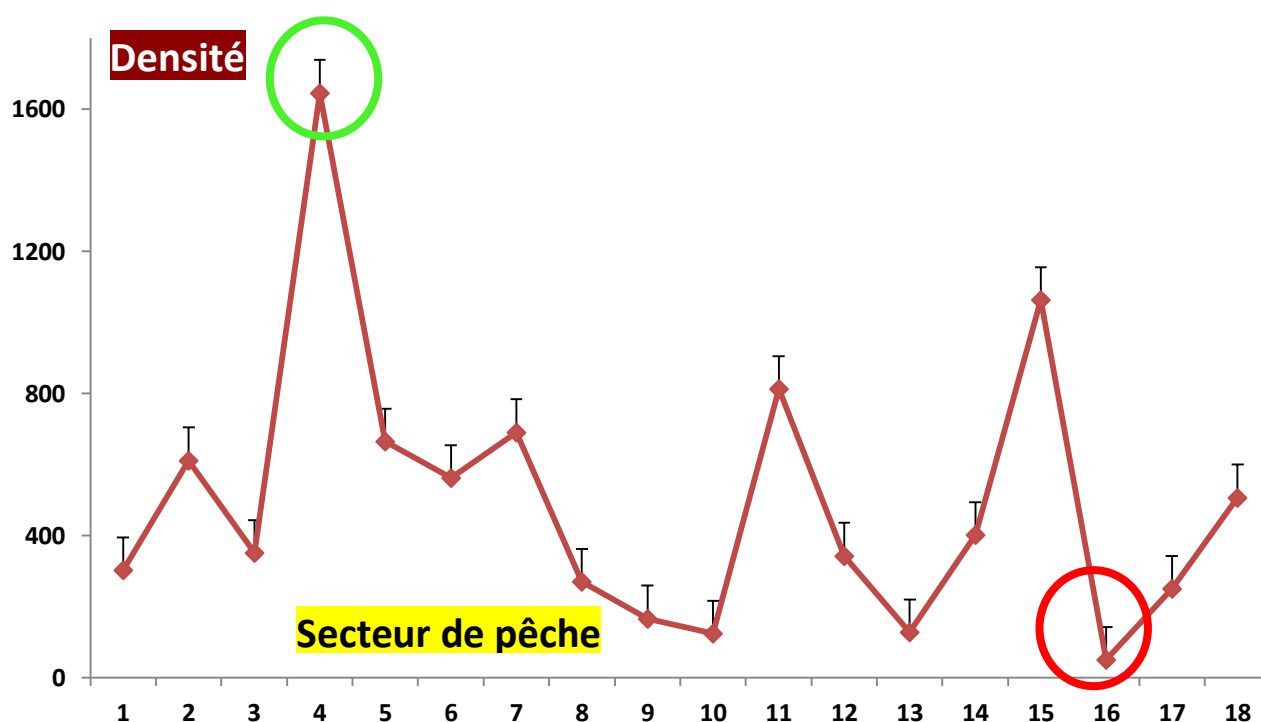
| Etages (m) | Moyennes |
|-----------------|--------------------|
| 0-50 | 5,91 ± 2,48 |
| 50-100 | 6,58 ± 2,82 |
| 100-200 | 6,50 ± 2,65 |
| Moyennes | 6,20 ± 2,64 |

3.1.4. Densité ichtyologique dans les Z1, Z2 et Z3.

La densité des peuplements ichtyologiques chalutables moyenne est de $455,2 \pm 213,6$ ind./km² dans l'ensemble des échantillons. Elle comprises entre 6,41 et 5.565,38 ind./km² (Tab. 13). Le secteur 4 de la zone 1 présente la densité moyenne la plus importante du golfe d'Annaba elle atteint 1.646,05 ind./km², la plus basse densité moyenne est retrouvée dans le secteur 16 de la zone 3 étant de 49,86 ind./km² (Tab. 13, Fig. 17).

Tableau 13: Valeurs minimales et maximales de la densités (ind./km²) des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

| Zones | Secteurs | Minima | Maxima |
|-----------|----------|--------|----------|
| Z1 | S1 | 26,22 | 1.912,46 |
| | S2 | 53,01 | 5.565,38 |
| | S3 | 48,98 | 2.612,27 |
| | S4 | 510,14 | 3.548,85 |
| Z2 | S5 | 183,83 | 1.437,84 |
| | S6 | 46,92 | 2.500,47 |
| | S7 | 62,08 | 2.052,53 |
| | S8 | 69,63 | 667,20 |
| | S9 | 97,24 | 234,30 |
| | S10 | 46,92 | 2.500,47 |
| | S11 | 115,45 | 4.159,61 |
| | S12 | 26,49 | 2.490,99 |
| | S13 | 12,99 | 610,61 |
| | S14 | 6,41 | 2.676,39 |
| | S15 | 464,42 | 1.441,61 |
| Z3 | S16 | 38,72 | 59,26 |
| | S17 | 104,69 | 354,10 |
| | S18 | 204,63 | 1.149,32 |

**Figure 17:** Valeurs moyennes de la densité (ind./km²) des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

L'évolution générale des densités en fonction de la profondeur montre une tendance régressive de la densité de la côte vers le large avec les plus fortes valeurs sur la côte sur les

fonds de 0 à -50 m (Tab. 14). Les espèces numériquement dominantes sur la côte continentale du golfe sont *Sardina pilchardus* avec 51%, *Engraulis encrasicolus* avec 14% viennent ensuite *Mullus surmuletus* et *Trachurus trachurus* avec 11% pour les *Sardinella aurita* avec 6%, *Mullus barbatus* avec 3%, *Boops boops* avec 2% et enfin *Merluccius merluccius* 1%.

Tableau 14: Répartition bathymétrique de la densité moyenne (ind./km²) des peuplements ichthyologiques dans le golfe d'Annaba en 2016.

| Etages (m) | Moyennes |
|-----------------|----------------------|
| 0-50 | 477,2 ± 260,2 |
| 50-100 | 427,1 ± 176,1 |
| 100-200 | 365,8 ± 114,4 |
| Moyennes | 455,2 ± 213,6 |

3.1.5. Biomasse ichthyologique dans les Z1, Z2 et Z3.

Les biomasses enregistrées sont comprises entre 1,47 et 82,58 kg/km² (Tab. 15), La biomasse des peuplements ichthyologiques chalutables moyenne est de 14,8 ± 3,0 kg/km² dans l'ensemble des échantillons. La biomasse moyenne la plus élevée se situe dans le Secteur 4 de la zone de pêche 1 avec 38,99 kg/km² et la plus basse dans le Secteur 9 de la zone 2 avec 7,11 kg/km² (Tab. 15, Fig. 18).

Tableau 15: Valeurs minimales et maximales de la biomasse (kg/km²) des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

| Zones | Secteurs | Minima | Maxima |
|-----------|----------|--------|--------|
| Z1 | S1 | 1,47 | 51,69 |
| | S2 | 4,89 | 82,58 |
| | S3 | 4,11 | 33,44 |
| | S4 | 10,56 | 78,94 |
| Z2 | S5 | 10,56 | 78,94 |
| | S6 | 2,72 | 43,62 |
| | S7 | 4,66 | 27,71 |
| | S8 | 7,14 | 23,28 |
| | S9 | 3,68 | 9,58 |
| | S10 | 23,57 | 29,46 |
| | S11 | 13,49 | 62,12 |
| | S12 | 1,69 | 34,59 |
| | S13 | 3,95 | 30,24 |
| | S14 | 1,48 | 38,90 |
| | S15 | 13,53 | 32,75 |
| Z3 | S16 | 6,97 | 11,38 |
| | S17 | 14,66 | 30,22 |
| | S18 | 12,56 | 35,04 |

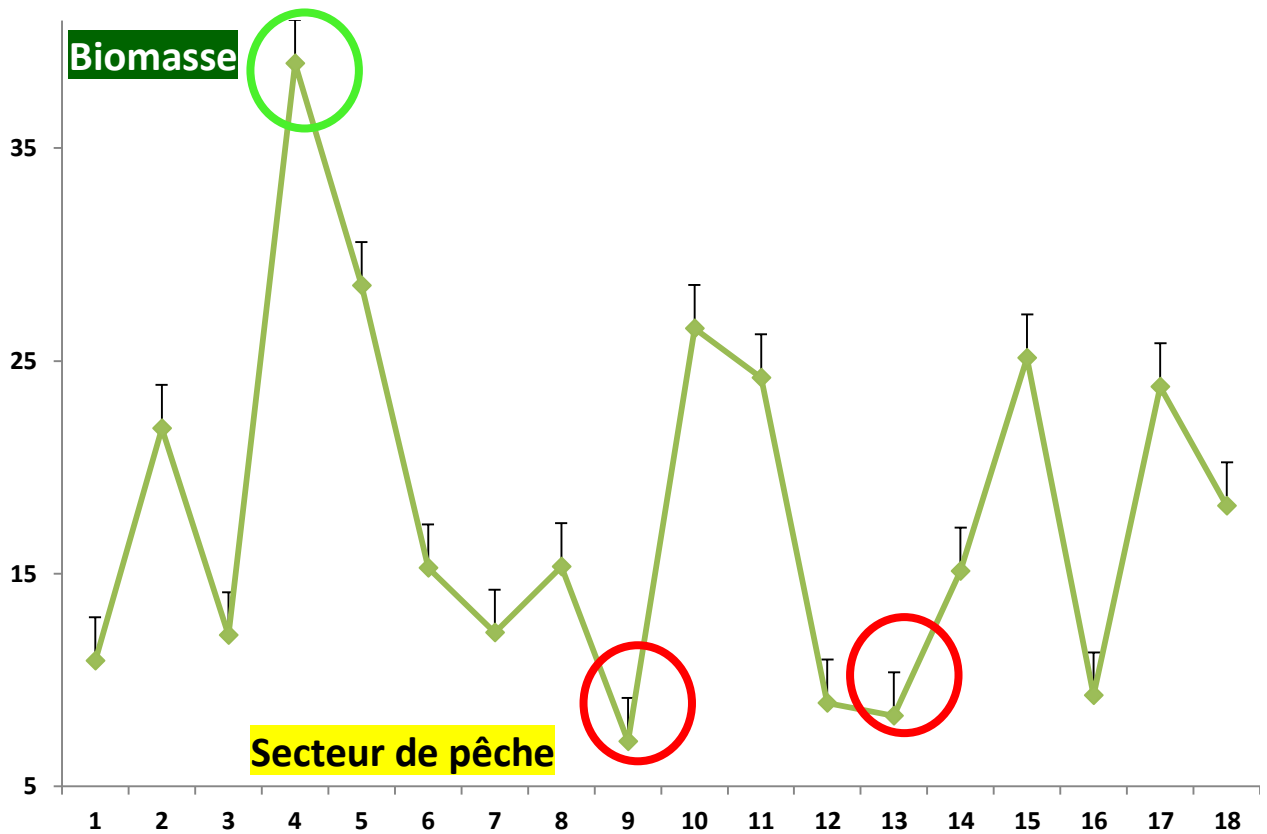


Figure 18: Valeurs moyennes de la biomasse (kg/km²) des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

Les variations des biomasses moyennes en fonction de la bathymétrie montrent que les valeurs tendent à diminuer de la côte vers le large (Tab. 16). Sur la côte continentale, les espèces dominantes pondéralement sont: *Sardina pilchardus* et *Trachurus trachurus* principales espèces dominances avec de 26,2 et 14,4% suivies de *Mullus surmuletus* avec 14,3%, *Merluccius merluccius* avec 9,3%, *Engraulis encrasicolus* avec 8,2%, *Sardinella aurita* avec 5,2%, *Pagellus erythrinus* avec 4,3% et enfin *Boops boops* avec 4%.

Tableau 16: Répartition bathymétrique de la biomasse moyenne (kg/km²) des peuplements ichthyologiques dans le golfe d'Annaba en 2016.

| Etages (m) | Moyennes |
|-----------------|-------------------|
| 0-50 | 65,9 ± 22,6 |
| 50-100 | 14,6 ± 2,2 |
| 100-200 | 17,4 ± 8,0 |
| Moyennes | 14,8 ± 3,0 |

3.1.6. Calculs d'indices de diversité dans les Z1, Z2 et Z3.

3.1.6.1. Indice de diversité de Shannon – Weaver.

L'indice de diversité de Shannon – Weaver sur l'abondance numérique présente des valeurs extrêmes comprises entre 0,000 (S4, S6 et S15) et 13,399 (S14) avec un indice moyen

le plus élevé dans le secteur 3 de la zone 1 (5,560) et le plus bas dans le secteur 15 de la zone 2 (2,560). La valeur moyenne dans le golf est de $5,061 \pm 0,161$ (Tab. 17, Fig. 19).

Tableau 17: Valeurs minimales et maximales de l'indice de diversité de Shannon – Weaver sur l'abondance numérique des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

| Zones | Secteurs | Minima | Maxima |
|-----------|----------|--------|--------|
| Z1 | S1 | 0,037 | 13,073 |
| | S2 | 0,031 | 12,889 |
| | S3 | 0,089 | 12,925 |
| | S4 | 0,000 | 10,414 |
| Z2 | S5 | 0,169 | 12,178 |
| | S6 | 0,000 | 13,045 |
| | S7 | 0,253 | 11,348 |
| | S8 | 0,096 | 10,968 |
| | S9 | 0,043 | 09,024 |
| | S10 | 0,446 | 07,747 |
| | S11 | 0,100 | 12,680 |
| | S12 | 0,146 | 13,818 |
| | S13 | 0,818 | 09,322 |
| | S14 | 0,053 | 13,399 |
| | S15 | 0,000 | 10,347 |
| Z3 | S16 | 0,764 | 08,698 |
| | S17 | 0,690 | 11,224 |
| | S18 | 0,539 | 13,391 |

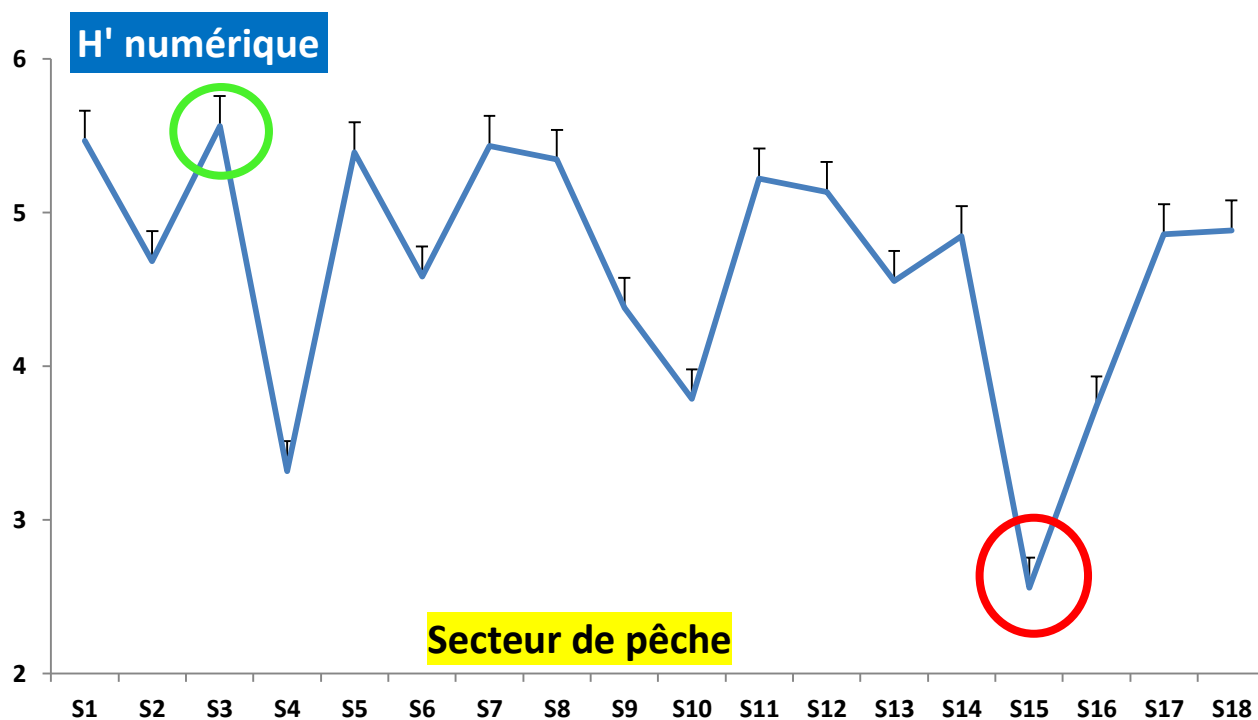


Figure 19: Valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon – Weaver sur l'abondance numérique des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

L'évolution des valeurs, de l'indice de Shannon – Weaver sur l'abondance numérique en fonction de la profondeur, montre des tendances différentes d'une zone d'étude à une autre. Les valeurs tendent à diminuer de la côte vers le large (Tab. 18).

Tableau 18: Répartition bathymétrique de l'indice de diversité de Shannon – Weaver moyen sur l'abondance numérique des peuplements ichthyologiques dans le golfe d'Annaba en 2016.

| Etages (m) | Moyennes |
|-----------------|----------------------|
| 0-50 | 5,167 ± 0,187 |
| 50-100 | 4,971 ± 0,088 |
| 100-200 | 4,714 ± 0,420 |
| Moyennes | 5,061 ± 0,161 |

Les valeurs de l'indice, de diversité de Shannon – Weaver sur l'abondance pondérale, indiquent une valeur minimale dans les secteurs S4, S6 et S15 (0,000) et une valeur maximale dans le secteur 14 de la deuxième zone de pêche (8,951), et la moyenne la plus importante dans le secteur 8 (4,101 ± 0,084) par rapport aux moyennes calculées des différentes zones d'étude, et la moyenne la plus basse dans le secteur 15 de la zone 3 de pêche (1,343). La moyenne sectorielle est égale à 3,466 ± 0,646 (Tab. 19, Fig. 20).

Tableau 19: Valeurs minimales et maximales de l'indice de diversité de Shannon – Weaver sur l'abondance pondérale des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

| Zones | Secteurs | Minima | Maxima |
|-----------|----------|--------|--------|
| Z1 | S1 | 0,222 | 7,748 |
| | S2 | 0,304 | 7,087 |
| | S3 | 0,511 | 7,044 |
| | S4 | 0,000 | 4,087 |
| Z2 | S5 | 0,263 | 7,405 |
| | S6 | 0,000 | 7,500 |
| | S7 | 0,607 | 6,358 |
| | S8 | 0,341 | 8,190 |
| | S9 | 0,379 | 4,700 |
| | S10 | 1,229 | 4,399 |
| | S11 | 0,415 | 5,476 |
| | S12 | 0,737 | 7,062 |
| | S13 | 1,000 | 6,030 |
| | S14 | 0,202 | 8,951 |
| | S15 | 0,000 | 4,392 |
| Z3 | S16 | 1,060 | 5,907 |
| | S17 | 0,618 | 7,313 |
| | S18 | 0,895 | 7,055 |

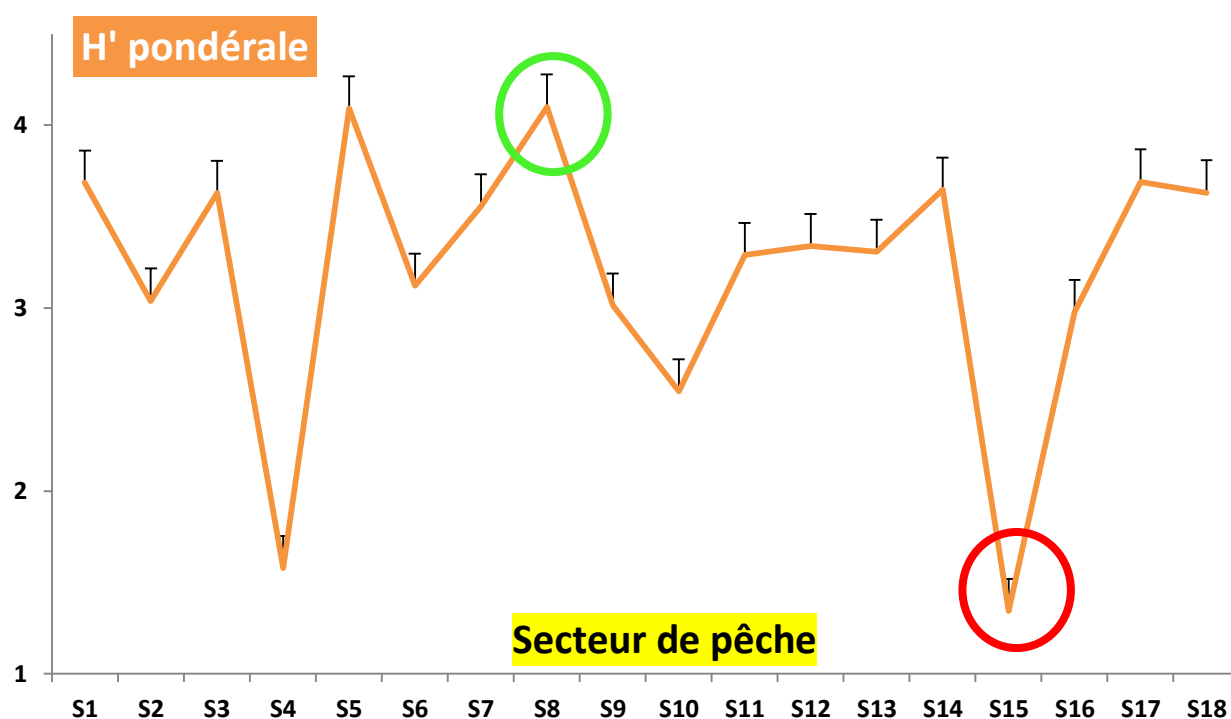


Figure 20: Valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon – Weaver sur l'abondance pondérale des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

L'évolution de l'indice, de diversité de Shannon – Weaver sur l'abondance pondérale en fonction de la profondeur, montre que les valeurs tendent à augmenter de la côte vers le large avec des valeurs maximales de 100 à 200 m de profondeur (Tab. 20).

Tableau 20: Répartition bathymétrique de l'indice de diversité de Shannon – Weaver moyen sur l'abondance pondérale des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

| Etages (m) | Moyennes |
|-----------------|----------------------|
| 0-50 | 3,446 ± 0,644 |
| 50-100 | 3,482 ± 0,637 |
| 100-200 | 3,549 ± 0,751 |
| Moyennes | 3,466 ± 0,646 |

3.1.6.2. Indice de régularité de Pielou.

Les valeurs de l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance numérique sont comprises entre 0,000 et 1,000. Le calcul des moyennes de l'indice par zone d'étude indique la moyenne la plus élevée dans le secteur 3 de la zone 1 (0,509) et la moyenne la plus basse dans le secteur 15 de la zone 2 de pêche (0,198) pour une moyenne sectorielle de $0,466 \pm 0,084$ (Tab. 21, Fig. 21).

Tableau 21: Valeurs minimales et maximales de l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance numérique des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

| Zones | Secteurs | Minima | Maxima |
|-----------|----------|--------|--------|
| Z1 | S1 | 0,003 | 1,000 |
| | S2 | 0,003 | 0,914 |
| | S3 | 0,009 | 1,000 |
| | S4 | 0,000 | 0,835 |
| Z2 | S5 | 0,013 | 1,000 |
| | S6 | 0,000 | 1,000 |
| | S7 | 0,026 | 1,000 |
| | S8 | 0,008 | 0,916 |
| | S9 | 0,005 | 0,900 |
| | S10 | 0,045 | 0,795 |
| | S11 | 0,008 | 1,000 |
| | S12 | 0,016 | 1,000 |
| | S13 | 0,068 | 1,000 |
| | S14 | 0,004 | 1,000 |
| | S15 | 0,000 | 0,800 |
| Z3 | S16 | 0,076 | 0,846 |
| | S17 | 0,067 | 0,918 |
| | S18 | 0,038 | 0,931 |

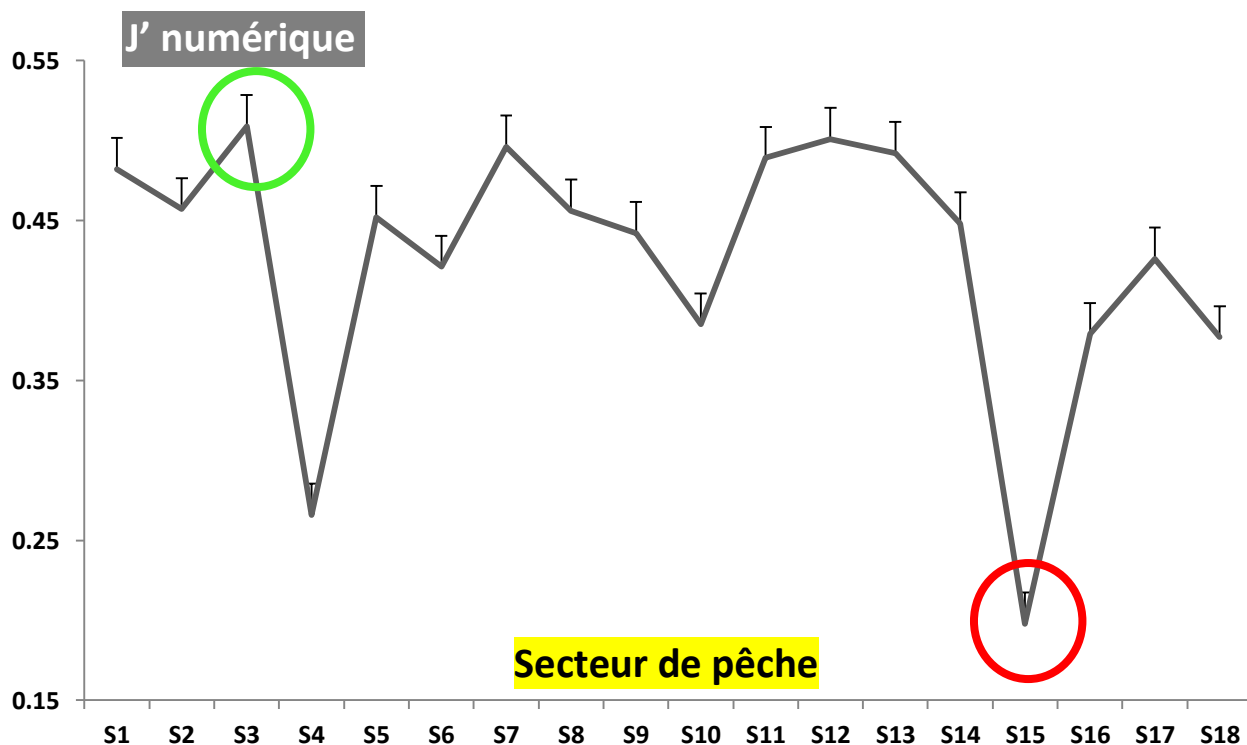


Figure 21: Valeurs moyennes de l'indice de régularité de Pielou moyen sur l'abondance numérique des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

Les valeurs de l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance numérique, évoluent en fonction des différents étages bathymétriques en une tendance parabolique de la côte vers le

large dans l'ensemble du secteur étudié, avec des valeurs maximales de 50 à 100 m de profondeur (Tab. 22).

Tableau 22: Répartition bathymétrique de l'indice de régularité de Pielou moyen sur l'abondance numérique des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs des 3 zones de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

| Etages (m) | Moyennes |
|-----------------|----------------------|
| 0-50 | 0,466 ± 0,082 |
| 50-100 | 0,471 ± 0,081 |
| 100-200 | 0,419 ± 0,024 |
| Moyennes | 0,466 ± 0,084 |

L'indice de régularité de Pielou sur l'abondance pondérale indique des valeurs comprises entre 0,000 et 1,000. La moyenne de l'indice la plus élevée est mise en évidence dans le secteur 13 (0,587) et la plus basse est relevée dans le secteur 15 de la deuxième zone de la pêche (0,173); alors que, la moyenne sectorielle est de $0,509 \pm 0,041$ (Tab. 23, Fig. 22).

Tableau 23: Valeurs minimales et maximales de l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance pondérale des peuplements ichthyologiques dans les 18 secteurs de pêches du golfe d'Annaba en 2016.

| Zones | Secteurs | Minima | Maxima |
|-----------|----------|--------------|--------------|
| Z1 | S1 | 0,026 | 1,000 |
| | S2 | 0,048 | 1,000 |
| | S3 | 0,063 | 1,000 |
| | S4 | 0,000 | 0,468 |
| Z2 | S5 | 0,033 | 0,881 |
| | S6 | 0,000 | 1,000 |
| | S7 | 0,077 | 1,000 |
| | S8 | 0,045 | 1,000 |
| | S9 | 0,081 | 1,000 |
| | S10 | 0,159 | 0,570 |
| | S11 | 0,054 | 0,846 |
| | S12 | 0,104 | 1,000 |
| | S13 | 0,200 | 1,000 |
| | S14 | 0,026 | 1,000 |
| | S15 | 0,000 | 0,569 |
| Z3 | S16 | 0,139 | 0,788 |
| | S17 | 0,083 | 0,880 |
| | S18 | 0,101 | 0,836 |

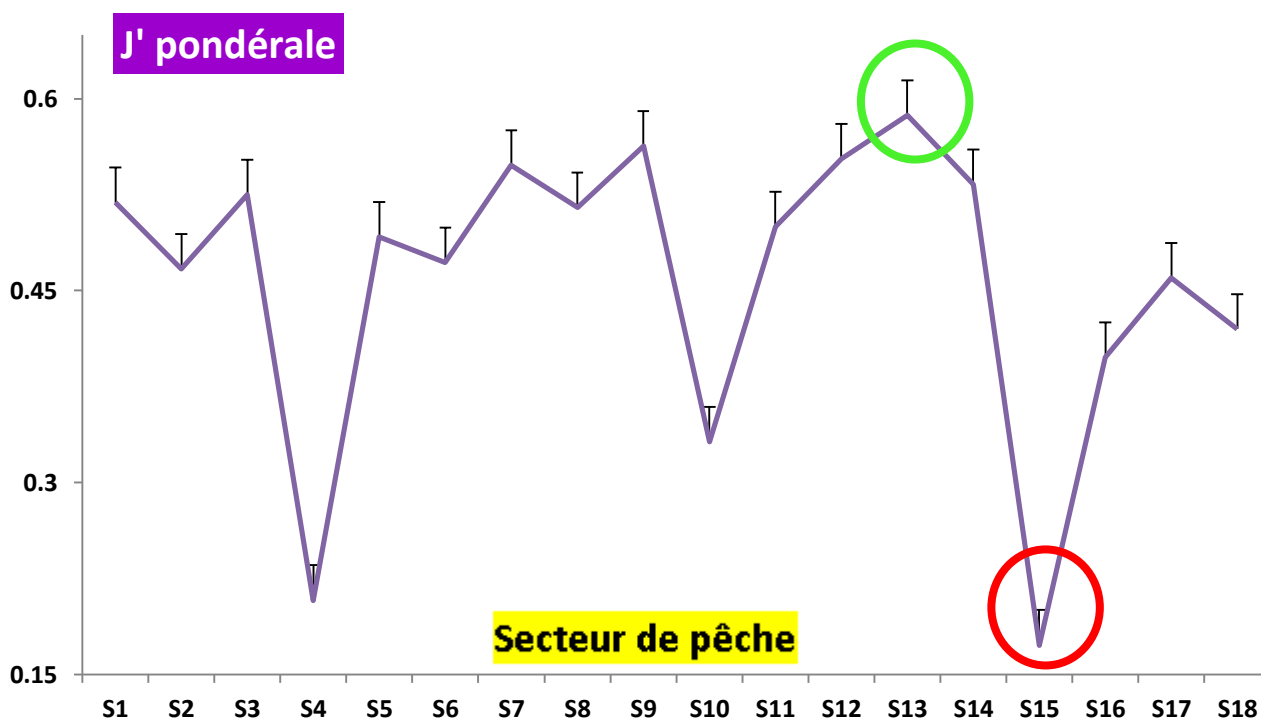


Figure 22: Valeurs moyennes de l'indice de régularité de Pielou moyen sur l'abondance pondérale des peuplements ichthyologiques dans le golfe d'Annaba en 2016.

En fonction de la profondeur, on constate que les valeurs de l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance pondérale suivent des tendances différentes en fonction des zones d'étude, elles présentent une évolution parabolique avec des valeurs maximum de 50 à 100m (Tab. 24).

Tableau 24: Répartition bathymétrique de l'indice de régularité de Pielou moyen sur l'abondance pondérale des peuplements ichthyologiques du golfe d'Annaba en 2016.

| Etages (m) | Moyennes |
|-----------------|----------------------|
| 0-50 | 0,499 ± 0,041 |
| 50-100 | 0,532 ± 0,042 |
| 100-200 | 0,426 ± 0,010 |
| Moyennes | 0,509 ± 0,041 |

3.2. Pêche à Annaba.

3.2.1. La flottille de pêche.

3.2.1.1. Segmentation de la flottille de pêche.

La flottille de pêche au niveau des 2 ports de la Grenouillère et de Chétaibi arrêtée à décembre 2017, est composée de 616 unités dont 45 chalutiers, 139 sardiniers, 426 petits métiers et 5 corailleurs (Fig. 23). La concentration des embarcations est plus importante (84%) dans le port de la Grenouillère.

Il existe également quelques plaisanciers et un thonier enregistrés dans ce même port.

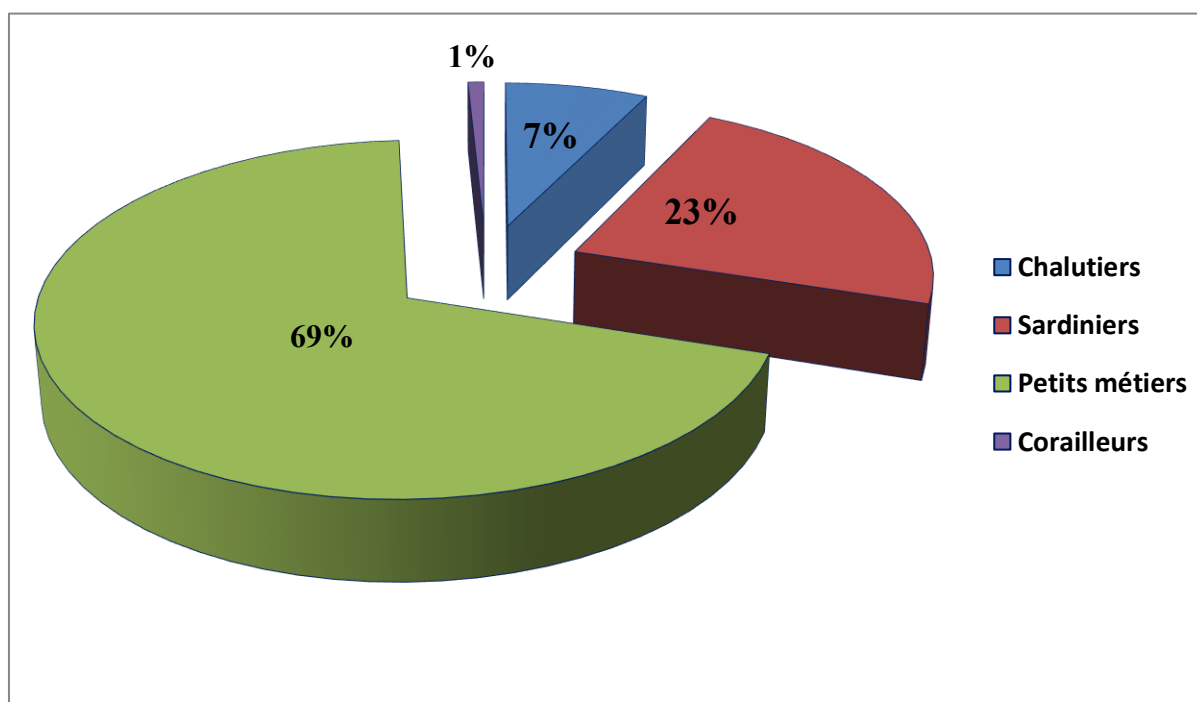


Figure 23: Segmentations de la flottille de pêche exerçant au niveau de la région d'Annaba 2017.

3.2.1.2. Caractéristiques de la flottille de pêche.

3.2.1.2.1. Les petits métiers.

Sont de petites embarcations en polyester ou en bois dont la majorité (75%) ne dépasse pas les 6 m de longueur. La puissance moyenne de ces unités est d'environ 38 chevaux. Cette flottille est la plus jeune par rapport aux autres segments avec une moyenne d'âge de 14 ans (Tab. 25). Les engins de pêche utilisés sont variables; les filets (le trémil, filet maillant dérivant et la senne), les palangrottes et les pièges traditionnels.

Les espèces les plus capturées sont: les Sparidés (ex. Pageots, Sars, Pagre), Serranidés (Mérus), les Carangidés (ex. Saurels, Limon), les Scombridés (ex. Bonites, Bacourete, Thons) et les scorpénidés (ex. Rascasses). Les petits métiers opèrent des marées de 2 à 16 h.

3.2.1.2.2. Les sardiniers.

Les sardiniers ou senneurs mesurent entre 7 et 20 mètres mais la majorité (89%) ne dépasse pas les 14 mètres. Le tonnage moyen est de 13,20 tonneaux et la puissance moyenne est d'environ 199 chevaux. Cette flottille est une moyenne d'âge de 19 ans (Tab. 25). L'engin de pêche utilisé par cette flottille est la senne coulissante d'une longueur comprise entre 220 et 700 m.

La pêche sardinière est autorisée durant toute l'année, elle dépend seulement de la saison et des conditions météorologiques et les sorties de pêche varient entre 10 et 16 h. Les captures principales sont: la sardine, l'anchois, la bonite et les maquereaux.

3.2.1.2.3. Les chalutiers.

Sont des embarcations majoritairement en bois mesurant entre 15 et 27 m (Tab. 25). Le tonnage brut et la puissance moyens des chalutiers sont respectivement, de 55 tonneaux et 498,2 chevaux. Les engins de pêche utilisés sont le chalut de fond, le chalut semi-pélagique et pélagique. Les captures sont constituées, principalement de saurel, de la bogue, de pageot et de crevette.

La pêche est ouverte durant toute l'année à des profondeurs supérieures à 50 mètres à l'exception de la période du repos biologique du 1er mai au 30 août de chaque année où la pêche est interdite à l'intérieur des 3 milles nautiques.

Tableau 25: Caractéristiques de la flottille de pêche du golf d'Annaba pour l'année 2017.

| Caractéristiques | | Chalutiers | Sardiniers | Petits métiers |
|------------------------|----------------|------------|-------------|----------------|
| Nombre | | 45 | 139 | 426 |
| Longueur (m) | | 15- 27 | 6,80- 19,75 | 3,34 -11,50 |
| Puissance (Chevaux) | Totale | 22.419 | 27.614 | 16.143 |
| | Moyenne | 498,2 | 198,66 | 38,07 |
| Tonnage (Tonneaux) | Totale | 2470,90 | 1834,60 | 726,68 |
| | Moyenne | 54,91 | 13,20 | 1,71 |
| Age (année) | Moyen | 26 | 19 | 14 |
| | <10 | 1 | 45 | 119 |
| | 10-20 | 20 | 41 | 243 |
| | >20 | 24 | 53 | 64 |
| Nature de la Coque | Bois | 25 | 44 | 22 |
| | Polyester | 4 | 92 | 378 |
| | Acier | 15 | 0 | 0 |
| | Fibre de Verre | 0 | 3 | 26 |
| | Fer | 1 | 0 | 0 |

3.2.1.3. Etat d'activité de la flottille de pêche.

Il existe un nombre important d'embarcations immobilisées ou activant dans d'autres zones. Le taux d'immobilisation annuel moyen entre 2001 et 2017 est très important. Il varie entre de 30% et 57% (Tab. 26). Les causes d'immobilisations sont variées mais la plus importante est les pannes fréquentes et le manque de pièces de rechange sur le marché local.

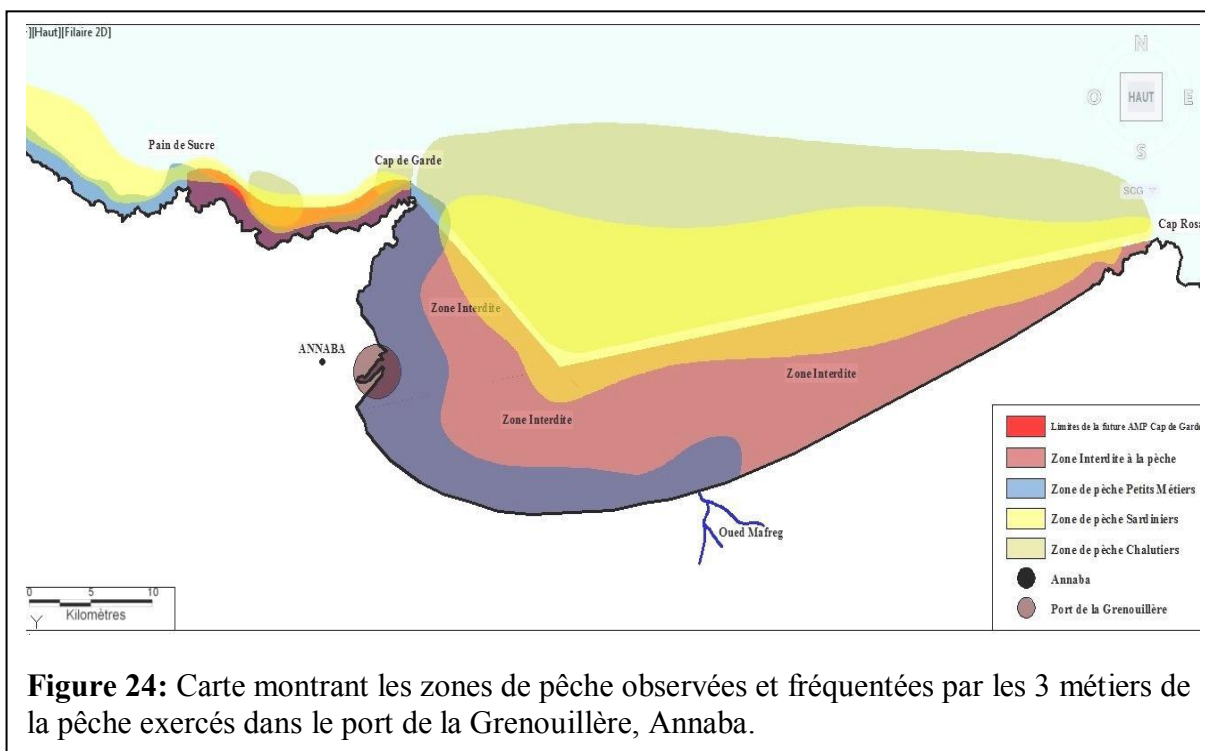
Il y a également, quelques unités de pêche qui viennent d'autres ports pour pêcher dans cette zone. Ce mouvement de la flottille génère une complexité dans l'estimation de l'effort de pêche et le niveau réel de la pression exercée sur les stocks au niveau de cette pêche.

