



Numéro d'ordre : 3385

THESE DE DOCTORAT

Présentée par

Mohamed SELFATI

Discipline : **Biologie**

Spécialité : **Océanographie Biologique**

Faune ichthyque de la lagune de Marchica : Approche quantitative de la fonction de nourricerie et potentialités de restauration écologique

Date de soutenance : le 03 Décembre 2020

Devant le jury :

BERRADA RKHAMI Ouafae	PES, Faculté des Sciences – Rabat	Présidente
BENHOUSSA Abdelaziz	PES, Faculté des Sciences – Rabat	Rapporteur/Examineur
PARISELLE Antoine	HDR, IRD / Faculté des Sciences – Rabat	Examineur
LENFANT Philippe	Professeur, Université de Perpignan Via Domitia	Examineur
ERRHIF Ahmed	PES, Faculté des Sciences Aïn Chock – Casablanca	Rapporteur/Examineur
BADAoui Bouabid	PH, Faculté des Sciences – Rabat	Rapporteur/Examineur
BAZAIRI Hocein	PES, Faculté des Sciences – Rabat	Directeur de thèse
EL OUAMARI Najib	Directeur de Centre INRH de Nador	Co-Directeur de thèse
BOISSERY Pierre	Ingénieur d'études, Agence de l'Eau France	Membre invité

Je dédie ce travail

A mes chers parents SELFATI Thami et EL-GUELAI Latifa

A mes sœurs Atika et Farah

A mes frères Youssef, Mustapha et Moussa

A ma chère femme EL AISSATI Ouassima

A ma fille ISRAE

RESUME

Cette étude a pour objectif d'évaluer la fonction de nurserie ichthyque de la lagune de Marchica et de tester, pour la première fois au Maroc, les potentialités d'ingénierie écologique en termes de restauration écologique à travers l'installation de nurseries artificielles 'Biohut®'.

Le suivi spatio-temporel, réalisé entre 2015 et 2016, a permis d'inventorier 84 espèces de poissons 'Ostéichthyens'. Les peuplements ichthyques de la lagune sont jeunes, assez diversifiés et quantitativement dominés par un nombre réduit de taxons. Les assemblages ichthyques révèlent une nette zonation du compartiment benthodémersal qui est déterminée par la profondeur. La dynamique temporelle semble être pilotée par le climat dominant dans la région, avec une structure bien distincte entre la période froide (Décembre, Janvier, Février et Mars) et la période chaude (Avril, Mai, Juin, Juillet, Août, Septembre, Octobre et Novembre). La température, en synergie avec la matière en suspension et la salinité, semble être le paramètre environnemental le plus déterminant de l'abondance des espèces de poissons. En considérant le sar à tête noire *Diplodus vulgaris* comme modèle biologique, la lagune de Marchica remplit pleinement sa fonction de nurserie selon les critères actuellement admis.

Les résultats issus du projet pilote RESPIRE-NADOR consolident l'hypothèse d'utilisation des micro-habitats artificiels, adaptés aux jeunes stades, comme dispositifs de restauration écologique des petits fonds côtiers aménagés. En outre, des spécificités liées à la qualité des habitats artificiels ont été révélées, comme c'était le cas pour les mérus et les sars. Des études plus approfondies permettraient de mieux cerner l'exigence des espèces en termes d'habitat et d'orienter les dispositifs de restauration écologique vers un niveau plus précis et adapté aux sensibilités des espèces vis-à-vis des impacts générés par les aménagements côtiers.

Mots clés : Lagune ; Poissons ; Nurserie ; Restauration Ecologique ; Méditerranée ; Maroc.

Fish fauna of the Marchica lagoon: Quantitative approach of the nursery function and opportunities for ecological restoration

ABSTRACT

The objective of this study is to evaluate the fish nursery function of the Marchica lagoon and to test, for the first time in Morocco, the potential of ecological engineering in terms of ecological restoration through the installation of artificial nurseries 'Biohut®'.

The spatio-temporal monitoring, carried out between 2015 and 2016, enabled 84 species of 'Osteichthyan' fish to be inventoried. The fish populations in the lagoon are young, fairly diversified and quantitatively dominated by a small number of taxa. The ichthyic assemblages reveal a clear zonation of the benthic-demersal compartment, which is determined by depth. The temporal dynamics seem to be driven by the dominant climate in the region, with a distinct structure between the cold period (December, January, February and March) and the warm period (April, May, June, July, August, September, October and November). Temperature, in synergy with suspended matter and salinity, seems to be the most important environmental parameter influencing the abundance of fish species. Considering the common two-banded seabream *Diplodus vulgaris* as a biological model, the Marchica lagoon fully fulfils its nursery function according to currently accepted criteria.

The results of the RESPIRE-NADOR pilot project consolidate the hypothesis of using artificial microhabitats, adapted to the young stages, as ecological restoration devices for the shallow coastal bottoms. In addition, specificities linked to the quality of artificial habitats have been revealed, as was the case for groupers and seabreams. More in-depth studies would help to better define the habitat requirements of species and to direct ecological restoration measures towards a more precise level adapted to the sensitivity of species to the impacts generated by coastal development.

Keywords: Lagoon; Fish; Nursery; Ecological restoration; Mediterranean; Morocco.

REMERCIEMENTS

Ce travail de thèse n'aurait pas pu aboutir sans la précieuse aide de nombreuses personnes.

Je tiens tout d'abord à remercier Monsieur **Hocein BAZAIRI**, mon Directeur de thèse, pour m'avoir donné l'opportunité de réaliser ce travail, mais surtout pour la confiance qu'il m'a accordée. Je me souviens de la première rencontre où je vous ai sollicité pour m'encadrer : vous m'avez dit qu'on ne se connaissait pas encore assez bien ! De ma part, il m'a suffi de vous avoir rencontré sur le terrain et vu en plein encadrement de vos doctorants.

Mes vifs remerciements à mon Co-directeur de thèse, Monsieur **Najib EL OUAAMARI**, Directeur du centre régional de l'Institut National de Recherche Halieutique à Nador, pour avoir maintenu sa confiance en mes compétences en acceptant de codiriger ma thèse de doctorat. Je le remercie pour sa disponibilité, ses précieux conseils, ses généreuses orientations et pour le soutien qu'il n'a cessé de m'apporter durant la réalisation de ma thèse.

Je profite aussi de l'occasion pour remercier Monsieur **Abdelhakim MESSFIOUI**, ancien Directeur du centre régional de l'Institut National de Recherche Halieutique à Nador, pour m'avoir accueillie chaleureusement et pour m'avoir donné accès aux moyens logistiques de son institution.

Mes remerciements vont également à Monsieur **Philippe LENFANT**, Professeur à l'Université de Perpignan, pour ces précieux conseils en sa qualité de membre du comité de ma thèse et pour m'avoir accueillie au sein du laboratoire du Centre de Formation et de Recherche sur les Environnements Méditerranéens (CEFREM) à Perpignan en France.

Je remercie aussi l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse pour le soutien financier, et plus particulièrement Monsieur **Pierre BOISSERY** pour son implication et ses conseils avisés en matière de restauration écologique.

Mes remerciements vont également à la société Écocean, notamment à son fondateur et président Monsieur **Gilles LECAILLON**, à **Amélie FONCUBERTA**, **Sébastien FONBONNE** et **Rémy DUBAS**. Merci d'avoir contribué au financement de la thèse, mais aussi pour m'avoir initié aux techniques de comptage visuel de poissons en plongée.

Je tiens à exprimer mes sincères remerciements aux membres du jury, à commencer par la Présidente, Madame **Ouafae BERRADA RKHAMI**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat. Merci de m'honorer en acceptant de présider le jury de ma thèse de Doctorat.

J'exprime tous mes remerciements à Monsieur **Abdelaziz BENHOUSSA**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, pour avoir accepté d'être rapporteur de ce travail de thèse et d'être membre du jury de soutenance. Je lui adresse mes sentiments les plus respectueux.

Mes vifs remerciements à Monsieur **Antoine PARISELLE**, chargé de recherche hors classe à l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) en affectation à la Faculté des Sciences de Rabat, pour sa participation à mon jury de thèse et pour toutes ses remarques judicieuses qu'il m'a faites.

A nouveau, j'adresse mes remerciements à Monsieur **Philippe LENFANT**, Professeur à l'Université de Perpignan, pour avoir accepté d'être membre du jury de soutenance et d'examiner ce travail.

Je remercie également Monsieur **Ahmed ERRHIF**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences Aïn Chock Casablanca, pour avoir accepté d'être rapporteur de ma thèse et d'être membre du jury de soutenance. Qu'il soit assuré de ma sincère reconnaissance.

Mes remerciements se dirigent vers Monsieur **Bouabid BADAOU**, Professeur Habilité à la Faculté des Sciences de Rabat, pour avoir aimablement accepté d'être rapporteur de ce travail et de faire partie de mon jury de thèse.

J'adresse mes profonds remerciements à Monsieur le Doyen de la Faculté des Sciences de Rabat et au Directeur Général de l'Institut National de Recherche Halieutique.

Je m'excuse, si j'ai oublié de mentionner des personnes. Que toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réussite de ce travail de thèse, trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude.

AVANT-PROPOS

Cette étude s'inscrit dans la cadre de la convention, signée en 2015, entre la Faculté des Sciences de Rabat (FSR) et l'Institut National de Recherche Halieutique (INRH). Elle a été financée dans le cadre de la coopération internationale par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse (<https://www.eaurmc.fr/>) et la société Ecocean (<http://www.ecocean.fr/>). Ce financement a été géré par l'association « Action Bleu Maroc », domiciliée à la Faculté des Sciences de Rabat. La thèse a également bénéficié de l'appui financier de la Faculté des Sciences de Rabat (bourse de doctorat) et de l'Institut National de Recherche Halieutique (Moyens logistiques). Elle a été aussi supportée par le programme européen de mobilité ERASMUS+ pour un séjour scientifique de six mois à l'Université de Perpignan en France.

SOMMAIRE

INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1 : SITE D’ETUDE ET APPROCHES METHODOLOGIQUES.....	5
1. PRESENTATION DE LA LAGUNE DE MARCHICA	7
1.1. Situation géographique	7
1.2. Conditions climatiques.....	8
1.3. Historique des communications (passes) de la lagune de Marchica avec la mer	9
1.4. Bathymétrie.....	11
1.5. Hydrodynamisme	12
1.6. Renouvellement des eaux dans la lagune de Marchica.....	13
1.7. Sédimentologie	14
1.8. Biodiversité et patrimoine naturel.....	16
1.9. Activité de la pêche artisanale dans la lagune de Marchica.....	18
2. PROTOCOLES D’ECHANTILLONNAGE.....	20
2.1. Pêche scientifique	20
2.2. Comptage visuel (Underwater visual Census, UVC).....	28
CHAPITRE 2 : INVENTAIRE ACTUALISE DE LA FAUNE ICHTYQUE DE LA LAGUNE DE MARCHICA	31
1. INTRODUCTION.....	37
2. MATERIALS AND METHODS	40
2.1. Study site.....	40
2.2. Data sources	41
3. RESULTS AND DISCUSSION	43
3.1. Taxonomic diversity	43
3.2. Functional diversity	49
3.3. Biodiversity status and threatened species.....	52
4. CONCLUSION	54
CHAPITRE 3 : ASSEMBLAGES DES POISSONS DE LA LAGUNE DE MARCHICA (MEDITERRANEE, MAROC) : ORGANISATION SPATIALE ET FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX.....	55
2. INTRODUCTION.....	61
3. MATERIALS AND METHODS	64
3.1. Study area.....	64
3.2. Sampling design and environmental data	66

3.3. Data analysis	67
4. RESULTS.....	69
4.1. General composition of the fish fauna	69
4.2. Ecological and trophic structure of fish assemblage in the Marchica lagoon.....	71
4.3. Spatial structure of fish assemblage in the Marchica lagoon.....	72
4.4. Environmental drivers of fish assemblage structure inside the lagoon.....	75
5. DISCUSSION	78
5.1. Fish assemblage diversity	78
5.2. Spatial structure and environmental drivers of fish assemblage in the Marchica lagoon.....	81
6. CONCLUSION	85
CHAPITRE 4 : ORGANISATION SPATIO-TEMPORELLE DES ASSEMBLAGES DE POISSONS DE LA LAGUNE DE MARCHICA : INTERACTIONS BIOTIQUES ET ABIOTIQUES.....	87
1. INTRODUCTION.....	89
2. MATERIELS ET METHODES.....	91
2.1. Site d'études.....	91
2.2. Echantillonnage.....	91
2.3. Analyse des données	93
2.4. Traitements statistiques.....	95
3. RESULTATS	96
3.1. Paramètres environnementaux	96
3.2. Les assemblages ichtyques de la lagune de Marchica	103
3.3. Variabilité spatio-temporelle des descripteurs et des indices de diversité.....	107
3.4. Organisation temporelle des assemblages ichtyques.	109
3.5. Influence des paramètres environnementaux	112
4. DISCUSSION	114
5. CONCLUSION	116
CHAPITRE 5 : APPROCHE QUANTITATIVE DE LA FONCTION DE NOURRICERIE DE LA LAGUNE POUR LA FAUNE ICTHYQUE	119
1. INTRODUCTION.....	121
2. MATERIEL ET METHODES	123
2.1. Site d'étude	123
2.2. Echantillonnage.....	123
2.3. Marquage de poissons.....	125
2.4. Traitement des données.....	127