Tableau 26: Taux d'immobilisation annuel moyen de la flottille à Annaba entre 2001 et 2017

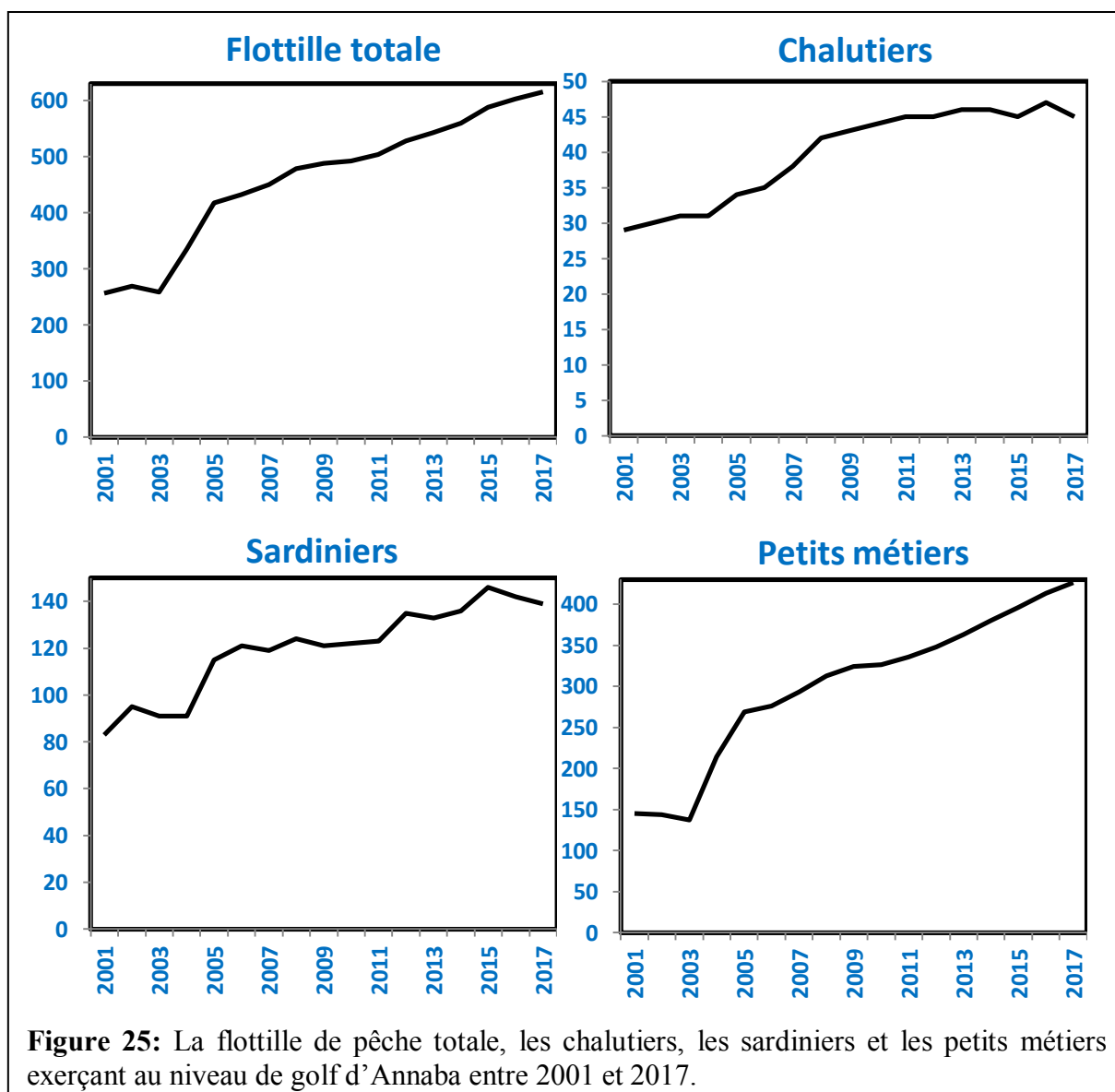
| Années | Flottille totale (Décembre) | Taux d'immobilisation Moyen | Années | Flottille Totale (Décembre) | Taux d'immobilisation moyen |
|--------|-----------------------------|-----------------------------|--------|-----------------------------|-----------------------------|
| 2001 | 257 | 49% | 2010 | 492 | 32% |
| 2002 | 269 | 52% | 2011 | 504 | 35% |
| 2003 | 259 | 52% | 2012 | 528 | 37% |
| 2004 | 336 | 37% | 2013 | 543 | 42% |
| 2005 | 418 | 30% | 2014 | 560 | 46% |
| 2006 | 432 | 32% | 2015 | 588 | 49% |
| 2007 | 450 | 39% | 2016 | 603 | 49% |
| 2008 | 479 | 34% | 2017 | 616 | 57% |
| 2009 | 488 | 33% | | | |

3.2.1.4. Progression de la flottille de pêche.

La flottille de pêche considérée dans cette analyse concerne les embarcations exerçants dans le golf d'Annaba (Fig. 24) et ayant comme ports d'attache la Grenouillère et Chétaibi qui sont les 2 sites de débarquement les plus important.



La flottille de pêche totale (Fig. 25) a enregistré une augmentation significative entre 2001 et 2017 passant de 257 unités en 2001 à 616 unités en 2017 donc un apport supplémentaire de 359 unités avec un taux de 140%. Ce sont les petits métiers (Fig. 25) et les sardiniers (Fig. 25) qui ont enregistré les augmentations les plus importantes avec respectivement 281 et 56 unités et des taux de 194% et 67%. Le nombre de chalutiers (Fig. 25), quant à lui, n'a pas beaucoup évolué, il est passé de 29 unités en 2001 à 45 en 2017 donc un apport de 16 unités. Cette fluctuation de la flottille est le résultat de la politique du secteur ces dernières années, orientée vers l'augmentation de l'effort de pêche pour l'amélioration de la production avec comme objectif une production supplémentaire de 81600 tonnes en injectant 1.493 unités supplémentaires à l'échelle nationale à l'horizon de 2025 (MPRH, 2008). Pour atteindre ces objectifs, il a été procédé à l'octroi de crédits bancaires et des subventions atteignant 40% du capital à investir, pour l'acquisition de nouvelles unités de pêche ou la rénovation des anciennes embarcations (MPRH, 2008).



3.2.2. Les débarquements de golf d'Annaba.

3.2.2.1. Composition spécifique des débarquements.

La composition spécifique des débarquements (Fig. 26) montre la dominance de la sardine *Sardina pilchardus* et de l'allache *Sardinella aurita* avec 22% des débarquements pour chacune. Elle est suivie par le saurel *Trachurus trachurus* avec environ 8% des captures, 3% de l'anchois *Engraulis encrasicolus* et 1% des maquereaux *Scomber spp*. Les petits pélagiques constituent 60% de la production halieutique annuelle moyenne de la pêche de golf d'Annaba.

Les poissons démersales, composés principalement de merlu commun *Merluccius merluccius* avec près de 5% des captures, compte également, parmi les espèces cibles de la pêche, suivie par la bogue *Boops boops*, le mullet doré *Liza aurata* et les rougets *Mullus spp*), la dorade royale *Sparus aurata*, les pageots *Pagellus spp*, les pagres *Pagrus spp* avec respectivement, 4,1%, 3,8% 2,7%, 2,2%, 1,7% et 1,5% des prises.

La crevette blanche *Parapenaeus longirostris* est l'espèce la plus dominante des crustacés avec 3% par rapport à la crevette rouge *Aristeus antennatus* qui est de 1,4%. Quant aux grands pélagiques, la bonite *Sarda sarda* est la principale espèce des débarquements de ce groupe avec un taux de 2%, suivie par le brochet *Sphyraena sphyraena* de 1,2%.

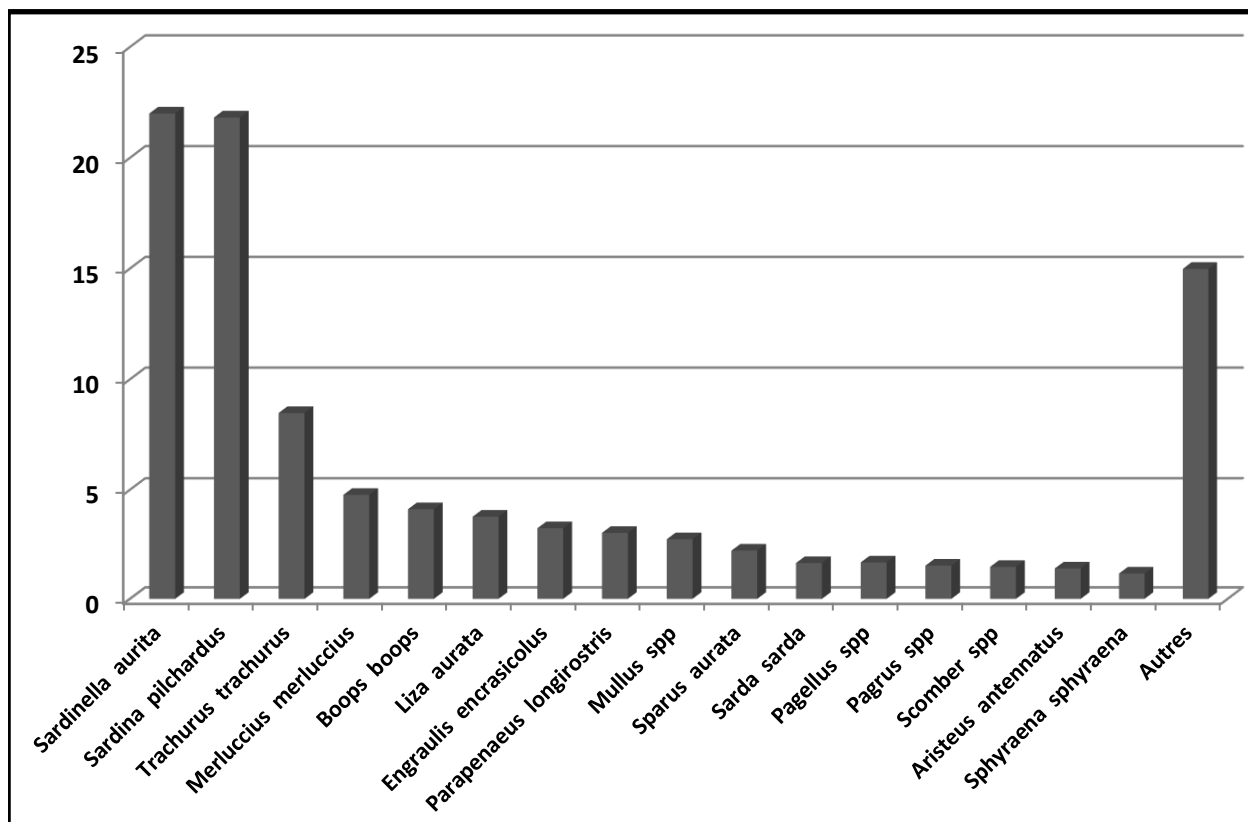


Figure 26: Composition spécifique des débarquements dans le golf d'Annaba (Seules les espèces dont la capture moyenne $\geq 1\%$ sont représentées, les groupes divers ainsi que les autres espèces dont les capture $< 1\%$ sont regroupés dans "Autres").

3.2.2.2. Evolution des débarquements de golfe d'Annaba.

Entre 2001 et 2017 en moyenne, la production halieutique est de 6757 tonnes. On constate que la production totale est importante pendant la période d'étude elle atteint 8959t en 2004 (Fig. 27), elle diminue en 2006 et 2013 respectivement de 5002 et 5004t avant d'augmenter progressivement jusqu'à 2017 avec 6854t soit presque le triple de la production de l'année 2001 (2587t).

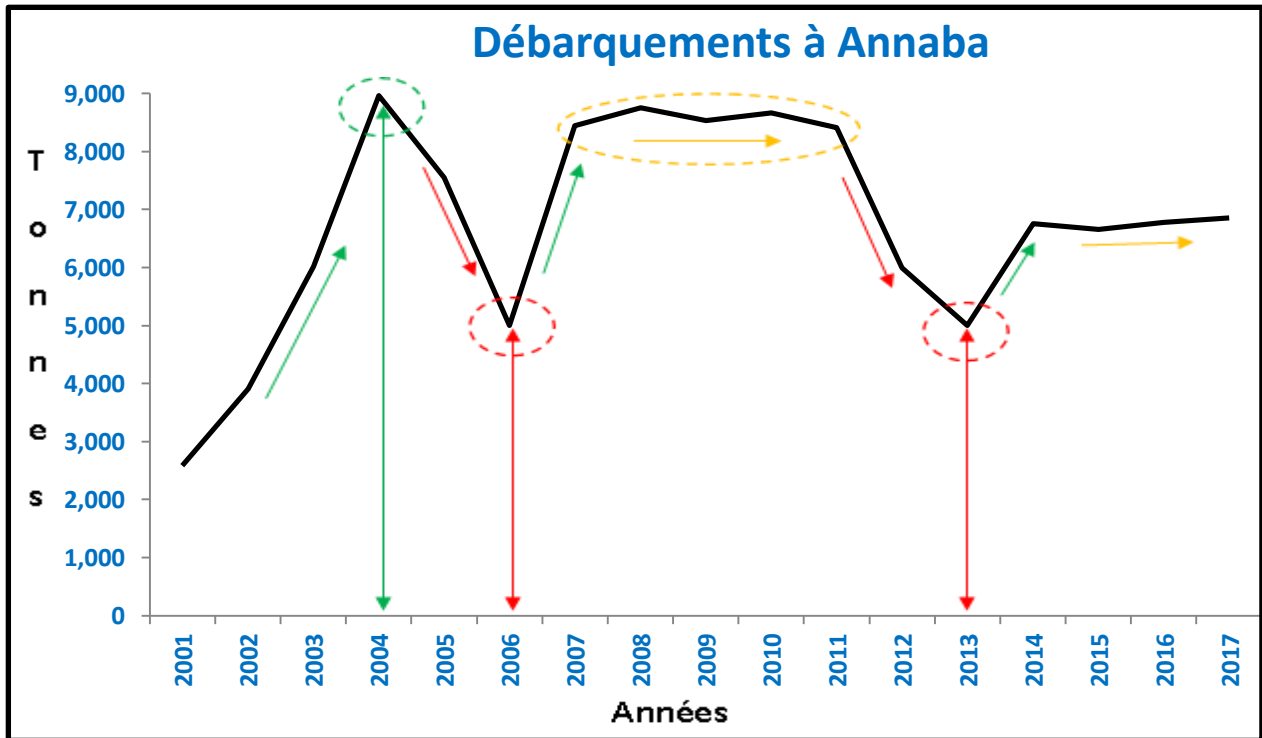


Figure 27: Les débarquements de golfe d'Annaba entre 2001 et 2017.

La diminution considérable de la production halieutique en 2006 et 2013 est due à la baisse des captures de la sardine et de la sardinelle (Fig. 28a). La sardine *Sardina pilchardus* qui a chuté de plus de 1042t à 831t entre 2001 et 2017. Cette espèce de petit pélagique qui domine dans les débarquements, se raréfie de plus en plus et une "crise de la sardine" s'est installée au niveau de la pêche de golfe d'Annaba malgré l'augmentation du nombre de sardiniers ou senneurs durant la même période (voir résultat concernant la flotte de pêche). D'autres espèces ont montré également des productions en baisse tel que les anchois *Engraulis encrasicolus*, les rougets *Mullus spp*, la dorade royale *Sparus aurata*, les pageots *Pagellus spp* et les pagres *Pagrus spp*. Tandis que l'allache *Sardinella aurita* et le saurel *Trachurus trachurus* et les principaux poissons démersaux, à savoir le merlu commun *Merluccius merluccius* et la bogue *Boops boops* et le mullet doré *Liza aurata*, la crevette blanche *Parapenaeus longirostris*, la bonite *Sarda sarda*, le maquereau *Scomber spp*, la crevette rouge *Aristeus antennatus* et le brochet *Sphyraena sphyraena* ont alterné des périodes de baisse et d'augmentation des captures (Figs. 28a et b).

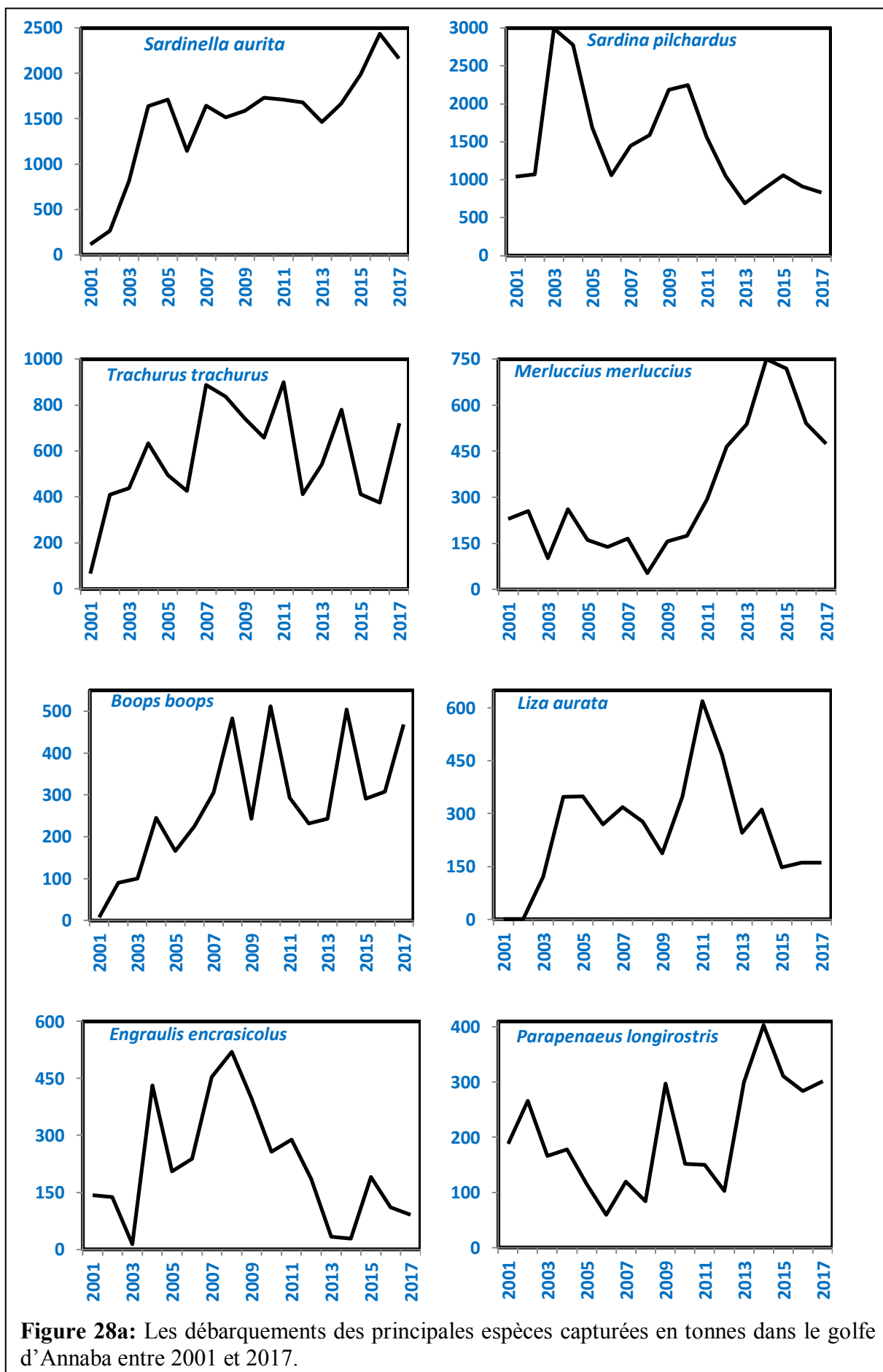


Figure 28a: Les débarquements des principales espèces capturées en tonnes dans le golfe d'Annaba entre 2001 et 2017.

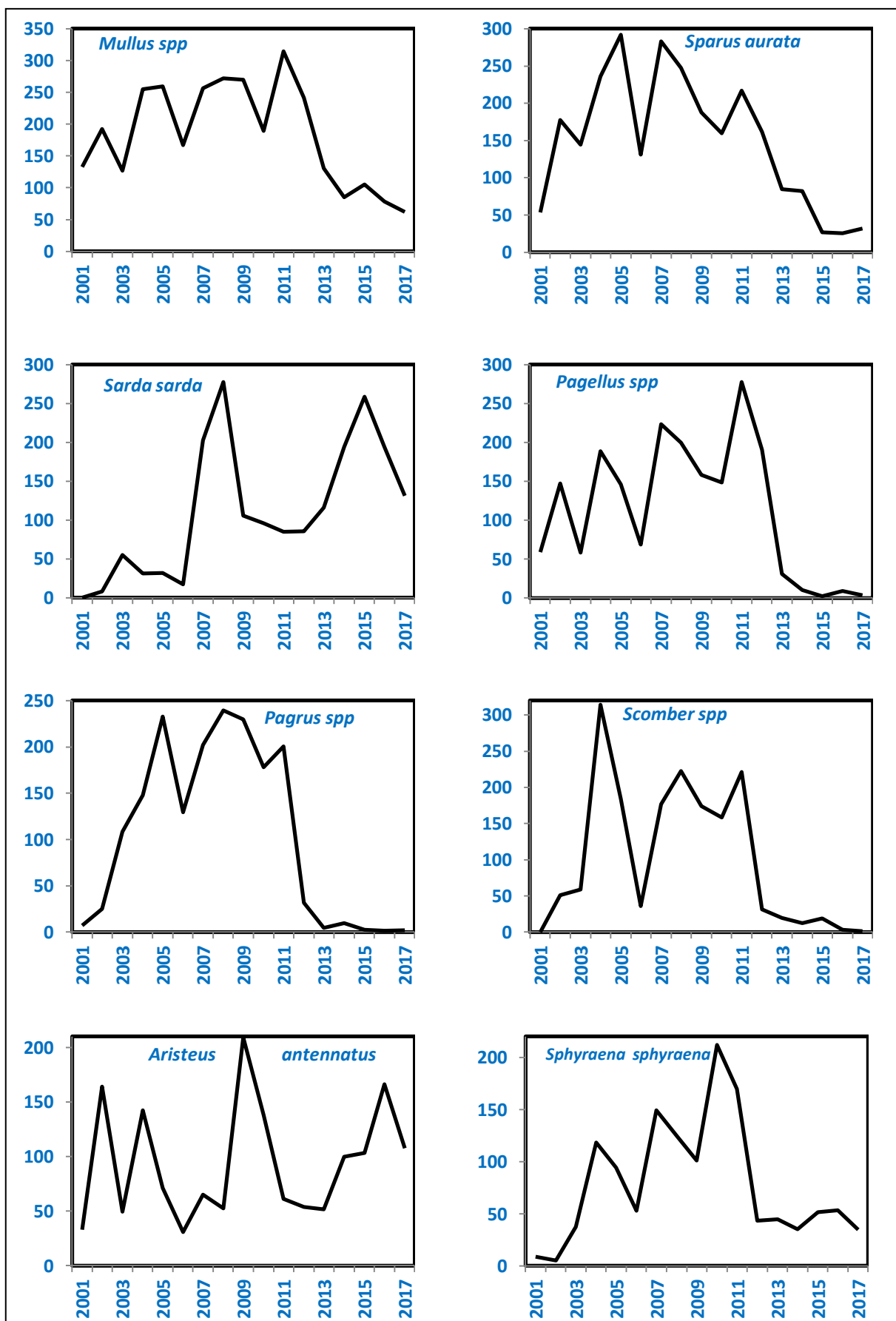


Figure 28b: Les débarquements des principales espèces capturées en tonnes dans le golfe d'Annaba entre 2001 et 2017.

3.2.3. Les variables environnementales.

L'indice de la production primaire, la Chl-*a* (Fig. 29) montre une augmentation jusqu'à 2012 enregistrant un pic de 0.75 mg/m³, ensuite, il subit une légère diminution. Le taux de précipitation est inconstant durant la période considérée de 727 mm (0,083mm/h) en 2001 à environ 806 mm (0,092mm/h) en 2017 (Fig. 29).

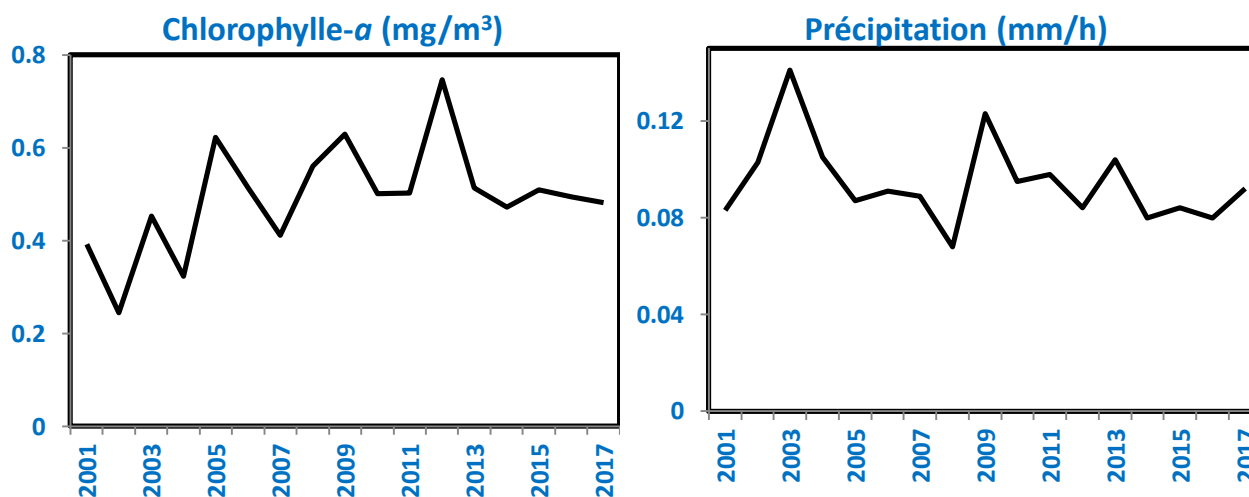


Figure 29: La concentration en Chl-*a* et les précipitations dans le golfe d'Annaba entre 2001 et 2017.

3.2.4. Les indicateurs trophiques des captures dans le golfe d'Annaba.

3.2.4.1. Indice pélagiques/démersales (P/D).

L'indice P/D (Fig. 30) est alterné des périodes de baisse et d'augmentation des valeurs montrent une nette pique en 2003, enregistrant sa valeur maximale de 5,2, après avoir enregistré leur valeur minimale de 1,5 en 2002. La moyenne annuelle calculée pour la période considérée est estimée à 2,51.

La comparaison de la tendance de l'indice P/D avec les débarquements spécifiques montre que la chute de ce ratio coïncide, d'une part, avec celle des captures de la sardine *Sardina pilchardus*, l'allache *Sardinella aurita* et l'anchois *Engraulis encrasicolus* et d'autres part par l'augmentation des prises des principales espèces de poissons démersales à savoir, le merlu commun *Merluccius merluccius*, la bogu *Boops boops*, les rougets *Mullus spp*, la dorade royale *Sparus aurata*, les pageots *Pagellus spp* et les pagres *Pagrus spp*.

L'augmentation de ce ratio, serait due à l'augmentation des captures de la sardine et l'allache et la chute des débarquements des principales espèces de poisson démersales. Cette augmentation de l'indice P/D reste, tout de même très légère vu que les prises de la principale espèce de petits pélagiques de la pêche qui est la sardine, sont toujours en baisse et enregistrent leurs niveaux les plus bas et que l'allache à atteindre leur valeur les plus élevés. Ce

qui nous permis de souligner l'influence majeure de cette espèce de Clupéidés la sardine sur la tendance observé du ratio P/D.

L'augmentation de la concentration en Chl-*a* et de la pluviométrie, synonymes de l'enrichissement en production phytoplanktonique, n'est pas suivie par une hausse des débarquements de la sardine, au contraire, ils ont enregistrées des baisses significatives et par conséquent, la chute de l'indice P/D.

La baisse des prises de la sardine malgré l'augmentation de l'effort de pêche et les conditions environnementales qui seraient favorables à son abondance est un signe de la surexploitation de cette espèce.

Dans les dernières années de la série, la baisse des débarquements des principales espèces de poissons démersaux pourrait être due à une situation d'hypoxie et/ou de surexploitation. En effet, d'une part, l'augmentation des apports en éléments nutritifs et de la production primaire durant les premières années de la période considérée aurait engendré une situation d'eutrophisation dont les conséquences sont probablement, apparues les dernières années. D'ailleurs, l'augmentation des prises de l'allache pourrait être une preuve de l'occurrence de ce phénomène dans le golf d'Annaba. D'autre part, la baisse des captures des espèces de petits pélagiques durant les premières années, aurait orienté l'effort de pêche vers les espèces de poissons démersaux. Cette pression de pêche aurait provoqué par la suite la surexploitation de ces poissons démersaux et la diminution de leurs captures.

3.2.4.2. Indice trophique marin (MTI).

La moyenne de l'indice MTI pour la série entre 2001 et 2017 est de 3,37. Sa valeur minimale, 3,30 est rencontrée en 2003 (Fig. 30), elle coïncide avec les captures les plus importantes de sardine *Sardina pilchardus* qui se caractérise par un TL faible de 3,1.

Ensuite, le MTI entame une tendance à la hausse, pendant que les prises de la sardine continuent de chuter. Le MTI enregistre les valeurs les plus élevées durant les dernières années avec un maximum de 3,44 estimé en 2014 et correspondant aux débarquements les plus faibles de la sardine. En revanche, on note, en toute fin de série que le MTI amorce une tendance à la baisse, à l'origine des captures importante de l'allache *Sardinella aurita* caractérisée par un TL faible de 3,04. En effet, cette espèce est devenue la plus dominante dans les débarquements à partir de 2011 avec près de 47% des captures globales en 2017 dépassant les captures de la sardine (Fig. 31).

3.2.4.3. Indice Trophique marin réduit (^{3,25}MTI).

Après l'enlèvement du calcul des captures des espèces de TL < 3,25, le TL moyen des captures (^{3,25}MTI) entre 2001 et 2017 est estimée à 3,77. Il est très proche de celui de saurel *Trachurus trachurus*, la dorade royale *Sparus aurata* et les pagres *Pagrus spp.*

Le $^{3,25}MTI$ (Fig. 30) est alterné des périodes de baisse et d'augmentation des valeurs durant toute la période considérée. Il augmente d'une valeur de 3,74 enregistrée en 2001 à 3,83 la dernière année de la série. Cette augmentation de 0,08 TLs pour les 17 années étudiées, est principalement due à l'augmentation de plus de 50% des captures de saurel.

En effet, si on soustrait du calcul les captures de la sardine et de l'allache, le saurel, avec un TL moyen de 3,7 devient le plus dominant, influençant par conséquent, considérablement la tendance du $^{3,25}MTI$.

L'augmentation des captures de la dorade royale *Sparus aurata* et des pagres *Pagrus spp* (TL=3,70) durant les premières années n'a pas atténué l'effet de la baisse des prises des saurels et de la bonite *Sarda sarda* qui a un TL de 4,15.

A partir de 2011, toutes les captures d'espèces importantes de la pêche de TLs moyens et élevés, présentent des hausses accentuant l'augmentation du $^{3,25}MTI$ en enregistrant les valeurs maximales de la série.

3.2.4.4. Indice de la pêche en équilibre (FiB).

Le FiB montre une tendance sinusoïdale avec une augmentation suivie d'une diminution durant toute la période de notre étude (Fig. 30). En effet, en 2001, il a enregistré une valeur 0 et 0,40 en 2017, cette augmentation est accompagnée par celle des captures globales.

3.3.3.4. Indice de durabilité de la pêche (FSI).

Le FSI indique une tendance sinusoïdale avec une chute de ces valeurs de 2,86 en 2001 jusqu'à la valeur -1,00 en 2004, suivie d'une augmentation pour atteindre une valeur de 0,81 en 2006 et de même valeur en 2013 (Fig. 30).

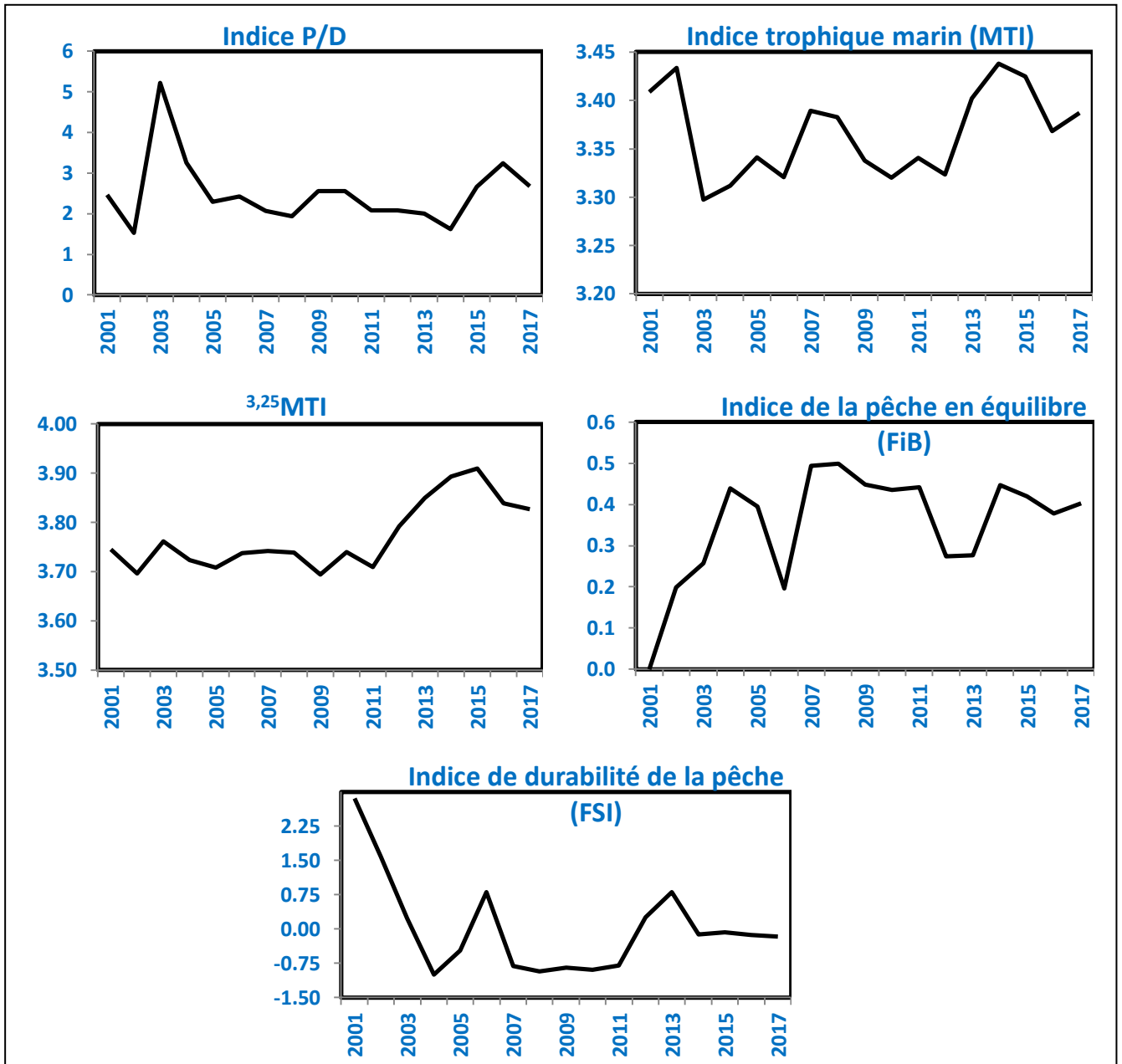


Figure 30: Evolutions des 5 indicateurs trophiques des captures dans le golfe d'Annaba entre 2001 et 2017.

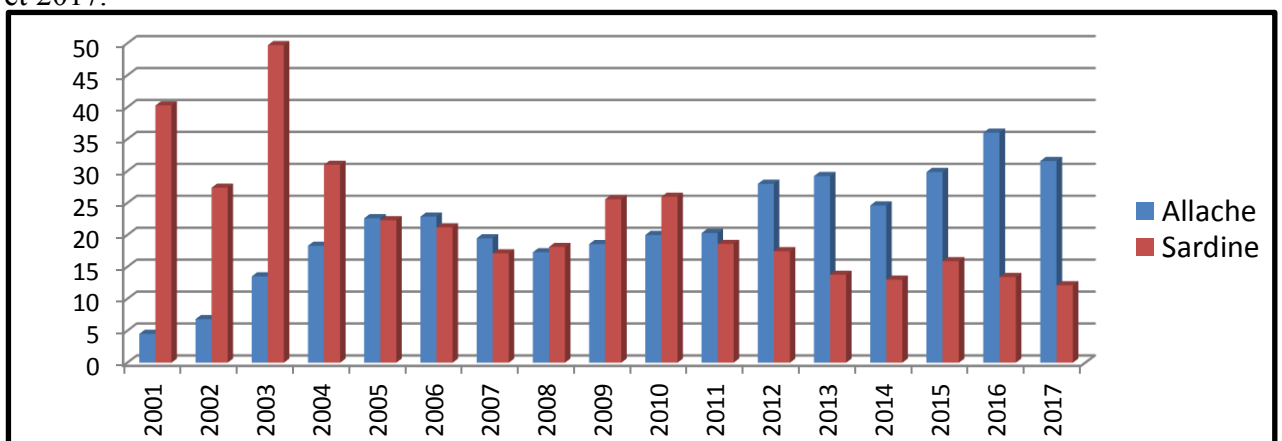


Figure 31: Taux de captures de la sardine et de l'allache dans le golfe d'Annaba entre 2001 et 2017.

3.3. Les débarquements à l'échelle nationale.

3.3.1. Compositions spécifiques.

La moyenne de la production halieutique nationale est estimée à 118694,6 tonnes, elle est dominée par les petits pélagiques, principalement la sardine *Sardina pilchardus* avec 44% des débarquements totaux, suivis de l'allache *Sardinella spp* et les saurels *Trachurus spp* avec respectivement, 16% et 11% (Fig. 32).

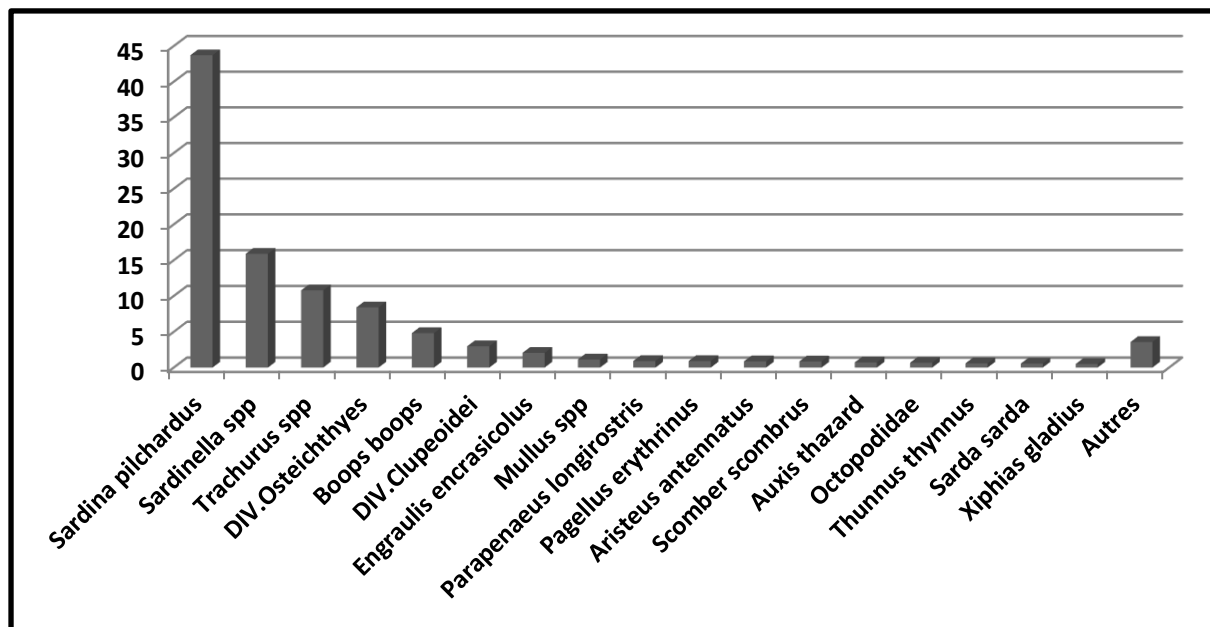


Figure 32: Composition spécifique des débarquements à l'échelle nationale.

Les captures des poissons démersaux sont dominées par les sparidés, principalement la bogue *Boops boops* avec 5% des débarquements totaux. Les grands pélagiques sont principalement représentés par le bonitou-Auxie *Auxis thazard*, le thon rouge *Thunnus thynnus*, la bonite *Sarda sarda* et l'espadon *Xiphias gladius*, et avec des taux de 1%. Les crustacés et les mollusques sont respectivement dominés par la crevette rose *Parapenaeus longirostris* et les poulpes Octopodidés avec des taux de 1%.

3.3.2. Évolution des débarquements.

Les débarquements à l'échelle nationale (Fig. 33) montrent une augmentation qui atteint un pic de 147362 t en 2007 suivi d'une baisse. Cette tendance coïncide avec celle des prises de petits pélagiques (Fig. 33) qui représentent 76% influençant les captures globales. En 2008, Les espèces démersales (Fig. 33), les mollusques (Fig. 33) et plus au moins, les grands pélagiques (Fig. 33) ont contribué à l'augmentation de ces prises. Cependant, la poursuite de l'augmentation des démersaux n'a pas contrebalancé la tendance à la diminution des prises totales durant les dernières années. Les crustacés (Fig. 33) ont enregistré une baisse d'environ 1300t jusqu'à 2007 avant de connaître une amorce à l'augmentation.