3. RESULTATS	128
3.1. Composition générale du peuplement.....	128
3.2. Recrutement et structures en taille des espèces typifiantes	130
3.3. Condition dans la lagune versus condition dans la mer adjacente.....	132
3.4. Connectivité entre l’habitat nourricerie et l’habitat adulte	134
4. DISCUSSION.....	135
5. CONCLUSIONS.....	139
CHAPITRE 6 : PROMOUVOIR LA RESTAURATION DES COMMUNAUTES DE POISSONS PAR L’UTILISATION D’HABITATS ARTIFICIELS DANS LES MARINAS COTIERES	141
1. INTRODUCTION.....	147
2. MATERIALS AND METHODS	148
2.1. Study site.....	148
2.2. Key features of groupers	149
2.3. Data collection	151
3. RESULTS.....	153
4. DISCUSSION	155
CHAPITRE 7 : RESTAURATION ECOLOGIQUE DES PETITS FONDS COTIERS DE LA LAGUNE DE MARCHICA : APPLICATION DE L’INGENIERIE ECOLOGIQUE	159
1. CONTEXTE.....	161
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	164
2.1. Présentation du site	164
2.2. Module design.....	166
2.3. Protocole de suivi.....	167
2.4. Analyses statistiques	169
3. RÉSULTATS	169
3.1. Caractéristiques générales.....	170
3.2. Les Biohut versus la digue.....	172
3.3. Abondance	173
3.4. Richesse spécifique	175
3.5. Traitement par classes de taille	175
4. DISCUSSION	176
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	181
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	191
ANNEXES.....	215

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation géographique de la lagune de Marchica (source : Google Earth).....	7
Figure 2 : Diagramme ombrothermique de Nador (1982-2012) (source : Climate-Data.org ; consulté le 10/06/2020 à 12h00)	8
Figure 3 : Rose des vents (2011-2019) – Données de l'aéroport de Melilla (GEML), disponible en ligne sur le site de l'Iowa Environmental Mesonet (https://mesonet.agron.iastate.edu/sites/windrose.phtml?network=ES__ASOS&station=GEML); consulté le 10/06/2020 à 10h00).....	9
Figure 4 : Localisation des passes entre la mer et la lagune de Marchica (Boyauzan et Irzi, 2016 modifié).	10
Figure 5 : Bathymétrie récente de la lagune de Marchica (source : INRH/DO/LMOE, 2019).	11
Figure 6 : Courant de surface de la lagune de Marchica mois de Novembre 2018. (Modèle SHYFEM, Umgiesser et al., 2014 ; Chair et al., 2018).	13
Figure 7 : Temps de renouvellement de l'eau de la lagune de Marchica selon la passe d'entrée actuelle moyenné sur les mois de Novembre – Décembre 2018 (Chair et al., 2018).	14
Figure 8 : Répartition des sédiments dans la lagune de Marchica (source : CRTS-INRH, 2004).	15
Figure 9 : Quelques représentants de la macroflore de la lagune de Marchica.	16
Figure 10 : Quelques représentants de la faune aquatique de la lagune de Marchica.	17
Figure 11 : Localisation des principaux sites de pêche autour de la lagune de Marchica.	18
Figure 12 : Vue des principaux sites de pêche autour de la lagune de Marchica (Photos Marchica Med).	20
Figure 13 : Situation des stations de la campagne de pré-échantillonnage ichtyque réalisée en Juin 2015.	22
Figure 14 : Réseau de suivi par pêche scientifique de la faune ichtyque de la lagune de Marchica.	23
Figure 15 : Photos illustrant l'échantillonnage par la senne tournante et coulissante dans la lagune de Marchica.	27
Figure 16 : Principaux traitements des échantillons de poissons au laboratoire.	28
Figure 17 : Synthèse du projet RESPIRE.....	29
Figure 18 : Biohut® ponton installé dans la marina d'Atalayoun (Photo Ecocean).	30
Figure 19 : Study area with pass history and localization of sampling stations during 2015-2016.	41
Figure 20 : Specie's occurrence status by family recorded in the Marchica lagoon.	48
Figure 21 : Ecological status of the Marchica lagoon's fish fauna.	49
Figure 22 : Ecological situation of the lagoon's fish fauna before (Pre-2011) and after (Post-2011) the opening of the new inlet since 2011.	50

Figure 23 : Trophic diversity of the Marchica lagoon's fish fauna. Feeding guilds: BV- strictly benthivores; DV- detritivores; HV-herbivores; PL-planktivores; HZ-hyperbenthos-zooplankton feeders; HP- hyperbenthos-fish feeders; HZ-HP- fish showing an ontogenetic change in feeding preference from HZ to HP; Bmi-HP- fish showing an ontogenetic change in feeding preference from microbenthos to HP; OV- omnivores.	51
Figure 24 : Trophic dynamics of the lagoon's fish fauna pre and post restoration. Feeding guilds: BV- strictly benthivores; DV- detritivores; HV-herbivores; PL-planktivores; HZ-hyperbenthos-zooplankton feeders; HP- hyperbenthos-fish feeders; HZ-HP- fish showing an ontogenetic change in feeding preference from HZ to HP; Bmi-HP- fish showing an ontogenetic change in feeding preference from microbenthos to HP; OV- omnivores.	52
Figure 25. The Marchica Lagoon with location of the sampling stations (S2-S32) and key flowing rivers (Oueds). Dashed lines indicate main groups of stations (G1, G2, G3, G4 and S20) as identified in the cluster analysis applied to benthic-demersal fish species (see Fig. 26a).	64
Figure 26: Cluster analysis, with SIMPROF test (a, benthic-demersal fish assemblage; b, pelagic fish assemblage) based on fish species abundance showing reciprocal relations between the 32 sampled stations in the Marchica lagoon according to Bray–Curtis similarity.	72
Figure 27: PCA of environmental variables (D, depth; T, water temperature; S, salinity; pH, water pH; DO, dissolved oxygen; SM, suspended matter; VC, vegetation cover) with benthic-demersal groups projection.	76
Figure 28: dbRDA of DistLM analysis of environmental variables driving the spatial distribution of benthic demersal fish assemblage (a) and pelagic fish assemblage (b), based on species abundance. Fitted variation refers to the variance within the linear model created during the DistLM analysis, while total variation refers to the variance within the original data.	78
Figure 29 : Réseau de suivi par pêche scientifique de la faune ichthyique de la lagune de Marchica.	93
Figure 30 : Variations temporelles (a) et spatiales (b) des valeurs de la température de l'eau en surface dans la lagune de Marchica.	97
Figure 31 : Variations temporelles (a) et spatiales (b) des valeurs de la salinité de l'eau en surface de la lagune de Marchica.	98
Figure 32 : Variations temporelles (a) et spatiales (b) des valeurs de la conductivité de l'eau des eaux de surface de la lagune de Marchica.	99
Figure 33 : Variations temporelles (a) et spatiales (b) des valeurs du pH de l'eau de la lagune de Marchica.	100
Figure 34 : Variations temporelles (a) et spatiales (b) des valeurs de la MES dans la lagune de Marchica.	101
Figure 35 : Organisation temporelle des paramètres environnementaux dans la lagune de Marchica : a : analyse en composantes principales (PCA) ; b : analyse hiérarchique ascendante.	102
Figure 36 : Composition en famille des taxons de poissons recensés dans la lagune de Marchica entre Octobre 2015 et Septembre 2016.	103

Figure 37 : Composition par guildes écologiques des peuplements ichthyques de la lagune de Marchica entre Octobre 2015 et Septembre 2016.	106
Figure 38 : Composition par guildes trophiques des peuplements ichthyques de la lagune de Marchica entre Octobre 2015 et Septembre 2016. Les groupe trophiques : strictement benthivores, Bv ; détritivores, DV ; herbivores, HV ; planctivores, PL ; poissons hyperbenthos-zooplanctonique, HZ ; espèces ayant un régime alimentaire qui peut changer d'hyperbenthos zooplanctonique à hyperbenthos ; HZ-HP ou du microbenthos à HP, Bmi-HP ; omnivores, Ov.	107
Figure 39 : Variabilité temporelle (a, richesse spécifique ; c, abondance ; e, indice de Shannon ; g, indice d'équitabilité ; i, biomasse) et spatiale (b, richesse spécifique ; d, abondance ; f, indice de Shannon ; h, indice d'équitabilité ; j, biomasse) des descripteurs et des indices de diversité de la faune ichthyque de la lagune de Marchica entre octobre 2015 et septembre 2016.	109
Figure 40 : Analyse d'ordination (nMDS) (a) et de classification (b) effectuées sur la base d'une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis.	110
Figure 41 : Structure temporelle des assemblages de poissons après ordination dbRDA en fonction des paramètres sélectionnés.	112
Figure 42: Localisation géographique de la lagune de Marchica et réseau de suivi par pêche scientifique de la faune ichthyque.	124
Figure 43: Illustration de la technique du marquage. A : pistolet marqueur. B : sars marqués. C : sars venant d'être relâchés.	125
Figure 44 : Marque spaghetti de type T-bar anchor tag utilisée pour le marquage des poissons de la lagune de Marchica.	126
Figure 45 : Répartition des effectifs par espèces de sparidés dans la lagune de Marchica et dans la zone marine adjacente entre octobre 2015 et septembre 2016.	128
Figure 46 : Variabilité temporelle des Sparidés typifiant de la lagune de Marchica. (a) : abondance moyenne saisonnière par espèce ; (b) : abondance moyenne saisonnière des espèces de Sparidés regroupées.	131
Figure 47 : Caractéristiques démographiques du sar à tête noire dans la lagune de Marchica. (a) : structure en taille ; (b) : évolution mensuelle de la taille moyenne ; (c) : fréquences de taille mensuelles.	132
Figure 48 : Évolution temporelle du coefficient de condition du sar à tête noire au sein de la lagune de Marchica entre Octobre 2015 et Septembre 2016.	133
Figure 49 : Map showing the network of experimental fishing stations and the Biohut installation. (a) Marina of Atalayoun; underwater visual counting area. (b) Pontoon on a Biohut cage fixed under a floating pontoon.	149
Figure 50 : Biohut and illustration of the underwater visual counting protocol.	152
Figure 51: Photos of the grouper species observed in the Marchica lagoon. (a) <i>Epinephelus marginatus</i> , (b) <i>Mycteroperca rubra</i> , (c) <i>Epinephelus caninus</i> and (d) <i>Epinephelus costae</i>	153
Figure 52: Total abundance of groupers in the artificial (visual census, 50 x 4m ²) and natural habitats (32 purse seines, ~76000 m ²) in the Marchica lagoon.	154
Figure 53 : Réseau de suivi RESPIRE.	164
Figure 54 : Site pilote de la marina d'Atalayoun.	165

Figure 55 : Biohut installés dans la marina d'Atalayoun.	166
Figure 56 : Disposition des unités d'observation dans la marina d'Atalayoun.	167
Figure 57 : Biohut et illustration du protocole de comptage visuel des poissons.	168
Figure 58 : Composition et abondance totale des taxons ichtyques observés au niveau des habitats artificiels (Biohuts et digues) de la marina d'Atalayoun.	171
Figure 59 : Évolution mensuelle de l'abondance moyenne et de la richesse spécifique de la faune ichtyque recensée dans la marina d'Atalayoun. Période en sombre : moyennes issues uniquement de la digue.	172
Figure 60 : Evolution de l'abondance moyenne par structure (biohut vs digue) dans la marina d'Atalayoun.	173
Figure 61 : Evolution de de la richesse moyenne par structure.	175
Figure 62 : Comparaison des classes de taille entre les structures (Biohut vs Digue) dans la marina d'Atalayoun. (*) différence significative ($p < 0,05$, test de Kruskal-Wallis).	176
Figure 63 : Analyse d'ordination (nMDS) effectuée sur la base d'une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis pour les assemblages ichtyques dans les biohut et la digue de la marina d'Atalayoun.	178