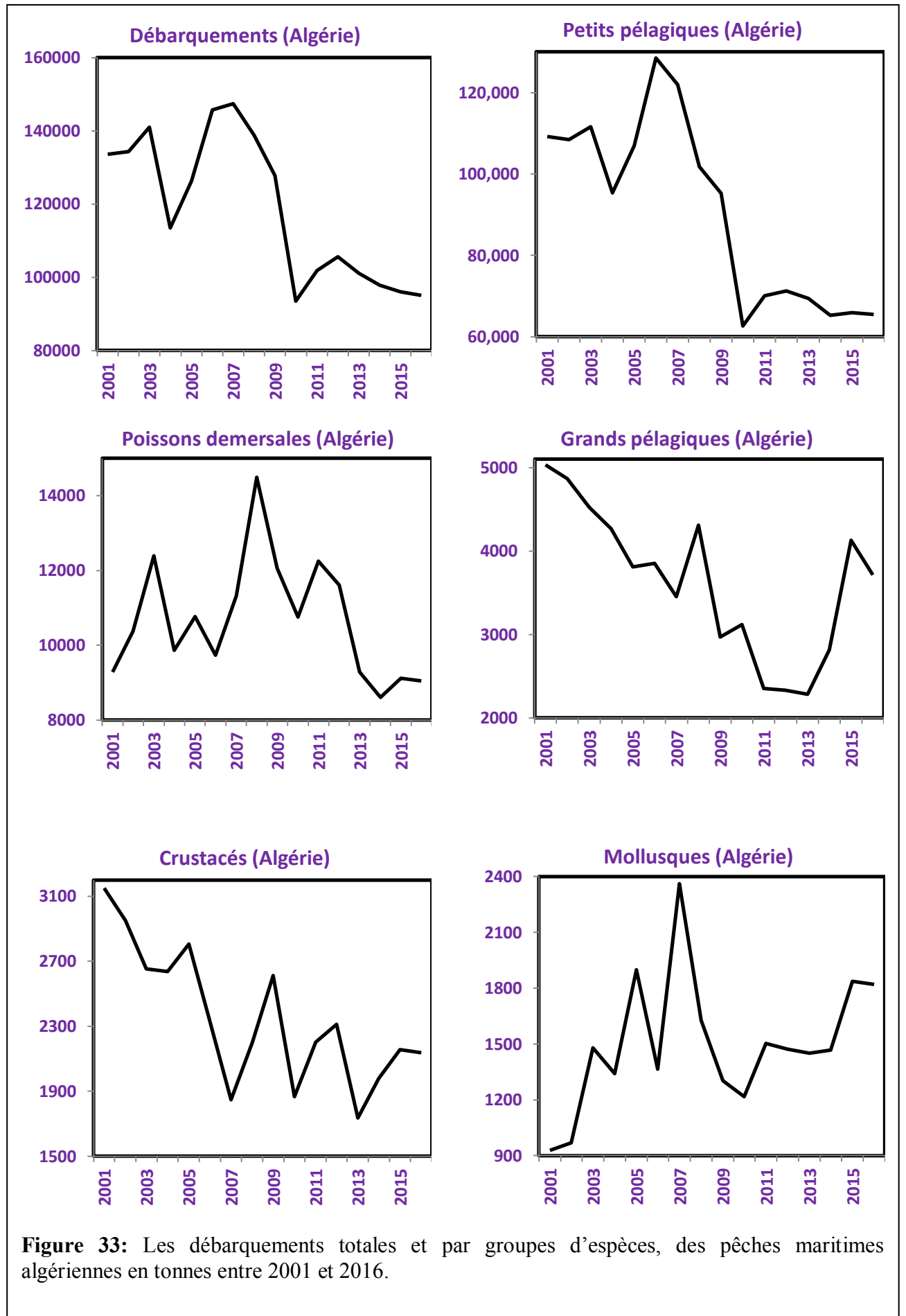


Figure 33: Les débarquements totales et par groupes d'espèces, des pêches maritimes algériennes en tonnes entre 2001 et 2016.

3.3.3. Les indicateurs trophiques à l'échelle nationale.

3.3.3.1. Indice pélagiques/démersales (P/D).

Après une haute augmentation entre 2003 et 2006 due à la hausse des captures de petits pélagiques, l'indice P/D montre une diminution significative qui atteint un minimum de 5 en 2008 (Fig. 34). Cette déplétion est due d'une part, à la baisse des prises de petits pélagiques et d'autre part, à l'augmentation des prises des poissons démersaux.

3.3.3.2. Indice trophique marin (MTI).

Le MTI subit une baisse entre 2001 et 2005 respectivement, de 3,22 à 3,20 (Fig. 34), due à l'augmentation des captures de petits pélagiques de TLs bas. Cette dernière est suivie par une augmentation atteignant 0,09TL en 2008 due principalement à la baisse des captures des petits pélagiques et à l'augmentation de celles des démersaux et grands pélagiques de TL, respectivement, moyens et élevés.

3.3.3.3. Indice trophique marin réduit ^{3,25}MTI.

Le ^{3,25}MT diminue entre 2001 et 2008 d'environ 0,16TL (Fig. 34), cette baisse est due principalement, à la réduction des tonnages de captures des grands pélagiques de TLs élevés (>4,2 pour la plupart des espèces). Ensuite, il amorce une tendance à l'augmentation en rapport avec les captures considérables de poissons démersaux et grands pélagiques enregistrées entre 2011 et 2017.

3.3.3.4. Indice de la pêche en équilibre (FiB).

Les valeurs des indices de la pêche en équilibre FiB sont presque négatives tout au long de la période d'étude à l'exception de la période comprise entre 2006 et 2008, on note une hausse qui atteint 0,07 en 2007 avec un pic de -0,20 en 2010 (Fig. 34). Puis, il diminue progressivement jusqu'à -0,17 en 2016.

La tendance des débarquements et de l'indice FiB coïncident, en effet, l'augmentation de ce dernier est accompagnée par la hausse des captures globales et vice-versa.

A raison que l'indice de la pêche en équilibre (FiB) est < 0, il n'est pas essentiel de calculer l'indices de la durabilité de la pêche FSI.

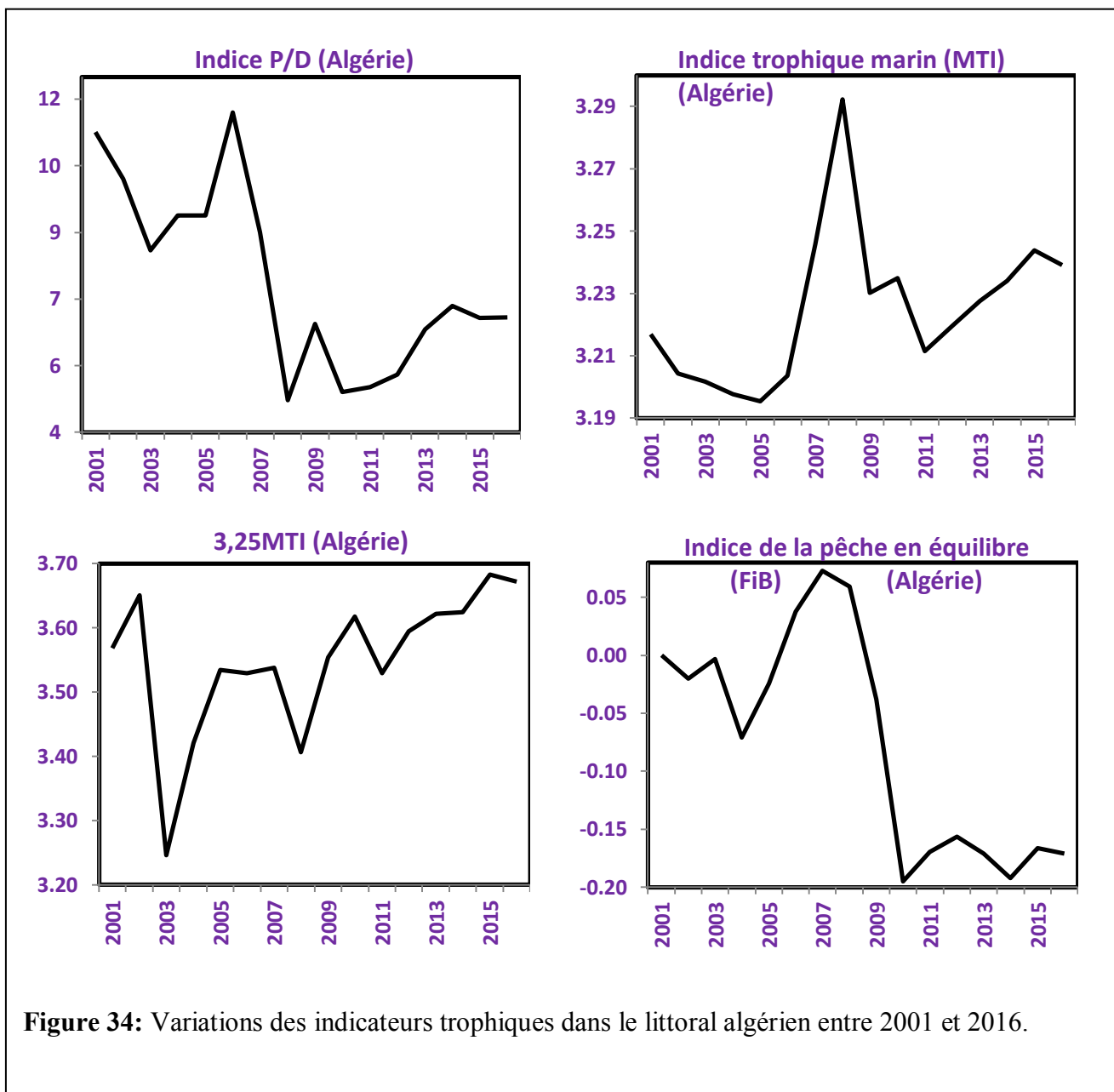


Figure 34: Variations des indicateurs trophiques dans le littoral algérien entre 2001 et 2016.

Discussion générale

4. Discussion.

Pour interpréter l'ensemble de nos résultats nous les avons discutés d'abord par rapport à la richesse spécifique, aux indices de diversité, aux captures et aux espèces ichthyologiques. Ensuite nous avons abordés les données sur les flottilles et les débarquements provenant des pêches du golf d'Annaba et leurs indices trophiques et enfin nous avons analysé et comparés la situation des pêcheries en Algérie.

La richesse spécifique moyenne de l'ichtyofaune est de $6,20 \pm 2,64$, cette moyenne est inférieure à celles rencontrées lors des 5 campagnes de pêche réalisées par l'ISTPM en 1982, Djabali et Refes, 1990; Massuti et al 2003 et 2004a et Refes 2011 (Tab. 27).

Cette différence est liée à l'effort d'échantillonnage réalisé, en effet, les surfaces chalutées sont beaucoup plus importantes et les durées des traits de pêche de 2 à 4h. En plus, la richesse spécifique obtenue ne concerne que le plateau continental du golfe d'Annaba à - 280 m de profondeur maximale, les pêches dans les profondeurs du talus n'ont pas été comptabilisées.

Tableau 27: Richesses spécifiques moyennes par trait de pêche obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans le golfe d'Annaba.

| Lieu | Richesses spécifiques moyennes | | | | | |
|-----------------------|--------------------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------|--------------|----------------|
| | ISTPM (1982) | Djabali et Refes (1990) | Massuti et al (2003) | Massuti et al (2004a) | Refes (2011) | Présente étude |
| Golfe d'Annaba | 20,1 | 18,8 | 20,9 | 21,0 | 30,8 | 6,2 |

Pour expliquer ces différences, Laurec et Le Guen (1981) avancent: «qu'il est possible qu'il y ait une accumulation progressive des poissons nageant devant le bourrelet du chalut et que le nombre de poissons pris par le filet soit proportionnel à cette accumulation; celle-ci étant d'autant plus grande que le trait est plus long». En effet, l'effort d'échantillonnage est proportionnel au nombre d'espèces et les chances de capturer des groupes rares sont augmentées. Blondel (1995) montre l'existence d'une relation étroite entre la richesse spécifique et la taille de l'échantillon. Ce constat est signalé par de nombreux auteurs comme Whittaker 1972; Hubalek en 2000 ou encore Magurran 2013. En revanche, Leathwick et al. (2006) corrélient la richesse spécifique des poissons avec la vitesse de chalutage et la distance parcourue par le chalut. Leathwick et al (2006) indiquent, sur la base de modèles statistiques appliqués à des campagnes de pêche, un lien étroit entre la richesse spécifique des poissons et

la température résiduelle, la température moyenne de surface, la salinité résiduelle, la chlorophylle et les courants de marée.

Les variations de la richesse spécifique peuvent présenter un lien statistique étroit entre la latitude, la longitude, la profondeur, les saisons et/ou le temps de pêche (Sousa *et al.*, 2006). Horn et Allen (1978) et Macpherson et Duarte (1994) analysent la richesse spécifique à l'échelle des mers et des océans en montrant l'effet de la latitude sur la distribution spatiale de la richesse spécifique.

Willig *et al.* (2003) expliquent que la variabilité latitudinale de la richesse spécifique est en relation avec les conditions environnementales régionales (morphologie des fonds sous-marins, caractéristiques des substrats, particularités hydrologiques et océanographiques, production primaire, disponibilités alimentaires), ils notent que d'autres facteurs peuvent interférer sur la richesse spécifique comme l'adaptation à la profondeur, où les espèces doivent s'adapter à de fortes pressions hydrostatiques, ainsi qu'à des températures et des teneurs en oxygène dissous basses.

L'analyse de l'évolution de la richesse spécifique, selon un profil côte - large dans le golfe d'Annaba est de type parabolique avec des maximums de diversité à des profondeurs intermédiaires. Cette évolution est similaire à celles rencontrées par Djabali et Refes (1990); Massuti *et al.* (2003), (2004 a); Refes (2011) et lors des travaux de l'ISTPM (1982) (Tab. 28).

Tableau 28: Richesses spécifiques moyennes par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans les eaux du golfe d'Annaba.

| Etages (m) | ISTPM (1982) | Djabali et Refes (1990) | Massuti et al (2003) | Massuti et al (2004a) | Refes (2011) | Présente étude |
|-----------------|-------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------|-------------------|------------------|
| 0-50 | 17,3 ± 2,7 | 22,5 ± 2,9 | - | - | 32,4 ± 5,4 | 5,9 ± 2,5 |
| 50-100 | 19,3 ± 1,8 | 19,2 ± 3,1 | - | 20,8 ± 2,0 | 37,7 ± 5,3 | 6,6 ± 2,8 |
| 100-200 | 20,8 ± 3,7 | 20,6 ± 6,0 | - | 19,0 ± 4,0 | 34,8 ± 3,2 | 6,5 ± 2,6 |
| 200-500 | 20,1 ± 2,5 | - | 21,3 ± 1,7 | 23,4 ± 2,9 | 30,3 ± 4,0 | - |
| 500-800 | 13,7 ± 1,9 | - | 20,6 ± 3,5 | 19,6 ± 2,1 | 21,8 ± 3,9 | - |
| Moyennes | 18,9 ± 1,1 | 20,3 ± 2,8 | 21,1 ± 1,7 | 20,9 ± 1,4 | 32,4 ± 2,5 | 6,2 ± 2,6 |

Allain (1999) explique que ce phénomène est lié aux compétitions spatio-trophiques, aux taux de prédation et de croissance des différentes populations ichtyologiques, qui entraîne un maximum de richesse spécifique à une profondeur donnée, permettant aux peuplements ichtyologiques des différents étages bathymétriques d'atteindre ou pas un équilibre.

Jinao et Yanhong (1989) mettent en évidence une évolution chaotique de la richesse spécifique de la côte à 1000 m de profondeur à l'est de la Mer de Chine avec une tendance à l'augmentation maximale de la richesse spécifique au pied du talus.

Uiblein et *al.* (1996), dans les îles Canaries entre 70 et 1100 m indiquent une diminution du nombre d'espèces avec la profondeur. Koslow et *al.* (1997), sur la côte occidentale australienne, montrent une diminution graduelle de la richesse spécifique avec la profondeur avec une légère augmentation entre 600 et 800 m, puis une diminution rapide jusqu'à -1.200 m.

Massuti et Reñones (2005), sur les fonds des îles Baléares, montrent une évolution sinusoïdale de la richesse spécifique de la côte vers le large avec une valeur maximale moyenne à 537 m; par contre, Moranta et *al.* (1998), sur le talus des îles Baléares déterminent une baisse linéaire de la richesse spécifique. Sousa et *al.* (2006), le long de la côte portugaise, indiquent sur la base de 11 années d'étude (1989 à 1999) que la richesse spécifique diminue légèrement avec la profondeur, de la côte vers 200 à 300 m, puis augmente régulièrement le long de la pente continentale.

Selon Hall-Spencer et Moore (2002), une forte richesse spécifique des peuplements est caractérisée par une forte sensibilité des peuplements aux impacts anthropiques. Ordines et Massuti (2009) expliquent que cette forte richesse spécifique des peuplements ichthyologiques est étroitement liée à une forte richesse spécifique des peuplements benthiques, qui est liée à des écosystèmes complexes comme les fonds à maërl ou à Posidonie.

Dans le littoral d'Annaba, des baisses de la fréquence de plusieurs Chondrichthyens ont été relevées, par le chalutage des fonds et dans les eaux pélagiques. Cela conduit inévitablement à se poser la question de la résilience de l'écosystème à moyen et à long terme face aux forçages imposés par les actions anthropiques (pêche; rejets des polluants métalliques et organiques) et climatiques.

A long terme, une compétition due à l'exploitation par la pêche pourrait conduire à une modification de la diversité par un changement de la composition faunistique des peuplements. Ces derniers passent par le remplacement des espèces à durée de vie longue, à maturité tardive, à faibles taux de croissance et de mortalité (espèces à stratégie k) vers des espèces plus réactives et moins sensibles pouvant coloniser rapidement des zones perturbées grâce à une durée de vie courte, une maturité sexuelle précoce, une fécondité élevée (espèces à stratégie r) et de forts taux de croissance et de mortalité comme le signale Blanchard (2000).

Pour ce qui est des indices de diversité, nous montrons que les valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon – Weaver sur les abondances numériques et pondérales sont respectivement de $5,061 \pm 0,161$ et $3,466 \pm 0,646$ (Tab. 29). Les valeurs moyennes de l'indice

de régularité de Pielou sur les abondances numériques et pondérales sont $0,466 \pm 0,084$ et $0,509 \pm 0,041$ (Tab. 29).

De 1982 à 2016, les valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon - Weaver sur les abondances numériques et pondérales évoluent de 2,181 à 5,061 (Tab. 29).

Les valeurs moyennes de l'indice de régularité de Pielou sur les abondances numériques et pondérales sont comprises entre 0,466 et 0,823 (Tab. 29).

Dans la présente étude, les moyennes de l'indice de diversité de Shannon – Weaver sont > 3 , alors que les valeurs de l'indice de régularité de Pielou sont $> 0,5$ sauf sur les abondances numériques, qui s'explique par une inéquitabilité dans la répartition des individus et des biomasses des différentes espèces recensées.

Daget (1976) considère un peuplement homogène et équilibré lorsque l'indice de diversité de Shannon – Weaver varie entre les limites de 3,25 et 3,53 et l'indice de régularité de Pielou est $> 0,8$. Frontier et Pichod-Viale (1991) indiquent des valeurs de l'indice de diversité de Shannon – Weaver généralement comprises de 0,5 à 4,5, ils montrent que chaque fois que l'on augmente le domaine de l'espace-temps de l'échantillonnage, on introduit de nouvelles causes d'hétérogénéité et les valeurs de l'indice s'en trouve augmenté.

Tableau 29: Valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon-Weaver sur l'abondance numérique, l'indice de diversité de Shannon-Weaver sur l'abondance pondérale, l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance numérique et l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance pondérale obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans le golfe de Annaba de la cote algérienne.

| indice de diversité | ISTPM (1982) | Djabali et Refes (1990) | Massuti et al (2003) | Massuti et al (2004a) | Refes (2011) | Présente étude |
|---------------------|--------------|-------------------------|----------------------|-----------------------|--------------|----------------|
| H' numérique | 2,181 | 3,258 | 2,587 | 2,808 | 3,253 | 5,061 |
| H' pondérale | 2,393 | 3,469 | 2,724 | 2,660 | 3,773 | 3,466 |
| J numérique | 0,511 | 0,772 | 0,597 | 0,645 | 0,664 | 0,466 |
| J pondérale | 0,553 | 0,823 | 0,626 | 0,610 | 0,771 | 0,509 |

Une représentation des valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon – Weaver et des valeurs moyennes de l'indice de régularité de Pielou indiquent que les 2 indices rentrent dans le même domaine d'espace-temps (Tabs 30, 31, 32 et 33). Les indices calculés avec les abondances numériques ou les abondances pondérales apportent les mêmes informations sans pouvoir faire la distinction entre les valeurs obtenues à partir des deux modes de calcul. Cette représentation montre, aussi, que la variabilité des 2 indices est forte quelle que soit la campagne de pêche et les indices n'indiquent pas de tendances croissantes ou décroissantes dans le temps et l'espace, probablement en relation avec l'absence ou la

faible perception de perturbations d'ordre anthropique ou naturel par les peuplements ichthyologiques.

Tableau 30: Valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon-Weaver sur l'abondance numérique par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans les eaux du golfe d'Annaba.

| Etages (m) | ISTPM (1982) | Djabali et Refes (1990) | Massuti et al (2003) | Massuti et al (2004a) | Refes (2011) | Présente étude |
|-----------------|----------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|
| 0-50 | 2,102 ± 0,119 | 3,460 ± 0,310 | - | - | 3,556 ± 0,210 | 5,167 ± 0,187 |
| 50-100 | 2,520 ± 0,101 | 3,350 ± 0,309 | - | 2,270 ± 0,145 | 3,194 ± 0,204 | 4,971 ± 0,088 |
| 100-200 | 2,330 ± 0,133 | 3,100 ± 0,218 | - | 2,256 ± 0,194 | 3,710 ± 0,274 | 4,714 ± 0,420 |
| 200-500 | 1,190 ± 0,099 | - | 2,220 ± 0,167 | 2,309 ± 0,183 | 3,258 ± 0,189 | - |
| 500-800 | 1,252 ± 0,133 | - | 2,600 ± 0,182 | 2,001 ± 0,164 | 2,598 ± 0,234 | - |
| Moyennes | 2,181 ± 0,150 | 3,258 ± 0,260 | 2,587 ± 0,250 | 2,808 ± 2,256 | 3,253 ± 0,310 | 5,061 ± 0,161 |

Tableau 31: Valeurs moyennes de l'indice de diversité de Shannon-Weaver sur l'abondance pondérale par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans les eaux du golfe d'Annaba.

| Etages (m) | ISTPM (1982) | Djabali et Refes (1990) | Massuti et al (2003) | Massuti et al (2004a) | Refes (2011) | Présente étude |
|-----------------|----------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|
| 0-50 | 2,900 ± 0,269 | 3,960 ± 0,278 | - | - | 4,119 ± 0,223 | 3,446 ± 0,644 |
| 50-100 | 2,590 ± 0,250 | 3,650 ± 0,227 | - | 2,600 ± 0,248 | 3,991 ± 0,213 | 3,482 ± 0,637 |
| 100-200 | 2,503 ± 0,289 | 3,360 ± 0,253 | - | 2,820 ± 0,225 | 4,200 ± 0,208 | 3,549 ± 0,751 |
| 200-500 | 1,351 ± 0,299 | - | 2,560 ± 0,228 | 2,450 ± 0,209 | 3,605 ± 0,292 | - |
| 500-800 | 1,450 ± 0,298 | - | 2,726 ± 0,232 | 2,430 ± 0,274 | 3,040 ± 0,283 | - |
| Moyennes | 2,393 ± 0,130 | 3,469 ± 0,210 | 2,724 ± 0,250 | 2,660 ± 0,122 | 3,773 ± 0,300 | 3,466 ± 0,646 |

Tableau 32: Valeurs moyennes de l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance numérique par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans les eaux du golfe d'Annaba.

| Etages (m) | ISTPM (1982) | Djabali et Refes (1990) | Massuti et al (2003) | Massuti et al (2004a) | Refes (2011) | Présente étude |
|-----------------|----------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|
| 0-50 | 0,580 ± 0,060 | 0,720 ± 0,046 | - | - | 0,711 ± 0,038 | 0,466 ± 0,082 |
| 50-100 | 0,589 ± 0,057 | 0,780 ± 0,037 | - | 0,640 ± 0,056 | 0,621 ± 0,021 | 0,471 ± 0,081 |
| 100-200 | 0,430 ± 0,059 | 0,730 ± 0,025 | - | 0,630 ± 0,068 | 0,721 ± 0,062 | 0,419 ± 0,024 |
| 200-500 | 0,310 ± 0,035 | - | 0,620 ± 0,014 | 0,520 ± 0,098 | 0,676 ± 0,045 | - |
| 500-800 | 0,190 ± 0,035 | - | 0,530 ± 0,067 | 0,591 ± 0,057 | 0,600 ± 0,050 | - |
| Moyennes | 0,511 ± 0,036 | 0,772 ± 0,027 | 0,597 ± 0,014 | 0,645 ± 0,035 | 0,664 ± 0,042 | 0,466 ± 0,084 |

Tableau 33: Valeurs moyennes de l'indice de régularité de Pielou sur l'abondance pondérale par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans les eaux du golfe d'Annaba.

| Etages (m) | ISTPM (1982) | Djabali et Refes (1990) | Massuti et al (2003) | Massuti et al (2004a) | Refes (2011) | Présente étude |
|-----------------|----------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|
| 0-50 | 0,710 ± 0,034 | 0,880 ± 0,045 | - | - | 0,824 ± 0,029 | 0,499 ± 0,041 |
| 50-100 | 0,620 ± 0,015 | 0,830 ± 0,031 | - | 0,750 ± 0,043 | 0,777 ± 0,023 | 0,532 ± 0,042 |
| 100-200 | 0,559 ± 0,043 | 0,790 ± 0,046 | - | 0,690 ± 0,023 | 0,818 ± 0,038 | 0,426 ± 0,010 |
| 200-500 | 0,420 ± 0,024 | - | 0,640 ± 0,023 | 0,598 ± 0,027 | 0,745 ± 0,023 | - |
| 500-800 | 0,220 ± 0,024 | - | 0,650 ± 0,054 | 0,633 ± 0,025 | 0,715 ± 0,043 | - |
| Moyennes | 0,553 ± 0,013 | 0,823 ± 0,013 | 0,626 ± 0,024 | 0,610 ± 0,035 | 0,771 ± 0,032 | 0,509 ± 0,041 |

Une analyse comparative (Tabs. 34 et 35), entre les moyennes des indices de diversité de la présente étude et des données relevées en Méditerranée (Moranta *et al.*, 1998; Ungaro et Marano, 2001) et en Atlantique (Iglesias, 1981; Snelgrove et Haedrich, 1985; Roger et Millner, 1996; Magnussen, 2002) dans la littérature, indique une différence importante, qui est liée au niveau d'exploitation des peuplements ichthyologiques dans ces différentes zones géographiques, où la pression de la pêche en Méditerranée nord-ouest et en Atlantique nord-est est très élevée.

Tableau 34: Moyennes et valeurs extrêmes de l'indice de diversité de Shannon – Weaver des peuplements ichthyologiques relevées en Méditerranée et en Atlantique.

| Abondances numériques | | Abondances pondérales | | Régions | Auteurs |
|-----------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|------------------------------------|------------------------------|
| Moyenne | Valeur extrême | Moyenne | Valeur extrême | | |
| - | 0,4 – 2,44 | - | - | NE Atlantique | Iglesias (1981) |
| 1,5 | - | - | - | NE Atlantique | Snelgrove et Haedrich (1985) |
| - | 1,58 – 1,93 | - | - | NE Atlantique | Rogers et Millner (1996) |
| 1,885 ± 0,316 | 1,64 – 2,36 | - | - | NW Méditerranée occidentale | Moranta <i>et al.</i> (1998) |
| - | - | 1,165 | 0,177 – 2,104 | NE Atlantique | Magnussen (2002) |
| 5,061 ± 0,161 | 0,000 – 13,399 | 3,466 ± 0,646 | 0,000 – 8,951 | SE Méditerranée occidentale | Présente étude |

Tableau 35: Moyennes et valeurs extrêmes de l'indice de régularité de Pielou des peuplements ichthyologiques relevées en Méditerranée et en Atlantique

| Abondances numériques | | Abondances pondérales | | Régions | Auteurs |
|-----------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|------------------------------------|------------------------------|
| Moyenne | Valeur extrême | Moyenne | Valeur extrême | | |
| - | 0,47 – 0,51 | - | - | NE Atlantique | Rogers et Millner (1996) |
| - | - | 0,66 ± 0,14 | 0,18 – 0,89 | S Adriatique | Ungaro et Marano (2001) |
| - | - | 0,581 | 0,47 – 0,61 | NE Atlantique | Magnussen (2002) |
| 0,43 ± 0,044 | 0,42 – 0,49 | - | - | NW Méditerranée occidentale | Moranta <i>et al.</i> (1998) |
| 0,466 ± 0,084 | 0,000 – 1,000 | 0,509 ± 0,041 | 0,000 – 1,000 | SE Méditerranée occidentale | Présente étude |

Il ressort que l'analyse des données de la richesse spécifique et des indices de diversité ne montre pas d'impact de la pêche sur les peuplements ichthyologiques au sens de Stevens *et al.* (2000). La variabilité de la structure de la diversité spécifique observée, richesse spécifique comprise de $18,92 \pm 1,07$ à $6,20 \pm 2,64$, indice de diversité de Shannon – Weaver compris de $2,181 \pm 0,150$ à $5,061 \pm 0,161$ et indice de régularité de Pielou compris de $0,511 \pm 0,036$ à $0,509 \pm 0,041$, serait indépendante de l'effet d'exploitation des ressources ichthyologiques de 1982 à 2016.

Greenstreet et Hall (1996) précisent, sur la base des données de la Mer du Nord, que c'est à l'échelle du siècle que des différences de diversité spécifique pourraient être attribuées à un impact de la pêche sur les ressources. Blanchard (2000) indique que la relation entre la diversité et l'impact de la pêche n'est pas linéaire, où l'amplitude d'augmentation et de diminution de la diversité par l'exploitation dépend du régime de perturbation du peuplement: pour de forts régimes de perturbations, la diversité augmente faiblement avant de diminuer tandis que pour de faibles régimes de perturbations, la diversité augmente fortement avant de diminuer.

Est-ce que les fonds chalutables du golfe d'Annaba de la côte algérienne sont dans un régime de faibles perturbations ou de fortes perturbations? Actuellement, à l'exception de la richesse spécifique les valeurs des indices de diversité sont largement supérieures à celle de 1982. Vont-elles se stabiliser, diminuer ou augmenter à long terme ? Blanchard (2000) met en évidence, qu'à long terme, une compétition due à l'exploitation par la pêche conduit à une modification de la diversité par un changement de la composition faunistique des peuplements, ces changements passent par le remplacement des espèces à durée de vie longue, une maturité tardive, un taux de croissance faible et un taux de mortalité faible (espèces à stratégie k) vers des espèces plus réactives et moins sensibles pouvant coloniser rapidement des zones perturbées grâce à une durée de vie courte, une maturité sexuelle précoce, ainsi qu'un taux de croissance, un taux de mortalité et une fécondité élevés (espèces à stratégie r).

Par la suite, Blanchard (2001) confirme, sur la base d'une étude comparative entre les golfes de Gascogne (Atlantique nord-est) et du Lion (Méditerranée nord-ouest), que l'impact d'une exploitation n'a pas pu être interprété à partir d'indices de diversité (indice de diversité de Hill et indice de régularité de Pielou); toutefois, lorsque les indices sont mis en relation avec la stratégie démographique des espèces, un changement dans la dynamique des peuplements ichtyologiques est mis en évidence.

Concernant les densités et les biomasses des poissons chalutables dans le golfe d'Annaba on peut dire qu'elles montrent de fortes fluctuations avec respectivement des valeurs comprises entre $455,2 \pm 213,6$ ind./km² et $14,8 \pm 3,0$ kg/km² (Tab. 36). Une comparaison des moyennes numériques et pondérales avec les moyennes des campagnes précédentes montre une baisse significative des densités et des biomasses moyennes (Tab. 36) qui passent respectivement de 33784,5 ind./km² et 1832,4 kg/km² en 1982 à 455,2 ind. /km² à 14,8 kg/km² en 2016.

Ces observations peuvent être directement liées à la pression de la pêche, exercée sur l'ensemble des ressources et à la décroissance générale des abondances qui en découle et plus particulièrement sur les peuplements ichtyologiques, directement visés par l'exploitation.

Tableau 36: Densités (ind./km²) et Biomasses moyennes (kg/km²) obtenues lors des différentes campagnes de chalutages réalisées dans le golfe d'Annaba en 2016.

| | ISTPM (1982) | Djabali et Refes (1990) | Massuti et al (2003) | Massuti et al (2004a) | Refes (2011) | Présente étude |
|-----------------|-----------------|----------------------------|-------------------------|--------------------------|-----------------|-------------------|
| Densité | 33784,5 | 5301,9 | 7020,4 | 7216 | 4416,9 | 455,2 |
| Biomasse | 1832,4 | 498,6 | 385 | 250,5 | 467,1 | 14,8 |

Cette variabilité des densités et des biomasses des poissons peut donner, aussi, une indication sur le rôle et l'importance relative des populations dans la chaîne alimentaire, ainsi que sur les flux d'énergie nécessaire au maintien de ces populations (Platt, 1985; Bergmann, 1987).

Tilman (1996) précise qu'une prédation continue (la pêche est une prédation continue) diminue la biomasse totale en augmentant l'énergie disponible pour la biomasse restante, en diminuant les interactions dans le peuplement et en permettant de plus grandes variations de la biomasse totale.

Tserpes et Peristeraki (2002) confirment le lien étroit entre la pression de la pêche et les estimations pondérales des ressources halieutiques, où ils localisent la pression de pêche particulièrement sur les strates bathymétriques de -10 à -50 m et -500 à -800 m par l'analyse des captures par unité d'effort (CPUE).

Les plus faibles indices d'abondance (densités et biomasses moyennes) sont enregistrés au-delà de -100 m de profondeur, les fonds méditerranéens du plateau continental et du talus jusqu'à -500 m subissent comme le signale Caddy (1993) une forte pression des chalutiers particulièrement la strate bathymétrique comprise entre -100 à -200 m. Ce résultat n'est pas conforme à celui de l'ISTPM (1982) qui trouve les plus forts indices d'abondance dans les fonds de -100 m (Tabs. 37 et 38). Cette différence s'explique par une pression de la pêche plus importante depuis 1982 quand les chalutiers, en raison de leur faible puissance motrice, exerçaient leur activité sur la bande côtière sur les fonds de -100 m.

Tableau 37: Densités moyennes (ind./km²) par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans le golfe d'Annaba, Est algérien.

| Etages (m) | ISTPM (1982) | Djabali et Refes (1990) | Massuti et al (2003) | Massuti et al (2004a) | Refes (2011) | Présente étude |
|-----------------|----------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------|-------------------|------------------|
| 0-50 | 19103 ± 11149 | 5506 ± 2793 | - | - | 6149 ± 2150 | 477 ± 260 |
| 50-100 | 30547 ± 16216 | 6149 ± 690 | - | 42426 ± 32590 | 5482 ± 1794 | 427 ± 176 |
| 100-200 | 74228 ± 89227 | 4591 ± 1279 | - | 17383 ± 16560 | 2012 ± 753 | 366 ± 114 |
| 200-500 | 1757 ± 11631 | - | 13482 ± 9646 | 3301 ± 1730 | 1932 ± 290 | - |
| 500-800 | 1791 ± 280 | - | 4742 ± 1482 | 5576 ± 6004 | 1531 ± 446 | - |
| Moyennes | 35697 ± 25848 | 5393 ± 785 | 9433 ± 3887 | 15720 ± 7677 | 3696 ± 830 | 455 ± 214 |

Tableau 38: Biomasses moyennes (kg/km²) par étage bathymétrique obtenues lors des différentes campagnes de pêche réalisées dans le golfe d'Annaba, Est algérien.

| Etages (m) | ISTPM (1982) | Djabali et Refes (1990) | Massuti et al (2003) | Massuti et al (2004a) | Refes (2011) | Présente étude |
|-----------------|-------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------|-----------------|----------------|
| 0-50 | 1165 ± 563 | 565 ± 80 | - | - | 469 ± 212 | 66 ± 23 |
| 50-100 | 1313 ± 551 | 580 ± 84 | - | 765 ± 320 | 445 ± 127 | 15 ± 2 |
| 100-200 | 1724 ± 517 | 1017 ± 840 | - | 439 ± 223 | 325 ± 136 | 17 ± 8 |
| 200-500 | 1080 ± 1032 | - | 510 ± 341 | 296 ± 180 | 359 ± 73 | - |
| 500-800 | 912 ± 260 | - | 762 ± 328 | 241 ± 111 | 288 ± 62 | - |
| Moyennes | 1324 ± 293 | 759 ± 353 | 616 ± 241 | 491 ± 151 | 386 ± 62 | 15 ± 3 |

Actuellement, ces embarcations sont dotées d'une forte puissance motrice et pratiquent la pêche sur des fonds au-delà de -100 m malgré l'existence d'une réglementation nationale qui interdit la pratique du chalutage (arrêté du 24 avril 2004 fixant les limitations d'utilisation des chaluts pélagiques, semi-pélagiques et de fond dans le temps et dans l'espace) sur les fonds de -50 m. Graham et al (2005) montrent que la pression de la pêche conjuguée à la non sélectivité des pratiques de pêche peut, en effet, conduire à une nouvelle compétition entre les espèces pour l'espace et la ressource et induire des changements profonds dans les communautés et leurs structures. Blanchard (2000) indique que les interactions biotiques entre espèces peuvent, aussi, expliquer les variations des biomasses par la compétition pour les ressources (trophiques et spatiales), la facilitation du recrutement, la mise en disposition des ressources (trophiques et spatiales) et les modifications du milieu.

Une comparaison, des indices d'abondance relevés par Massuti et *al.*, (2004b) en Atlantique nord-est (Tab. 39), en Méditerranée dans les Iles Baléares (Tab. 40) et dans le bassin algérien (Tab. 40) montre que le secteur du golfe d'Annaba de la côte algérienne présente des indices d'abondances faibles, signes d'une surexploitation (Tab. 41).

Tableau 39: Représentation des moyennes et des valeurs extrêmes des densités (ind./km²) et des biomasses (kg/km²) dans l'Atlantique nord: Rock Trough et Porcupine Seabight (Massuti et al., 2004b).

| | Atlantique nord-est | | | | | |
|------------------|---------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | Porcupine | | | Rock Trough | | |
| | Minima | Moyennes | Maxima | Minima | Moyennes | Maxima |
| Densités | 702 ± 113 | 1.015 ± 110 | 1.692 ± 252 | 1.291 ± 334 | 2.497 ± 293 | 1.822 ± 461 |
| Biomasses | 102 ± 13 | 123 ± 11 | 193 ± 142 | 334 ± 81 | 436 ± 51 | 416 ± 134 |

Tableau 40: Représentation des moyennes et des valeurs extrêmes des densités (ind./km²) et des biomasses (kg/km²) en Méditerranée occidentale: iles Baléares et le bassin algérien (Massuti et al., 2004b).

| | Méditerranée occidentale | | | | | |
|------------------|--------------------------|----------|----------|-----------------|----------|----------|
| | Iles Baléares | | | Bassin Algérien | | |
| | Minima | Moyennes | Maxima | Minima | Moyennes | Maxima |
| Densités | 344 ± 35 | 352 ± 32 | 653 ± 42 | 374 ± 42 | 348 ± 22 | 374 ± 73 |
| Biomasses | 12 ± 1 | 42 ± 5 | 16 ± 1 | 44 ± 6 | 81 ± 5 | 15 ± 3 |

Tableau 41: Moyennes et des valeurs extrêmes des densités (ind./km²) et des biomasses (kg/km²) dans le golfe d'Annaba en 2016 (présente étude).

| | Bassin algérien - Golfe d'Annaba | | |
|------------------|----------------------------------|------------------|---------------|
| | Minima | Moyennes | Maxima |
| Densités | 50 ± 10 | 455 ± 214 | 1.646 ± 1.267 |
| Biomasses | 7 ± 3 | 15 ± 3 | 39 ± 24 |

Une comparaison des indices d'exploitation estimés par Blanchard (2000) pour des régions biogéographiques distinctes est faite par rapport aux données recueillies dans le golfe d'Annaba de la côte algérienne (Tab. 42), montre que la région la plus exploitée est la Mer du Nord avec 2 t/km², puis suivit par ordre décroissant du golfe de Annaba de la côte algérienne avec 1,50 t/km², du golfe du Lion avec un indice de 0,85 t/km², du golfe de Gascogne avec 0,38 t/km², qui est la région la moins exploitée selon cet indice, et Il ressort pour la Méditerranée que la valeur de l'indice d'exploitation pour le golfe du Lion est à peu près 2 fois inférieure à la valeur de l'indice calculée pour le golfe de Annaba de la côte algérienne. Blanchard (2000) indique que l'indice d'exploitation pour le golfe du Lion est fort sous l'effet d'une importante pression de la pêche sur les ressources exploitées.

Tableau 42: Comparaison des valeurs de l'indice d'exploitation pour différentes régions biogéographiques.

| Région | Production par pêche (t/an) | Période considérée | Surface de la région (km ²) | Indice d'exploitation (t/km ²) | Auteurs |
|-----------------------|-----------------------------|--------------------|---|--|-----------------------|
| Mer du Nord | 1140000 | 1988 | 570000 | 2,00 | Blanchard (2000) |
| Golfe de Gascogne | 64499 | 1982-1984 | 170000 | 0,38 | Blanchard (2000) |
| Golfe du Lion | 11860 | 1983-1989 | 14000 | 0,85 | Blanchard (2000) |
| Golfe d'Annaba | 3508 | 2016 | 2337 | 1,50 | Présente étude |

Une comparaison de l'indice d'exploitation et de la production par pêche de la flottille chalutière du golf d'Annaba de la côte algérienne (Tab. 43), indique une augmentation proportionnelle des valeurs de l'indice d'exploitation par rapport aux valeurs de la production halieutique de la flottille chalutière. Elles mettent en évidence un fort niveau d'exploitation du golf avec une augmentation de cet indice de 2001 à 2016. Ces estimations de l'indice d'exploitation pourraient être validées en comparant des séries temporelles plus longues.

Tableau 43: Comparaison des valeurs de l'indice d'exploitation du golf d'Annaba de la côte algérienne de la production halieutique de la flottille chalutière.

| Année | Production par pêche (t/an) | Indice d'exploitation (t/km ²) |
|-------|-----------------------------|--|
| 2001 | 708 | 0,30 |
| 2006 | 1769 | 0,76 |
| 2011 | 3018 | 1,29 |
| 2016 | 3508 | 1,50 |

Actuellement, les stocks du golf d'Annaba de la côte algérienne sont en phase de sous exploitation en regard des débarquements des flottilles chalutières de port de pêche malgré ces travaux ne tiennent pas compte des débarquements de la pêche artisanale, particulièrement des navires pratiquants la pêche à la palangre de fond et aux filets calés.

Une évaluation des ressources halieutiques, particulièrement des ressources ichtyologiques, à partir des estimations des biomasses totales apparentes du golfe de Annaba de la côte algérienne des données de 2016, a été réalisée (Tab. 44), elle indique une estimation de 43,014 ± 11,00 tonnes pour l'ensemble du Golfe de Annaba.

Une comparaison avec les données de Refes (2011), sur le golfe d'Annaba montre une baisse des stocks ichtyologiques 2006 à 2016 (Tab. 44). Cette diminution s'explique par la pression de la pêche sur les ressources halieutiques, où les biomasses totales apparentes sont passées de 1009t en 2006 à 43t en 2016 pour une superficie totale du golfe de 2337 km².