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Calendrier de deux principaux métiers et espèces associées dans la lagune de Marchica (source : INRH/CR-Nador/LP, 2015).	19
Tableau 2 : Avantages et inconvénients des principales techniques d'échantillonnage des poissons.	24
Table 3. Checklist of fishes reported from Marchica lagoon (1908–2016). IUCN Red List Status: CR-Critically Endangered; VU-Vulnerable; NT-Near Threatened; LC-List Concern; DD-Data Deficient; NE-Not Evaluated; EN- Endangered. EG- Ecological guilds: D-Diadromes; M-Marines; R-Residents. FG- Feeding guilds: BV- strictly benthivores; DV-detritivores; HV-herbivores; PL-planktivores; HZ-hyperbenthos-zooplankton feeders; HP-hyperbenthos-fish feeders; HZ-HP- fish showing an ontogenetic change in feeding preference from HZ to HP; Bmi-HP- fish showing an ontogenetic change in feeding preference from microbenthos to HP; OV- omnivores. Record reference: 1: Oden (1914), 2: Cabo (1953), 3: Aloncle (1961), 4: Boucherea et al. (2000), 5: Jaafour et al. (2015), 6: present study. Post-hydraulogical intervention inventory: (*): Earlier reported; (**): New records.....	44
Table 4. Assessment of biodiversity status of Marchica fishes (Categorization of threatened and non-threatened species with conservation status).....	53
Table5: Fish species sampled in the Marchica lagoon, with allocation to family, trophic group (TG) and ecological group (EG) as defined by Franco et al. (2008a), and Habitat (P: pelagic; BD: benthio-demersal). Percentage of total abundance (N %), biomass (B %), and frequency of occurrence (FO: F - frequent; C - common; O - occasional; R - rare; A - accidental) are indicated. Although fish of the Mugilidae species were found in the net, these are not shown here and were not included in the analysis due to low efficiency of the method in capturing for this group.....	70
Table 6: Summary of biodiversity indicators for groups of stations as identified by the cluster analysis performed on the benthio-demersal fish assemblage.	73
Table 7: Result of Simper analysis between cluster groups for the benthio-demersal fish assemblage. AS = Average similarity; Contrib. % = percentage of contribution explained by each species.	74
Table 8: Environmental variables (mean $\pm$ standard deviation, min–max range) measured for the Marchica lagoon. Stations where minima and maxima were recorded are indicated in parenthesis.	76
Table 9: Results of distance-based multivariate linear model (DISTLM) for benthio-demersal species abundance showing the percentage variation explained by best-selected environmental variables.	77
Table 10: Results of distance-based multivariate linear model (DISTLM) for pelagic species abundance showing the percentage variation explained by best-selected environmental variables.	78
Tableau 11 : Espèces de poissons capturées dans la lagune de Marchica. Le groupe trophique (FG : strictement benthivores, Bv ; détritivores, DV ; herbivores, HV ; planctivores, PL ; poissons hyperbenthos-zooplanktonique, HZ ; espèces ayant un régime alimentaire qui peut changer d'hyperbenthos zooplanktonique à hyperbenthos ; HZ-HP ou du microbenthos à HP, Bmi-HP ; omnivores, Ov), le groupe écologique (EG : résidentes, R ; marines migrantes,	

MM ; marines occasionnelles, MS) tel que défini par Fanco et al. (2008a). Pourcentage dans l'abondance totale, N%; pourcentage dans la biomasse totale, B%.	105
Tableau 12 : Contributions en pourcentage des espèces à la similarité/ dissimilarité moyenne des groupes, identifiées avec l'analyse SIMPER.....	111
Tableau 13 : Significativité de la relation entre les facteurs abiotiques et les abondances mensuelles. Avec % : contribution relative de chaque variable environnementale aux variations de la structure temporelle et P : probabilité associée.....	112
Tableau 14 : Coefficients de corrélation (Spearman) des variables sélectionnées (Temperature et MES) avec les espèces retenues dans l'analyse. (*): Corrélation significative.....	113
Tableau 15 : Comparaison spécifique des abondances moyennes et des pourcentages des juvéniles (% Juv) entre la lagune et la zone marine adjacente. * : différence significative ($P < 0,05$) pour le test deKruskal-Wallis.....	129
Tableau 16 : Chronogramme de recrutement des sparidés dans la lagune. Fréquence d'occurrence, FO (F : fréquent ; C : commun ; O : occasionnel ; R : rare ; A : accidentel)...	130
Tableau 17 : état des indices de performances du sar à tête noire dans la lagune et leur zone marine adjacente.....	134
Tableau 18 : Résumé pour les sept sars recapturés sur la période d'étude. LT : longueur totale en millimètre.	135
Tableau 19 : Comparaison entre les conditions environnementales de la lagune et de la mer adjacente et leurs correlations avec l'abondance du sar à tete noire (<i>Diplodus vulgaris</i>)......	138
Tableau 20 : Etats spécifiques d'abondance et d'occurrence inter-structures. Fréquence d'occurrence, FO (F : fréquent ; C : commun ; O : occasionnel ; R : rare ; A : accidentel). *, différence significative ($p < 0.05$) ; différence très significative ($p < 0.01$).	174

INTRODUCTION

La zone côtière est une zone de transition très dynamique entre le continent et l'océan. Elle constitue l'une des interfaces les plus actives de la biosphère (Gattuso et al., 1998) et fournit d'importants services écosystémiques pour le bien être des humains (Kempe, 1988 ; Crossland et al., 2003 ; Lau et al., 2019). Malgré sa superficie limitée par rapport à celle des mers et des océans, la zone côtière joue un rôle important dans le cycle de nombreux éléments biogéochimiques (Dürr et al., 2011).

Les lagunes sont des écosystèmes très particuliers de la zone côtière. Elles occupent environ 13 % du littoral mondial (Kjerfve, 1994) et comptent parmi les habitats côtiers les plus précieux de la planète (Pérez-Ruzafa et al., 2019). Ces écosystèmes sont connus pour leur productivité élevée (Newton et al., 2018) et leur importance pour de nombreux processus biogéochimiques (Sousa et al., 2013). Outre leur intérêt écologique, ces écosystèmes semi-fermés fournissent des biens et des services écosystémiques précieux pour l'Homme (Newton et al., 2018 ; Velasco et al., 2018). Ces biens et services ont non seulement une valeur économique mais aussi des valeurs sociétales, patrimoniales et scientifiques (Lassere, 1979 ; Levin et al., 2001 ; Kennish et Parerl, 2010 ; de Groot et al., 2012).

Les lagunes côtières offrent des conditions de vie très particulières pour de nombreuses espèces de poissons (McLusky et Elliott, 2004 ; Sheaves et al., 2015). Elles jouent un rôle prépondérant dans le cycle de vie de nombreuses espèces qualifiées de marines, migratrices ou résidentes (Verdiell-Cubedo et al., 2013). Selon les espèces, ces habitats remplissent différentes fonctions écologiques que ce soit en tant que zones de nourricerie, de frayère et d'alimentation ou en tant que corridor de migration (Laffaille et al., 2000 ; Koutrakis et al., 2005 ; Cattrijsse & Hampel 2006 ; Franco et al., 2006 ; Aliaume et al., 2007). A l'échelle du globe, plusieurs lagunes côtières ont été qualifiées de zones de nourriceries de poissons (*e.g.* Franco et al., 2006 ; Abecasis et al., 2009). Elles constituent des habitats essentiels pour les juvéniles de poissons qui tirent profit des conditions propices à leurs croissances et à leurs survies, notamment l'abondance et la diversification de la nourriture et la protection contre les prédateurs (Beck et al., 2001).

Les lagunes côtières sont comptées parmi les systèmes naturels les plus utilisés et les plus menacés du monde (Eisenreich, 2005 ; Newton et al., 2018). Elles sont confrontées à des perturbations, de plus en plus amplifiées, qui se matérialisent par des transformations physique et chimique, la pollution, la surexploitation de leurs ressources naturelles, les invasions biologiques, la destruction de l'habitat et les changements dans la biodiversité (MA,

2005 ; Halpern et al., 2007, 2008). En outre, les lagunes côtières sont des systèmes sentinelles très vulnérables aux impacts potentiels liés au changement climatique (Eisenreich, 2005), notamment parce que ces systèmes jouent un rôle clé dans la régulation de l'eau, des nutriments et des organismes entre la terre, les rivières et l'océan (Newton et al., 2014).

La lagune de Marchica (ou encore lagune de Nador), unique lagune sur la façade méditerranéenne du Maroc, constitue un exemple de ces zones côtières vulnérables. Depuis quelques années, la lagune et son pourtour immédiat sont en pleine mutation (installation de projets touristiques, construction de marinas, etc.). La forte urbanisation qu'a connue son rivage a engendré des perturbations de natures diverses (pollutions, pertes d'habitats, etc.) qui se sont répercutées sur les valeurs écologiques de l'écosystème. Le défi actuel est d'arriver à un consensus entre les enjeux de conservation de ses valeurs patrimoniales et le développement croissant des aménagements que connaît la région.

En se basant sur la faune ichthyique, cette étude se propose de cerner les réponses et les trajectoires d'adaptation de la lagune aux changements environnementaux qu'elle a connus récemment. Il s'agit ici de répondre principalement à la question de savoir si la lagune de Marchica assure encore sa fonction de nurserie pour les espèces de poissons dans le contexte actuel de changements globaux. D'autre part, en raison de la perte des petits fonds (frange littorale comprenant l'infra-littoral ainsi que les milieux de transition tels que les lagunes ou les estuaires) de la lagune dont le rôle n'est plus à démontrer pour les juvéniles de poissons, ce travail de thèse de doctorat était l'occasion de tester, pour la première fois au Maroc, les potentialités d'ingénierie écologique et de restauration écologique à travers l'installation d'habitats artificiels en tant que réparation de la perte des habitats dans la lagune de Marchica.

La première partie de la thèse se réfère à l'évaluation de la fonction de nurserie de la lagune de Marchica. Après une description sommaire du site d'étude et des approches méthodologiques adoptées (**chapitre 1**), une actualisation de l'inventaire des poissons s'est avérée nécessaire (**chapitre 2**) afin de mieux cerner la diversité actuelle de la faune ichthyique de la lagune. Ensuite, pour une compréhension du fonctionnement actuel de la lagune, une analyse spatiale (**chapitre 3**) et spatio-temporelle (**chapitre 4**) des assemblages ichthyiques de la lagune a été entreprise en vue d'identifier leurs patrons de distribution et les paramètres de l'environnement responsables de l'organisation et de la structuration des assemblages ichthyiques dans la lagune. Enfin, la fonction de nurserie de la lagune de Marchica a été

évaluée et discutée en se basant sur les critères communément admis à l'échelle internationale **(chapitre 5)**.

La deuxième partie de ce document se réfère aux potentialités de restauration de la fonction écologique des petits fonds à l'aide d'habitats artificiels. Une attention particulière a été donnée à l'intérêt de ces habitats artificiels pour des espèces emblématiques et d'intérêt pour la conservation en Méditerranée, en l'occurrence le mérou brun **(chapitre 6)**. Les résultats de suivi du projet pilote d'installation des habitats artificiels « Biohut » dans la Marina d'Atalaye ont été analysés et discutés en termes d'efficacité écologique **(chapitre 7)**.

Le document se termine par une conclusion générale dans laquelle sont rappelés les principaux résultats obtenus dans la présente étude.

CHAPITRE 1 : SITE D'ETUDE ET APPROCHES METHODOLOGIQUES

1. PRESENTATION DE LA LAGUNE DE MARCHICA

1.1. Situation géographique

Avec environ 115 km², la lagune de Marchica (ou lagune de Nador) est l'unique lagune sur la façade méditerranéenne marocaine et la deuxième plus grande lagune en Afrique du Nord. Délimitée au Nord-Ouest par le Cap des Trois Fourches et au Sud-Est par le Cap de l'Eau, elle se situe plus exactement entre les latitudes 35°14'N et 35°05'N et entre les longitudes 002°56'W et 002°44'W. Allongé parallèlement à la côte, cet écosystème est séparé de la mer par un cordon dunaire orienté NO-SE et occupant une bande côtière de 25 km de longueur et 0,3 à 1,5 km de largeur. Son alimentation hydrique est assurée à la fois par les eaux marines, la nappe phréatique et les nombreux émissaires de la bordure continentale. Administrativement, elle fait partie de la province de Nador et appartient à quatre communes : deux urbaines (Nador et Beni Ansar) et deux rurales (Bouareg et Arekmane) (**Figure 1**).



Figure 1 : Localisation géographique de la lagune de Marchica (source : Google Earth).

1.2. Conditions climatiques

Le climat de la région de Nador est de type semi-aride, caractérisé par une période sèche entre avril et octobre, et une période humide entre novembre et mars. Les températures moyennes varient entre 12,5°C, enregistrées en Janvier, et 25,9°C, enregistrée en Août. La pluviométrie est très variable d'une année à l'autre et oscille autour d'une moyenne annuelle de 300 mm. Les mois hivernaux (Décembre, Janvier et Février) sont les plus pluvieux de l'année (Figure 2).