Tableau 44: Estimation des biomasses totales des ressources ichthyologiques (t) dans le golfe d'Annaba sur les données de 2006 (Refes, 2011) et de 2016.

| Etages (m) | Refes (2011) | Présente étude |
|--------------|---------------|--------------------|
| 0 – 50 | 16,5 | 23,7 ± 7,9 |
| 50 – 100 | 896,5 | 14,9 ± 7,5 |
| 100 – 200 | 96,4 | 4,5 ± 1,2 |
| Total | 1009,4 | 43,0 ± 11,0 |

La différence des biomasses totales apparentes de Refes (2011) et de la présente étude s'explique par une différence des rendements obtenus, où la mise en œuvre des trains de pêche diffère d'un navire à un autre. Laurec et Le Guen (1981) indiquent que seule une mise en œuvre identique d'un trait de pêche à l'autre peut donner des rendements identiques.

Les peuplements ichthyologiques des eaux du golfe d'Annaba sont numériquement et pondéralement dominés par un petit nombre d'espèces: *Boops boops*, *Engraulis encrasicolus*, *Merluccius merluccius*, *Mullus barbatus*, *Mullus surmuletus*, *Pagellus erythrinus*, *Sardina pilchardus*, *Sardinella aurita*, *Trachurus trachurus*, *Trigla lyra*.

La majorité de ces espèces est caractérisée par une fréquence de capture > à 50% et par une alimentation généralement très diversifiée traduisant d'après Sorbe, 1979 ou encore Fanelli (2007), leur faculté d'adaptation aux ressources trophiques disponibles. Ces espèces dominantes, sur les eaux du golf, sont incluses dans la liste de référence MEDITS (Bertrand et al., 2002a.)

Dans le golfe d'Annaba, on rencontre aux 3 étages bathymétriques les principales espèces dominantes qui sont:

- entre 0 et -50 m, on a: *Sardina pilchardus*, *Engraulis encrasicolus* et *Mullus surmuletus* qui représentent numériquement 80% du peuplement. Sur le plan pondéral, *Sardina pilchardus*, *Mullus surmuletus* et *Trachurus trachurus* dominent avec 63% le peuplement.

- entre -50 et -100 m, *Sardina pilchardus*, *Engraulis encrasicolus* et *Mullus surmuletus* représentent numériquement 73% et *Sardina pilchardus*, *Merluccius merluccius* et *Mullus surmuletus* sont les principales espèces avec 52% du poids total du peuplement.

- entre -100 et -200 m, *Trachurus trachurus*, *Engraulis encrasicolus* et *Boops boops* participent à hauteur de 71% du peuplement sur le plan numérique. *Trachurus trachurus*, *Merluccius merluccius* et *Engraulis encrasicolus* contribuent à 57% du peuplement sur le plan pondéral.

A des exceptions près, les espèces dominantes, dans le golfe de Annaba sont presque les mêmes espèces dominantes sur les fonds chalutables du bassin méditerranéen, où elles sont incluses pour la majorité d'entre elles dans la liste de référence MEDITS (Tab. 45).

Tableau 45: Codes et noms communs des espèces incluses dans la liste de référence MEDITS (Bertrand et al., 2002a.).

| Espèces | Code MEDITS | Noms communs |
|---|-------------|------------------------------|
| <i>Aspitrigla cuculus</i> (Linnaeus, 1758) | ASPI CUC | Red gurnard |
| <i>Citharus linguatula</i> (Linnaeus, 1758) | CITH MAC | Spotted flounder |
| <i>Eutrigla gurnardus</i> (Linnaeus, 1758) | EUTR GUR | Grey gurnard |
| <i>Galeus melastomus</i> (Rafinesque, 1809) | GALU MEL | Blackmouth catshark |
| <i>Helicolenus d. dactylopterus</i> (Delaroche, 1809) | HELI DAC | Rochfish |
| <i>Lepidorhombus boschii</i> (Risso, 1810) | LEPM BOS | Four-spotted megrim |
| <i>Lophius budegassa</i> (spinola, 1807) | LOPH BUD | Black-bellied angler |
| <i>Lophius piscatorius</i> (Linnaeus, 1758) | LOPH PIS | Angler |
| <i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758) | MERL MER | European hake |
| <i>Micromesistius poutassou</i> (Risso, 1826) | MICM POU | Blue whiting |
| <i>Mullu sbarbatus</i> (Linnaeus, 1758) | MULL BAR | Red mullet |
| <i>Mullus surmuletus</i> (Linnaeus, 1758) | MULL SUR | Striped red mullet |
| <i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1826) | PAGE ACA | Axillary seabream |
| <i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768) | PAGE BOG | Blackspot seabream |
| <i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758) | PAGE ERY | Common pandora |
| <i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768) | PHYI BLE | Greater forkbeard |
| <i>Raja clavata</i> (Linnaeus, 1758) | RAJA CLA | Thornback ray |
| <i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758) | SCYO CAN | Small spotted catshark |
| <i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758) | SOLE VUL | Common sole |
| <i>Spicara flexuosa</i> (Rafinesque, 1810) | SPIC FLE | Picarel |
| <i>Spica smaris</i> (Linnaeus, 1758) | SPIC SMA | Picarel |
| <i>Trachurus mediterraneus</i> (Steindachner, 1863) | TRAC MED | Mediterranean horse mackerel |
| <i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758) | TRAC TRA | Atlantic horse mackerel |
| <i>Trigloporus lastoviza</i> (Bonnaterre, 1788) | TRIP LS | Streaked gurnard |
| <i>Trisopterus minutus capelanus</i> (Lacepède, 1800) | TRIS CAP | Poor-cod |
| <i>Zeus faber</i> (Linnaeus, 1758) | ZEUS FAB | John dory |

Kallianiotis et al. (2000) mettent en évidence en Mer Crétoise entre:

- 0 à 50m, *Mullus barbatus*, *Dasyatis pastinaca* et *Pagellus acarne* sont les espèces dominantes sur les plans numérique et pondérale avec respectivement 36,93 et 48,31%, dont *Mullus barbatus* est la principale espèce avec respectivement 25,61 et 27,11%.

- 50 à 100m, *Mullus barbatus*, *Merluccius merluccius* et *Macroramphosus scolopax* dominant avec une contribution de 45,24% pour la biomasse et 56,43% la densité, où *Mullus barbatus* domine pondéralement (22,62%) et *Macroramphosus scolopax* domine numériquement (30,15%).

- 100 à 300m, *Merluccius merluccius*, *Lophius budegassa*, *Argentina sphyraenae* *Scyliorhinus canicula* sont les espèces dominantes avec une contribution de 46,64% pour la biomasse et 33,35% pour la densité avec *Merluccius merluccius* espèce dominante sur le plan pondérale (12,38%) et *Argentina sphyraena* espèce leader sur le plan numérique (29,42%).

- 300 à 500m, *Galeus melastomus*, *Micromesistius poutassou*, *Lophius budegassa*, *Hoplostethus mediterraneus* et *Coelorhynchus coelorhynchus* dominant avec une contribution de 62,85% pour la biomasse et 38,67% pour la densité, dont *Galeus melastomus* domine pondéralement avec 17,4% et *Coelorhynchus coelorhynchus* domine numériquement avec 14,68%.

- 500 à 800m, *Galeus melastomus*, *Merluccius merluccius*, *Phycis blennoides* et *Nezumia sclerorhynchus* sont les principales espèces avec respectivement 37,52% de la contribution numérique et 67,1% de la contribution pondérale, où *Galeus melastomus* est l'espèce principale pondéralement (36,76%) et numériquement (12,93%).

Il ressort de ces quelques exemples que les peuplements ichtyologiques en Méditerranée sont représentés par de très nombreuses espèces, mais ils ne sont dominés que par quelques espèces, qui présentent numériquement et pondéralement presque la totalité des peuplements ichtyologiques.

Cette tendance est observée, aussi, en Atlantique nord-est, où Sánchez et Serrano (2003), sur le sud du golfe de Gascogne, met en évidence la présence de 130 espèces de poisson, mais ils sont dominés que par quelques espèces: *Callionymus lyra*, *Capros aper*, *Gadiculus argenteus*, *Merluccius merluccius*, *Micromesistius poutassou*, *Notacanthus bonapartei*, *Trachurus mediterraneus*, *Trachurus trachurus* et *Trachyrhynchus trachyrhynchus*. Blanchard (2000), sur le nord et du centre du golfe de Gascogne, indique la dominance sur plus de 50% de la biomasse totale de *Argentina silus*, *Capros aper*, *Eutrigla gurnardus*, *Gadiculus argenteus*, *Galeus melastomus*, *Conger conger*, *Helicolenus dactylopterus*, *Lophius budegassa*, *Lophius piscatorius*, *Merluccius merluccius*, *Scyliorhinus canicula*, *Trisopterus minutus* et *Trisopterus luscus*.

On a montré que 75% des espèces dominantes, sur les plans numérique et pondéral sont des espèces à stratégie r. Il s'agit entre autres de *Boops boops*, *Engraulis encrasicolus*, *Trachurus trachurus*, *Sardina pilchardus* et *Sardinella aurita* par rapport aux espèces à stratégie k comme *Merluccius merluccius*, *Mullus barbatus*, *Mullus surmuletus*, *Pagellus erythrinus* et *Trigla lyra*, qui représentent 25 % des dominances relatives.

Selon les principes énoncés par Frontier et al (2008), qui indiquent que la stratégie k ou r des espèces dominantes permet d'avoir une interprétation de la structure des peuplements sans avoir à mesurer des facteurs tels que la productivité ou les perturbations. Les espèces dominantes de golfe d'Annaba de la côte algérienne ont une stratégie r, qui correspond à un système perturbé (Diaf et al., 2018). Les perturbations sont définies, par Frontier et al (2008), comme des perturbations anthropiques (pollution ou surexploitation) et hydroclimatiques

(vents, tempêtes ou anomalies thermiques). Les peuplements marins peuvent subir des modifications dues aux impacts d'origines anthropique et/ou climatique par une perte et une dégradation de la biodiversité comprenant une fragmentation et une perte des habitats naturels, la surexploitation de certaines espèces, l'invasion biologique d'espèces exogènes et/ou les pollutions marines. Dans le cas de la pêche, elle entraîne toute une série d'effets sur les écosystèmes marins (UNEP/MAP/ MEDPOL, 2004):

- réduction de la taille des populations exploitées ;
- remaniement de la structure démographique des espèces cibles ;
- effets sur les écosystèmes par suite de l'élimination sous forme de captures accessoires d'espèces non ciblées ;
- dommages occasionnés aux habitats par l'utilisation d'engins de pêche et en particulier les impacts de la pêche par les chaluts de fond sur les peuplements benthiques ;
- effets de la «pêche fantôme» due aux engins de pêche abandonnés.

La pêche au chalut de fond est une source de perturbation permanente sur les fonds chalutables, elle affecte les habitats benthiques à l'échelle de la planète. Ces perturbations ne sont pas uniformes et varient en fonction de l'intensité de l'effort de pêche en modifiant la diversité, la structure et la production des peuplements liés aux fonds marins (Jennings et Kaiser, 1998). Piet et Jennings (2005) confirment l'impact hétérogène de l'intensité de l'effort de pêche sur les fonds chalutables de la Mer du Nord en comparant, à partir d'indicateurs de la structure des peuplements, des zones exploitées à des zones de référence sur la base des rectangles ICES (0,5 latitude par 1° longitude). Ces auteurs précisent que cette approche nécessite l'analyse d'une série chronologique de 5 à 10 ans couvrant 30 à 70 rectangles ICES.

L'analyse de la structure des peuplements ichthyologiques du golfe d'Annaba nous a permis d'apporter une contribution à la connaissance de l'état des populations de poissons, crustacés et mollusques et l'état écologique du milieu. Elle s'est basée sur des indicateurs d'état et plus particulièrement des indicateurs d'état de la diversité spécifique:

- richesse spécifique incluant l'abondance relative des espèces (indice de diversité de Shannon – Weaver et indice de régularité de Pielou);
- indices fondés sur l'abondance (densités et biomasses).

Il ressort que la richesse spécifique et les indices de diversité de Shannon – Weaver et de régularité de Pielou sur les abondances numériques et pondérales ne nous ont pas permis d'apporter en 2016 des informations détaillées et précises sur l'état des peuplements

ichthyologiques. En revanche, les densités et les biomasses totales des peuplements ichthyologiques donnent une bonne indication sur l'état de ces peuplements, nos résultats sont en accords avec ceux obtenus par Rochet et Trenkel (2003), Trenkel et Rochet (2003) et Rochet et *al.* (2005), qui concluent que les peuplements sont de bons indicateurs de l'effet de l'effort de pêche sur les peuplements exploités.

Concernant la pêche et les débarquements dans le golf d'Annaba, on peut dire que les limites de l'analyse tiennent notamment au manque possible de fiabilité des données de captures utilisées. De fait, les données sur les débarquements, fournies par l'administration des pêches constituent la seule série d'informations disponible. Ces statistiques officielles, sont largement surestimées (Korichi, 1988) et ne permettent qu'une estimation approximative globale (PNUE, 2005). En outre, les débarquements dans les abris de pêche et les plages d'échouages ne sont pas recensés que rarement. De plus, les rejets ne sont pas pris en considération. Ces derniers peuvent constituer une source significative d'erreurs dans les études de dynamique des stocks (Fernández -Llana et *al.*, 2009).

En dépit de la qualité des données de captures utilisées, cette étude est originelle à l'échelle locale, relativement exploratoire dont nous recherchons des tendances générales qui serviront dans l'explication de l'évolution des indicateurs trophiques étudiés.

Pour ce qui est des données sur la flottille, elles ne concernent que les embarcations immatriculées dans la wilaya d'Annaba et ayant comme ports d'attache la Grenouillère et Chétaibi. En réalité, ces chiffres sont sujets à la baisse, vu que les fichiers d'immatriculation ne sont pas assainis et il existe des embarcations comptabilisées qui ne sont plus opérationnelles (épaves, disparues, etc.).

Il est à signaler, que depuis 2010, une petite amélioration dans les statistiques de la flottille est apparue dans les canevas utilisés par l'administration des pêches. Il s'agit de mentionner le nombre de bateaux réels représentant les unités existantes et opérationnelles.

En outre, le taux d'immobilisation de la flottille est important. En outre, il existe un mouvement important des navires de pêche entre les différentes zones de pêche de la côte algérienne qui est difficile de contrôler. Par conséquent, il est difficile de définir l'effort de pêche réel qui est exercé sur les stocks dans le golf d'Annaba.

Dans ce travail, nous nous sommes intéressés seulement à l'évolution de la flottille pour essayer d'apporter certaines explications sur les effets de la pêche sur l'écosystème de la zone considérée.

Concernant les niveaux trophiques ou TL, nous avons utilisé dans la majorité des cas des valeurs tirées de FishBase, sont estimés à partir de contenus stomacaux pouvant provenir de diverses sources et sont parfois issus d'un faible nombre d'échantillons (Froese et Pauly, 2018). En outre, il existe une variabilité des TLs dans l'espace et le temps, se référant aux saisons et à l'âge (taille) des poissons (Pauly et Watson, 2005). Ces estimations d'un TL moyen attribué au niveau mondial à chaque espèce masquent ainsi cette variabilité spatiale et temporelle du régime alimentaire des poissons caractérisés par un opportunisme remarquable (Shin, 2000). En outre, le comportement alimentaire, et donc le niveau trophique, peut varier considérablement au sein de la même famille taxonomique (Pinnegar et al., 2002), par exemple parmi les gadidés le merlan bleu est planctonivore tandis que le cabillaud et le merlu sont essentiellement piscivore. D'où l'intérêt d'attribuer les TLs à l'échelle spécifique. Ainsi l'utilisation de valeurs par défaut pour des groupes d'espèces peut conduire à des conclusions irréalistes concernant la structure trophique (Pinnegar et al., 2002).

Les TLs de FishBase ne mettent pas en évidence également, les modifications liées aux changements ontogéniques pouvant s'opérer au cours de la vie des poissons en se basant sur les données de contenus stomacaux qui ne représentent que des «images instantanées» de la position d'un individu dans le réseau trophique (Chassot, 2005). Toutefois, ces variabilités de TLs, lorsqu'elles sont introduites dans l'estimation des indicateurs trophiques ne font qu'accentuer les phénomènes déjà observés (Pauly et Watson, 2005). En outre, l'utilisation de valeurs par défaut constitue une alternative en l'absence d'estimation à l'échelle locale.

La concentration en Chl-*a* a été utilisée comme un indicateur de la production primaire. Hors, la récupération des données de concentration de Chl-*a* à partir des données de la télédétection de la couleur de l'eau est toujours associée à des incertitudes. En effet, dans une comparaison entre les données in situ et celles récupérées de SeaWiFS, Gregg et Casey (2004) ont relevé très peu de concordance en méditerranée surtout dans les zones côtières caractérisées par des propriétés optiques complexes.

En l'absence de séries de données temporelles sur le terrain, les données satellitaires sur la concentration en Chl-*a* restent la source majeure d'information de l'activité phytoplanctonique sur de larges échelles de temps et d'espace. De plus, dans la présente étude, les moyennes annuelles de Chl-*a* ont été utilisées pour voir la tendance générale à des fins de comparaison avec les indicateurs trophiques étudiés non pas à des fins descriptives.

Pour ce qui est de l'indice pélagique démersale (P/D) on peut dire que la pêche dans le golf d'Annaba, à l'image de toutes les pêcheries méditerranéennes est caractérisée par la dominance des petits pélagiques. Cette dominance est reflétée par les grandes valeurs enregistrées de l'indice P/D. La moyenne du ratio dans ce golf, d'une valeur de 2,51, est largement supérieure à celles calculées dans d'autres régions méditerranéennes, telle que la mer des Baléares (Tab. 46). Ce qui pourrait être du à la différence de l'échelle spatio-temporelle et les espèces considérées dans le calcul du ratio.

Il paraît que le fait de situer l'étude à micro échelle pour ce genre d'indicateur est intéressant du fait de l'existence de caractéristiques spécifiques de chaque pêche et de l'écosystème en relation qui peuvent être masquées à grande échelle.

L'étude du rapport entre les captures des espèces pélagiques et démersales est utile dans l'analyse de la tendance des débarquements globaux de la pêche (Pennino et Bellido, 2012). Dans ce travail, le ratio P/D est influencé par les débarquements des Clupéidés, principalement la sardine *Sardina pilchardus* et l'allache *Sardinella aurita* qui représentent plus de 44% des captures globales.

Tableau 46: Moyenne du ratio P/D estimée par certains auteurs en méditerranée.

| Auteurs | Régions | Périodes | P/D |
|--|----------------------|------------------|-------------|
| De Leiva Moreno et <i>al.</i> , (2000) | Mer des Baléares | 1979-1988 | 2,23 |
| Pennino et Bellido (2012) | Gulf of Lions | 1998-2005 | 2,80 |
| Pennino et Bellido (2012) | Aegean | 1998-2005 | 1,23 |
| Pennino et Bellido (2012) | Adriatic | 1998-2005 | 0,90 |
| Pennino et Bellido (2012) | Ionian et Levant | 1998-2005 | 0,80 |
| Pennino et Bellido (2012) | Sardinia | 1998-2005 | 0,45 |
| Babouri et <i>al.</i> (2014) | Baie de Bou-Ismaïl | 1999-2012 | 9,90 |
| Présente étude | Golf d'Annaba | 2001-2017 | 2,51 |

Le ratio P/D est caractérisé par une diminution initiale avant d'enregistrer une amorce à l'augmentation et diminue les toutes dernières années. La situation initiale est due à la baisse des petits pélagiques et l'augmentation des poissons démersaux dans les débarquements.

La raréfaction des petits pélagiques accompagnée d'une augmentation de l'effort de pêche, suggère une situation de surexploitation de ces espèces. En effet, malgré une production primaire et des apports en élément nutritifs en augmentation, qui influencent positivement ces espèces planctoniques (Caddy, 1993), leurs captures ont significativement chuté, plus précisément celles de la sardine *Sardina pilchardus*, sachant que l'autre espèce de petit pélagique à savoir, l'allache *Sardinella aurita* a enregistré une augmentation les dernières années d'étude.

En revanche, l'augmentation des captures des poissons démersaux, est probablement due à l'augmentation de l'effort de pêche. En effet, lors de cette dernière décennie, les différentes mesures incitatives moyennant des subventions de l'état, ont été initiées à travers le plan national de développement des activités de la pêche et de l'aquaculture et autres programmes et ont permis l'augmentation et la modernisation de la flottille de pêche. Cette augmentation de la pression de pêche a probablement conduit à l'augmentation des captures de ces espèces en particulier les rougets *Mullus spp*, la dorade royale *Sparus aurata* et les pageots *Pagellus spp* durant les premières années. Cependant lors des 7 dernières années de la série, les captures des poissons démersaux ont chuté probablement à cause de la surexploitation, vu l'augmentation de l'effort de pêche, et/ou à l'eutrophisation. En effet, ce dernier phénomène, reflété par la hausse de l'indice de la production primaire (Chl-*a*), a précédé la chute des captures des poissons démersaux et y serait probablement à l'origine.

L'eutrophisation, crée des situations d'hypoxie qui influencent négativement les espèces benthiques (Caddy, 1993). En outre, des niveaux assez élevés de pollution ont été signalés dans cette zone qui peut également, générer des situations d'hypoxie.

L'amorce d'une augmentation du ratio P/D peu suggérer une situation de FDMW (Pauly et al., 1998a). Cette situation, a été déjà, signalée en méditerranée (Pennino et Bellido, 2012) indique que la pêche cible de plus en plus les petits poissons pélagiques du bas niveau de la chaîne trophique tel que l'allache qui a connue des captures importantes durant les dernières années.

Concernant l'indice MTI, on montre dans notre étude que les valeurs les plus basses de cet indice sont enregistrées entre 2003-2006 et 2009-2012 correspondent aux captures élevées de clupéidés de TLs bas, estimés à 3,10 pour la sardine et 3,04 pour l'allache. Les prises importantes de ces 2 espèces qui constituent plus de 44% des débarquements totaux, sont à l'origine des plus bas niveaux enregistrés par le MTI. En revanche, l'augmentation du MTI coïncide avec les débarquements les plus bas de la sardine *Sardina pilchardus*).

L'augmentation des prises des principales espèces de poissons démersaux de TLs assez élevés, durant les premières années et leurs diminutions les dernières années n'a pas contrebalancé la tendance du MTI. La dominance des petits pélagiques peut masquer un possible effet de la pêche sur la chaîne trophique au niveau des TLs moyens et élevés. De ce fait, l'utilisation de cet indice dans les mers semi fermées est peu fiable vu l'existence de certains phénomènes côtiers comme l'eutrophisation qui influence l'abondance des espèces de

petits pélagiques et par conséquent leurs fréquences dans les débarquements, qui peu être confondues avec les effets de la pêche (Caddy *et al.*, 1998).

Il paraît donc, que donner une interprétation à l'évolution de cet indice dans une pêcherie hautement composée de petits pélagiques qui sont très vulnérables aux conditions environnementales ne serait pas évidente.

La diminution entre 2001-2017 du MTI estimée à environ 0.02TLs pour ces 17 années est largement inférieure de celle estimée par Pauly *et al.* (1998) à l'échelle mondiale qui est de l'ordre de 0,1 par décennie. Il en est de même pour celle trouvées en Méditerranée par Pennino *et al.* (2017) (~0,15/26 ans), en revanche, le TL obtenu à Annaba est proche de celui estimé par Pinnegar *et al.* (2003) qui est de ~0,07 estimé sur 36 ans même si l'auteur inclue l'aquaculture. L'indicateur utilisé par ces auteurs est le MTI avec des considérations de séries temporelles et d'échelles plus larges compliquant la comparaison.

Concernant l'indice 3,25 MTI, alternative au MTI (Pauly et Watson, 2004), cet indice permet de réduire l'influence des conditions environnementales dans l'analyse des effets de la pêche sur la chaîne trophique.

Le 3,25 MTI en baisse jusqu'à 2011, signifiant le déclin du TL moyen des captures, suggère que la pêcherie cible progressivement des espèces placées plus bas dans la chaîne trophique, probablement, du fait de la surexploitation des poissons de haut TL. La baisse du TL moyen (3,25 MTI) des captures combinée avec le déclin des prises et en l'absence de changement de zone de pêche ou de déploiement de l'engin peut impliquer un effondrement de la chaîne alimentaire (Pauly *et al.*, 2001).

Pour ce qui est de l'indice FiB, indice proposé par Pauly *et al.* (2000) pour vérifier si la pêche orientée vers le bas de la chaîne trophique est un choix délibéré répondant à une politique de gestion du secteur pour satisfaire une demande du marché tel que suggéré par Caddy *et al.* (1998). Cet indice est basé sur l'idée que la production biologique augmente d'un ordre de grandeur en descendant d'un TL dans un écosystème marin typique (Pauly et Christensen, 1995). Ainsi, l'indice FiB tel qu'il est conçu reste constant lorsqu'un changement dans le TL est compensé par un changement dans les captures. C'est-à-dire, si les captures augmentent 10 fois (En considérant TE = 0,1) pour chaque baisse d'un niveau trophique complet, l'indice FIB restera constant et la pêche peut être considérée comme «en équilibre» (Fig. 35) (Pinnegar *et al.*, 2002). De ce fait, il permet d'évaluer la durabilité de la pêche du point de vu écologique (Pauly *et al.*, 2000).

Dans le golf d'Annaba, le FiB se caractérise par des valeurs positives tout au long de la période de l'étude avec une phase d'augmentation initiale suivie d'une baisse durant les 3 dernières années.

L'augmentation du FiB indique une expansion de la pêche ou un effet "*bottom-up*" par l'augmentation de la productivité primaire (Pauly et Watson, 2005). En effet, l'expansion de la pêche s'est peut être produite à travers l'exploitation de nouvelles zones par les nouveaux chalutiers puissants et bien équipés pour la pêche au large (Fig. 35), acquis dans le cadre du plan de relance du secteur de la pêche dont l'entrée en exploitation dès l'année 2007 des nouvelles unités. Ce qui est reflété, en particulier, par l'augmentation des débarquements des poissons démersaux. D'autre part, la mer méditerranée est une mer semi-fermée, fortement touchée par les apports en nutriments (Caddy et Garibaldi, 2000) surtout les côtes algériennes qui sont en plus des apports terrigènes, sont enrichies en nutriments par les eaux d'origine atlantique. Cette probable eutrophisation a provoqué probablement l'augmentation de la biomasse des petits pélagiques d'où la hausse initiale observée des captures de ce groupe.

En revanche, la diminution du FiB à partir de 2015 accompagnée d'une baisse des débarquements et du TL moyen des captures (3,25 MTI) indique un effondrement de la chaîne alimentaire sous-jacente (Pauly et Watson, 2005). En effet, la baisse du TL moyen des captures n'est pas compensée par une augmentation des captures (Christensen, 2000).

L'effet de l'expansion géographique sur le niveau trophique des prises résulte un nouvel indice, **l'indice de la durabilité de la pêche (FSI)**. La modernisation des flottilles de pêche a permis l'expansion des navires de pêche dans des eaux plus profondes et plus éloignées des côtes (Fig. 35); l'indice FiB a donc augmenté. La période d'expansion géographique rapide des années 2001 à 2007, 2010 à 2014 et 2016 à 2017 que MTI commence à augmenter. Cette tendance à la hausse, due à l'expansion géographique, est précisément ce que FSI le dresse. Dans ce cas, FSI indique que si l'expansion géographique n'avait pas permis d'exploiter une communauté de poissons de niveau trophique élevé auparavant inexploitée, MTI aurait poursuivi le déclin qu'elle a connu.

Sur la base de la l'indice FSI, il est suggéré que les tendances à la hausse de MTI observées certaines années sont principalement dues à l'expansion géographique des pêcheries. Au fur et à mesure que cette expansion atteint ses limites, nous nous attendons à ce que les débarquements diminuent rapidement et à ce que les effets de "pêche vers le bas" deviennent plus évidents dans les mers régionales et l'océan mondial.

Ces résultats des indicateurs obtenus à l'échelle du golf concernant les 17 dernières années indiquent une altération du fonctionnement de l'écosystème sous-jacent où la surpêche et l'eutrophisation d'origine anthropique sont probablement responsables comme le montre Daskalov en 2002.

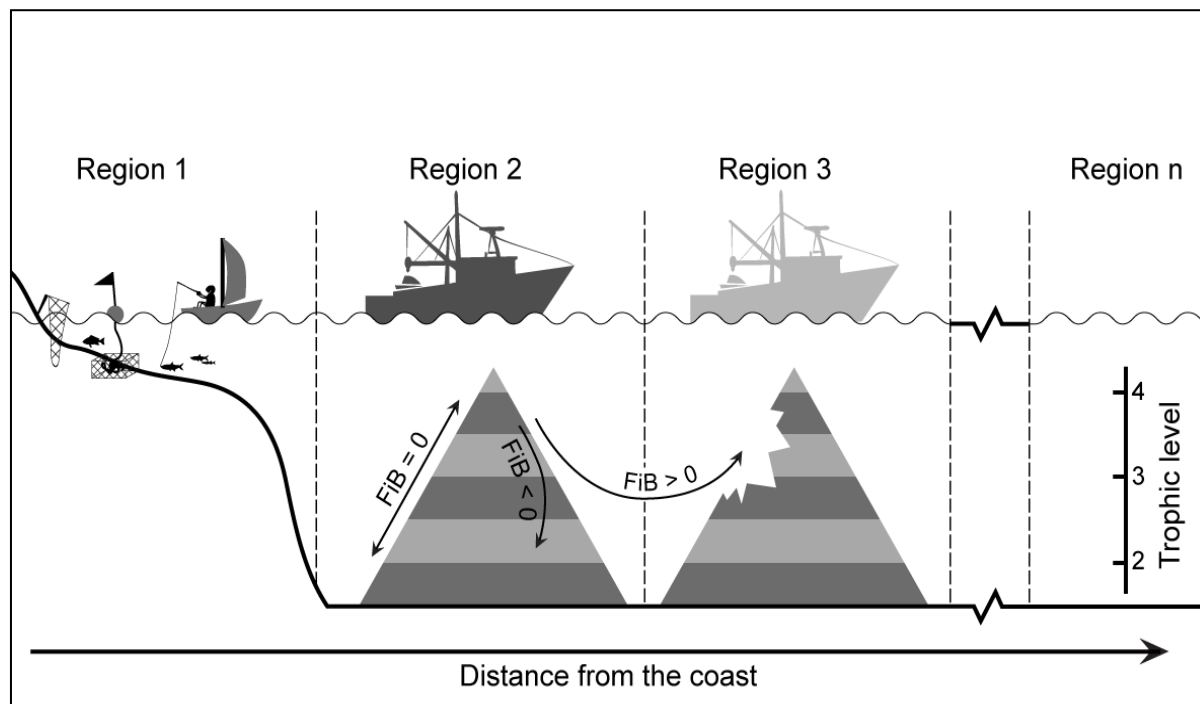


Figure 35: Représentation schématique de l'évolution des indices MTI et FiB compte tenu des différents modes d'exploitation des ressources côtières.

Concernant la comparaison des indicateurs de la pêche en Algérie et à Annaba nous montrons l'importance de ce type de comparaison indispensable du fait que certains phénomènes pouvant apparaître à petite échelle peuvent comme le signale Bhathal, (2005) être masqués à grande échelle.

La moyenne annuelle des débarquements de la pêche d'Annaba estimée à 6.751,1 t/an représente près de 6% des débarquements nationaux qui sont estimés à 118.694,6 t/an en considérant la même période entre 2001 et 2016. En revanche, la structure spécifique se ressemble et se caractérise par la dominance des petits pélagiques, principalement et dans l'ordre d'importance, la sardine *Sardina pilchardus*, l'allache *Sardinella aurita* et les saurels *Trachurus spp.*

La diminution du ratio P/D est due à la diminution des captures de petits pélagiques malgré l'augmentation de l'effort de pêche nominale, en considérant la hausse du nombre de sardiniers ou senneurs de près de 65% entre 2001 et 2009 (<http://www.mpeche.gov.dz>) suite à la politique de développement du secteur initiée depuis 1999. Cette situation suggère la

surexploitation des petits pélagiques dans les côtes algériennes en particulier la sardine dont les captures sont de plus en plus faibles comme c'est le cas dans le golf d'Annaba.

L'augmentation des prises des poissons démersaux à l'échelle nationale est due à l'augmentation du nombre de chalutiers de près de 50% entre 2001 et 2009 et des petits métiers d'environ 76% (<http://www.mpeche.gov.dz>). En revanche, cette augmentation peut masquer une situation de surexploitation et/ou d'hypoxie de ces espèces dans la zone côtière comme nous le suggérons dans les eaux du golf d'Annaba. En effet, de nouveaux chalutiers de puissance plus grande et équipés avec tous les instruments de navigation modernes, sont acquis avec des subventions de l'état (MPRH, 2008) dans l'objectif d'encourager la pêche hauturière. Par conséquent, il est fort probable que de nouvelles zones situées plus au large, sont exploitées et dont les captures peuvent masquer une probable surexploitation des petits fond côtiers.

Le TL moyen des captures, en incluant les espèces de TL < 3,25 (MTI) est très influencé par les débarquements des petits pélagiques comme c'est le cas dans le golf d'Annaba. Il diminue lorsque les prises de petits pélagiques augmentent et vice-versa. De ce fait, une probable situation du *Fishing Down Marine food Webs* (FDMW) peut être masquée par ces espèces de TLs bas très influencées par les conditions environnementales. Par conséquent, nous allons nous baser sur le ^{3,25}MTI pour évaluer l'influence de la pêche sur la chaîne alimentaire au niveau de l'écosystème des eaux algériennes.

Après l'élimination du calcul, de toutes les espèces ayant un TL < 3,25 (^{3,25}MTI) dont les petits pélagiques, les détritivores et certains invertébrés, le TL moyen des captures augmente de 3,57 à 3,67 (~0,10TL/16 ans). Cette augmentation est très proche de celle calculé dans le golf d'Annaba (~0,08/17 ans). Ce qui suggère une situation de FDMW dans les bas TLs à l'échelle des écosystèmes exploités par la pêche dans la méditerranée algérienne.

Une amorce à l'augmentation durant les toutes dernières années, serait due à l'augmentation des captures de certaines espèces démersales de hauts TLs, provenant de l'exploitation de nouvelles zones de pêche par les nouveaux chalutiers.

Le FiB à l'échelle nationale diminue presque tout au long de la période étudiée. Cette diminution est accompagnée par l'augmentation de l'effort de pêche et la baisse des captures. Cela indique un problème grave et suggère qu'un phénomène de surexploitation est en train de s'opérer à l'échelle de l'écosystème (Chassot, 2005) et l'épuisement des stocks côtiers (Bhathal, 2005) vu le caractère côtier de cette pêcherie. La baisse du FiB est interprétée

comme la traduction d'une modification de la structure trophique de l'écosystème et d'une altération de son fonctionnement (Cury et al., 2005b et Pauly et Watson, 2005).

Cette tendance à la baisse du TL moyen des captures n'a pas été compensée par une augmentation des captures. La compensation aurait justifié un choix délibéré de se déplacer vers le bas de la chaîne alimentaire, vers les plus productifs, les composants inférieurs du réseau trophique comme le signalent Freire et Pauly, en 2010. Mais cela n'a pas eu lieu et, en fait, en Algérie l'indice FiB a diminué au cours de la période analysée. En outre, les rejets ne sont pas pris en compte dans les données de captures ce qui peu justifie en partie cette tendance du FiB comme le suggèrent Pauly et Watson (2005).

Cette analyse du FiB montre que la pêche au niveau nationale retire tellement de biomasse de l'écosystème que son fonctionnement est altéré.

Ces résultats des indicateurs obtenus à l'échelle nationale sont comparables à ceux obtenus à l'échelle de golf d'Annaba surtout concernant les dernières années indiquant une altération du fonctionnement de l'écosystème sous-jacent où la surpêche et l'eutrophisation d'origine anthropique sont probablement responsables (Daskalov, 2002).

Les indicateurs ne doivent pas nécessairement être précis, ils ont juste besoin de donner une image fiable de l'écosystème qu'ils représentent (Pennino et al., 2017). L'analyse des indicateurs individuellement, a permis d'apporter certaines explications sur l'état de la pêche et de l'écosystème sous-jacent.

L'analyse de la tendance de l'indice P/D, combinée avec les données sur la flottille et les débarquements spécifiques des espèces principales de la pêche ainsi que certaines variables environnementales à savoir la concentration en Chl-*a* et le taux des précipitations, indicateurs respectivement, de la production primaire et des apports en nutriments, a permis de relever que la diminution du ratio P/D est due à la surexploitation de la sardine *Sardina pilchardus*, et non pas à l'augmentation des poissons démersaux. En effet, certains de ces derniers tels que, les rougets *Mullus spp*, la dorade royale *Sparus aurata*, les pageots *Pagellus spp* et les pagres *Pagrus spp* sont sujets ces dernières années à une surpêche accentuée probablement, par une hypoxie due à l'eutrophisation. Cette dernière, serait d'ailleurs, à l'origine de l'augmentation de l'abondance de l'allache reflétée par l'augmentation du ratio P/D.

L'analyse du TL moyen des captures à travers l'indice MTI n'a pas permis de statuer sur une probable pêche vers le bas de la chaîne trophique (FDMW) en raison de la grande influence des captures des petits pélagiques principalement les clupéidés qui représentent près

de 50% des débarquements. La diminution des prises de ces espèces de petits pélagiques a masqué la situation de FDMW.


L'analyse de l'influence de la pêche sur la chaîne trophique dans un système côtier d'une mer semi-fermée comme la méditerranée serait plus pertinente à travers l'indice ^{3,25}MTI comme le proposent Pauly et al., (1998). L'enrichissement en éléments nutritifs au niveau de ces systèmes côtiers produit un effet "bottom-up" que "top-down" (Caddy et al., 1998). Ainsi, le TL moyen des captures a été analysé à travers l'indice ^{3,25}MTI dont la tendance à l'augmentation observée a permis de suggérer l'existence de FDMW chez les espèces de TL moyens et élevés dans cette zone, ce que signifie que le fonctionnement de l'écosystème soumis à la pêche dans cette zone est altéré.

Les indicateurs de l'écosystème basés sur les captures ne décrivent pas nécessairement l'écosystème de manière fiable (Branch et al., 2010), mais ils sont néanmoins utiles pour informer sur les modes d'exploitation qui pourraient certes résulter d'un changement dans l'abondance ou d'une stratégie de pêche, comme une suite de la politique de gestion ou de la dynamique économique (Guenette et Gascuel, 2012). Néanmoins, les indicateurs doivent être combinés et analysés conjointement afin d'obtenir une vision globale de la dynamique des écosystèmes comme le signalent Pennino et al., en 2017.

Les résultats des indicateurs étudiés, combinés aux variables environnementales et les données disponibles sur la pêche tels que les débarquements et la flotte sont récapitulés dans un tableau "Trade-off" (Tab. 50) pour faciliter leur interprétation et servir comme une boîte à outil "Toolbox" pour les besoins de l'implantation d'une gestion basée sur l'AEP.

L'augmentation du FiB accompagnée d'une hausse du TL des captures (^{3,25}MTI), d'une diminution du MTI et d'une hausse du P/D permet de classer l'écosystème de golf d'Annaba en zone d'alerte synonyme de l'absence de la durabilité dans la gestion de cette zone. De ce fait, des mesures immédiates d'aménagement de cette pêche s'imposent telle que la réduction de l'effort et le renforcement du contrôle pour éviter l'effondrement des stocks.

Tableau 47: Tableau "Trade-off" récapitulatif des indicateurs trophiques étudiés combinés aux débarquements, la flottille et les données des variables environnementales dans le golf d'Annaba.

| | | Variables de l'environnement | | Débarquements | | | | | | | | Flottille | | | | Conclusion | |
|-----------------------------|---------------------|------------------------------|------------------|----------------------|---------------------|-----------------|--------------------|----------------------|----------------|-------------------|-----------------|----------------|-------------------|------------|------------|---|--|
| | | Chl-a | La précipitation | Débarquements totaux | <i>S.pilchardus</i> | <i>S.aurita</i> | <i>T.trachurus</i> | <i>M. merluccius</i> | <i>B.boops</i> | <i>Mullus spp</i> | <i>S.aurata</i> | <i>S.sarda</i> | Flottille globale | Chalutiers | Sardiniers | | Petits métiers |
| | | ↑ | ↑ | ↑↓ | ↓ | ↑ | ↑↓ | ↑ | ↑↓ | ↑↓ | ↑↓ | ↑↓ | ↑ | ↑ | ↑ | | ↑ |
| INDICATEURS | P/D | ↑ | + | + | | | | | | | | | | | | | - Surexploitation de la <i>S.pilchardus</i> . - Surexploitation accentuée par l'hypoxie des poissons démersaux. |
| | MTI | ↓ | | | + | + | + | | | | | | | | | | FDMW masqué par les débarquements de petits pélagiques |
| | ^{3,25} MTI | ↑ | | | | | | + | + | + | + | + | | | | | Fishing Down Marine Food Web |
| | FiB | ↑ | | | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | Pêche écologique non durable |
| ETAT DE L'ECOSYSTEME | | | | | | | | | | | | | | | |  | ZONE D'ALERTE |

↑: Tendance à la hausse, ↓: Tendance à la baisse, ↑↓: Hausse suivi d'une baisse, +: Paramètre influençant la tendance de l'indicateur.

Conclusion et Perspectives

Conclusion et perspectives

La présente étude apporte des informations sur la composition, la délimitation, la structure et l'organisation des peuplements ichthyologiques des eaux du golf d'Annaba dans le littoral Est-algérien. Cette approche est basée sur :

- Une identification taxonomique de l'espèce.
- Des mesures de la fréquence des espèces recensées et leur délimitation bathymétrique.
- Une identification de la signification biogéographique des espèces recensées.
- Des mesures relatives et absolues des abondances numériques et pondérales de la richesse spécifique.
- Des mesures d'indices de diversité.
- Des estimations des ressources ichthyologiques.

On a recensé, en plus des espèces inventoriées sur ces fonds chalutables, celles récoltées par différents engins de pêche ou observées sur les fonds rocheux et accidentés: 34 poissons, 5 Crustacés et 3 Mollusques, soit un total de 42 espèces. Ces résultats se limitent aux fonds chalutables du golf d'Annaba. Il serait souhaitable d'étendre des recherches analogues aux autres secteurs de la façade maritime d'une part et d'autre part aux fonds rocheux et littoraux, et ne pas négliger les occasionnelles, erratiques et accidentelles, afin de mieux connaître la diversité des peuplements ichthyologiques de la côte algérienne.

Une faible variabilité de la richesse spécifique est relevée soit 1 et 19 espèces par trait sur les fonds chalutables ($6,2 \pm 2,6$). Cette faible variabilité de la richesse spécifique peut s'expliquer par des processus écologiques comme l'hétérogénéité des habitats, la compétition spatio-trophique inter et intraspécifique, les perturbations anthropiques ou/et climatiques. L'estimation des indices de diversité de Shannon - Weaver et de régularité de Pielou indiquent des valeurs respectives de $5,061 \pm 0,161$ et $0,509 \pm 0,041$. Ils ne montrent pas de tendances temporelle ou spatiale et restent sensiblement constants.