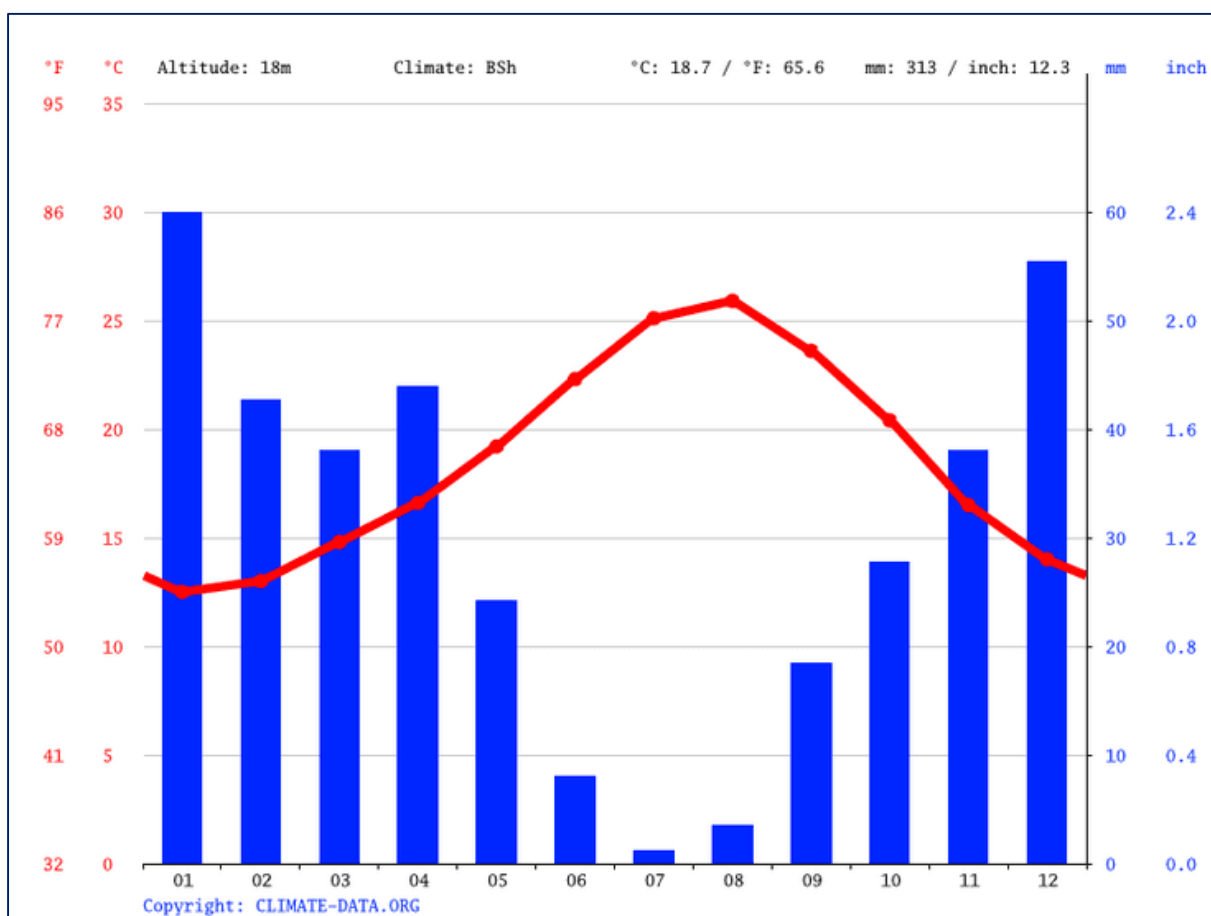


Figure 2 : Diagramme ombrothermique de Nador (1982-2012) (source : Climate-Data.org ; consulté le 10/06/2020 à 12h00)

La région se trouve également sous l'influence des pressions sahariennes qui sont à l'origine des vents chauds et secs (Chergui et Sirocco). Les montagnes rifaines et les monts de Béni Snassen atténuent, respectivement, les perturbations provenant de l'atlantique et les vents chauds et secs. Le régime général des vents est de direction NW-W-SW de novembre à mai et

NE-E de mai à octobre. Ces vents exercent une grande influence sur la direction et la force des courants de surface (**Figure 3**).