Les ressources halieutiques semblent former un système globalement résilient sur la période d'étude, sous une pression de pêche croissante, qui est mise en évidence par la baisse des abondances numériques et pondérales de 1982 à 2016 et une augmentation des débarquements des flottilles chalutières de port de pêche d'Annaba. On pourrait être tenté d'avancer, sur la base d'indices d'exploitation calculés, que la structure des peuplements ichthyologiques est instable et que les espèces redondantes permettent au système de garder un certain niveau d'entropie. Cet état des ressources halieutiques indique des stocks pleinement exploités ou sous exploités au sens de Caddy *et al.* (1995).

Les espèces dominantes, sur les plans numérique et pondéral, sont *Boops boops*, *Engraulis encrasicolus*, *Merluccius merluccius*, *Mullus barbatus*, *Mullus surmuletus*, *Pagellus erythrinus*, *Sardina pilchardus*, *Sardinella aurita*, *Trachurus trachurus* et *Trigla lyra*.

Le nombre d'espèces à faible longévité et âge à 1^{ère} maturité court, (*Boops boops*, *Engraulis encrasicolus*, *Trachurus trachurus*, *Sardina pilchardus* et *Sardinella aurita*) est plus grand que le nombre d'espèces à forte longévité, de croissance plus lente et d'âge de maturité plus tardif *Merluccius merluccius*, *Mullus barbatus*, *Mullus surmuletus*, *Pagellus erythrinus* et *Trigla lyra*.

L'évaluation de l'impact de la pêche sur l'écosystème sous-jacent constitue une étape essentielle d'une gestion basée sur l'écosystème.

Si ces pêcheries de poissons se développent dans l'avenir, il faut être vigilant afin de déceler les signes d'éventuels changements, dans l'organisation des peuplements et l'abondance des stocks, qui pourraient menacer la pérennité de l'exploitation de ces écosystèmes. Le temps de génération de beaucoup de ces espèces est long et la dynamique des écosystèmes profonds est peu connue. Les poissons benthopélagiques ne présentent pas un style de vie unique et les nombreuses adaptations observées chez les poissons du plateau continental ont leurs homologues en milieu profond, il semble que d'une manière générale les modes de vie des poissons se rapprochent d'une stratégie démographique de type r.

Actuellement, aucune réglementation algérienne n'existe sur la pêche profonde et le plan d'aménagement des ressources halieutiques à l'horizon 2025 du Ministère de la pêche et des ressources halieutiques ne prend pas en compte l'exploitation des ressources profondes. Une approche de précaution pour la gestion de ces futures pêcheries profondes tenant compte de la protection et de la conservation de l'environnement profond est nécessaire pour assurer la pérennité de la ressource.

L'augmentation de l'effort de pêche avec la diminution des captures totales et particulièrement celles de la sardine *Sardina pilchardus* suggère une surexploitation de cette dernière. En effet, dans les cas de pêcheries pauvres en données, comme le cas des pêcheries algériennes, une augmentation du nombre d'unités de pêche accompagnée d'une diminution des captures peut indiquer une situation de surexploitation des stocks. D'où l'urgence de mettre en place un plan de gestion pour la récupération des stocks de cette espèce.

L'importance de la biomasse de cette espèce dans cet écosystème fait que son influence est évidente sur toute la chaîne trophique. En effet, on constate que les niveaux de pêche des espèces de bas TLs au rendement maximal durable conventionnel peuvent avoir des répercussions importantes sur d'autres parties de l'écosystème, en particulier lorsqu'ils constituent une proportion importante de la biomasse dans l'écosystème ou sont fortement reliés à la chaîne alimentaire.

Les résultats des indicateurs trophiques montrent que les pêcheries algériennes, en générale et la pêche dans le golf d'Annaba en particulier, ne sont pas exploitées d'une manière durable. La surcapacité de pêche et probablement, l'eutrophisation anthropique sont à l'origine de la surexploitation des stocks et de l'altération de l'écosystème. Ces résultats confirment la situation de la pêche vers le bas de la chaîne trophique "FDMW" établie à l'échelle mondiale (Pauly *et al.*, 1998a) et en méditerranée (Pennino *et al.*, 2011; Pinnegar *et al.*, 2003).

Les changements dans la chaîne trophique quelque soit la cause sont graves et potentiellement irréversibles. Ainsi des mesures de gestion doivent être immédiatement prises pour le rétablissement de l'équilibre au sein de cette écosystème et éviter l'effondrement des stocks.

Le tableau "*trade-off*" établi pour le golf d'Annaba en utilisant les résultats des indicateurs trophiques, les variables environnementales, les débarquements et la flottille nous a permis de classer l'écosystème de ce golf en zone d'alerte. Ce tableau reste indicatif et nécessite d'être complétés par d'autres résultats concernant les pêcheries des autres régions de la côte algérienne afin d'établir des comparaisons et de définir probablement d'autres zones qui peuvent servir comme une boîte à outil (*Tool-box*) pour les besoins de gestion. Ce qui peut constituer une alternative au modèle costauds très exigeant en matière de données comme le recrutement, la relation taille-poids et autres données biologiques indisponibles et très difficile à obtenir.

Cette étude prouve également, l'utilité de se situer à une échelle locale bien précise permettant une analyse pertinente de phénomènes établie à grande échelle, du fait de la disponibilité de certaines données très utiles, comme la flottille et ses caractéristiques qui ne sont pas évidente à grande échelle. De ce fait ce genre d'études est à encourager pour apporter des explications à des phénomènes établis à une échelle plus large.

L'absence de points de références et des valeurs limite des indicateurs, difficiles à établir en raison de la complexité des écosystèmes et les spécificités les caractérisant, rend difficile toute interprétation objective. Cependant, nous considérons que l'utilisation d'un ensemble d'indicateurs conjointement pourrait remonter ce handicap. En outre, l'aspect important pour l'étude des écosystèmes est l'évolution temporelle des indices plutôt que les valeurs qu'ils assument.

En définitive, l'utilisation des indicateurs trophiques pour l'évaluation des écosystèmes soumis à la pêche, constitue une alternative aux modèles complexes qui nécessitent une énorme quantité de données qui ne sont pas toujours disponibles surtout au niveau des pêcheries algériennes qui sont très pauvres en données. de ce fait, nous encourageons la multiplication de

genre d'étude pour l'évaluation de toutes les pêcheries à l'échelle nationale avec l'utilisation de séries historiques plus large et des TLs établis localement et répartis en fonction des tailles, pour obtenir les meilleurs résultats possibles.

Maintenant que le constat est établi, nous proposons quelques mesures pour l'aménagement de la pêche d'Annaba qui peut jouer un rôle précurseur ou modèle dans la perspective de l'aménagement des pêcheries algériennes. Ces approches permettront la mise en place d'une stratégie de développement durable de l'activité économique «pêche» en adoptant des plans de gestion halieutique visant à éviter ou à atténuer les effets sur la biodiversité par 11 suggestions:

- **associer les professionnels de la pêche surtout les marins-pêcheurs à la conservation et la protection de la mer de sa faune et sa flore.**
- **Une limitation de l'effet de labourage des chaluts.**
- **La création d'Aires Marines Protégées (AMP).**
- **Amélioration du système de collecte des données statistiques des débarquements.**
- **Application de la réglementation.**
- **Le control rigoureux de l'activité.**
- **Instauration de deux mois de repos biologique.**
- **Étudier les possibilités de réduction de l'effort de pêche.**
- **Interdire la pêche à tri-mail sur les petits fonds et l'utilisation d'engins destructeurs.**
- **Soutenir la pêche continentale par l'aquaculture.**
- **Mener des études régulières sur l'état des eaux du golf.**

Résumé

Résumé

Annaba est située dans la partie orientale du littoral algérien, son bassin s'étend sur un plateau continental allant du Cap de Garde à l'Ouest au Cap Rosa à l'Est occupant 2337 Km². Le golfe d'Annaba se caractérise par une alternance de fonds meubles (vaseux, sableux et détritiques) et de substrats durs (rocheux, tufs et graviers).

Nous nous sommes intéressés en 2016 à la description et à la répartition spatiale de la biodiversité de cet écosystème à travers 245 débarquements du chalutier Billel Zine el Abidine immatriculé AN0731. Les opérations de pêches se font avec 2 types de chaluts: de fond à grande ouverture verticale (GOV) et pélagique, tirées sur des fonds allant de -25 à -280 m à 3 et 4 nœuds.

Nous avons inventorié un total de 42 espèces appartenant à 31 familles, 97,2% des Poissons, 0,5% des Crustacés et 2,3% des Céphalopodes.

La sardine *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) comme principale espèce pêchée atteignant 26,2% du stock annuel. Les petits pélagiques représentent 59,2% des débarquements alors que les peuplements démersaux sont faible en abondance malgré que sont les plus diversifiés.

Les traits de pêche montrent une variabilité de la richesse spécifique de $6,20 \pm 2,64$ espèces ainsi que des indices de diversité de Shannon – Weaver de $5,061 \pm 0,161$ et de régularité de Pielou de $0,509 \pm 0,041$, ils ne montrent pas de tendances temporelle ou spatiale. Cela peut s'expliquer par soit une hétérogénéité des habitats, soit une compétition spatio-trophique inter et intra-spécifique soit par des perturbations d'ordre anthropiques et/ou climatiques.

Les indices d'exploitation obtenus et la structure des peuplements ichthyologiques montrent l'existence d'une stratégie démographique de type r reflétant un système écologique perturbé. Il nécessite une attention particulière, visant à protéger le milieu marin, ou bien la création d'AMP et le renforcement de la réglementation des pêches.

Les subventions de l'état, entreprises à travers différents plans de développement des activités de la pêche ont conduit à l'augmentation et la modernisation de la flottille de pêche et la création de plusieurs postes d'emplois en amont et en aval de l'activité. En revanche, cette augmentation de la pression de pêche n'a pas été suivie par une maximisation de la production comme prévu. En effet, les captures sont en diminution et des signes de surexploitation des stocks de plusieurs espèces sont évidents, en particulier la sardine dont les captures ont enregistré une baisse dramatique à l'échelle nationale et à Annaba appelant à une intervention d'urgence et à l'élaboration de plans d'aménagement pour éviter l'effondrement des stocks.

Une série de 5 indicateurs trophiques: le rapport entre les débarquements des poissons pélagiques et démersaux (P/D), l'indice trophique marin des captures totales (MTI), l'indice trophique marin réduit ($TL > 3,25$) (^{cut}MTI), l'indice de la pêche en équilibre (FiB) et Indice de la durabilité de la pêche (FSI), montrent aussi bien qu'en Algérie qu'à Annaba, les écosystèmes sont excessivement exploités et altérés par la surexploitation et probablement l'eutrophisation. Cette situation est mise en évidence particulièrement, par la hausse du niveau trophique moyen des captures synonymes d'une pêcherie ciblent les espèces plus hautes TLs du fait de la surexploitation des poissons de bas TLs c'est-à-dire FDMW dans les bas TLs.

Mot-clés: Biodiversité, indices d'exploitation, Indicateurs trophiques, Pêcherie, Annaba.

Abstract

The city of Annaba is located in the eastern part of the Algerian coast, its basin extends on a continental shelf from Cap de Garde in the west to Cap Rosa in the east occupying 2337 km². The Gulf of Annaba is characterized by an alternation of soft bottoms (muddy, sandy and detrital) and hard substrates (rocky, tuff and gravel). In 2016, we focused on the description and spatial distribution of the biodiversity of this ecosystem through daily landings by a trawler Zin Elabidine registered 731/AN. Fishing operations are carried out with 2 types of trawls: bottom trawlers with a large vertical opening (GOV) and pelagic trawlers drawn on depths ranging from -25 to -280 m at 3 and 4 knots.

We inventoried a total of 42 species belonging to 31 families, 97,2% of Fish, 0,5% of Crustaceans and 2,3% of Cephalopods. The sardine *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) as the main species fished, reaching 26,2% of the annual stock. Small pelagics represent 59,2% of landings, while demersal stands are more diversified despite their low abundance.

The fishing features show a variability in species richness of $6,20 \pm 2,64$ species as well as Shannon - Weaver diversity indices of $5,061 \pm 0,161$ and Pielou regularity of $0,509 \pm 0,041$, they do not show any temporal or spatial trends. Which can be explained by either habitat heterogeneity, inter and intraspecific space-trophic competition or anthropogenic and/or climatic disturbances.

Ichthyological stands in the Gulf of Annaba are dominated only by a few species representing numerically and weighting almost the totality. The exploitation indices obtained and the structure of the ichthyological stand show the existence of a r-type demographic strategy reflecting a disturbed ecological system. It requires particular attention, aimed at protecting the marine environment, or the creation of marine protected areas and the strengthening of fisheries regulations.

State subsidies, undertaken through various development plans for fishing activities, have led to the increase and modernization of the fishing fleet and the creation of several jobs upstream and downstream of the activity. However, this increase in fishing pressure was not followed by maximisation of production as planned. Indeed, catches are decreasing and there are clear signs of overexploitation of stocks of several species, in particular sardines, whose catches have fallen dramatically nationally and in Annaba, calling for emergency intervention and management plans to avoid stock collapse.

A series of 5 trophic indicators: the ratio between landings of pelagic and demersal fish (P/D), the marine trophic index of total catches (MTI), the reduced marine trophic index ($TL > 3,25$) (^{cut}MTI), the index of equilibrium fishing (FiB) and the index of fishing sustainability (FSI), show that ecosystems are overexploited and altered as well as in Algeria and Annaba by overexploitation and probably eutrophication. This situation is highlighted particularly, by the increase of the average trophic level of catches, which is synonymous with a fishery targeting the higher TLs species because of the overexploitatin of low TLs fish is to say FDMW in low TLs.

Keywords: Biodiversity, exploitation indices, trophic indicators, fisheries, Annaba.

خلاصة

تقع مدينة عنابة في الجزء الشرقي من الساحل الجزائري، يغطي حوضها مساحة 2337 كلم² من قمة رأس الحمراء غربا إلى قمة روزا شرقا، يتميز خليج عنابة بالتناوب لباطنه بين باطن لين (طين و رمل و مخلفات) و ركائز صلبة (صخور، أحجار بركانية و حصى).

كان اهتمامنا في عام 2016 بالوصف و التوزيع المكاني للتنوع البيولوجي لهذا النظام البيئي من خلال 245 عملية صيد بحري بواسطة سفينة اسمها بلال زين العابدين ذات تسجيل AN0731 حيث استعملنا نوعين من شباك الصيد: شبكة GOV و شبكة pélagique حيث جرت في قاع الخليج من -25 متر إلى -280 متر بسرعة تتراوح من 3 إلى 4 عقدة بحرية.

استطعنا الحصول على 42 نوع من الكائنات البحرية ل 31 عائلة، 97,2% منها أسماك، 2,3% راسيات الأرجل و 0,5% رخويات. حيث احتلت السردين (*Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) المرتبة الأولى بنسبة 26.2% كما تمثل أسماك السطح 59.2% من الناتج السنوي.

ظهر لنا تباين في ثراء الأنواع السمكي $2,64 \pm 6,20$ و مؤشر شانون $5,061 \pm 0,161$ و مؤشر بيلو $0,509 \pm 0,041$ حيث لا تظهر اي توجه لا مكاني ولا زمني ويمكن تفسير ذلك إما عن طريق عدم تجانس الموائل، أو إما عن طريق الاضطرابات البشرية / أو المناخ.

أظهرت مؤشرات التشغيل و هيكل المجتمعات الأسماك وجود إستراتيجية للعيش نوع r الذي يعكس نظام بيئي مضطرب. مما يتطلب اهتماما خاصا لحماية البيئة البحرية، وإنشاء مناطق بحرية محمية و أنظمة مصائد للأسماك.

أدت إعانات الدولة عبر خطط تنمية أنشطة الصيد المختلفة إلى زيادة و تحديث أسطول الصيد وخلق المزيد من مناصب العمل من أجل زيادة الإنتاج إلى الحد الأقصى. في الواقع، قد انخفضت كميات الصيد من خلال علامات الصيد الجائر لكثير من الأنواع السمكية التي كانت واضحة، خصوصا السردين التي سجلت انخفاضا كبيرا و طينيا وفي عنابة مما يدعو لدق ناقوس الخطر من خلال تطوير و إدارة الصيد لتجنب انهيار الثروة السمكية.

مؤشرات التغذية تمت دراستها: النسبة بين الهبوط من البحرية و الأسماك القاعية (P / D)، و مؤشر التغذية البحرية من مجموع المصيد (MTI)، و مؤشر التوازن في صيد السمك (cutMTI)، و مؤشر استدامة مصائد الأسماك (FSI)، وكذلك تبين ان النظام الايكولوجي لعنابة خاصة و الساحل الجزائري عامة قد استغل بشكل مفرط من خلال زيادة متوسط المستوى الغذائي لمصيد الأسماك المرادف لمصيد الأسماك التي تستهدف الأنواع الأعلى من TLS بسبب الاستغلال المفرط لأسماك TLS المنخفضة و التي تعني FDMW في TLS المنخفضة.

الكلمات المفتاحية: التنوع البيولوجي، مؤشرات الاستغلال، المؤشرات الغذائية، الثروة السمكية، عنابة

Références bibliographiques

Références bibliographiques

A

- Allain J.Y.**, 1981a. La pêche à El Kala. I. Matériel de pêche. *Travaux Centre Recherche Océanographique Pêches*, 8: 35-42.
- Allain J.Y.**, 1981b. La pêche à El Kala. II. L'établissement des statistiques. *Travaux Centre Recherche Océanographique Pêches*, 8: 43-51.
- Allain J.Y., Lencioni R., Marinaro J.R., Rousset J.**, 1981. Rapport sur les Soleidés d'Algérie. La *Sindya* de Mostaganem *Dicologlossa cuneata* (Moreau). *Pelagos*, 6(1): 61-69.
- Allain J.Y., Romano J., Semroud R.**, 1977. *Ophiocomina nigra* (O.F. Müller) (Echinodermata, Ophiuroidea) dans la région d'Alger. *Pelagos*, 5(1): 49-64.
- Allain V.**, 1999. Ecologie, biologie et exploitation des populations de poissons profonds de l'Atlantique du nord-est. Thèse de doctorat en océanographie biologique. Université de Bretagne Occidentale (Brest France), 310p.
- Allili D., Marinaro J.Y.**, 1986. Présence de *Solea senegalensis* Kaup, 1858 dans les eaux algériennes. *Rapport Commission International Mer Méditerranée.*, 30(2): 221.
- Amar Y.**, 1998. Etude des peuplements macrobenthiques du golfe d'Arzew. Mémoire magister en océanographie biologique. ISMAL (Alger-Algérie), 215p.
- Amar Y., Kerfouf A., Djahed B., Boutiba Z., Bakalem A.**, 2005. Contribution à l'étude de la biodiversité des échinodermes du golfe d'Arzew. In Chouikhi A., Menioui M., Marine and coastal protected Areas. International Workshop Porceedings – INOC – 23-25 mars 2005, Meknes (Maroc): 347-355.
- Aminot A., Chausse-Pied M.**, 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. *Edition: CNEXO, Brest, France*, 395p.
- Angel M.V.**, 1993. Biodiversity of pelagic ocean. *Conservation Biology*, 7: 762.
- Anonyme**, 1996. Etude d'extension du port de la pêche de Stora. Avant projet sommaire. Rapport, juillet, 1996: 13 p.
- Aubertin C., Vivien F.D.**, 1998. Les enjeux de la biodiversité. *Economica* (Paris), 112p.

B

- Babouri K., Pennino M.G., Bellido J.M.**, 2014. A trophic indicators toolbox for implementing an ecosystem approach in data-poor fisheries: the Algerian and Bou-Ismaïl Bay examples. *Scientia Marina*, 78(S1), 37-51.
- Bachir B.B., Taleb M.Z., Boutiba Z.**, 2005. Etude d'un site d'intérêt écologique pour la Méditerranée en vue d'un classement en aire marine protégée: Cas de l'île Rachgoun, Algérie. In Chouikhi A., Menioui M., Marine and coastal protected Areas. International Workshop Porceedings – INOC – 23-25 mars 2005, Meknes (Maroc): 68-77.
- Bakalem A.**, 2008. Contribution à l'étude des peuplements benthiques du plateau continental algérien. Thèse de doctorat ès sciences. Université des Sciences et Techniques Houari Boumediène (Alger-Algérie), 647p, annexes.
- Barbault R.**, 2008. *Écologie générale-6e éd.: Structure et fonctionnement de la biosphère.* Dunod, Paris, 326 p.
- Bauchot M. L.**, 1987. Fiche FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche (révision 1). Méditerranéenne et Mer Noire, zone de pêche 37 Volume II. Vertébrés. Projet GCP/INT/422/EEC.Rome, FAO, 2:761-1530.
- Bauchot M.L.**, 1987a. Lamproies et Myxines. In Fischer W., Schneider M., Bauchot M.L. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1). Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37. Volume 2: Vertébrés. FAO (Rome): 761.
- Bauchot M.L.**, 1987b. Requins. In Fischer W., Schneider M., Bauchot M.L. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1). Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37. Volume 2: Vertébrés. FAO (Rome): 767.
- Bauchot M.L.**, 1987c. Raies et autres Batoides. In Fischer W., Schneider M., Bauchot M.L. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1). Méditerranée et Mer

- Noire. Zone de pêche 37. Volume 2: Vertébrés. FAO (Rome): 845.
- Bauchot M.L.**, 1987d. Chimères. In Fischer W., Schneider M., Bauchot M.L. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1). Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37. Volume 2: Vertébrés. FAO (Rome): 887.
- Bauchot M.L.**, 1987e. Poissons osseux. In Fischer W., Schneider M., Bauchot M.L. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1). Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37. Volume 2: Vertébrés. FAO (Rome): 891
- Bauchot M.L., Pras A.**, 1980. Guide des poissons marins d'Europe. Delachaux et Niestlé (Lausanne), 427p.
- Benchalel W., Derbal F., Kara M.H.**, 2010. Régime alimentaire du sar commun *Diplodus sargus sargus* (Sparidae) des côtes de l'Est algérien. *Cybium*, 34 (3): 231-242.
- Benchalel W., Kara M. H.**, 2013. Age, growth and reproduction of the white seabream *Diplodus sargus sargus* (Linnaeus, 1758) off the eastern coast of Algeria. *J. Appl. Ichthyol.*, 29: 64-70.
- Bergmann U.**, 1987. Models of slope of, and biomass flow up, the biomass size spectrum. *Canada Journal Fisheries Aquatic Sciences*, 44 (Suppl. 2): 136-140.
- Bernard M.**, 1955a. Etude préliminaire quantitative de la répartition saisonnière du zooplancton de la baie d'Alger. I. Année 1950-51. *Bulletin Institut Océanographique, Monaco*, 52 (1065), 28p.
- Bernard M.**, 1955b. A propos de *Megalocercus abyssorum* Chun, un appendiculaire rare de la baie d'Alger. *Bulletin Société Histoire Naturelle Afrique du Nord*, 46 (1/2), 344p.
- Bernard M.**, 1958a. Systématique et distribution saisonnière des Tuniciers pélagiques d'Alger. *Rapport Commission Internationale Mer Méditerranée*, 14: 211-231.
- Bernard M.**, 1958b. Révision des Calocalanus (Copépodes, Calanoides) avec description d'un genre nouveau et de deux nouvelles espèces. *Bulletin Société Zoologique, France*, 83: 1-15.
- Bertrand J., Gil de Sola L., Papaconstantinou C., Relini G., Souplet A.**, 2002a. The general specifications of the MEDITS. *Scientia Marina*, 66 (suppl. 2): 9-17.
- Bertrand J.A., Gil de Sola L., Papaconstantinou C., Relini G., Souplet A.**, 1997. An international bottom trawl survey in the Mediterranean: The Medits programme. *ICES CMI997/Y: 3*, 25p.
- Bhathal B.**, 2005. Historical reconstruction of Indian marine fisheries catches, 1950-2000, as a basis for testing the "Marine Trophic Index". Fisheries Centre Research Reports 13(4). Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada.
- Blanc L.**, 2000. Données spatio-temporelles en écologie et analyses multitableaux. Examen d'une relation. Thèse de doctorat en statistiques appliquées. Université Claude Bernard (Lyon-France), 266p.
- Blanchard F.**, 2000. Effet de l'exploitation par pêche sur la dynamique de diversité des peuplements de poissons démersaux. Analyse comparée du rôle des interactions entre espèces dans le golfe de Gascogne et dans le golfe du Lion. Thèse de doctorat en océanologie biologique. Université de Bretagne occidentale (Brest-France), 225p.
- Blanchard F.**, 2001. Une approche de la dynamique des peuplements de poissons démersaux exploités: analyse comparée de la diversité spécifique dans le golfe de Gascogne (océan Atlantique) et dans le golfe du Lion (mer Méditerranée). *Aquatic Living Resources.*, 14: 19-40.
- Blondel J.**, 1995. Biogéographie: Approche écologique et évolution. Masson (Paris), 297p.
- Boubzari K.**, 1992. Contribution à l'étude des peuplements de trois moulières naturelles de la région d'Alger. Mémoire de magister en océanographie biologique. Université des Sciences et Techniques Houari Boumediène (Alger-Algérie), 135p.
- Boudjadi Z.**, 2004. Analyse de la biodiversité des ectoparasites branchiaux récoltés chez certaines espèces de la famille des Sparidae (Téléostéens) pêchées dans le golfe d'Annaba. Mémoire de magister en sciences de la mer. Université Badji Mokhtar (Annaba-Algérie), 138p.
- Boudouresque C.F.**, 1996. Impact de l'homme et conservation du milieu marin en Méditerranée. 2ème édition GIS Posidonie Publications (Marseille-France), 243p.
- Boudouresque C.F., Boudouresque E.**, 1969. Contribution à la flore des algues de l'Algérie. *Bulletin Museum Histoire Naturelle, Marseille*, 29: 19-36.
- Boumaza S.**, 1995. Phénologie, biomasse, lépidochronologie et production primaire de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L) de l'anse de Kouali, Tipaza (Algérie). Mémoire de magister en océanographie biologique. ISMAL (Alger-Algérie), 125p.
- Bourehail N.**, 2004. Les Sphyraenidés des côtes algériennes. Biologie et dynamique du Barracuda *Sphyraena sphyraena* (Linnaeus, 1758). Mémoire de magister en environnement littoral et ressources

vivantes. Université de Badji Mokhtar (Annaba-Algérie), 83p, annexes.

Boutiba Z., 1992. Les mammifères marins d'Algérie. Statut, répartition, biologie et écologie. Thèse de doctorat ès sciences. Université des Sciences et Techniques d'Oran (Oran-Algérie), 575p.

Boutiba Z., 2003. Dauphins et Baleines d'Algérie. Dar El Gharb (Oran), 111p.

Brabant J.C., Nédélec C., 1988. Les chaluts: Conception, construction et mise en oeuvre. IFREMER (Brest), 204p.

Branch T., A., Watson R., Fulton E., A., Jennings S., Carey R., McGilliard C., R., Grace T., Pablico G., T., Ricard D., Tracey S., R., 2010. The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature*, 468: 431-435.

Briggs J.C., 1994. Species diversity: land and sea compared. *Systematic Biology*, 43: 130 – 135.

C

Caddy J. F., 2000. Marine Catchment Basin effects versus impacts of fisheries on semi-enclosed seas. *ICES Journal Marine Science*, 57: 628–640.

Caddy J. F., Csirke J., Garcia S. M., Grainger R. J. R., 1998. How pervasive is 'Fishing down marine food webs?' *Science* (Washington, D.C.), 282: 1383.

Caddy J. F., Garibaldi L., 2000. Apparent changes in the trophic composition of world marine haverests: the perspective from FAO capture database. *Ocean Coastal Management. Fisheries Research*, 72: 241–252.

Caddy J., 1993. Toward a comparative evaluation of human impacts on fisheries ecosystems of enclosed and semi enclosed seas. *Reviews Fisheries Science*, 1: 57–95.

Caddy J.F., 1993. Some future perspectives for assessment and management of Mediterranean fisheries. *Scientia Marina*, 57: 121

Caddy J.F., Refk R., Do Chi T., 1995. Productivity estimates for the Mediterranean evidence of accelerating ecological change. *Ocean Coastal Management*, 26 (1): 1-18.

CBD 2004. Annex I, decision VII/30. *The 2020 biodiversity target: a framework for implementation*. Decisions from the Seventh Meeting of the Conference of the Parties of the Convention on Biological Diversity, Kuala Lumpur, 9–10 and 27 February 2004. Secretariat of the CBD, Montreal.

Chaoui L., Kara M. H., Faure E., Quignard J. P., Bonhomme F., 2009. Forte différenciation génétique de la daurade *Sparus aurata* (L., 1758) entre les deux rives de la Méditerranée occidentale. *C. R. Biologies*, 332: 329–335.

Chassot E., 2005. Approche Ecosystémique des Pêches: De l'utilisation d'indicateurs à la simulation théorique; vers un modèle couplé écologie/économie appliqué au Finistère. Thèse Doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes. 310p.

Chauvet O., Olivier I., 1993. La biodiversité: enjeu planétaire. Editions du sang de la terre (Paris), 413p.

Christensen V., 1998. Fishery-induced changes in a marine ecosystem: insights from the models of the Gulf of Thailand. *Journal Fish Biology*, 53: 128–142.

Christensen V., 2000. Indicators for marine ecosystems affected by fisheries. *Marine Freshwater Research*, 51: 447–450.

Cury P. M., Christensen V., 2005. Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 307-310

Cury P. M., Shannon L. J., Roux J-P., Daskalov G. M., Jarre A., Moloney C. L., Pauly D., 2005b. Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 430–442.

Cury P.M., Mullon C., Garcia S.M., Shannon L.J., 2005a. Viability theory for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 577–584.

D

Daget J., 1976. Les modèles mathématiques en écologie. Masson (Paris), 172p.

Dagnelie P., 1992. Statistique théorique et appliquée. Les Presses Agronomiques de Gembloux (Gembloux), 492p.

Daskalov G. M., 2002. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 225: 53–63.

- Dautzenberg P.**, 1895. Mollusques recueillis sur les côtes de la Tunisie et de l'Algérie (Campagne de la «Mélita», 1892). *Mémoires Société Zoologique, France*, 8: 363-372.
- De Leiva Moreno J. I., Agostini V. N., Caddy J. F. & Carocci F.**, 2000. Is the pelagic–demersal ratio from fishery landings a useful proxy for nutrient availability? A preliminary data exploration for the semi–closed seas around Europe. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1091–1102.
- Debray F.**, 1893. Liste des algues marines et des eaux douces récoltées jusqu'à ce jour en Algérie. *Bulletin Société Sciences, Belgique*, 25: 1-19.
- Derbal F.**, 1991. Inventaire des crustacés benthiques du golfe d'Annaba. Cycle cuticulaire et ses corrélations métaboliques au cours du cycle de mue chez *Orchestia cavimana* (Heller, 1865) et *Penaeus kerathurus* (Forsk., 1775). Mémoire de magister en biologie marine. Université Badji Mokhtar (Annaba-Algérie), 106p, annexes.
- Derbal F.**, 2007. L'ichtyofaune des côtes de l'est algérien. Ecologie de 4 téléostéens (*Diplodus cervinus cervinus*; *Diplodus puntazzo*; *Sciaenena umbra*; *Epinephelus costae*) et contribution à la biologie du sar tambour, *Diplodus cervinus cervinus* (Lowe, 1838). Thèse doctorat ès sciences. Université Badji Mokhtar (Annaba-Algérie), 178p, annexes.
- Derbal F., Francour P., Thibaut T., Kara M.H.**, 2013. Ecologie des sars *Diplodus cervinus cervinus* (Lowe, 1838) et *Diplodus puntazzo* (Cetti, 1777), de la badèche *Epinephelus costae* (Steindachner, 1875) et du corb *Sciaena umbra* (Linnaeus, 1758) dans le golfe d'Annaba (Est, Algérie). *Nat. Tech.*, 8: 2-11.
- Derbal F., Kara M.H.**, 1995. Habitat et comportement du mérrou *Epinephelus marginatus* de la région d'Annaba (Algérie). *Cah. Biol. Mar.*, 36: 29-32.
- Derbal F., Kara M.H.**, 2001. Inventaire des poissons des côtes de l'est algérien. *Rapport Commission International Mer Méditerranée*, 36: 258.
- Derbal F., Kara M.H.**, 2005. Contribution à l'inventaire de la faune invertébrée des côtes de l'Est algérien. In Chouikhi A., Menioui M., Marine and coastal protected Areas. International Workshop Proceedings – INOC – 23-25 mars 2005, Meknes (Maroc): 237-246.
- Derbal F., Kara M.H.**, 2006. Régime alimentaire du sar tambour, *Diplodus cervinus cervinus* (Sparidae) des côtes de l'est algérien. *Cybium*, 30 (2): 161-170.
- Derbal F., Kara M.H.**, 2007a. Régime alimentaire du corb *Sciaena umbra* (Sciaenidae) des côtes de l'Est Algérien. *Cybium*, 31 (2): 189-197.
- Derbal F., Kara M.H.**, 2008. Composition du régime alimentaire du bogues Boops boops des côtes de l'Est algérien. *Cybium*, 32 (4): 325-333.
- Derbal F., Kara M.H.**, 2010. Composition et variations du peuplement ichthyologique de l'herbier superficiel à *Posidonia oceanica* (L.) Delile, dans la baie d'Annaba (Algérie est). *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 65: 1-11.
- Derbal F., Kara M.H.**, 2013. Age, growth and reproduction of zebra seabream *Diplodus cervinus cervinus* (Sparidae) of Eastern coast of Algeria. *Cybium*, 37 (4): 247-254.
- Derbal F., Slatni S., Kara M.H.**, 2010. Variations du régime alimentaire du rouget de roche *Mullus surmuletus* (Mullidae) des côtes de l'est de l'Algérie. *Cybium*, 34 (4): 373-380.
- Deschamps G., Dremière P.Y., George J.P., Meillat M., Morandeau F., Théret F., Biseau A.**, 2003. Les Chaluts. IFREMER (Brest), 143p.
- Devries A.**, 1957. Sur quelques Echinides irréguliers de la baie de Castiglione. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, 9: 71-100.
- DGE/ISMAL**, 2000. Etude de classement des îles Habibas en réserve naturelle. Marché DGE/ISMAL/001/97, 215 p.
- Diaf A., Benchikh N., Bouhali F. Z., Ladaimia S., Dahel A., Djebar A. B.**, 2018. Structure of the ichthyological stands in the Gulf of Annaba, Algerian east coast. *AAFL Bioflux* 11(3):709-723.
- Dieuzeide R.**, 1935. Les Echinides réguliers de la baie de Castiglione. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, 2: 73
- Dieuzeide R.**, 1940. Etude d'un fond de pêche d'Algérie : la gravelle de Castiglione. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 1: 37.
- Dieuzeide R.**, 1950a. La faune des fonds chalutables de la baie de Castiglione. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 2: 11.
- Dieuzeide R.**, 1950b. Sur un *Epigonus* nouveau de la Méditerranée (*Epigonus denticulatus*) nv. sp. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 2: 87.

- Dieuzeide R.**, 1951b. Résultats de quelques sondages dans la baie de Castiglione. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 3: 139.
- Dieuzeide R.**, 1952. Les «crevettes» des côtes d'Algérie. *Proceedings General Fisheries Council Mediterranean*, 1: 38.
- Dieuzeide R.**, 1955a. Introduction: dragages et chalutages. Notes faunistiques sur la zone mésobabyssale. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 7: 7-86.
- Dieuzeide R.**, 1955b. Recherches sur les fonds chalutables de la région d'Alger. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 7: 7-149.
- Dieuzeide R.**, 1960a. Le fond chalutable à 600 mètres par le travers de Castiglione. Recherche sur le faciès à *Isidiella elongata*. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 10: 63-106.
- Dieuzeide R.**, 1960b. A propos d'un *Pagellus* nouveau pour la Méditerranée *Pagellus coupei* n. sp. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 10: 108-123.
- Dieuzeide R.**, 1963a. Sur la présence en Méditerranée de *Gephyroberyx darwini* (Johnson). *Recueil Travaux Station Endoume*, 28(43): 113-116.
- Dieuzeide R.**, 1963b. *Halosaurus oweni* Johnson rencontré pour la première fois en Méditerranée. *Recueil Travaux Station Endoume*, 28(43): 117-119.
- Dieuzeide R., Goeau-Brissonière W.**, 1951. Les prairies de Zostères naines et de Cymodocés (Mattes) aux environs d'Alger. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 3: 11-53.
- Dieuzeide R., Novella M., Roland J.**, 1953. Catalogue des poissons des côtes algériennes. Squalés, Raies, Chimères. Imbert. Ed. Alger. I: 274 p.
- Dieuzeide R., Novella M., Roland J.**, 1953. Catalogue des poissons des côtes algériennes. I. Squalés, Raies et Chimères. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 4, 135p.
- Dieuzeide R., Novella M., Roland J.**, 1954. Catalogue des poissons des côtes algériennes. II. Ostéoptérygiens. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 5, 299p.
- Dieuzeide R., Novella M., Roland J.**, 1955. Catalogue des poissons des côtes algériennes. III. Ostéoptérygiens (suite et fin). *Bull. Stn. Aquicult. Pêche Castiglione*: 1-384.
- Dieuzeide R., Novella M., Roland J.**, 1959. Catalogue des poissons des côtes algériennes. II. Osteopterygii. *Bull. Stn. Aquicult. Pêche Castiglione*: 1-299.
- Dieuzeide R., Novella M., Roland J.**, 1959. Catalogue des poissons des côtes algériennes. II. Ostéoptérygiens. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, 299p.
- Dieuzeide R., Roland J.**, 1950. Sur la présence de *Raia brachyura* Lafond en Méditerranée. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 2: 145.
- Dieuzeide R., Roland J.**, 1955. Sur un Stromateidae nouveau du genre *Cubiceps*. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 7: 341-368.
- Dieuzeide R., Roland J.**, 1957a. Opérations de dragages et de chalutages effectuées au large des côtes algériennes au cours des années 1954 et 1955. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 8: 9-27.
- Dieuzeide R., Roland J.**, 1958a. Prospections des fonds chalutables des côtes algériennes. Recherches de nouvelles zones. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 9: 9-69.
- Dieuzeide R., Roland J.**, 1958b. Deuxième complément au catalogue des poissons des côtes algériennes. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 9: 103-132.
- Djabali F., Brahmi B., Mammasse M.**, 1993. Poissons des côtes algériennes. *Pelagos*, n.s., 215p.
- Djabali F., Refes W.**, 1990. Résultats de la campagne dans la région de Annaba à bord du N/O « M.S. Benyahia » en décembre 1989. *Rapport du laboratoire d'halieutique*, ISMAL (Sidi Fredj-Algérie), 37p.
- Doumbe-Bille S., Kiss A.**, 1992. La conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement. *Annuaire français de droit international*: 823-843.
- Doyen L., Béné C., Bertignac M., Blanchard F., Cissé A. A., Dichmont C., Gourguet S., Guyader O., Hardy P. Y., Jennings S., Little L. R., Macher C., Mills D. J., Noussair A., Pascoe S., Pureau J. C., Sanz N., Schwarz A. M., Smith T., Thébaud O.**, 2017. Ecoviability for ecosystem-based fisheries management. *Fish And Fisheries* 18 (6): 1056-1072.
- DPRHA**, 2015. Rapport de la Direction de la Pêche et des Ressources Halieutiques sur le secteur de la pêche à Annaba entre 2003 et 2015 «Gestion de la pêche côtière». 14 p.
- DPRHA**, 2017. «Bilan annuels d'activités. Direction de la pêche et des ressources halieutiques d'Annaba».

Draud M. J., Itzkowitz M., 2018. Have the algae-grazing fish in the back reefs of Jamaica and Grand Cayman changed in size? A view across 36 years. *Open Journal of Marine Science* 8(2): 84234.

E

Eschmeyer W. N., Fricke R., Van der Laan R., 2018. Catalog of fishes: genera, species, references. [en ligne]. Accessed: May, 2018.
<<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>>.

F

Falconetti C., 1969. Etude faunistique d'un faciès «la gravelle de maërl de Castiglione (Algérie)». *Tethys*, 1(4): 1057.

Fredj G., Bellan-Santini D., Meinardi M., 1992. Etat des connaissances sur la faune marine méditerranéenne. *Bulletin Institut Océanographique, Monaco*, n.s., 9: 133-145.

Fanelli E., 2007. Trophic relationships in demersal communities of western Mediterranean: case studies from coastal and deep sea ecosystems. Dottorato di ricerca in ecologia e gestione delle risorse biologiche. Università degli studi di viterbo (La Tuscia-Italia), 329p.

FAO, 1995. Code de conduite pour une pêche responsable. FAO, Rome, Italy.

FAO, 2001. Indicateurs pour le développement durable des pêcheries marines. Directives techniques pour une pêche responsable No 8. FAO, Rome, Italie.

FAO, 2003. L'approche écosystémique des pêches. *Directives techniques pour une pêche responsable*. No. 4, Suppl. 2. Rome, Italy. 120 p.

FAO, 2010. La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture. FAO, Rome, Italy.

FAO, 2018. La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2018. Atteindre les objectifs de développement durable. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Feldmann J., 1931. Contribution à la flore algologique marine de l'Algérie. Les algues de Cherchell. *Bulletin Société Histoire Naturelle Afrique Nord*, 22: 179.

Feldmann J., 1933. Contribution à la flore algologique marine de l'Algérie. *Bulletin Société Histoire Naturelle Afrique Nord*, 24: 360.

Feldmann J., 1937a. Recherches sur la végétation marine de la Méditerranée. *Revue Algologie*, 10: 73-254.

Feldmann J., 1937b. Addition à la flore algologique marine de l'Algérie. *Bulletin Société Histoire Naturelle Afrique Nord*, 28: 318.

Feldmann J., 1939. Addition à la flore algologique marine de l'Algérie. *Bulletin Société Histoire Naturelle Afrique Nord*, 30: 453.

Feldmann J., 1941. Nouveau *Peyssonella* des côtes Nord-Africaines. *Bulletin Société Histoire Naturelle Afrique Nord*, 32 : 284-288.

Feldmann J., 1942. Addition à la flore algologique marine de l'Algérie. *Bulletin Société Histoire Naturelle Afrique Nord*, 33: 230.

Feldmann J., Feldmann G., 1947. Addition à la flore des algues marines de l'Algérie. *Bulletin Société Histoire Naturelle Afrique Nord*, 38: 80.

Feldmann-Mazoyer G., 1940. Recherches sur les Céramiacés de la Méditerranée occidentale. Thèse de doctorat en sciences naturelles. Faculté d'Alger (Alger-Algérie), 510p.

Fernández-Llana M.D.C., Cerviño-López S., Pérez-Contreras M. N., Jardim E., 2009. Stock assessment incorporating discards estimates in some years and implications for prediction of future stock trajectories. ICES CM 2009/M:10.

Frehi H., 1995. Etude de la structure et du fonctionnement du système phytoplanctonique, dans un écosystème marin côtier : Eutrophisation de la baie d'Annaba. Mémoire de magister en sciences de la mer. Université Badji Mokhtar (Annaba-Algérie), 90p, annexes.

Frehi H., 1995. Etude de la structure et du fonctionnement du système phytoplanctonique, dans un écosystème marin côtier: Eutrophisation de la baie d'Annaba. Mémoire de magister en sciences de la mer. Université Badji Mokhtar (Annaba-Algérie), 90 p, annexes.

Freire K., Pauly D., 2010. Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brazil large marine ecosystem. *Marine Pollution*, 105(1): 57-62.

Froese R., Pauly D., Editors. 2018. FishBase. World Wide Web electronic publication.

www.fishbase.org, version (06/2018).

Frontier S., Pichod-Viale D., 1991. Ecosystèmes: Structures, fonctionnement, évolution. Masson (Paris), 375p.

Frontier S., Pichod-Viale D., Leprêtre A., Davout D., Luczak C., 2008. Ecosystèmes. Structure, fonctionnement, évolution. Dunod, 4ème édition, Paris, 558 pp.

Furnestin J., 1962. Pêches planctoniques superficielles et profondes en Méditerranée occidentale. III Chaetognathes. *Revue Travaux Institut Pêches Maritimes*, 26(3): 357-368.

Furnestin M.L., 1973. Phytoplancton et production primaire dans le secteur sud-occidental de la Méditerranée. *Revue Travaux Institut Pêches Maritimes*, 37: 19-68.

G

Garcia S. M. et Cochrane K. L., 2005. Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 311–318.

Garcia S. M., Zerbi A., Aliaume, C., Do Chi T. et Lassarre G., 2003. The ecosystem approach to fisheries. FAO Rep 443, Rome.

Gaston K.J., 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405: 220-227.

Gauthier Y., 1955. Bryozoaires de Castiglione. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 7: 227-271.

Gauthier-Michaz M., 1955. Sur la présence de l'échinide *Arbaciella elegans* Mortensen en Méditerranée occidentale. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 7: 291-295.

Gislason H., Sinclair M., Sainsbury K. et O'Boyle R., 2000. Symposium overview: incorporating ecosystem objectives within fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 468–475.

Golani D., Orsi-Relini L., Massuti E., Quignard J.P., 2002. CIESM Atlas of exotic species in the Mediterranean. 1. Fishes. CIESM Publishers (Monaco), 254p.

Graham N. A. J., Dulvy N. K., Jennings S., Polunin N. V. C., 2005. Size-spectra as indicators of the effects of fishing on coral reef fish assemblages. *Coral Reefs* 24(1):118-124.

Gray J.S., 1997. Marine Biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *GESAMPS Reports and Studies*, 62, 26p.

Greenstreet S.P.R., Hall S.J., 1996. Fishing and the ground-fish assemblage structure in the north-western North sea : an analysis of long-term and spatial trends. *Journal Animal Ecology*, 65: 577-598.

Gregg W.W., et Casey N.W., 2004. Global and regional evaluation of the SeaWiFS chlorophyll data set. *Remote Sensing of Environment*, 93: 463–479

Grim Z., 1981. Dénomination et nouveaux caractères différentiels des deux espèces algériennes du sous-genre *Pegusa* (Soleidae). *Rapport Commission Internationale Mer Méditerranée*, 27 (5): 127-129.

Grim Z., Marinaro J.Y., 1979. Présence de deux espèces du sous genre *Pegusa* (Soleidae) dans la région d'Alger. *Rapport Commission Internationale Mer Méditerranée*, 25/26 (10): 25.

Grimes S., 1998a. Modèles de distribution des peuplements macrozoobenthiques des milieux portuaires algériens. *Marine Pollution, Proceedings of symposium held in Monaco 5-9 octobre 1998, IACA-TECDOC- 1094*: 499.

Grimes S., 1998b. Fluctuations numériques de la macrofaune benthique des principaux ports algériens. *Marine Pollution, Proceedings of symposium held in Monaco 5-9 octobre 1998, IACA-TECDOC- 1094*: 500.

Grimes S., Boutiba Z., Bakalem A., Bouderbala M., Boudjelled B., Boumaza S., Boutiba M., Hafferssas A., Kaidi N., Kerzabi F., Khelifi H., Merzoug A., Nouar A., Sellali B., Sellali-Merabtine H., Semroud R., Seridji H., Taleb M.Z., Touahria T., 2005b. Structure de la biodiversité marine des côtes algériennes. In Chouikhi A., Menioui M., Marine and coastal protected Areas. International Workshop Proceedings – INOC – 23-25 mars 2005, Meknes (Maroc): 209-220.

Grimes S., Semroud R., Bakalem A., Boumaza S., Ould Ahmed N., Kaidi N., Boudjelled B., Azzouz M., Eddalia N., Ounadi F., Boukhalifa D., Khelifi H., 2005a. Les îles Habibas : Pôle de la biodiversité de la région méditerranéenne, espace à protéger. In Chouikhi A., Menioui M., Marine and coastal protected Areas. International Workshop Proceedings – INOC – 23-25 mars 2005, Meknes (Maroc): 101-111.

Grosselein M.P., Laurec A., 1982. Etude par chalutage démersal: planification, conduite des opérations et analyse des résultats. *COPACE/PACE series*, 81, 22p.

Gruvel A., 1926. Les pêches maritimes en Algérie. *Bulletin Travaux Station Aquiculture Pêche*

Castiglione, 2, 170p.

Guenette S. et Gascuel D., 2012. Shifting baselines in European fisheries: The case of the Celtic Sea and Bay of Biscay. *Ocean & Coastal Management* 70:10-21.

H

Hafferssas A., 1996. Composition et distribution des peuplements de copépodes pélagiques du bassin algérien en relation avec les structures hydrodynamiques. (campagne MEDIPROD VI – juin 1990). Mémoire de magister en océanographie biologique. Université des Sciences et Techniques Houari Boumediène (Alger-Algérie), 245p.

Hall-Spencer J.M., Moore P.G., 2002. Impact of scallop dredging on maërl grounds. In Kaiser M.J., and de Groot S.J., Effects of fishing on non-target species and habitats. Blackwell Sciences Ltd (Oxford): 105-117.

Hassam N., 1991. Contribution à l'étude des peuplements macrobenthiques de la baie de BouIsmaïl : secteur est. Mémoire de magister en océanographie biologique. ISMAL (Alger-Algérie), 146p.

Hemida F., 2005. Les sélaciens de la cote algérienne: Biosystème-matique des Requins et des Raies. Ecologie, Reproduction et Exploitation de quelques populations capturées. Thèse de doctorat ès sciences en océanographie, USTHB (Alger). 231p.

Horn M.H., Allen L.G., 1978. A distributional analysis of California coastal marine fishes. *Journal Biogeography*, 5: 427-432.

Houma B. F., 2009. Modélisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymétrie à partir de l'imagerie satellitaire. Thèse de doctorat, Université du Val de Marne Paris XII (France). 274p.

Hubalek Z., 2000. Measures of species diversity in ecology: an evaluation. *Folia Zoologica* 49 (4):241-260.

I

Iglesias J., 1981. Spatial and temporal changes in the demersal fish community of the Ria de Arosa (NW Spain). *Marine Biology*, 65: 199.

Illoul H., 1991. Contribution à l'étude qualitative, quantitative et structurale des populations phytoplanctoniques au large de cap Caxine (région algéroise). Mémoire de magister en océanographie biologique. ISMAL (Alger-Algérie), 170p.

ISTPM, 1982. Evaluation des ressources halieutiques de la marge continentale algérienne. Stocks pélagiques-Stocks démersaux exploitables au chalut. Rapport Institut Supérieur Techniques et Pêches Maritimes (Nantes-France), 101p, annexes.

ISTPM, 1983. Prospection aux filets maillants des zones accidentées profondes du plateau continental algérien du cap Sigli à la frontière tunisienne. Démonstration technologique au chalut 4 faces de Bou-Ismaïl à Ghazaouet. Campagne «Ichthys»-«Joamy». Rapport Institut Supérieur Techniques et Pêches Maritimes (Nantes-France), 35p, annexes.

J

Jaureguizar A., J. et Milessi A., C., 2008. Changes in species composition and trophic level of landing in the Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone (1989-2003). *Scientia Marina*, 71: 25-36.

Jennings S., Kaiser M.J., 1998. The effects fishing on marine ecosystems. *Advance Marine Biology*, 34: 201-352.

Jinao S., Yanhong C., 1989. On the demersal fish communities of the East China Sea. *China Journal Oceanology Limnology*, 7: 159-168.

K

Kadari-Meziane Y., 1994. Contribution à l'étude de l'impact de la pollution sur la distribution spatio-temporelle des peuplements phytobenthiques de la baie de Bou-Ismaïl (Alger). Mémoire de magister en biologie. Ecole Normale Supérieure (Alger-Algérie), 226p.

Kallianiotis A., Sophronidis K., Vidoris P., Tselepides A., 2000. Demersal fish and megafaunal assemblages on the Cretan continental shelf and slope (NE Mediterranean): seasonal variation in species density, biomass and diversity. *Progress in oceanography*, 46: 429-455.

Kara M.H., 1998. Bases écologiques et biologiques de l'élevage du loup *Dicentrarchus labrax* (L.)

dans la région d'Annaba. Thèse de doctorat ès sciences. Université des Sciences et Techniques Houari Boumediène (Alger-Algérie), 157p, annexes.

Kara M.H., Bourehail N., 2003. Présence du barracuda, *Sphyraena viridis* (Sphyraenidae), sur les côtes de l'est algérien. *Cybium*, 27(1): 59-60.

Kerfouf A. 1997. Contribution à l'étude des peuplements macrozoobenthiques du golfe d'Oran. Mémoire de magister en océanographie biologique. ISMAL (Alger-Algérie), 185p.

Kerzabi F., 2004. Contribution à l'étude des peuplements mésozooplanctoniques (>500 µm) du bassin algérien – Campagne MEDIPROD V. Mémoire de magister en océanographie biologique. ISMAL (Alger-Algérie), 104p.

Khelifi-Touhami M., 1994. Etude écologique des peuplements zooplanctoniques d'un milieu côtier (baie d'Annaba) soumis aux influences des apports continentaux et des rejets industriels et urbains. Mémoire de magister en sciences de la mer. Université Mentouri de Constantine (Constantine-Algérie), 211p.

Khelifi-touhami M., 1998. Composition et abondance du zooplancton des eaux côtières de l'Est algérien (secteur eutrophe du golfe d'Annaba et du plateau continental d'El-Kala). Thèse de Magister en Ecologie, Université Badji-Mokhtar, Algérie.

Kleisner K., Pauly D., 2011. The Marine Trophic Index (MTI), the Fishing in Balance (FiB) Index and the spatial expansion of fisheries. In: Christensen, V., Lai, S., Palomares, M.L.D., Zeller, D., Pauly, D. (eds.), *The State of Biodiversity and Fisheries in Regional Seas*, pp. 41-44. Fisheries Centre Research Reports 19(3). Fisheries Centre, University of British Columbia [ISSN 1198-6727].

Korichi H.S. 1988. Contribution à l'étude de biologie de deux espèces de saurels: *Trachurus trachurus* (Linné, 1758) et *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868) et la dynamique de *Trachurus trachurus* dans la baie de Bou-Smail (Algerie). Thèse de Magistère en halieutique, ISMAL: 260p. + annexes.

Koslow J.A., Williams A., Paxton J.R., 1997. How many demersal fish species in the deep sea? A test of a method to extrapolate from local to global diversity. *Biodiversity Conserv.*, 6: 1523-1532.

L

Laid M.M., 2005. Etude de la végétation marine benthique de la côte ouest de Béjaïa (Algérie). In Chouikhi A., Menioui M., *Marine and coastal protected Areas. International Workshop Proceedings – INOC – 23-25 mars 2005, Meknes (Maroc): 254-259.*

Lalami Y., 1971. Contribution à l'étude systématique, biologique, écologique et statistique des poissons de la pêche d'Alger. *Pelagos*, 3(4), 150p.

Lalami-Taleb R., 1970. Facteurs de répartition verticale du phytoplancton au large d'Alger. Thèse doctorat 3ème cycle en biologie. Université d'Alger (Alger-Algérie), 194p.

Laurec A., Le Guen J.C., 1981. Dynamique des populations marines exploitées. Tome 1, Rapport Sciences et Techniques. CNEXO (Brest), 116p.

Laurent L., 1988. Observations pélagiques de la Caouanne *Caretta caretta* en Méditerranée occidentale. *Bulletin Société Herpethologie, France*, 45: 9-16.

Laurent L., 1990. Les tortues marines en Algérie et au Maroc (Méditerranée). *Bulletin Société Herpethologie, France*, 55: 1-23.

LCHF, 1976. Extension du port d'Annaba. Etude générale des conditions naturelles dans le Golfe (synthèse finale du LCHF), 50 p.

Le Danois E., 1924. Recherches sur les fonds chalutables des côtes d'Algérie (Croisière du chalutier « Tanche »). *Mémoire Office Scientifique Technique Pêches Maritimes*, s.s., 3, 75p.

Leathwick J.R., Elith J., Francis M.P., Hastie T., Taylor P., 2006. Variations in demersal fish species richness in the oceans surrounding New Zealand: an analysis using boosted regression trees. *Marine Ecology Progress Series*, 321: 267-281.

Leclaire L., 1972. La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin algéro-baléares (précontinent algérien). *Mémoire Museum National Histoire Naturelle, Paris. Série C*, 24, 391p.

Legendre L., Legendre P., 1984a. Ecologie numérique. 1 le traitement multiple des données écologiques. 2ème édition. Masson (Paris) et les Presses de l'Université du Québec (Québec), 260p.

Legendre P., Legendre L., 2012. Numerical ecology. 3rd edition, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, 1006 pp.

Lévêque C., 1997. La biodiversité. Collection que sais-je ? Presse Universitaire de France (Paris),

128p.

Lévêque C., Mounolou J.C., 2001. Biodiversité – Dynamique biologique et conservation. Dunod (Paris), 248p.

Lévêque C., Paugy D., 2006. Distribution géographique et affinités des poissons d'eau douce africains. In: Les poissons des eaux continentales. Diversité, écologie, utilisation par l'homme. Lévêque C., Paugy D. (eds), Éditions IRD, Paris, pp. 59-74.

Libralato S., Pranovi F., Raicevich S., Da Ponte F., Giovanardi O., Pastres R., Torricelli P. & Mainardi D., 2004. Ecological stages of the Venice Lagoon analyzed using landing time series data. *Journal of Marine Systems*, 51: 331–334.

Link J.S. 2002. What does ecosystem-based fisheries management mean?. *Fisheries*, 27, 18–21.

Loreau M., Naeem S., Inchausti P., 2002. Biodiversity and ecosystem functioning, synthesis and perspectives. Oxford University Press (Oxford), 294p.

M

Macpherson E., Duarte C.M., 1994. Patterns in species richness, size and latitudinal range of East Atlantic fishes. *Ecography*, 17: 213-241.

Magnussen E., 2002. Demersal fish assemblages of Faroe Bank: species composition, distribution, biomass spectrum and diversity. *Marine Ecology Progress Series*, 238: 211-225.

Magurran A. E., 2013. Ecological diversity and its measurement. Springer Science & Business Media, 179 pp.

Mammeria A.B., 2006. Eutrophisation en Méditerranée: conditions de l'herbier de *Posidonia oceanica* dans le golfe d'Annaba. Mémoire de magister en sciences de la mer. Université Badji Mokhtar (Annaba-Algérie), 104p.

Marinero J.Y., Brabant J.C., Siblot D., Henry J., 1970. Note préliminaire sur les Scorpeinidés de la région d'Alger. *Pelagos*, 4 (1): 5-11.

Marty P., Vivien F.D., Lepart J., Larrère R., 2005. Les biodiversités. Objets, théories et pratiques. CNRS (Paris), 261p.

Massuti E., Gordon J.D.M., Moranta J., Swan S.C., Stefanescu C., Merrett N.R., 2004b. Mediterranean and Atlantic deep-sea fish assemblages: differences in biomass composition and size-related structure. *Scientia Marina*, 68(suppl 3): 101-115.

Massuti E., Guijarro B., Pomar B., Fliti K., Reghis M., Zaghdoudi S., Bouaïcha M., Ait Ferroukh B., Zereb N., 2003. Informe de la campaña Argelia 0203-DP para la evaluación de recursos demersales profundos en las costas de Argelia (Mediterráneo Sud Occidental). Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques (Alger-Algérie) – Secrétariat d'état chargé de la pêche maritime (Madrid-Espagne), 103p.

Massuti E., Moranta J., 2003. Demersal assemblages and depth distribution of elasmobranchs from the continental shelf and slope off the Balearic Islands (western Mediterranean). *ICES Journal Marine Science*, 60: 753-766.

Massuti E., Ordinas F., Guijarro B., Pomar B., Fliti K., Refes W., Zaghdoudi S., Bouaïcha M., Reghis M., Miraoui M., Naili R., Ait Ferroukh B., 2004a. Informe de la campaña Argelia 0204 para la evaluación de recursos demersales en las costas de Argelia (Mediterráneo Sud Occidental). Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques (Alger-Algérie) – Secrétariat d'état chargé de la pêche maritime (Madrid-Espagne), 123p.

Massuti E., Reñones O., 2005. Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina*, 69 (1): 167-181.

Maurin C., 1962. Etude des fonds chalutables de la Méditerranée occidentale (Ecologie et pêche). Résultats des campagnes des navires océanographiques «Président Théodore Tissier» 1957 à 1960 et «Thalassa» 1960 et 1961. *Revue Travaux Institut Pêches Maritimes*, 26 (2): 163-218.

Maurin C., 1968. Ecologie ichthyologique des fonds chalutables atlantiques (de la baie ibéro-marocaine à la Mauritanie) et de la Méditerranée occidentale. *Revue Travaux Institut Pêches Maritimes*, 32 (1), 218p.

Max L. 1980. Etude d'un peuplement mixte d'*Orchestia montagui* et d'*Orchestia hayessi* dans la baie de BouIsmaïl (Algérie). *Bulletin Ecologie*, 11 (2): 97-111.

Mazza J., 1962. Pêches planctoniques superficielles et profondes en Méditerranée occidentale. II Copépodes. *Revue Travaux Institut Pêches Maritimes*, 26 (3): 329-356.

Menail-Abdelli s., 2007. Contribution à l'écobiologie de la grande nacre *Pinna nobilis* (L., 1758) dans la baie d'Annaba. Mémoire de Magister, option: Biologie et Physiologie des Organismes Marins. Université Badji-Mokhtar, Algérie.

Molinier R., Picard J., 1952. Etude biologique sur les herbiers de phanérogames marines à l'ouest d'Alger. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 4: 333-362.

Moranta J., Stefanescu C., Massuti E., Morales-Nin B., Lloris D., 1998. Fish community structure and depth-related trends on the continental slope of the Balearic Islands (Algerian basin, Western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, 171: 247-259.

Morishita J., 2008. What is the ecosystem approach for fisheries management? *Marine Policy*, 32: 19–26.

MPRH, 2008. Schéma directeur de développement des activités de la pêche et de l'aquaculture. 152p.

N

Nouacer S., 2002. Biologie et écologie du sparillon *Diplodus annularis* du golfe d'Annaba. Mémoire de magister en sciences de la mer. Université Badji Mokhtar (Annaba-Algérie), 85p.

Nouar A., 2003. Ecologie, biologie et exploitation d'une espèce de la famille des Scorpaenidae *Helicolenus dactylopterus dactylopterus* (Delaroche, 1809) des côtes algériennes. Thèse de doctorat ès sciences. Université des Sciences et Techniques Houari Boumediène (Alger-Algérie), 154p, annexes.

O

Omalý N., 1968. La répartition en surface du zooplancton de la baie d'Alger et la notion d'essaim. *Pelagos*, 2(9): 31-72.

Ordines F., Massuti E., 2009 Relationships between macro-epibenthic communities and fish on the shelf grounds of the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19 (4):370-383.

Ould Ahmed N., 1994. Etude des espèces phytobenthiques, au voisinage de la centrale thermique de Mers-El-Hadjadj (golfe d'Arzew). Ouest algérien. Mention particulière sur une espèce remarquable Chlorophyte Caulerpale: *Caulerpa prolifera* (Forsskal) Lamouroux. Mémoire de magister en océanographie biologique. ISMAL (Alger-Algérie), 181p.

Oulmi Y., 1991. Contribution à l'étude des peuplements macrozoobenthiques de la baie de BouIsmaïl : secteur Ouest. Mémoire de magister en océanographie biologique. ISMAL (Alger-Algérie), 170p.

Ounissi m., Frehi h., 1999. Variabilité du microphytoplancton et des Tintinnidae (Protozoaires Ciliés) d'un secteur eutrophe du Golfe d'Annaba (Méditerranée sudoccidentale). *Cah. Biol. Mar.* 40: 141-153.

Ounissi M., Frehi H., Khelifi-Touhami M., 1998. Composition et abondance du zooplancton en situation d'eutrophisation dans un secteur côtier du golfe d'Annaba. *Annales Institut Océanographique*, 74 (1): 13-28.

Ounissi M., Frehi H., Khelifi-Touhami M., 1999. Le zooplancton du plateau continental d'El Kala (Méditerranée sud-occidentale): composition et abondance du zooplancton en mai 1996. *Journal Recherche Océanographie*, 24 (1): 5-11.

Ounissi m., Khelifi-Touhami m., 1999. Le zooplancton du plateau continental d'El-Kala (Méditerranée sud-occidentale): composition et abondance en mai 1996. *J. Rech. Océanogr.*, 24 (1): 5-11.

P

Papaconstantinou C., Labropoulou M., 2000. Ecosystem management and sustainable fisheries: Implication in marine food web. CIESM Workshop (Fishing down the mediterranean food web? Kerkyra, 26-30 juillet 2000), 12: 57-60.

Parizeau M.H., 1997. La biodiversité. Tout conserver ou tout exploiter? De Boeck Université (Paris), 214p.

Pauly D. et Watson R., 2004. Fisheries impact on global marine diversity and ecosystems: inferences from large heterogeneous data sets. *Ocean Biodiversity Informatics*. 29 Nov–1 Dec.

Pauly D., 1980. A selection of simple methods for the assessment of tropical fish stocks. *FAO Circulaire Pêches*, 729, 54p.

Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J. P. T., Froese R., Torres F., 1998a. Fishing down marine

food webs. *Science*, 279: 860–863.

Pauly D., Christensen V., Walters C., 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 697–706.

Pauly D., Froese R., Christensen V., 1998. How pervasive is "fishing down marine food webs"? *Science*, 282, 1383a.

Pauly D., Palomares M.L., Froese R., Sa-a, P., Vakily M., Preikshot D. et Wallace S., 2001. Fishing down Canadian aquatic food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 51–62.

Pauly D., Watson R., 2005. Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360, 415–423.

Pauly, D., Christensen V., 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374: 255–257.

Pennino M. G., Bellido J. M., 2012. Can a simple Pelagic-Demersal ratio explain ecosystem functioning? *Biodiversity Journal*, 2012, 3 (1): 69-78.

Pennino M. G., Bellido J. M., Conesa D., López-Quílez A., 2011. Trophic indicators to measure the impact of fishing on an exploited ecosystem. *Animal Biodiversity and Conservation*, 34.1: 123–131.

Pennino M.G., Bellido J.M., Conesa D., Coll M., Tortosa-Ausina E., 2017. The analysis of convergence in ecological indicators: An application to the Mediterranean fisheries. *Ecological indicators*, 78, 449-457.

Pérez-Domínguez R., Maci S., Courrat A., Lepage M., Borja A., Uriarte A., Neto J. M., Cabral H., Raykov V., Franco A., Alvarez M. C., Elliott M., 2012. Current developments on fish-based indices to assess ecological-quality status of estuaries and lagoons. *Ecological Indicators* 23: 34-45.

Pergent G., Semroud R., Robert P., 1991. Inventaire des richesses écologiques littorales de la région d'El Kala (Algérie), en vue de l'extension du Parc National au domaine maritime. 1. Etude préliminaire. Contrat projet, 9112 – UICN/PNPC, 49p.

Perret-Boudouresque M., Seridi H., 1989. Inventaire des algues marines benthiques d'Algérie. GIS Posidonie Publication (Marseille), 117p.

Petit J.M. 1972. Contribution à l'étude du peuplement benthique de la baie d'Alger. *Pelagos*, 4 (1): 37-69.

Pielou E.C., 1975. *Ecological diversity*. John Wiley (New York), 165p.

Piet G.J., Jennings S., 2005. Response of potential fish community indicators to fishing. *ICES Journal Marine Science*, 62: 214-225.

Pikitch E. K., Santora C., Babcock E. A., Bakun A., Bonfil R., Conover D. O., Dayton P., Doukakis P., Fluharty D., Heneman B., Houde E. D., Link J., Livingston P. A., Mangel M., McAllister M. K., Pope J. et Sainsbury K. J., 2004. Ecosystem-Based Fishery Management. *Science* 305: 346-347.

Pinnegar J.K., Jennings S., O'Brien C.M., Polunin N.V.C., 2002. Long-term changes in the trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. *Journal of Applied Ecology*, 39, 377–390.

Pinnegar J.K., Polunin N.V.C., Badalamenti F., 2003. Long-term changes in the trophic level of western Mediterranean fishery and aquaculture landings. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, 222–235.

Pinsky M., L., Jensen O. P., Ricard D. et Palumbi S. R., 2011. Unexpected patterns of fisheries collapse in the world's oceans. *PNAS*, 20 (108): 8317–8322.

Platt T., 1985. Structure of the marine ecosystem: its allometric basis. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences*, 213: 55-64.

PNG/ISMAL, 2004. Plan de gestion de la zone marine située entre l'île des Pisans et Cap Bouak (Wilaya de Béjaïa): Approches descriptives et analytiques de la zone marine -Evaluation du patrimoine et définition des objectifs -Plan de travail. Rapport final de la convention N° ND5.247.2.264.303.03 entre le Parc National de Gouraya (PNG) et l'Institut National des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ISMAL), 297p, 2 Cdrom.

PNT/ISMAL, 2003. Plan de gestion de la zone marine située entre Cap Afia et la limite administrative Jijel-Béjaïa (Wilaya de Jijel): Approches descriptives et analytiques de la zone marine – Evaluation du patrimoine et définition des objectifs – Plan de travail. Rapport final de la convention Parc National de Taza (PNT) et Institut National des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ISMAL),

314p, 2 Cdrom.

PNUD-Algérie, 2005. Troisième rapport national à la conférence des parties sur la mise en œuvre de la convention sur la diversité biologique au niveau national. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (Alger-Algérie) – Programme des Nations des Unies pour le Développement (PNUD), 159p.

PNUE-PAM, CAR/ASP, 2005. Programme d'Aménagement Côtier (PAC) "Zone côtière algéroise". Activité: Protection des sites sensibles naturels marins du secteur Cap Djinet au Mont Chenoua: Impacts des activités anthropiques. 88p.

Prado J., Dremière P.Y., 1988. Guide pratique du marin pêcheur. Tec & Doc – Lavoisier (Paris), 179p.

R

Rebzani-Zahaf C., 1990. Les peuplements macrobenthiques du port d'Alger. Evolution spatio-temporelle. Impact de la pollution. Mémoire de magister en océanographie biologique. Université des Sciences et Techniques Houari Boumediène (Alger-Algérie), 198p.

Refes W., 2006. Diversité et écologie des raies (Chondrichthyens – Rajidae) de la côte algérienne. Troisième congrès Franco-tunisien de zoologie (Tabarka – Tunisie, 3 – 7 novembre 2006): 49.

Refes W., 2011. Contribution à la connaissance de la biodiversité des fonds chalutables de la côte algérienne: les peuplements ichthyologiques des fonds chalutables du secteur oriental de la côte algérienne. Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar – Annaba, Algérie, 280 pp.

Refes W., Semahi N., Boulahdid M., 2010. Diversité et biogéographie de l'ichtyofaune orientale de la côte algérienne. *Journal Sciences Halieutiques Aquatiques*, 3: 54-66.

Rochet M.J., Trenkel V., Bellail R., Coppin F., Le Pape O., Mahé J.C., Morin J., Poulard J.C., Schlaich I., Souplet A., Vérin Y., Bertrand J., 2005. Combining indicator trends to assess ongoing changes in exploited fish communities: diagnostic of communities off the coasts of France. *ICES Journal Marine Science*, 62: 1647-1664.

Rochet M.J., Trenkel V.M., 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences*, 60: 86-99.

Rogers S.I., Millner R.S., 1996. Factors effecting the annual abundance and regional distribution of English inshore demersal fish populations 1973 to 1995. *ICES Journal Marine Science*, 53: 1094-1112.

Rose M., 1925. Les copépodes pélagiques de la baie d'Alger. *Bulletin Société Histoire naturelle Afrique du Nord*, 16: 151-153.

Rose M., 1931. Sur quelques pêches planctoniques d'été de la baie de Castiglione. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, 1: 189-197.

Rose M., 1933. Copépodes pélagiques. Faune de France, 26. Edition Lechevalier (Paris), 374p.

Rose M., 1937. Copépodes bathypélagiques de la baie d'Alger. *Annales Institut Océanographique*, 17: 151-174.

Rose M., 1942. Les Solecithricidae (Copépodes pélagiques) de la baie d'Alger. *Annales Institut Océanographique*, 21(3): 113-170.

Rose M., Hamon M., 1953. Nouvelle note complémentaire sur les Chaetognathes de la baie d'Alger. *Bulletin Société Histoire naturelle Afrique du Nord*, 44 (5-6): 167-171.

Russ G. R., Leahy S. M., 2017 Rapid decline and decadal-scale recovery of corals and *Chaetodon* butterflyfish on Philippine coral reefs. *Marine Biology* 164 (1):29.

S

Sánchez F., Serrano A., 2003. Variability of groundfish communities of the Cantabrian Sea during the 1990s. *ICES Marine Science Symposia* 219: 249-260.

Santa S., 1961. Les poissons et le monde marin des côtes de l'Oranie. *Bulletin Société Géographie Archéologie de la province d'Oran*, 1, 313p.

Saville A., 1978. Méthodes de prospection pour l'évaluation des ressources halieutiques. *FAO Document technique sur la pêche*, 171, 81p.

Sax D.F., Gaines S.D., 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 561-566.

- Semroud R.** 1993. Contribution à la connaissance de l'écosystème à *Posidonia oceanica* (L.) delile dans la région d'Alger (Algérie): Etude de quelques compartiments. Thèse de doctorat ès sciences. Université des Sciences et Techniques Houari Boumediène (Alger-Algérie), 208p.
- Seridi H.**, 1990. Etude des algues marines benthiques de la région d'Alger. Mémoire de magister en algologie. Université des Sciences et Techniques Houari Boumediène (Alger-Algérie), 121p.
- Seridji R.**, 1989. Etude des larves de crustacés décapodes : Aspects taxonomiques, écologiques et biogéographiques. Thèse de doctorat ès sciences. Université des Sciences et Techniques Houari Boumediène (Alger-Algérie), 618p.
- Seurat L.G.**, 1927. L'étage intercotidal des côtes algériennes. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, 1: 2-33.
- Seurat L.G.**, 1931. Présence de l'*Astrospartus arborescens* (Rondelet) dans la baie de Castiglione. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, 2: 135-142.
- Seurat L.G.**, 1933. Observation du Tétragonure de Cuvier (*Tetragonurus cuvieri* Risso, 1810) à Tizirt-sur-mer. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 1: 59-67.
- Seurat L.G.**, 1935. Etage intercotidal des côtes algériennes : Falaises battues. *Bulletin Travaux Station Aquiculture et Pêche Castiglione*, n.s., 1, 39p.
- Seurat L.G.**, 1940. La répartition actuelle et passée des organismes de la zone néritique de la Méditerranée nord africaine. *Société Biogéographie*, 7: 139-179.
- Shannon C.E., Weaver W.**, 1949. The mathematical theory of communication. University Illinois Press (Urbana), 117p.
- Shin Y.J.**, 2000. Interactions trophiques et dynamiques des populations dans les écosystèmes marins exploités. Approche par modélisation individus-centrée. Thèse pour l'obtention du diplôme de Docteur de l'Université Paris VII-Denis Diderot, spécialité Biomathématiques, Paris, France.
- Siblot D.**, 1976. Contribution à l'étude des Scorpaenidae de la région d'Alger. Thèse de doctorat ès sciences. Université d'Aix-Marseille (Marseille-France), 181p.
- Snelgrove P.V.R., Haedrich R.L.**, 1985. Structure the deep demersale fish fauna off Newfoundland. *Marine Ecology Progress Series*, 27: 99-107.
- Sorbe J.C.**, 1979. Ecologie et éthologie alimentaire de l'ichthyofaune chalutable du plateau continental sud Gascogne. Thèse de doctorat 3ème cycle en océanographie. Université Aix-Marseille (Marseille-France), 125p.
- Sousa P., Azevedo M, Gomes M.L.**, 2006. Species-richness patterns in space, depth, and time (1989-1999) of the Portuguese fauna sampled by bottom trawl. *Aquatic Living Resources*, 19: 93-103.
- Soyer J.**, 1970. Le méiobenthos du plateau continental de la côte des Albères: Copépodes harpacticoïdes. Thèse de doctorat ès sciences. Faculté des Sciences (Paris-France), 341 p.
- Sparre P., Venema S.**, 1996. Introduction à l'évaluation des stocks de poissons tropicaux. 1. Manuel. *FAO Documents techniques sur les pêches*, 306, 401p.
- Stergiou K. I. et Koulouris M.**, 2000. Fishing down the food webs in the Hellenic Seas. *CIESM Workshop Series*, 12: 73-78
- Stergiou K. I., et Karpouzi V. S.**, 2002. Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11: 217-254.
- Stevens J.D., Bonfil R., Dulvy N.K., Walker P.A.**, 2000. The effects of fishing on sharks, rays and chimaeras (Chondrichthyens) and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of marine Science*, 57: 476-494.

T

- Tellai S.**, 1966. Répartition géographique et saisonnière du microplancton dans la baie d'Alger. *Pelagos*, 2 (1): 3-50.
- Tilman D.**, 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology*, 77: 350-363.
- Touahria T.**, 1999. Etude de la biomasse, de la structure et de la composition des peuplements phytoplanctoniques de la mer d'Alboran est. Mémoire de magister en océanographie biologique. Université des Sciences et Techniques Houari Boumediène (Alger-Algérie), 200p.
- Trenkel V.M., Rochet M.J.**, 2003. Performance of indicators derived from abundance estimates for detecting the impact of fishing on a fish community. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences*, 60: 67-85.

Tserpes G., Peristeraki P., 2002. Trends in the abundance of demersal species in the southern Aegean Sea. *Scientia Marina*, 66 (Suppl. 2): 243 – 252.

U

Uiblein F., Bordes F., Castillo R., 1996. Diversity, abundance and depth distribution of demersal deep-water fishes off Lanzarote and Fuerteventura, Canary Islands. *Journal Fish Biology*, 49: 75-90.

UNEP/MAP/MEDPOL, 2004. Guidelines for the development of ecological status and stress reduction indicators for Mediterranean region. *MAP Technical Reports Series*, 154, 98p.

Ungaro N., Marano G., 2001. Fish species biodiversity on trawlable bottoms of south Adriatic basin (Mediterranean Sea). In: Faranda F.M., Guglielmo L., Spezia G., *Mediterranean Ecosystems: Structures and Processes*. Springer-Verlag (Roma): 215-220.

V

Vaissière R., Fredj G., 1963. Contribution à l'étude de la faune benthique du plateau continental de l'Algérie. *Bull. Inst. Oceanog*, Monaco, 60 (1272): 83p.

W

Waide R.B., Willig M.R., Steiner C.F., Mittelbach G., Gough L., Dodson S.I., Juday G.P., Parmenter R., 1999. The relationship between productivity and species richness. *Annual Review Ecology Evolution and Systematics*, 30: 257-300.

Watson R. et Pauly D., 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature*, 414: 534–536.

Whitehead P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J., Tortonese E., 1984-1986. Fishes of the northeastern Atlantic and the Mediterranean. Poissons de l'Atlantique du Nord-Est et de la Méditerranée. UNESCO (Paris), vol. 1 (1984), vol. 2-3 (1986), 1473p.

Whitfield A.K., Elliott M., 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal Fish Biology*, 61 (suppl. A): 229-250.

Whittaker R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251.

Willig M. R., Kaufman D.M., Stevens R.D., 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale and synthesis. *Annual Review Ecology Evolution and Systematics*, 34: 273-309.

Worm B., Hilborn R., Baum J. K., Branch T., A., Collie J. S., Costello C., Fogarty M. J., Fulton E. A., Hutchings J. A., Jennings S., Jensen O. P., Lotze H. K., Mace P. M., McClanahan T. R., Minto C., Palumbi S. R., Parma A. M., Ricard D., Rosenberg A. A., Watson R. et Zeller, D., 2009. Rebuilding global fisheries. *science*, 325(5940), 578-585.

Sites internet:

<http://disc.sci.gsfc.nasa.gov/giovanni>

<http://emis.jrc.ec.europa.eu/>

<http://www.apollocom.com/visualGPS>

<http://www.bruno.basli.free.fr>

<http://www.fao.org/fishery/statistics/GFCM-capture-production/query/en>

<http://www.fishbase.org>

<http://www.fisheries.ubc.ca>

<http://www.mpeche.gov.dz>

<http://www.seararoundus.org>

<http://www.sealifebase.org>

Annexes

DECRETS

Décret exécutif n° 04-187 du 19 Jomada El Oula 1425 correspondant au 7 juillet 2004 fixant la nomenclature des engins de pêche dont l'importation, la fabrication, la détention et la vente sont interdites.

Le Chef du Gouvernement ,

Sur le rapport du ministre de la pêche et des ressources halieutiques,

Vu la Constitution , notamment ses articles 85-4° et 125 (alinéa 2) ;

Vu l'ordonnance n° 73-12 du 3 avril 1973, modifiée et complétée , portant création du service national des garde-côtes ;

Vu la loi n° 01-11 du 11 Rabie Ethani 1422 correspondant au 3 juillet 2001 relative à la pêche et à l'aquaculture ;

Vu le décret présidentiel n° 04-136 du 29 Safar 1425 correspondant au 19 avril 2004 portant nomination du Chef du Gouvernement ;

Vu le décret présidentiel n° 04-138 du 6 Rabie El Aouel 1425 correspondant au 26 avril 2004 portant nomination des membres du Gouvernement ;

Décrète :

Article 1er. — En application des dispositions de l'article 51 de la loi n° 01-11 du 11 Rabie Ethani 1422 correspondant au 3 juillet 2001, susvisée, le présent décret a pour objet de fixer la nomenclature des engins de pêche dont l'importation , la fabrication , la détention et la vente sont interdites.

Art. 2. — Est interdit pour la pêche, l'usage :

- des dragues mécanisées ;
- des pompes ;
- des croix de Saint-André ;
- des appareils générateurs de décharges électriques ;
- des substances toxiques et corrosives ;
- des engins explosifs et armes à feu ;
- des filets maillant dérivants d'une longueur plus de 2,5 km ;
- des filets maillant dont la plus petite maille étirée est inférieure à 24 millimètres ;
- des filets flottants dont la plus petite maille étirée est inférieure à 130 millimètres ;

— des engins actifs «chaluts de fonds » dont la petite maille étirée est inférieure à 40 millimètres ;

— des engins actifs « chaluts pélagiques » dont la maille étirée est inférieure à 20 millimètres ;

— des engins actifs « chaluts semi- pélagiques » dont la maille étirée est inférieure à 40 millimètres ;

— des engins actifs « chaluts à crevettes » dont la maille étirée est inférieure à 40 millimètres ;

— la fixation de dispositifs permettant d'obstruer les mailles d'une partie quelconque d'un filet ou d'en réduire effectivement les dimensions.

Art. 3. — L'interdiction des engins, produits ou instruments prévus à l'article 2 ci-dessus ne s'applique pas à la pêche scientifique exercée conformément à la réglementation en vigueur.

Art. 4. — Le présent décret sera publié au *Journal officiel* de la République algérienne démocratique et populaire.

Fait à Alger, le 19 Jomada El Oula 1425 correspondant au 7 juillet 2004.

Ahmed OUYAHIA.

—————★—————

Décret exécutif n° 04-188 du 19 Jomada El Oula 1425 correspondant au 7 juillet 2004 fixant les modalités de capture, de transport, de commercialisation et d'introduction dans les milieux aquatiques des géniteurs, larves, alevins et des naissains ainsi que les modalités de capture, de transport, d'entreposage, d'importation et de commercialisation des produits de la pêche et de l'aquaculture n'ayant pas atteint la taille minimale réglementaire destinés à l'élevage, à la culture ou à la recherche scientifique.

Le Chef du Gouvernement,

Sur le rapport du ministre de la pêche et des ressources halieutiques,

Vu la Constitution, notamment ses articles 85-4° et 125 (alinéa 2) ;

Vu la loi n° 88-08 du 26 janvier 1988 relative aux activités de médecine vétérinaire et à la protection de la santé animale ;

Vu la loi n° 01-11 du 11 Rabie Ethani 1422 correspondant au 3 juillet 2001 relative à la pêche et à l'aquaculture ;

Vu le décret présidentiel n° 04-136 du 29 Safar 1425 correspondant au 19 avril 2004 portant nomination du Chef du Gouvernement ;

Vu le décret présidentiel n° 04-138 du 6 Rabie El Aouel 1425 correspondant au 26 avril 2004 portant nomination des membres du Gouvernement ;

Vu le décret exécutif n° 91-452 du 16 novembre 1991 relatif aux inspections vétérinaires des postes frontières ;

Vu le décret exécutif n° 95-363 du 18 Jomada Ethania 1416 correspondant au 11 novembre 1995 fixant les modalités d'inspection des animaux vivants et des denrées animales ou d'origine animale destinés à la consommation humaine ;

Vu le décret exécutif n° 03-481 du 19 Chaoual 1424 correspondant au 13 décembre 2003 fixant les conditions et les modalités d'exercice de la pêche;

Décrète:

Article 1er. — En application des dispositions des articles 39 et 54 de la loi n° 01-11 du 11 Rabie Ethani 1422 correspondant au 3 juillet 2001, susvisée, le présent décret a pour objet de fixer les modalités de capture, de transport, de commercialisation et d'introduction dans les milieux aquatiques des géniteurs, larves, alevins et naissains ainsi que les modalités de capture, de transport, d'entreposage, d'importation et de commercialisation des produits de la pêche et de l'aquaculture n'ayant pas atteint la taille minimale réglementaire, destinés à l'élevage, à la culture ou à la recherche scientifique.

CHAPITRE I

DISPOSITIONS GENERALES

Art. 2. — Au sens du présent décret est entendu par :

— **Larve** : La première forme présentée par un certain nombre d'animaux à la sortie de l'œuf.

— **Alevin** : Ecophase larvaire des poissons, constituée par les larves venant d'éclore.

— **Civelle** : Ecophase larvaire de l'anguille.

— **Œuf** : Cellule résultant de la fécondation et qui par division donne un nouvel être animal ou végétal.

— **Naissain** : Forme larvaire issue des pontes des mollusques bivalves.

— **Juvénile** : Jeune poisson n'ayant pas atteint le stade de maturité.

CHAPITRE II

DES MODALITES DE CAPTURE, DE TRANSPORT, DE COMMERCIALISATION ET D'INTRODUCTION DANS DES MILIEUX AQUATIQUES DES GENITEURS ET PRODUITS DE LA PECHE ET DE L'AQUACULTURE N'AYANT PAS ATTEINT LA TAILLE MINIMALE REGLEMENTAIRE

Art. 3. — La demande d'autorisation pour la capture, le transport, la commercialisation ou l'introduction dans des milieux aquatiques des géniteurs et produits de la pêche et de l'aquaculture n'ayant pas atteint la taille minimale réglementaire, destinés à l'élevage, à la culture ou à la recherche scientifique, prévue par les dispositions de l'article 39 de la loi n° 01-11 du 11 Rabie Ethani 1422 correspondant au 3 juillet 2001 susvisée, est adressée à l'administration chargée de la pêche et doit mentionner :

- La qualité du postulant ;
- Le but de l'opération ;
- La désignation du lieu de l'opération ;
- Le matériel et /ou équipement utilisé ;
- Le nom scientifique et commun des espèces concernées ;
- Le stade de développement des produits, ainsi que la quantité demandée ;
- La durée ou la période de validité de l'autorisation.

Art. 4. — Pour les autorisations nécessitant l'avis d'autres autorités, au sens des dispositions de l'article 39 de la loi n° 01-11 du 11 Rabie Ethani 1422 correspondant au 3 juillet 2001 susvisée, une copie du dossier de la demande est transmise pour avis aux services concernés des administrations chargées :

- de la santé animale ;
- des ressources en eau ;
- de l'environnement ;
- du transport ;
- du commerce.

L'avis de ces administrations doit être transmis à l'autorité chargée de la pêche dans les quinze (15) jours qui suivent la date de transmission.

Art. 5. — L'autorisation de capture, de transport, de commercialisation ou d'introduction dans des milieux aquatiques des géniteurs et produits de la pêche et de l'aquaculture n'ayant pas atteint la taille minimale réglementaire, destinés à l'élevage, à la culture ou à la recherche scientifique, est personnelle et peut être annulée en cas de non-respect des conditions qu'elle détermine.

Les conditions et le contenu de l'autorisation sont fixés par arrêté du ministre chargé de la pêche.

CHAPITRE III

DES MODALITES DE CAPTURE, D'ENTREPOSAGE, D'IMPORTATION, DE TRANSPORT, DE COMMERCIALISATION DES GENITEURS ET PRODUITS DE LA PECHE ET DE L'AQUACULTURE N'AYANT PAS ATTEINT LA TAILLE MINIMALE REGLEMENTAIRE DESTINES A L'ELEVAGE A LA CULTURE OU A LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

Section 1

La capture

Art. 6. — Pour assurer la préservation des espèces aquatiques ainsi que leur renouvellement, la capture dans le milieu naturel des produits de la pêche n'ayant pas atteint la taille minimale réglementaire doit s'effectuer aux moyens de :

- Epuisettes dont le maillage varie entre 1 et 2 mm ;
- Filets fins (Subert) ;
- Sennes dont le maillage varie entre 3 et 5 mm ;
- Tamis ;
- Paniers ;
- Casiers ;
- Capteurs de naissains ;
- Râteaux ;
- Cordages.

Art. 7. — Dans tous les cas, ne peuvent être autorisés, pour la capture des géniteurs et produits de la pêche n'ayant pas atteint la taille minimale réglementaire, que les engins prévus dans l'autorisation.

Art. 8. — L'utilisation de décharges électriques n'est autorisée qu'à des fins scientifiques.

L'utilisation de cette technique doit être précisée dans l'autorisation.

Section 2

L'entreposage

Art. 9. — L'entreposage et le stockage des géniteurs et produits de la pêche et de l'aquaculture n'ayant pas atteint la taille minimale réglementaire doivent s'effectuer dans des conditions et selon des modalités fixées par le ministre chargé de la pêche.

Section 3

L'importation

Art. 10. — Toute importation de géniteurs ou de produits de la pêche et de l'aquaculture n'ayant pas atteint la taille réglementaire est assujettie à la délivrance d'un certificat de conformité du pays d'origine.

Section 4

La commercialisation

Art. 11. — La commercialisation des produits de la pêche n'ayant pas atteint la taille minimale réglementaire ne peut se faire qu'à des fins d'élevage, de culture et de recherche scientifique.

Art. 12. — Toute exportation de géniteurs ou de produits de la pêche et de l'aquaculture n'ayant pas atteint la taille réglementaire est soumise à un certificat délivré par l'autorité chargée de la santé animale.

Section 5

Le transport

Art. 13. — Il est interdit de transporter les géniteurs et produits de la pêche et de l'aquaculture n'ayant pas atteint la taille minimale réglementaire avec d'autres produits pouvant affecter leur salubrité ou les contaminer.

Art. 14. — Le transport des géniteurs et produits de la pêche et de l'aquaculture n'ayant pas atteint la taille minimale réglementaire, destinés à l'élevage, à la culture ou à la recherche scientifique, doit s'effectuer :

— dans des camions isothermes dotés de systèmes d'oxygénation ou conçus pour le transport des espèces vivantes (camions viviers),

— dans des sacs en plastique (polyéthylène) bien oxygénés en respectant les conditions d'hygiène et de salubrité prévues par la réglementation en vigueur,

— dans des nids humidifiés conçus pour le transport des œufs de poissons ;

— dans des cuves.

Art. 15. — Lors du transport des géniteurs et produits de la pêche et de l'aquaculture n'ayant pas atteint la taille minimale réglementaire, l'autorisation prévue à l'article 5 ci-dessus doit comprendre toutes les prescriptions particulières liées au transport.

CHAPITRE IV

DISPOSITIONS DIVERSES

Art. 16. — Toutes les opérations d'entreposage, d'importation, d'exportation, de transport et de commercialisation sont soumises au contrôle et à l'inspection des services de l'autorité vétérinaire nationale, conformément aux dispositions de la loi n° 88-08 du 26 janvier 1988, susvisée, et des textes pris pour son application.

Art. 17. — Le présent décret sera publié au *Journal officiel* de la République algérienne démocratique et populaire.

Fait à Alger, le 19 Joumada El Oula 1425 correspondant au 7 juillet 2004.

Ahmed OUYAHIA.

- le Président de la République,
- le président du Conseil de la nation,
- le président de l'Assemblée populaire nationale,
- le Chef du Gouvernement,
- le ministre chargé de la poste,
- les célogrammes.

Art. 3. — Dans le régime international, sont admis à circuler en franchise postale :

Les envois ordinaires ou recommandés :

- relatifs au service postal :
- expédiés par les administrations postales ou leurs bureaux ;
- échangés entre l'union postale universelle et les administrations postales ou leurs bureaux ;
- échangés entre les unions postales restreintes et les administrations postales ou leurs bureaux ;
- les valises diplomatiques ;
- les célogrammes.

Art. 4. — Sont admis à circuler en dispense d'affranchissement les envois ordinaires ou recommandés expédiés par :

- la Présidence de la République,
- le Conseil de la nation,
- l'Assemblée populaire nationale,
- les services du Chef du Gouvernement,
- les services et administrations de l'Etat et des collectivités locales,
- les cours et tribunaux.

Art. 5. — Les éléments de l'armée nationale en campagne bénéficient de la dispense d'affranchissement pour les envois expédiés ou reçus suivants :

- lettres simples de caractère familial ;
- deux paquets non-recommandés de deux kilogrammes par mois.

Art. 6. — Les dispositions contraires contenues dans la partie réglementaire de l'ordonnance n° 75-89 du 30 décembre 1975, susvisée, sont abrogées.

Art. 7. — Le présent décret sera publié au *Journal officiel* de la République algérienne démocratique et populaire.

Fait à Alger, le 26 Moharram 1425 correspondant au 18 mars 2004.

Ahmed OUYAHIA.



**Décret exécutif n° 04-86 du 26 Moharram 1425
correspondant au 18 mars 2004 fixant les tailles
minimales marchandes des ressources
biologiques.**

Le Chef du Gouvernement,

Sur le rapport du ministre de la pêche et des ressources halieutiques,

Vu la Constitution, notamment ses articles 85-4° et 125 (alinéa 2) ;

Vu la loi n° 01-11 du 11 Rabie Ethani 1422 correspondant au 3 juillet 2001 relative à la pêche et à l'aquaculture ;

Vu le décret présidentiel n° 03-208 du 3 Rabie El Aouel 1424 correspondant au 5 mai 2003 portant nomination du Chef du Gouvernement ;

Vu le décret présidentiel n° 03-215 du 7 Rabie El Aouel 1424 correspondant au 9 mai 2003, modifié, portant nomination des membres du Gouvernement ;

Vu le décret exécutif n° 03-481 du 19 Chaoual 1424 correspondant au 13 décembre 2003 fixant les conditions et les modalités d'exercice de la pêche ;

Décète :

Article 1er. — En application des dispositions de l'article 53 de la loi n° 01-11 du 11 Rabie Ethani 1422 correspondant au 3 juillet 2001, susvisée, le présent décret a pour objet de fixer les tailles minimales marchandes des ressources biologiques.

Art. 2. — Les tailles minimales marchandes des espèces biologiques annexées au présent décret sont mesurées comme suit :

Pour les mollusques :

- Bivalves : sens de la plus grande dimension ;
- Céphalopodes ;
- Sépias et calamars : longueur du manteau ;
- poulpes : longueur du tentacule.

Pour les crustacés : de l'échancrure supra-orbitaire au bord postérieur dorsal du céphalothorax.

Pour les coelentérés :

- Corail : diamètre à la base.

Pour les échinodermes :

- Oursins : diamètre du test sans les épines.

Pour les poissons : du bout du museau à l'extrémité de la nageoire caudale de la partie dorsale.

Art. 3. — Conformément aux dispositions de l'article 54 de la loi n° 01-11 du 11 Rabie Ethani 1422 correspondant au 3 juillet 2001, susvisée, les dispositions du présent décret ne sont pas applicables aux ressources biologiques destinées à l'élevage, à la culture ou à la recherche scientifique.

Art. 4. — Toutes dispositions contraires au présent décret sont abrogées.

Art. 5. — Le présent décret sera publié au *Journal officiel* de la République algérienne démocratique et populaire.

Fait à Alger, le 26 Moharram 1425 correspondant au 18 mars 2004.

Ahmed OUYAHIA.

ANNEXE

TAILLES MINIMALES MARCHANDES DES RESSOURCES BIOLOGIQUES

| CLASSE | FAMILLE | NOM VERNACULAIRE | NOM SCIENTIFIQUE | TAILLE MINIMALE (cm) | |
|-----------------------|----------------------------------|----------------------------|--|--|-----|
| MOLLUSQUES | BIVALVES | Ostreidae | Huître plate | <i>Ostrea edulis</i> | 5 |
| | | | Huître creuse | <i>Crassostrea gigas</i> ou <i>Crassostrea angulata</i> | 6 |
| | | Mytilidae | Moule | <i>Mytilus Galloprovincialis</i> ou <i>mytilus edulis</i> | 4 |
| | | | Datte lithophage (datte de mer) | <i>Litophaga litophaga</i> | 4 |
| | | Veneridae | Palourde franche (Clovisse) | <i>Ruditapes decussatus</i> | 3 |
| | | | Palourde japonaise | <i>Ruditapes Philippinarum</i> | 3 |
| | | | Vernis fauve (grande palourde) | <i>Callista chione</i> | 6 |
| | | | Petite praire | <i>Venus gallina</i> | 2,5 |
| | | | Clovisse dorée | <i>Venerupis aurea</i> | 2,5 |
| | | | Vénus à verrues ou praire | <i>Venus verrucosa</i> | 3 |
| | | Cardiidae | Coque | <i>Cerastoderma glaucum</i> | 3 |
| | | | Bucarde aiguillonnée | <i>Acanthocardia aculeata</i> | 6 |
| | | | Bucarde rouge | <i>Acanthocardia echinata</i> | 4,5 |
| | | | Bucarde peu costulée | <i>Acanthocardia paucicostata</i> | 2,5 |
| Bucarde tuberculée | <i>Acanthocardia tuberculata</i> | | 5 | | |
| Coque lisse sillonnée | <i>Laevicardium oblongum</i> | | 4 | | |
| Pectinidae | Coquille Saint-Jacques | <i>Pecten jacobaeus</i> | 10 | | |
| | Pétoncle bigarré (petite vanne) | <i>Chlamys varia</i> | 3,5 | | |
| | Pétoncle operculaire | <i>Chlamys opercularis</i> | 4 | | |
| | Pétoncle glabre | <i>Chlamys glabra</i> | 4 | | |
| Donacidae | Haricot de mer (Flion tronqué) | <i>Donax trunculus</i> | 3 | | |
| Solenidae | Couteau droit d'Europe | <i>Solen marginatus</i> | 8 | | |
| | Couteau - silique | <i>Ensis siliqua</i> | 8 | | |
| | Couteau - sabre | <i>Ensis ensis</i> | 7 | | |
| MOLLUSQUES | CEPHALOPODES | Sepiidae | Sépia | <i>Sepia officinalis</i> | 10 |
| | | Loliginidae | Calmar (encornet) | <i>Loligo vulgaris</i> | 8 |
| | | Octopodidae | Poulpe (pieuvre) | <i>Octopus vulgaris</i> | 12 |
| | GASTEROP ODES | Haliotidae | Ormeau de Méditerranée (oreille de mer) | <i>Haliotis tuberculata lamellosa</i> | 8 |

ANNEXE (Suite)

| CLASSE | FAMILLE | NOM VERNACULAIRE | NOM SCIENTIFIQUE | TAILLE MINIMALE (cm) |
|--------------|--------------------------------------|--------------------------------|---|----------------------|
| CRUSTACES | Aristeidae | Crevette rouge | <i>Aristeus antennatus</i> | 4 |
| | | Gambon rouge | <i>Aristaeomorpha foliacea</i> | 6 |
| | Penaeidae | Crevette blanche | <i>Parapenaeus longirostris</i> | 2,5 |
| | | Crevette japonaise | <i>Penaeus japonicus</i> | 4 |
| | | Caramote | <i>Penaeus karathurus</i> | 10 |
| Nephropidae | Homard | <i>Homarus gammarus</i> | 10 | |
| | Langoustine | <i>Nephrops norvegicus</i> | 5 | |
| Palinuridae | Langouste rouge | <i>Palinurus vulgaris</i> | 10 | |
| Squillidae | Squille | <i>Squilla mantis</i> | 3 | |
| COELENTERES | Coralliidae | Corail rouge | <i>Coralium rubrum</i> | 8 mm à la base |
| ECHINODERMES | Echinidae | Oursin-Pierre | <i>Paracentratus lividus</i> | 5 |
| POISSONS | Cichlidae | Tilapia | <i>Tilapia nilotica</i> | 18 |
| | Clupeidae | Sardine | <i>Sardina pilchardus</i> | 11 |
| | | Allache ou sardinelle | <i>Sardinella aurita</i> | 15 |
| | | Alose | <i>Alosa alosa</i> | 20 |
| | | Alose feinte | <i>Alosa finta</i> | 20 |
| | | Fausse allache | <i>Sardinella maderensis</i> | 20 |
| | Engraulidae | Anchois | <i>Engraulis encrasicolus</i> | 9 |
| | Gadidae | Physis de fond | <i>Physis blenoïdes Molva elongata</i> | 22 |
| | | Lingue bleu Merlan bleu | <i>Micromesistius poutassou</i> ou <i>Gadus poutassou</i> | 16 |
| | | Moustelle | <i>Phycis phycis</i> | 20 |
| | Merlucciidae | Merlu | <i>Merluccius merluccius</i> | 20 |
| | Lophiidae | Baudroie | <i>Lophius budegassa</i> | 30 |
| | Balistidae | Baliste (cochon de mer) | <i>Balistes capriscus</i> | 20 |
| Mullidae | Rouget barbet de roche | <i>Mullus surmuletus</i> | 15 | |
| | Rouget barbet de vase | <i>Mullus barbatus</i> | 15 | |
| Sciaenidae | Ombrine | <i>Umbrina cirrosa</i> | 22 | |
| Xphiidae | Espadon | <i>Xiphias gladius</i> | 120 | |
| Triglidae | Grondin rouge | <i>Trigla cuculus</i> | 17,5 | |
| | Grondin morrude | <i>Trigla obscura</i> | 18 | |
| | Cavilone-trygle rude | <i>Trigla aspera</i> | 12 | |
| | Grondin de Dieuzeide | <i>Lepidotrigla dieuzeidei</i> | 12 | |
| | Grondin perlon (hirondelle) | <i>Trigla lucerna</i> | 18 | |
| | Grondin lyre | <i>Trigla lyra</i> | 18 | |
| | Grondin camard (grondin inbrioga) | <i>Trigla lineata</i> | 18 | |

ANNEXE (Suite)

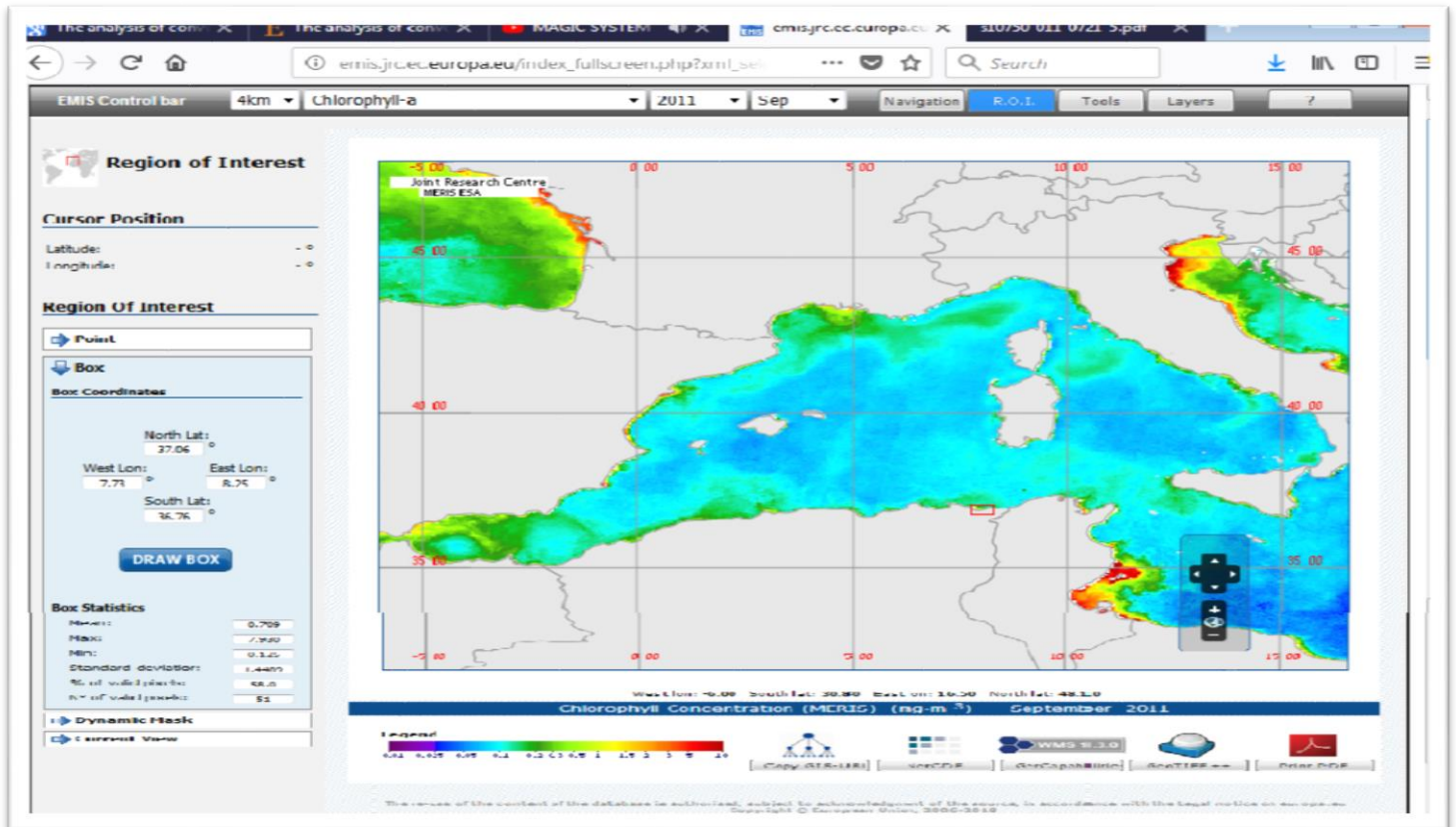
| CLASSE | FAMILLE | NOM VERNACULAIRE | NOM SCIENTIFIQUE | TAILLE MINIMALE (cm) |
|-----------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|---|----------------------|
| POISSONS | Scorpaenidae | Rascasse rouge | <i>Scorpaena scrofa</i> | 20 |
| | | Rascasse brune | <i>Scorpaena porcus</i> | 20 |
| | | Rascasse rose (Rascasse de fond) | <i>Hélicolenus dactylopterus</i> | 15 |
| | Soleidae | Sole commune | <i>Solea vulgaris</i> | 20 |
| | Dasytidae | Pastenague (tchouche) | <i>Dasyatis pastinaca</i> | 50 |
| | Torpedinidae | Torpille | <i>Torpedo torpedo</i> | 20 |
| | Rajidae | Raie | <i>Rajasp</i> | 50 |
| | Triakidae | Emissole - moustelle | <i>Mustelus mustelus</i> | 100 |
| | Scyliorhinidae | Petite roussette | <i>Scyliorhinus canicula</i> | 50 |
| | | Grande roussette | <i>Scyliorhinus stellaris</i> | 79 |
| | Congridae | Congre bec fin | <i>Gnathophis mystax</i> | 30 |
| | | Congre des Baléares | <i>Ariosoma balligricum</i> | 35 |
| | | Congre | <i>Conger conger</i> | 55 |
| | Cyprinidae | Barbeau | <i>Barbus barbus</i> <i>Barbus callensis</i> <i>Ctenopharyn godon</i> <i>idella</i> | 30 15 35 |
| Carpe herbivore | | <i>Hypophthalmichthys molitix</i> | 50 | |
| Carpe argentée | | <i>Aristichys nobilis</i> | 55 | |
| Carpe à grande bouche | | <i>Cyprinus carpio</i> | 20 | |
| Carpe commune ou à écailles | | <i>Carassius carassius</i> | 18 | |
| Carassin | | | | |
| Zeidae | Saint-Pierre | <i>Zeus faber</i> | 30 | |
| Trachinidae | Vive | <i>Trachinus draco</i> | 20 | |
| Sparidae | Oblade | Saupe (tchelba) | <i>Oblada melanura</i> | 15 |
| | | Pageot rose | <i>Sarpa salpa</i> | 20 |
| | | Bezougue (aligote) | <i>Pagellus erythrinus</i> | 15 |
| | | Dorade | <i>Pagellus acarne</i> | 15 |
| | | | <i>Sparus aurata</i> ou <i>Chrysophrys aurata</i> | 20 |
| | Gros yeux ou manfroum (bogueravel) | | <i>Pagellus centradontus</i> ou <i>Pagellus bogaraveo</i> | 15 |
| | | Bogue | <i>Boops boops</i> | 15 |
| | | Marbré | <i>Lithognathus mornyrus</i> | 17 |
| | | Pagre | <i>Pagrus pagrus pagrus</i> | 20 |
| | | Sparraillon | <i>Diplodus annularis</i> | 14 |
| | | Sar commun | <i>Diplodus sargus</i> | 15 |
| | | Sar à tête noire | <i>Diplodus vulgaris</i> | 15 |
| | | Denté | <i>Dentex gibbosus</i> | 30 |
| | | | <i>Dentex dentex</i> | 15 |

ANNEXE (Suite)

| CLASSE | FAMILLE | NOM VERNACULAIRE | NOM SCIENTIFIQUE | TAILLE MINIMALE (cm) |
|----------------|------------------------------|--------------------------------|--|----------------------|
| POISSONS | Centrarchidae | Black bass | <i>Micropterus salmoides</i> | 23 |
| | Scombridae | Thon rouge | <i>Thunnus thynnus thynnus</i> | 70 |
| | | Thon blanc (germon) | <i>Thunnus alalunga</i> | 50 |
| | | Thonine | <i>Euthynnus alleteratus</i> | 40 |
| | | Bonite à ventre rayé | <i>Euthynnus pelamis ou katsuvonus</i> | 30 |
| | Scombridae | Maquereau commun | <i>Scomber scombrus</i> | 20 |
| | | Maquereau espagnol (blanc) | <i>Scomber colias</i> | 18 |
| | | Bonite à dos rayé | <i>Sarda sarda</i> | 30 |
| | | Bonitou (melva ou auxide) | <i>Auxis rochei</i> | 22 |
| | Serranidae | Mérou blanc | <i>Epinephelus aeneus</i> | 50 |
| | | Mérou noir | <i>Epinephelus guezza</i> | 40 |
| | | Mérou gris | <i>Epinephelus caninus</i> | 35 |
| | | Serran chèvre | <i>Serranus cabrilla</i> | 25 |
| | | Serran écriture | <i>Serranus scriba</i> | 15 |
| | | Serran tambour | <i>Serranus hepatus</i> | 10 |
| Carangidae | Poisson pilote | <i>Naucrates ductor</i> | 40 | |
| | Iche-linio | <i>Campogramma glaycos</i> | 55 | |
| | Chinchard à queue jaune | <i>Trachurus mediterraneus</i> | 16 | |
| | Chinchard du large | <i>Trachurus picturatus</i> | 17 | |
| | Saurel (chinchard) | <i>Trachurus trachurus</i> | 14 | |
| | Limon-seriole | <i>Seriola dumerili</i> | 35 | |
| | Palomette | <i>Trachinotus ovatus</i> | 20 | |
| | Liche-né-né | <i>Luchia amia</i> | 40 | |
| Centranchidae | Picarel (tchoukla) | <i>Spicara sp</i> | 15 | |
| Moronidae | Bar (loup) | <i>Dicentrarchus labrax</i> | 25 | |
| Mugilidae | Mulet doré | <i>Liza aurata</i> | 25 | |
| | Mulet sauteur | <i>Liza saliens</i> | 20 | |
| Coryphaenidae | Coryphène commune | <i>Coryphaena hippurius</i> | 30 | |
| Anguillidae | Anguille | <i>Anguilla anguilla</i> | 30 | |
| Pomatomidae | Tassergal | <i>Pomatonus saltarix</i> | 22 | |
| Shyraenidae | Brochet ou bécume européenne | <i>Sphyraena spet</i> | 25 | |
| Scophthalmidae | Turbot | <i>Psetta maxima</i> | 18 | |
| Belonidae | Orphie | <i>Bolone belone</i> | 25 | |
| Bramidae | Grande castagnole | <i>Brama brama</i> | 18 | |

Annexe 03:

Plateforme EMIS avec délimitation de la zone d'étude (Capture d'écran sur le site Web: www.emis.jrc.ec.europa.eu).



Production scientifique:

Publication internationale

1 - Diaf A., Benchikh N., Bouhali F. Z., Ladaimia S., Dahel A., Djebar A. B., 2018. Structure of the ichthyological stands in the Gulf of Annaba, Algerian east coast. AACL Bioflux 11(3):709-723.

Séminaires:

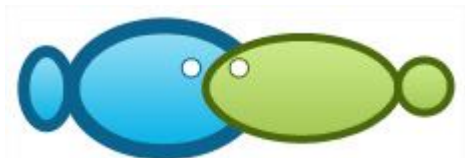
1- Communication par affiche intitulée: Peuplements ichthyologiques du golfe d'Annaba, Est Algérien. Les quatorzièmes journées tunisiennes des sciences de la mer; Sousse (ATSmer, Tunisie) du 15 au 18 Décembre 2012.

2- Participation avec une communication orale et affichée lors du congrès international 40ème Congrès de la CIESM du 28 octobre au 1 novembre 2013 à Marseille, France.
Intitulé de la communication : Evaluation de la production halieutique dans le secteur de la pêche d'Annaba Est Algérien.

3- Communication par affiche intitulée: Biodiversité ichthyologique et pêche dans le Golf d'Annaba Est-Algérie. XXIIIème Journées Nationales de Biologie de la SSNT du 14 au 17 Décembre 2013 a Hammamet, Tunisie

4- Communication par affiche intitulée: Suivi de l'ichtyofaune marin du golfe d'Annaba, Est Algérien. Le IXème Congrès Maghrébin des Sciences de la Mer; Sousse (ATSmer, Tunisie) du 21 au 24 Décembre 2014.

5- Communication par affiche intitulée: Composition et structure des peuplements ichthyologiques du golfe d'Annaba, côte Est algérienne. 6ème congrès franco-tunisien de zoologie, 6ème congrès franco-maghrébin de zoologie & 119èmes journées annuelles de la société zoologique de France 21- 23 novembre 2018, Maison de la Tunisie, Paris-France.



Structure of the ichthyological stands in the Gulf of Annaba, Algerian east coast

Assia Diaf, Nadira Benchikh, Fatma Z. Bouhali, Souad Ladaimia, Amina Dahel, Abdallah B. Djebar

Laboratory of Ecobiology of Marine and Littoral Environments, Department of Marine Science, Faculty of Science, University of Badji Mokhtar, Annaba, Algeria.
Corresponding author: A. Diaf, diaf.assia@yahoo.fr

Abstract. The city of Annaba is located in the eastern part of the Algerian coast, its basin extends on a continental shelf from Cap de Garde in the west to Cap Rosa in the east occupying 2,337 km². The Gulf of Annaba is characterized by an alternation of soft bottoms (muddy, sandy and detrital) and hard substrates (rocky, tuff and gravel). In 2016, we focused on the description and spatial distribution of the biodiversity of this ecosystem through daily landings by a trawler (Zin Elabidine registered 731/AN). Fishing operations are carried out with 2 types of trawls: bottom trawlers with a large vertical opening (GOV) and pelagic trawlers drawn on depths ranging from -25 to -280 m at 3 and 4 knots. We inventoried a total of 42 species belonging to 31 families of fish with 97.2%, crustaceans with 0.5% and cephalopods 2.3%. The sardine *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) as the main species fished, reaching 26.2% of the annual stock. Small pelagics represent 59.2% of landings, while demersal stands are more diversified despite their low abundance. The fishing features show a variability in species richness of 6.20 ± 2.64 species which can be explained by either habitat heterogeneity, inter and intraspecific space-trophic competition or anthropogenic and/or climatic disturbances. Ichthyological stands in the Gulf of Annaba are dominated only by a few species representing numerically and weightily almost the totality. The exploitation indices obtained and the structure of the ichthyological stand show the existence of a r-type demographic strategy reflecting a disturbed ecological system. It requires particular attention, aimed at protecting the marine environment, or the creation of marine protected areas and the strengthening of fisheries regulations.

Key Words: fishing, ichthyological population, exploitation indices, Gulf of Annaba.

Introduction. The study of ichthyological stands can be considered an important approach for proposing a management model for a marine area (Draud et al 2018). It defines in the short term the conditions for sustainable exploitation of fishery resources, taking into account the balance and functioning of ecosystems (Lévêque & Paugy 2006; Russ & Leahy 2017). This ecosystem approach allows management and protection of the environment based on ecological knowledge of ichthyological stands (Pérez-Domínguez et al 2012; Doyen et al 2017).

This work is part of an extremely broad scientific theme, which addresses national and international biodiversity conservation concerns through the acquisition and synthesis of scientific data by creating a dashboard with indicators of the health status of marine ecosystems (Walker 1995). This integrating framework will be restored to the other sectors of natural environment management and development in the form of a geo-referenced database. This information will allow a better understanding of the spatio-temporal variations in the specific biodiversity of ichthyological stands, using classical indices derived essentially from theoretical ecology (Dallot 1998; Barbault 2008; Legendre & Legendre 2012).

The ichthyological populations in the Mediterranean are represented by a very large number of species, but they are only dominated by a few that represent 75% of ichthyological populations numerically and by weight. In numerical and weight terms, these dominant species use the strategy that characterizes a disturbed ecosystem.

The study of the faunal inventory, specific richness, density and biomass of ichthyological populations frequenting the trawlable waters of the Annaba Gulf in 2016

will make it possible to identify and prioritise the main factors governing the structuring processes of ichthyological populations, as well as the consequences of fishing activities on the marine environment. It has been shown that fishing pressure can lead to new trophic or spatial competition between species and cause profound changes in the organisation and functioning of ecosystems (Graham et al 2005).

Material and Method

Description of the study sites. The Algerian coast is bordered on the greater part of its extent by high cliffs of varied geological formations, it presents indentations more or less widely open towards the north and which form from east to west the following bays and gulfs: Annaba Gulf, Skikda Gulf, Jijel Bay, Béjaïa Gulf, Zemmouri Bay, Algiers Bay, Bou-Ismaïl Bay, Arzew Gulf, Oran Gulf, Beni Saf Bay and Ghazaouet Gulf.

The Gulf of Annaba is bounded by the Cap de Garde to the west ($36^{\circ}58'02''\text{N}$, $7^{\circ}47'49''\text{E}$) and Cap Rosa to the east ($36^{\circ}57'03''\text{N}$, $8^{\circ}14'35''\text{E}$), located about 670 km from Algiers, it forms the eastern wing of the Algerian coast (Figure 1).

The Gulf of Annaba extends over 2,337 km², the continental shelf of the shore at -100 m depth occupies an area of 1,048 km², the upper edge of the continental slope from -100 to -500 m extends over 733 km² and the lower part of the continental slope from -500 to -1,000 m depth represents 556 km² (Refes 2011).

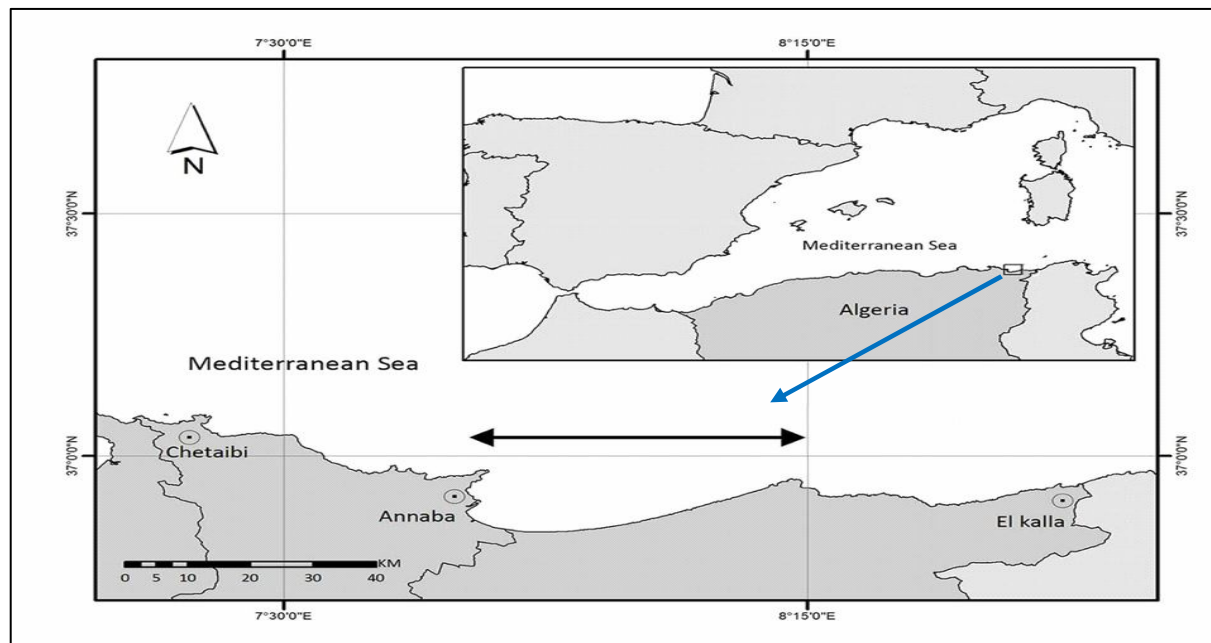


Figure 1. The location of the Gulf of Annaba, Algeria.

Sampling. Ichthyodiversity was studied on the basis of information collected daily from professional fishing in 2016 (except on days of bad weather or equipment maintenance). A total of 101 sea outings on the trawler Zin Elabidine registered 731/AN were carried out. Fishing operations were carried out by a pelagic trawl of 18 m vertical opening for pelagic waters drawn at a speed of 4 knots and by a bottom trawl (GOV) for benthic waters of 0 to 3 m vertical opening dragged at 3 knots between -25 and -280 m depth.

Sample processing. On board the trawler, catches are divided into 3 categories: fish, crustaceans and cephalopods before being classified using the identification keys recommended by Whitehead et al (1986) and Bauchot (1987) or Louisy (2005). After identification, individuals are counted and weighed. During abundant catches, the count is carried out on a sample weighed and subsequently reported to the total individuals sinned.

Data analysis. To analyze the structure of ichthyological populations, we calculated 5 ecological indices as recommended by Frontier (1983):

Species richness: Species richness is the number of species recorded in a sample (S).

Numerical abundance and weight abundance: The numerical abundance (A) of a species in a given sample is the number of individuals of that species in the sample and the weight abundance (W) is the mass of those individuals.

Density: The density of a species (d) is the number of individuals of that species in a given sample relative to a unit area (ind km⁻²).

Biomass: The biomass (B) of a species is the mass of individuals of that species in a given sample relative to a unit area (kg km⁻²).

Numerical dominance, weight dominance and mean:

Aa

Numerical dominance (Dn): $Dna = \frac{Aa + Ab + \dots + An}{Aa + Ab + \dots + An} \times 100$

Dna: numerical dominance of species (a) in the sample (%);

Aa: abundance of species a;

Aa + Ab + ... + An: abundance of the species contained in the sample.

Ba

Weight dominance (Dp): $Dpa = \frac{Ba + Bb + \dots + Bn}{Ba + Bb + \dots + Bn} \times 100$

Dpa: dominance by weight of species (a) in sampling (%);

Ba: biomass of species a;

Ba + Bb + ... + Bn: biomass of the species contained in the sample.

Mean dominance (Dm) is the ratio of the sum of the numerical or weight dominances of the species (a) to the total number of samples taken.

Results. To study the structure of the ichthyological population fished by the trawler Zin Elabidine in the coastal waters of Annaba, we established its overall faunal composition, structure and spatial and bathymetric distributions.

Global faunistic composition populating the Gulf of Annaba. The wildlife inventory based on the daily fisheries of 2016: the specific diversity is 42: 34 fish, 5 crustaceans and 3 molluscs (Table 1).

Concerning fish. The inventoried fish belong to 2 class: Chondrichthyes and Actinopterygii, 10 orders, 23 families and 34 species (Table 1).

The Chondrichthyes class (Huxley, 1880) belongs to the Elasmobranchii subclass in the Chordata phylum and the Actinopterygii class (Klein, 1885) to the Osteichthyes superclass in the Teleostei subclass and the Gnathostomata phylum.

The Chondrichthyes inventoried belong to 2 orders: Myliobatiformes (Compagno, 1973) and Carcharhiniformes (Compagno, 1977) with only 1 family and only 1 species each, while Actinopterygii are represented by 8 orders: Clupeiformes, Lophiiformes, Gadiformes, Scorpaeniformes, Perciformes, Pleuronectiformes, Tetraodontiformes and Zeiformes represented by a set of 21 families and 32 species (Table 1).

Concerning crustaceans. The Malacostraca class (Latreille, 1802) belongs to the Crustacea subphylum in the Euarthropoda Clade. Malacostraca crustaceans are related to one single order, Decapoda, with 5 different families: Artistidae, Nephropidae, Palinuridae, Penaeidae, and Scyllaridae each represented by a single species (Table 1).

Concerning molluscs. The class of Cephalopoda (Cuvier, 1797) belongs to the super phylum of the Lophozoa in the infra-regnum of the Protostomia and the sub-regnum Bilateria of the Animalia. Cephalopod molluscs are represented by 3 orders: Myopsida, Octopoda and Sepiida with 1 family and 1 species each (Table 1).

Table 1

List of fish, crustaceans and molluscs inventoried from the daily fisheries of the trawler Zin Elabidine in 2016 (classification according to Eschmeyer et al (2018))

| <i>Class</i> | <i>Order</i> | <i>Family</i> | <i>Genera and species</i> |
|-------------------|-------------------|--|--|
| Chondrichthyes | Myliobatiformes | Dasyatidae | <i>Dasyatis pastinaca</i> (Linnaeus, 1758) |
| | Carcharhiniformes | Scyliorhinidae | <i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758) |
| Actinopterygii | Clupeiformes | Clupeidae | <i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792) <i>Sardinella aurita</i> Valenciennes, 1847 |
| | | Engraulidae | <i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758) |
| | Lophiiformes | Lophiidae | <i>Lophius piscatorius</i> Linnaeus, 1758 |
| | | Gadiformes | Gadidae |
| | Scorpaeniformes | Merlucciidae | <i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | Perciformes | Triglidae |
| | | | Gobiidae |
| | | Serranidae | <i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834) |
| | | Carangidae | <i>Seriola dumerilli</i> (Risso, 1810) |
| | | | <i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | | <i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | | <i>Dentex gibbosus</i> (Rafinesque, 1810) |
| | | | <i>Lithognathus mormyrus</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | | <i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827) |
| | | | <i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768) |
| | | | <i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | | <i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | | <i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758 |
| | | Sciaenidae | <i>Argyrosomus regius</i> (Asso, 1810) |
| | | Mullidae | <i>Mullus barbatus</i> Linnaeus, 1758 |
| | | | <i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758 |
| | | Trachinidae | <i>Trachinus draco</i> Linnaeus, 1758 |
| | | Scombridae | <i>Sarda sarda</i> (Bloch, 1793), <i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758 |
| Pleuronectiformes | Sphyrænidae | <i>Sphyræna sphyræna</i> (Linnaeus, 1758) | |
| | Uranoscopidae | <i>Uranoscopus scaber</i> Linnaeus, 1758 | |
| | Xiphiidae | <i>Xiphias gladius</i> Linnaeus, 1758 | |
| | Soleidae | <i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758) | |
| | Scophthalmidae | <i>Scophthalmus maximus</i> (Linnaeus, 1758) | |
| Tetraodontiformes | Balistidae | <i>Balistes caprisicus</i> Gmelin, 1789 | |
| Zeiformes | Zeidae | <i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758 | |
| Malacostraca | Decapoda | Artisteidae | <i>Aristeus antennatus</i> (Risso, 1816) |
| | | Nephropidae | <i>Nephrops norvegicus</i> (Linnaeus, 1758) |
| | | Palinuridae | <i>Palinurus elephas</i> (Fabricius, 1787) |
| | | Penaeidae | <i>Melicertus kerathurus</i> (Forskål, 1775) |
| | | Scyllaridae | <i>Scyllarus arctus</i> (Linnaeus, 1758) |
| Cephalopoda | Myopsida | Loliginidae | <i>Loligo vulgaris</i> Lamarck, 1798 |
| | Octopoda | Eledonidae | <i>Eledone cirrhosa</i> (Lamarck, 1798) |
| | Sepiida | Sepiidae | <i>Sepia officinalis</i> Linnaeus, 1758 |

Zone, sector and fishery characteristics. The Gulf of Annaba is characterized by 3 types of bottoms : sandy, muddy or covered with gravel which change according to the depth (Tables 2, 3, 4). Thus, we divided it into 3 zones, the 1st has 4 fishing sectors, the 2nd 11 and the 3rd 3 (Figure 2).

The restricted fishing areas are 2 nautical miles (3704 m) around the port of Annaba and the 2 Caps de garde to the west and rosa to the east (Figure 2 yellow, red and green circles). It is the same for the 2 crossed red lines, basic lines delimiting the zone excluded from fishing all year round. The first line goes from the Cap de Garde to Oued Mafrag and the 2nd from the Basilica of Saint Augustine to Cap Roux at the Tunisian border via Cap rosa to El kala (Figure 2). The areas closed between 1 May and 31 August, the breeding period, are represented by the 2 black lines in Figure 2 separated from the red lines by 3 nautical miles.

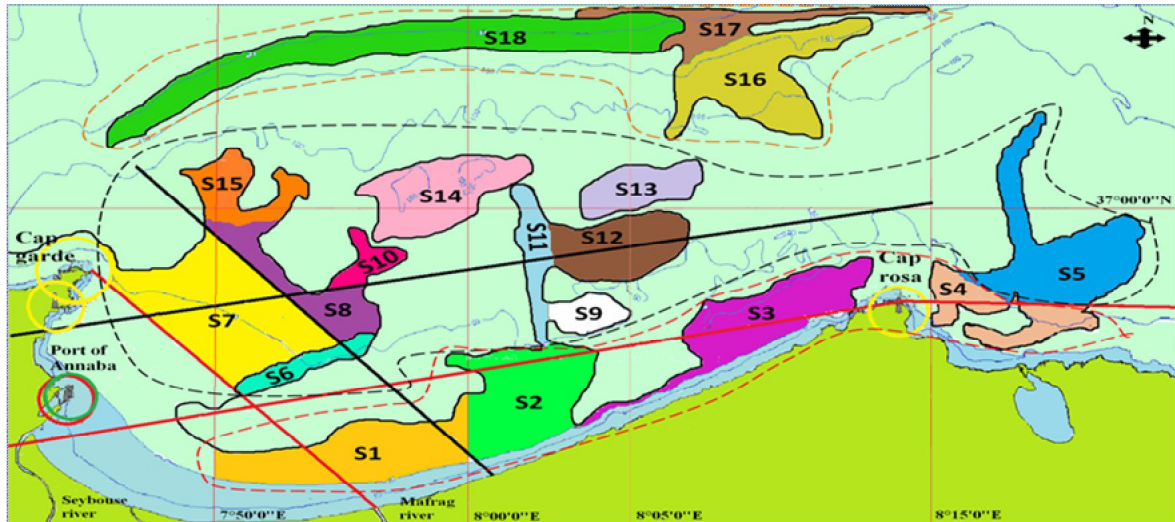


Figure 2. Geographical situation of the 3 zones and 18 fishing sectors. Yellow, red, green circles and red lines: areas not permitted for fishing. Black lines: areas temporarily closed to fishing.

In 2016, we conducted a total of 245 boat landings samples from the 18 sectors in the 3 fishing zones. Total fishing effort is estimated at 394 hours, 141 hours devoted to pelagic fishing and 253 hours to demersal fishing, for an annual fishery production of 43 tonnes.

Concerning fishing zone 1. Fishing zone 1 has 4 sectors that lie between -25 m (S1, S3, S4) and -52 m (S3) deep, it is an alternation of sandy, gravel and sometimes muddy bottoms (Table 2). On an annual total of 93 landings and a fishing effort of 161 h, the highest yield is achieved in fishing sector 2 (S2) with 162 Kg h⁻¹ and the lowest yields in S1 and S3 around 91 Kg h⁻¹ (Table 2). *M. surmuletus*, *T. trachurus* and *E. encrasicolus* are the dominant species fished in the 4 sectors (Table 2).

Table 2
Bathymetric characteristics, number, effort, yield and main species fished in the 4 sectors of fishing area 1 of Gulf of Annaba

| Sectors | Depth (m) | Nature of the bottom | Number of landings | Fishing effort (h) | Fishing yield (Kg h ⁻¹) | Dominant species |
|---------|-----------|----------------------|--------------------|--------------------|-------------------------------------|---|
| S1 | 25-46 | Sand | 53 | 100 | 92 | <i>M. surmuletus</i> <i>S. pilchardus</i> <i>T. trachurus</i> <i>B. boops</i> |
| S2 | 30-45 | Sand | 12 | 13 | 162 | <i>T. trachurus</i> <i>B. boops</i> <i>M. surmuletus</i> <i>S. pilchardus</i> |
| S3 | 25-52 | Sand, gravel | 21 | 34 | 91 | <i>M. surmuletus</i> <i>T. trachurus</i> <i>S. pilchardus</i> <i>P. erythrinus</i> |
| S4 | 25-50 | Sand, gravel, mud | 7 | 14 | 116 | <i>E. encrasicolus</i> <i>S. pilchardus</i> <i>S. aurita</i> |

Concerning fishing zone 2. Fishing zone 2 has 11 sectors distributed between -30 m (S6) and -101 m (S14) of depth, it is an arrow of sand, mud, soft mud, tuff and gravel bottom (Table 3). Out of an annual total of 138 landings and a fishing effort of 208 hours, the highest yield is achieved in fishing sector 10 (S10) with 202 Kg h⁻¹ and the lowest yields

in S9 with 52 Kg h⁻¹ (Table 3). *M. merluccius*, *S. pilchardus*, *M. barbatus*, *P. erythrinus* and *S. aurita* are the dominant species fished in these 11 areas (Table 3).

Table 3

Bathymetric characteristics, number, effort, yield and main species fished in the 11 sectors of fishing area 2 of the Gulf of Annaba

| Sectors | Depth (m) | Nature of the bottom | Number of landings | Fishing effort (h) | Fishing yield (Kg h ⁻¹) | Dominant species |
|---------|-----------|----------------------|--------------------|--------------------|-------------------------------------|---|
| S5 | 50-90 | Sand, mud | 3 | 6 | 161 | <i>M. merluccius</i> <i>S. aurita</i> <i>M. surmuletus</i> |
| S6 | 30-72 | Sand, mud, soft mud | 40 | 63 | 116 | <i>S. pilchardus</i> <i>E. encrasicolus</i> <i>T. trachurus</i> <i>M. surmuletus</i> |
| S7 | 32-55 | Mud | 8 | 11 | 122 | <i>S. pilchardus</i> <i>T. trachurus</i> <i>E. encrasicolus</i> <i>M. barbatus</i> |
| S8 | 52-90 | Mud, soft mud | 9 | 22 | 95 | <i>M. merluccius</i> <i>M. surmuletus</i> <i>T. trachurus</i> <i>T. lyra</i> |
| S9 | 47-60 | Mud | 4 | 3 | 52 | <i>M. barbatus</i> <i>T. trachurus</i> <i>B. boops</i> |
| S10 | 42-60 | Sand, tuff | 2 | 2 | 202 | <i>P. erythrinus</i> <i>T. lyra</i> |
| S11 | 56-80 | Gravel | 9 | 12 | 105 | <i>S. pilchardus</i> <i>T. trachurus</i> <i>M. surmuletus</i> |
| S12 | 44-74 | Sand, gravel, mud | 26 | 35 | 76 | <i>S. pilchardus</i> <i>T. trachurus</i> <i>M. surmuletus</i> <i>S. aurita</i> <i>M. merluccius</i> |
| S13 | 66-90 | Gravel, mud | 9 | 8 | 66 | <i>M. merluccius</i> <i>S. aurita</i> <i>T. trachurus</i> |
| S14 | 60-101 | Sand, gravel, mud | 24 | 38 | 126 | <i>S. pilchardus</i> <i>M. merluccius</i> <i>M. surmuletus</i> <i>T. trachurus</i> |
| S15 | 44-100 | Sand | 4 | 8 | 112 | <i>S. aurita</i> <i>S. pilchardus</i> |

Concerning fishing zone 3. Fishing zone 3 has 3 sectors shared between -55 m (S17) and -208 m (S18) depth, varying between sand, mud and tuff bottoms (Table 4). On an annual total of 14 harvests and a fishing effort of 27 hours, the highest yield is achieved in fishing sector 18 (S18) with 237 Kg h⁻¹ and the lowest yields in S16 with 91 Kg h⁻¹ (Table 4). The species *M. merluccius* and *T. trachurus* are the dominant species fished in the 3 sectors of this 3rd zone (Table 4).

Table 4
Bathymetric characteristics, number, effort, yield and main species fished in the 3 sectors of fishing zone 3 of the Gulf of Annaba

| Sectors | Depth (m) | Nature of the bottom | Number of landings | Fishing effort (h) | Fishing yield (Kg h ⁻¹) | Dominant species |
|---------|-----------|----------------------|--------------------|--------------------|-------------------------------------|---|
| S16 | 85-180 | Mud | 3 | 6 | 91 | <i>M. merluccius</i> <i>T. lyra</i> |
| S17 | 55-250 | Mud | 4 | 7 | 144 | <i>M. merluccius</i> <i>M. surmuletus</i> <i>T. trachurus</i> <i>A. antennatus</i> |
| S18 | 155-280 | Sand, tuff, mud | 7 | 14 | 237 | <i>T. trachurus</i> <i>E. encrasicolus</i> <i>B ; boops</i> <i>S. pilchardus</i> <i>M. merluccius</i> <i>A. antennatus</i> |

Ichthyological species richness. The mean species richness of trawlable ichthyological stands is 6.2 ± 2.6 species in all samples. The sector S8 of zone 2 has an average species richness of 8.11 species, it is the largest in the Gulf of Annaba (Figure 3), the lowest species richness are found in the sector S4 of zone 1 and sector S15 of zone 2 with 2.1 and 1.5 species respectively (Figure 3).

The species richness is a function of bathymetry, it increases from coast to offshore in the 3 fishing zones, the highest values are on the continental shelf (Table 5).

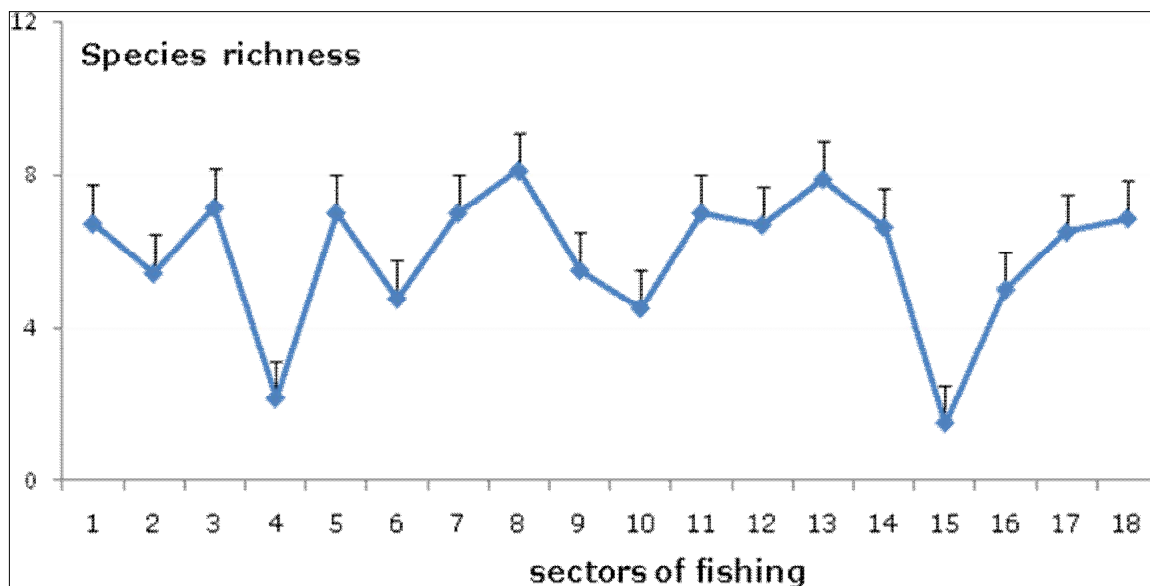


Figure 3. Mean values of species richness ichthyological stands in the 18 sectors of the 3 fishing zones of the Gulf of Annaba in 2016.

Ichthyological density. The mean density of trawlable ichthyological stands is 455.2 ± 213.6 ind km⁻² in all samples. The fishing sector S4 of zone 1 has the highest average density of the Gulf of Annaba it reaches 1646.05 ind km⁻², the lowest is found in the fishing sector S16 of zone 3 the average density being 49.86 ind km⁻² (Figure 4).

The general evolution of densities as a function of depth shows a regressive trend in density from the coast towards the open sea with the highest values on the coast at depths from 0 to -50 m (Table 5). The dominant species on the mainland coast of the Gulf are *S. pilchardus* with 51%, *E. encrasicolus* with 14%, *M. surmuletus* and *T. trachurus* with 11% for both, *S. aurita* with 6%, *M. barbatus* with 3%, *B. boops* with 2% and finally *M. merluccius* 1%.

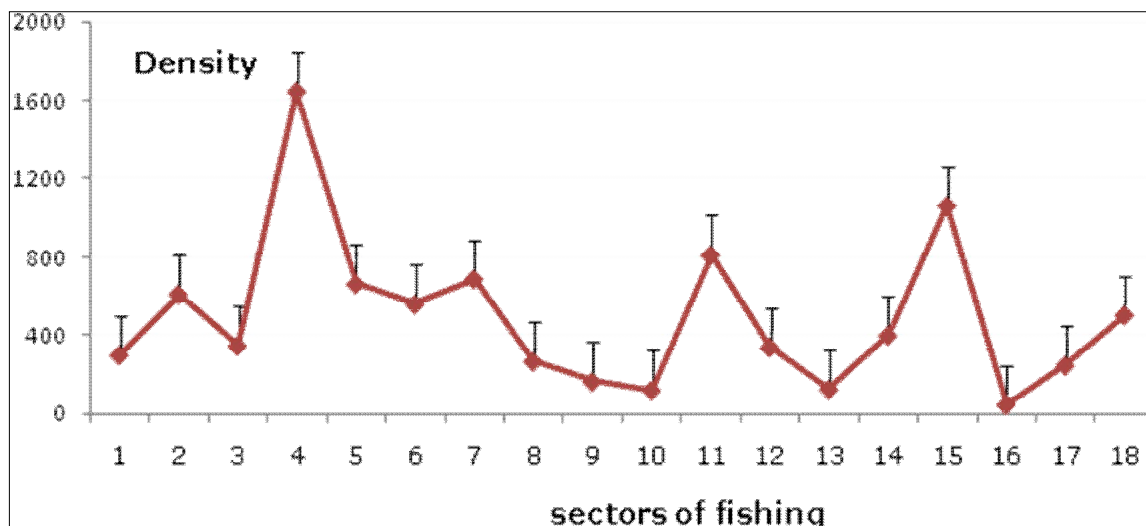


Figure 4. Mean density values (ind km⁻²) of ichthyological populations in the 18 sectors of the 3 fishing zones of the Gulf of Annaba in 2016.

Ichthyological biomass. The mean biomass of trawlable ichthyological populations is 14.8 ± 3.0 kg km⁻² in all samples. The highest average biomass is in zone 1 sector S4 with 38.99 kg km⁻² and the lowest in zone 2 sector S9 with 7.11 kg km⁻² (Figure 5).

Changes in mean biomasses as a function of bathymetry show that the values tend to decrease from the coast towards the open sea (Table 5). On the continental coast, the dominant species by weight are: *S. pilchardus* and *T. trachurus* main dominant species with 26.2 and 14.4% followed by *M. surmuletus* with 14.3%, *M. merluccius* with 9.3%, *E. encrasicolus* with 8.2%, *S. aurita* with 5.2%, *P. erythrinus* with 4.3% and finally *B. boops* with 4%.

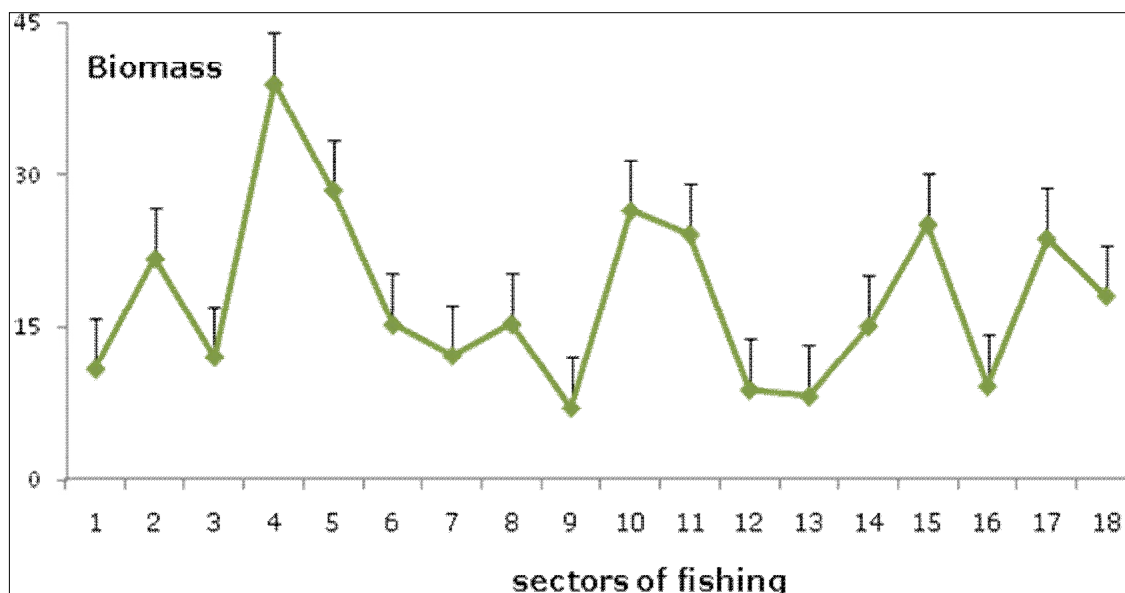


Figure 5. Mean biomass values (kg km⁻²) of ichthyological populations in the 18 sectors of the 3 fishing zones of the Gulf of Annaba in 2016.

Table 5

Bathymetric distribution of species richness, density (ind km⁻²) and biomass (kg km⁻²) of ichthyological populations in the 3 zones of the Gulf of Annaba

| <i>Storey (m)</i> | <i>Species richness</i> | <i>Density</i> | <i>Biomass</i> |
|-------------------|-------------------------|----------------|----------------|
| Zone 1 (0-50) | 5.9±2.5 | 477.2±260.2 | 65.9±22.6 |
| Zone 2 (50-100) | 6.6±2.8 | 427.1±176.1 | 14.6±2.2 |
| Zone 3 (100-200) | 6.5±2.7 | 365.8±114.4 | 17.4±8.0 |
| Means | 6.2±2.6 | 455.2±213.6 | 14.8±3.0 |

Discussion. The mean species richness of ichthyofauna is 6.20±2.64 species. The means obtained during the various fishing campaigns from ISTPM (1982); from Djabali & Refes (1990); from Massuti et al (2003, 2004a) and from Refes (2011) are higher than those obtained in the present study (Table 6).

This difference is related to the sampling effort carried out, the trawl areas are much larger and the fishing sorting times are 2 to 4 hours.

Moreover, the species richness obtained concerns only the continental shelf of the Gulf of Annaba at a maximum depth of -280 m, the fisheries in the depths of the slope were not counted.

Table 6

Mean species richness obtained during the various fishing campaigns in the Gulf of Annaba

| | <i>ISTPM (1982)</i> | <i>Djabali & Refes (1990)</i> | <i>Massuti et al (2003)</i> | <i>Massuti et al (2004a)</i> | <i>Refes (2011)</i> | <i>Present study</i> |
|----------------|---------------------|-----------------------------------|-----------------------------|------------------------------|---------------------|----------------------|
| Gulf of Annaba | 20.1 | 18.8 | 20.9 | 21.0 | 30.8 | 6.2 |

The sampling effort is proportional to the number of species and the chances of capturing rare groups are increased. Blondel (1995) shows a close relationship between specific wealth and sample size. This finding is reported by many authors (Whittaker 1972; Hubalek 2000; Magurran 2013). On the other hand, Leathwick et al (2006) correlate species richness with trawl speed and trawl distance; they also indicate, on the basis of statistical models applied to fishing campaigns, a close link between species richness and residual temperature, surface temperature, residual salinity, chlorophyll and tidal currents.

The analysis of the evolution of species richness, from the coast towards the open sea in the Gulf of Annaba, is parabolic with maximum diversity at intermediate depths. This evolution is similar to those encountered by Djabali & Refes (1990); Massuti et al (2003, 2004a); Refes (2011) and during the work of the ISTPM (1982) (Table 7).

Table 7

Mean species richness per bathymetric stage obtained during the various fishing campaigns carried out in the waters of the Gulf of Annaba in 2016

| <i>Storey (m)</i> | <i>ISTPM (1982)</i> | <i>Djabali & Refes (1990)</i> | <i>Massuti et al (2003)</i> | <i>Massuti et al (2004a)</i> | <i>Refes (2011)</i> | <i>Present study</i> |
|-------------------|---------------------|-----------------------------------|-----------------------------|------------------------------|---------------------|----------------------|
| 0-50 | 17.3±2.7 | 22.5±2.9 | - | - | 32.4±5.4 | 5.9±2.5 |
| 50-100 | 19.3±1.8 | 19.2±3.1 | - | 20.8±2.0 | 37.7±5.3 | 6.6±2.8 |
| 100-200 | 20.8±3.7 | 20.6±6.0 | - | 19.0±4.0 | 34.8±3.2 | 6.5±2.6 |
| 200-500 | 20.1±2.5 | - | 21.3±1.7 | 23.4±2.9 | 30.3±4.0 | - |
| 500-800 | 13.7±1.9 | - | 20.6±3.5 | 19.6±2.1 | 21.8±3.9 | - |
| Means | 18.9±1.1 | 20.3±2.8 | 21.1±1.7 | 20.9±1.4 | 32.4±2.5 | 6.2±2.6 |

Allain (1999) explains that this phenomenon is linked to spatiotrophic competition, predation and growth rates of different ichthyological populations, which leads to maximum species richness at a given depth, allowing the ichthyological populations of the different bathymetric stages to reach or not a balance.

According to Hall-Spencer & Moore (2002), high stand species richness is characterized by high stand sensitivity to anthropogenic impacts. Ordines & Massuti (2009) explain that this high species richness of ichthyological stands is closely linked to a high species richness of benthic stands, which is linked to complex ecosystems such as the Maerl or Posidonia bottoms.

In the long term, competition due to exploitation by fishing could lead to a change in diversity through a change in the faunal composition of stands. The latter involve replacing species with long life, late maturity, low growth and mortality rates (k strategy species) with more reactive and less sensitive species that can rapidly colonize disturbed areas due to short life span, early sexual maturity, high fertility (r strategy species) and high growth and mortality rates as reported by Blanchard (2000).

The densities and biomasses of ichthyological populations in the Gulf of Annaba show strong fluctuations with values of 455.2 ± 213.6 ind km⁻² and 14.8 ± 3.0 kg km⁻² respectively (Table 8). A comparison of the numerical and weight means with the means of the previous campaigns shows a significant decrease in the mean densities and biomasses (Table 8) which pass respectively from 33784.5 ind km⁻² and 1832.4 kg km⁻² in 1982 to 455.2 ind km⁻² to 14.8 kg km⁻² in 2016.

These observations can be directly linked to the pressure of fishing, exerted on all resources and the general decrease in abundance that results and more particularly on the ichthyological populations directly targeted by exploitation.

Table 8

Average densities (ind km⁻²) and biomass (kg km⁻²) obtained during the various fishing campaigns in the Gulf of Annaba

| | <i>ISTPM (1982)</i> | <i>Djabali & Refes (1990)</i> | <i>Massuti et al (2003)</i> | <i>Massuti et al (2004a)</i> | <i>Refes (2011)</i> | <i>Present study</i> |
|---------|---------------------|-----------------------------------|-----------------------------|------------------------------|---------------------|----------------------|
| Density | 33784.5 | 5301.9 | 7020.4 | 7216 | 4416.9 | 455.2 |
| Biomass | 1832.4 | 498.6 | 385 | 250.5 | 467.1 | 14.8 |

The lowest abundance indices (densities and mean biomasses) are recorded above -100 m depth, the Mediterranean bottoms of the continental shelf and the slope down to -500 m are subject, as Caddy (1993) reports, to strong pressure from trawlers, particularly the bathymetric stratum between 100-200 m. This result is not in line with that of the ISTPM (1982), which finds the highest abundance indices in bottoms of -100 m (Tables 9 and 10). This difference is explained by a greater fishing pressure since 1982 when trawlers, because of their low motive power, exerted their activity on the coastal strip on the -100 m bottom.

Table 9

Mean densities (ind km⁻²) per bathymetric stage obtained during the various fishing campaigns in the Gulf of Annaba, Eastern Algeria

| <i>Storey (m)</i> | <i>ISTPM (1982)</i> | <i>Djabali & Refes (1990)</i> | <i>Massuti et al (2003)</i> | <i>Massuti et al (2004a)</i> | <i>Refes (2011)</i> | <i>Present study</i> |
|-------------------|---------------------|-----------------------------------|-----------------------------|------------------------------|---------------------|----------------------|
| 0-50 | 19103±11149 | 5506±2793 | - | - | 6149±2150 | 477±260 |
| 50-100 | 30547±16216 | 6149±690 | - | 42426±32590 | 5482±1794 | 427±176 |
| 100-200 | 74228±89227 | 4591±1279 | - | 17383±16560 | 2012±753 | 366±114 |
| 200-500 | 1757±11631 | - | 13482±9646 | 3301±1730 | 1932±290 | - |
| 500-800 | 1791±280 | - | 4742±1482 | 5576±6004 | 1531±446 | - |
| Means | 35697±25848 | 5393±785 | 9433±3887 | 15720±7677 | 3696±830 | 455±214 |

Table 10

Mean biomasses (kg km⁻²) per bathymetric stage obtained during the various fishing campaigns in the Gulf of Annaba, Eastern Algeria

| Storey (m) | ISTPM (1982) | Djabali & Refes (1990) | Massuti et al (2003) | Massuti et al (2004a) | Refes (2011) | Present study |
|------------|--------------|------------------------|----------------------|-----------------------|--------------|---------------|
| 0-50 | 1165±563 | 565±80 | - | - | 469±212 | 66±23 |
| 50-100 | 1313±551 | 580±84 | - | 765±320 | 445±127 | 15±2 |
| 100-200 | 1724±517 | 1017±840 | - | 439±223 | 325±136 | 17±8 |
| 200-500 | 1080±1032 | - | 510±341 | 296±180 | 359±73 | - |
| 500-800 | 912±260 | - | 762±328 | 241±111 | 288±62 | - |
| Means | 1324±293 | 759±353 | 616±241 | 491±151 | 386±62 | 15±3 |

Currently, these boats are equipped with a strong driving power and practice fishing on depths above -100 m despite the existence of national regulations prohibiting the practice of trawling (decree of 24 April 2004 setting limitations on the use of pelagic, semi-pelagic and bottom trawls in time and space) on depths less than -50 m. Graham et al (2005) show that fishing pressure combined with non-selectivity in fishing practices can indeed lead to new competition between species for space and resources and induce profound changes in communities and their structures.

A comparison of abundance indices recorded by Massuti et al (2004b) in the north-east Atlantic (Table 11), in the western Mediterranean Sea in the Balearic Islands and in the Algerian basin (Table 12) shows that the Gulf of Annaba of the Algerian coast shows low abundance indices, signs of over-exploitation (Table 13).

Table 11

Representation of means and extreme values of densities (ind km⁻²) and biomasses (kg km⁻²) in the North-East Atlantic: Rock Trough and Porcupine Seabight (Massuti et al 2004b)

| | North-East Atlantic | | | | | |
|-----------|---------------------|----------|----------|-------------|----------|----------|
| | Porcupine | | | Rock Trough | | |
| | Minimum | Means | Maximum | Minimum | Means | Maximum |
| Densities | 702±113 | 1015±110 | 1692±252 | 1291±334 | 2497±293 | 1822±461 |
| Biomasses | 102±13 | 123±11 | 193±142 | 334±81 | 436±51 | 416±134 |

Table 12

Representation of means and extreme values of densities (ind km⁻²) and biomasses (kg km⁻²) in the western Mediterranean Sea: Balearic Islands and Algerian Basin (Massuti et al 2004b)

| | Western Mediterranean Sea | | | | | |
|-----------|---------------------------|--------|---------|----------------|--------|---------|
| | Balearic Islands | | | Algerian Basin | | |
| | Minimum | Means | Maximum | Minimum | Means | Maximum |
| Densities | 344±35 | 352±32 | 653±42 | 374±42 | 348±22 | 374±73 |
| Biomasses | 12±1 | 42±5 | 16±1 | 44±6 | 81±5 | 15±3 |

Table 13

Mean and extreme values of densities (ind km⁻²) and biomasses (kg km⁻²) in the Gulf of Annaba in 2016 (present study)

| | Algerian Basin - Gulf of Annaba | | |
|-----------|---------------------------------|---------|-----------|
| | Minimum | Means | Maximum |
| Densities | 50±10 | 455±214 | 1646±1267 |
| Biomasses | 7±3 | 15±3 | 39±24 |

A comparison with the results of Refes (2011) for the Gulf of Annaba shows a decrease of fish stocks from 2006 to 2016 (Table 14). This decrease is explained by fishing pressure on fishery resources, where biomass has increased from 1009 tonnes in 2006 to 43 tonnes in 2016 for a total area of the Gulf of 2,337 km².

Table 14

Estimation of total biomass of the fishery resources (tonnes) in the Gulf of Annaba: results of 2006 (Refes 2011) and 2016 (present study)

| <i>Storey (m)</i> | <i>Refes (2011)</i> | <i>Present study</i> |
|-------------------|---------------------|----------------------|
| 0-50 | 16.5 | 23.7±7.9 |
| 50-100 | 896.5 | 14.9±7.5 |
| 100-200 | 96.4 | 4.5±1.2 |
| Total | 1009.4 | 43.0±11.0 |

The trawlable ichthyological stands of the Gulf of Annaba are numerically and weightingly dominated by a small number of species: *B. boops*, *E. encrasicolus*, *M. merluccius*, *M. barbatus*, *M. surmuletus*, *P. erythrinus*, *S. pilchardus*, *S. aurita*, *T. trachurus*, *T. lyra*. The majority of these species are characterized by a catch frequency > 50% and by a generally very diversified diet reflecting, according to Sorbe (1979) or Fanelli (2007), their ability to adapt to available trophic resources.

In the Gulf of Annaba, the main dominant species are found at the different bathymetric levels as follows: between 0 and -50 m, we have: *S. pilchardus*, *E. encrasicolus* and *M. surmuletus* which represent numerically 80% of the stand. In terms of weight, *S. pilchardus*, *M. surmuletus* and *T. trachurus* dominate the stand with 63%.

Between -50 and -100 m, *S. pilchardus*, *E. encrasicolus* and *M. surmuletus* represent 73% and *S. pilchardus*, *M. merluccius* and *M. surmuletus* are the main species with 52% of the total stand weight.

Between -100 and -200 m, *T. trachurus*, *E. encrasicolus* and *B. boops* account for 71% of the stand in numerically terms. *T. trachurus*, *M. merluccius* and *E. encrasicolus* contribute 57% of the stand by weight.

It appears that ichthyological stands in the Mediterranean are represented by a very large number of species, but they are dominated only by a few that represent almost all ichthyological stands numerically and by weight.

This trend is also observed in the north-east Atlantic, where Sánchez & Serrano (2003), in the southern Bay of Biscay, highlights the presence of 130 fish species dominated by only a few of them.

In this study 75% of the dominant species, both numerically and by weight, are species with strategy r. These include *B. boops*, *E. encrasicolus*, *T. trachurus*, *S. pilchardus* and *S. aurita* compared to k-strategic species such as *M. merluccius*, *M. barbatus*, *M. surmuletus*, *P. erythrinus* and *T. lyra*, which account for 25% of relative dominance.

According to the principles stated by Frontier et al (2008), the k or r strategy of dominant species allows an interpretation of stand structure without having to measure factors such as productivity or disturbance. These authors define disturbances as anthropogenic (pollution or overexploitation) and hydroclimatic (winds, storms or thermal anomalies). In 2016, the dominant species in the Gulf of Annaba have a strategy r, which corresponds to a disturbed system.

Conclusions. The analysis of the structure of the ichthyological stands in the Gulf of Annaba has enabled us to contribute to the knowledge of the state of fish, crustacean and mollusc and the ecological status of the environment. It appears that the species richness did not allow us to provide detailed and precise information on the state of ichthyological stands in 2016. On the other hand, densities and biomasses give a good indication of the state of these stands. They can be said to be good indicators of the effect of fishing effort on exploited stands. In terms of conservation, the ecosystems of the coastal and marine zone of the Gulf of Annaba are the subject of particular attention,

whether in the framework of international conventions aimed at protecting the marine environment or at the national level through the creation of marine protected areas and the strengthening of fisheries regulations.

References

- Allain V., 1999 Ecologie, biologie et exploitation des populations de poissons profonds de l'Atlantique du nord-est. Thèse de doctorat en océanographie biologique, Université de Bretagne Occidentale, Brest, France, 310 pp.
- Barbault R., 2008 *Écologie générale-6e éd.: Structure et fonctionnement de la biosphère.* Dunod, Paris, 326 p.
- Bauchot M. L., 1987 Fiche FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche (révision 1). Méditerranéenne et Mer Noire, zone de pêche 37 Volume II. Vertébrés. Projet GCP/INT/422/EEC.Rome, FAO, 2: 761-1530.
- Blanchard F., 2000 Effet de l'exploitation par pêche sur la dynamique de diversité des peuplements de poissons démersaux. Analyse comparée du rôle des interactions entre espèces dans le golfe de Gascogne et dans le golfe du Lion. Thèse de doctorat en océanologie biologique, Université de Bretagne occidentale, Brest, France, 225 pp.
- Blondel J., 1995 *Biogéographie: approche écologique et évolution.* Masson, Paris, 297 pp.
- Caddy J. F., 1993 Some future perspectives for assessment and management of Mediterranean fisheries. *Scientia Marina* 57: 183-189.
- Dallot S., 1998 Sampling properties of biodiversity indices. *Oceanis* 24(4):89-105.
- Djabali F., Refes W., 1990 Résultats de la campagne dans la région de Annaba à bord du N/O «M. S. Benyahia» en décembre 1989. Rapport du laboratoire d'halieutique, ISMAL, (Sidi Fredj, Algérie, 35 pp.
- Doyen L., Béné C., Bertignac M., Blanchard F., Cissé A. A., Dichmont C., Gourguet S., Guyader O., Hardy P. Y., Jennings S., Little L. R., Macher C., Mills D. J., Noussair A., Pascoe S., Pereau J. C., Sanz N., Schwarz A. M., Smith T., Thébaud O., 2017 Ecoviability for ecosystem-based fisheries management. *Fish And Fisheries* 18(6): 1056-1072.
- Draud M. J., Itzkowitz M., 2018 Have the algae-grazing fish in the back reefs of Jamaica and Grand Cayman changed in size? A view across 36 years. *Open Journal of Marine Science* 8(2):84234.
- Eschmeyer W. N., Fricke R., Van der Laan R., 2018 Catalog of fishes: genera, species, references. Available at: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Accessed: May, 2018.
- Fanelli E., 2007 Trophic relationships in demersal communities of western Mediterranean: case studies from coastal and deep sea ecosystems. PhD thesis, Università degli studi di viterbo, La Tuscia, Italia, 329 pp.
- Frontier S., 1983 *Stratégies d'échantillonnage en écologie.* Masson, Paris, 494 pp.
- Frontier S., Pichod-Viale D., Leprêtre A., Davoult D., Luczak C., 2008 *Ecosystèmes. Structure, fonctionnement, évolution.* Dunod, 4ème édition, Paris, 558 pp.
- Graham N. A. J., Dulvy N. K., Jennings S., Polunin N. V. C., 2005 Size-spectra as indicators of the effects of fishing on coral reef fish assemblages. *Coral Reefs* 24(1):118-124.
- Hall-Spencer J. M., Moore P. G., 2002 Impact of scallop dredging on maërl grounds. In: Effects of fishing on non-target species and habitats. Kaiser M. J., de Groot S. J. (eds), Blackwell Sciences Ltd., Oxford, pp. 105-117.
- Hubalek Z., 2000 Measures of species diversity in ecology: an evaluation. *Folia Zoologica* 49(4):241-260.
- ISTPM, 1982 Evaluation des ressources halieutiques de la marge continentale algérienne. Stocks pélagiques-Stocks démersaux exploitables au chalut. Rapport Institut Supérieur Techniques et Pêches Maritimes, Nantes, France, 101 pp.

- Leathwick J. R., Elith J., Francis M. P., Hastie T., Taylor P., 2006 Variations in demersal fish species richness in the oceans surrounding New Zealand: an analysis using boosted regression trees. *Marine Ecology Progress Series* 321:267-281.
- Legendre P., Legendre L., 2012 Numerical ecology. 3rd edition, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, 1006 pp.
- Lévêque C., Paugy D., 2006 Distribution géographique et affinités des poissons d'eau douce africains. In: Les poissons des eaux continentales. Diversité, écologie, utilisation par l'homme. Lévêque C., Paugy D. (eds), Éditions IRD, Paris, pp. 59-74.
- Louisy P., 2005 Guide d'identification des poissons marins. Europe de l'ouest et Méditerranée. Ulmer E. (ed), 430 pp.
- Magurran A. E., 2013 Ecological diversity and its measurement. Springer Science & Business Media, 179 pp.
- Massuti E., Guijarro B., Pomar B., Fliti K., Reghis M., Zaghdoudi S., Bouaïcha M., Ait Ferroukh B., Zereb N., 2003 [Report of the Algeria 0203-DP campaign for the assessment of deep sea fishery resources off the coast of Algeria (South-West Mediterranean)]. Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques (Alger-Algérie) – Secrétariat d'état chargé de la pêche maritime (Madrid-Espagne), 103 pp. [in Spanish]
- Massuti E., Ordinas F., Guijarro B., Pomar B., Fliti K., Refes W., Zaghdoudi S., Bouaïcha M., Reghis M., Miraoui M., Naili R., Ait Ferroukh B., 2004a [Report of the Algeria 0204 campaign for the assessment of demersal resources off the coast of Algeria (South-West Mediterranean)]. Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques (Alger-Algérie) – Secrétariat d'état chargé de la pêche maritime (Madrid-Espagne), 123 pp. [in Spanish]
- Massuti E., Gordon J. D. M., Moranta J., Swan S. C., Stefanescu C., Merrett N. R., 2004b Mediterranean and Atlantic deep-sea fish assemblages: differences in biomass composition and size-related structure. *Scientia Marina* 68(3):101-115.
- Ordinas F., Massuti E., 2009 Relationships between macro-epibenthic communities and fish on the shelf grounds of the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19(4):370-383.
- Pérez-Domínguez R., Maci S., Courrat A., Lepage M., Borja A., Uriarte A., Neto J. M., Cabral H., Raykov V., Franco A., Alvarez M. C., Elliott M., 2012 Current developments on fish-based indices to assess ecological-quality status of estuaries and lagoons. *Ecological Indicators* 23:34-45.
- Refes W., 2011 Contribution à la connaissance de la biodiversité des fonds chalutables de la côte algérienne: les peuplements ichtyologiques des fonds chalutables du secteur oriental de la côte algérienne. Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar – Annaba, Algérie, 280 pp.
- Russ G. R., Leahy S. M., 2017 Rapid decline and decadal-scale recovery of corals and *Chaetodon* butterflyfish on Philippine coral reefs. *Marine Biology* 164(1):29.
- Sánchez F., Serrano A., 2003 Variability of groundfish communities of the Cantabrian Sea during the 1990s. *ICES Marine Science Symposia* 219:249-260.
- Sorbe J. C., 1979 Ecologie et éthologie alimentaire de l'ichthyofaune chalutable du plateau continental sud Gascogne. Thèse de doctorat 3ème cycle en océanographie, Université Aix-Marseille, Marseille, France, 125 pp.
- Walker B., 1995 Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biology* 9:747-752.
- Whitehead P. J. P., Bauchot M. L., Hureau J. C., Nielsen J., Tortonese E., 1986 Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Vol. II. UNESCO, Paris, pp. 780-792.
- Whittaker R. H., 1972 Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213-251.

Received: 23 April 2018. Accepted: 25 May 2018. Published online: 31 May 2018.

Authors:

Assia Diaf, University of Badji Mokhtar-Annaba, Faculty of Science, Department of Marine Science, Laboratory of Ecobiology of Marine and Littoral Environment, Algeria, 23000 Annaba, P. O. Box 12, e-mail: diaf.assia@yahoo.fr

Nadira Benchikh, University of Badji Mokhtar-Annaba, Faculty of Science, Department of Marine Science, Laboratory of Ecobiology of Marine and Littoral Environment, Algeria, 23000 Annaba, P. O. Box 12, e-mail: nadira.benchikh@yahoo.fr

Fatma Zohra Bouhali, University of Badji Mokhtar-Annaba, Faculty of Science, Department of Marine Science, Laboratory of Ecobiology of Marine and Littoral Environment, Algeria, 23000 Annaba, P. O. Box 12, e-mail: fatima.bouhali@yahoo.fr

Souad Ladaimia, University of Badji Mokhtar-Annaba, Faculty of Science, Department of Marine Science, Laboratory of Ecobiology of Marine and Littoral Environment, Algeria, 23000 Annaba, P. O. Box 12, e-mail: souad-lad@hotmail.fr

Amina Dahel, University of Badji Mokhtar-Annaba, Faculty of Science, Department of Marine Science, Laboratory of Ecobiology of Marine and Littoral Environment, Algeria, 23000 Annaba, P. O. Box 12, e-mail: dahelzanat@hotmail.com

Abdallah Borhane Djebar, University of Badji Mokhtar-Annaba, Faculty of Science, Department of Marine Science, Laboratory of Ecobiology of Marine and Littoral Environment, Algeria, 23000 Annaba, P. O. Box 12, e-mail: djebarborhane2000@yahoo.fr

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

How to cite this article:

Diaf A., Benchikh N., Bouhali F. Z., Ladaimia S., Dahel A., Djebar A. B., 2018 Structure of the ichthyological stands in the Gulf of Annaba, Algerian east coast. *AACL Bioflux* 11(3): 709-723.