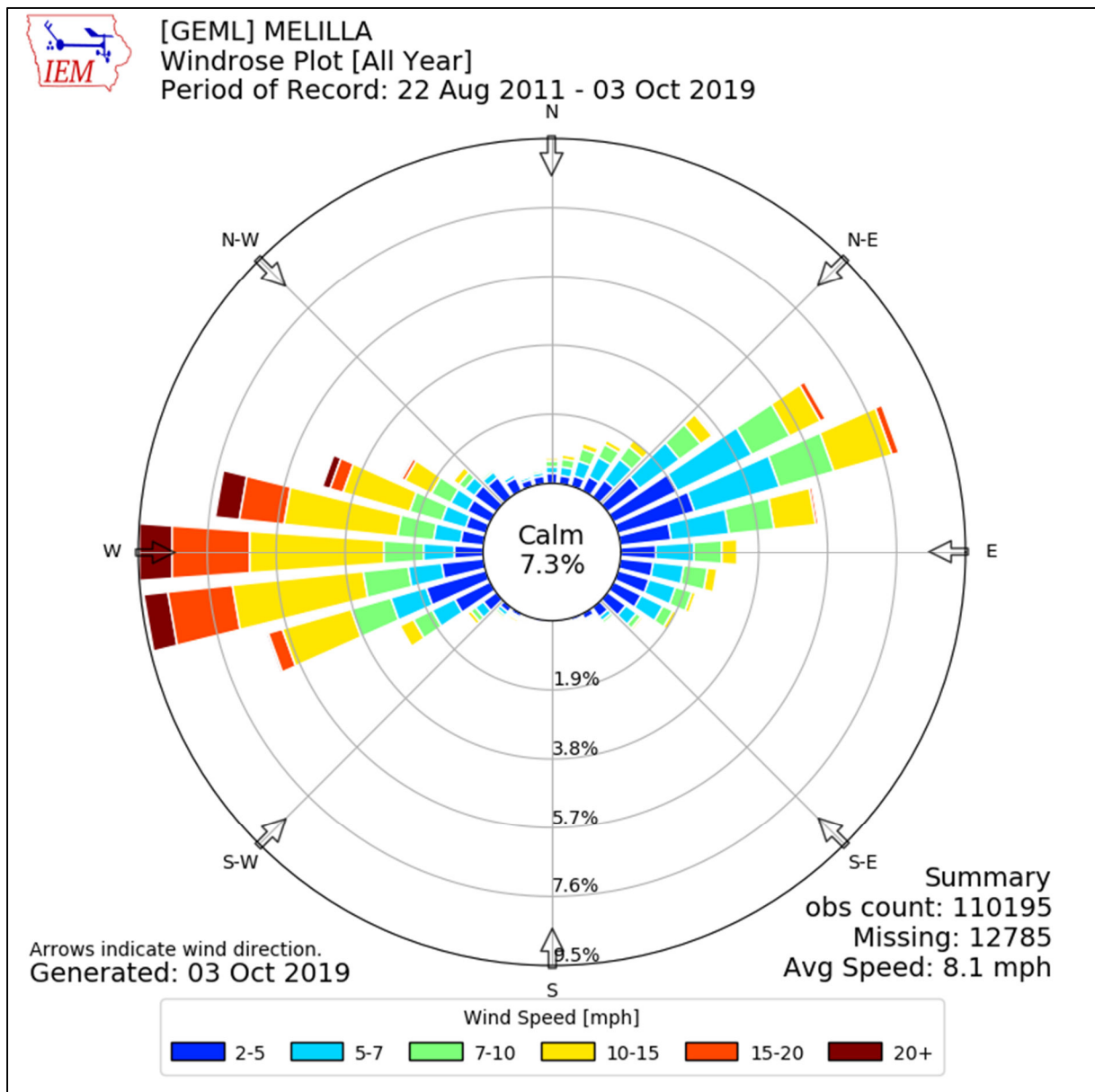


Figure 3 : Rose des vents (2011-2019) – Données de l'aéroport de Melilla (GEML), disponible en ligne sur le site de l'Iowa Environmental Mesonet (https://mesonet.agron.iastate.edu/sites/windrose.phtml?network=ES__ASOS&station=GEML; consulté le 10/06/2020 à 10h00)

1.3. Historique des communications (passes) de la lagune de Marchica avec la mer

La communication de lagune de Marchica avec la mer Méditerranée est assurée par une passe artificielle fonctionnelle depuis 2011 (300 m de largeur et 6 m de profondeur) et appelée

localement Bocana. La position de la passe a connu des changements au cours du temps, induisant à chaque fois une nouvelle dynamique lagunaire. La **figure 4** montre l'emplacement de différentes passes au fil du temps.

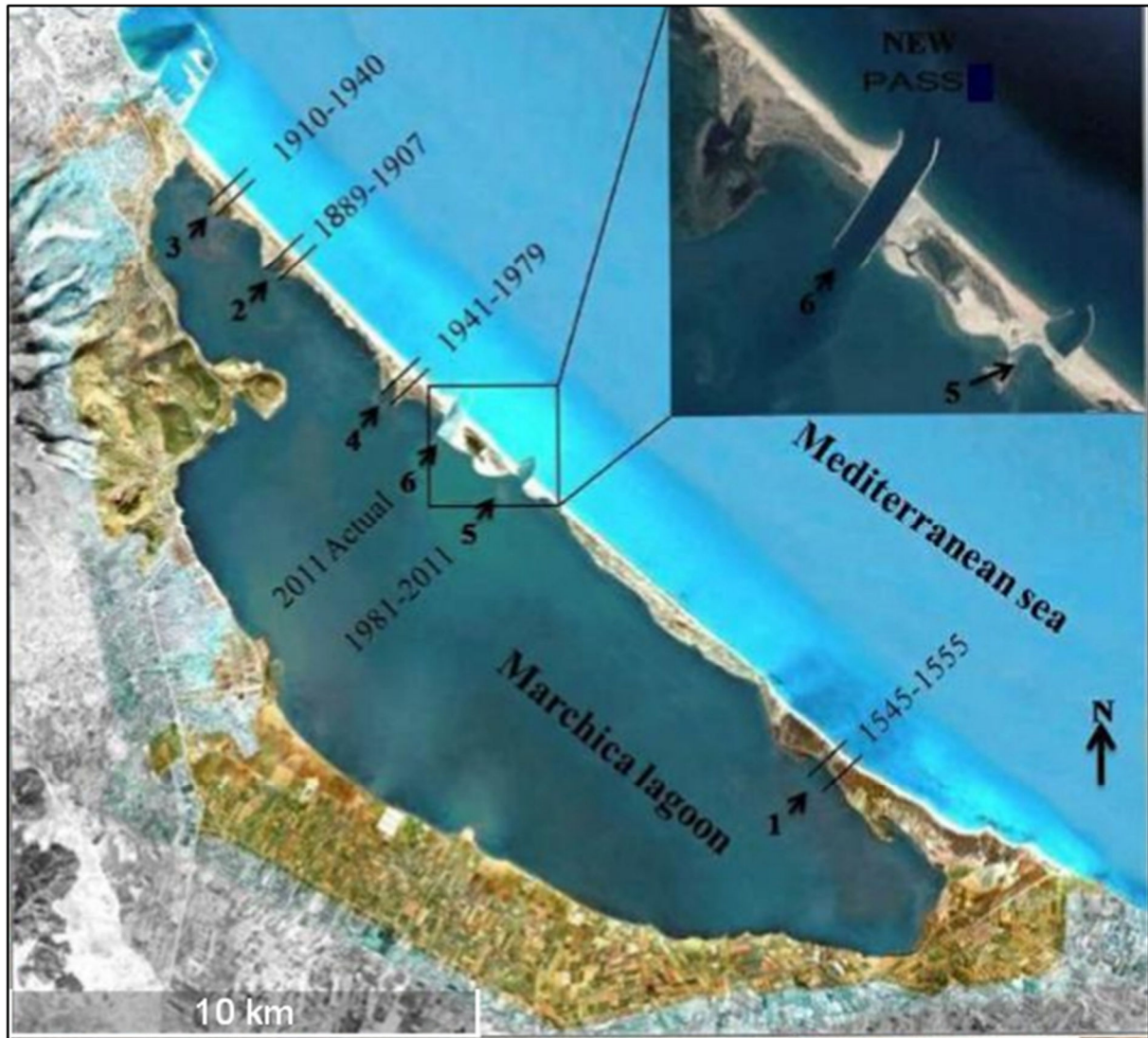


Figure 4 : Localisation des passes entre la mer et la lagune de Marchica (Boyauzan et Irzi, 2016 modifié).

La communication de la lagune a connu plusieurs épisodes de fermeture. En effet, de 1907 à 1910, la lagune était quasiment fermée (Buen, 1908), devenant ainsi un bassin évaporitique avec un recul important du plan d'eau ; d'où l'appellation de Sebkhia par la population locale. En 1910, la communication avec la mer fut rétablie par dragage et cette passe constitua pour longtemps le seul accès navigable à Nador. Cette passe a été colmatée graduellement et une ancienne passe fut à son tour draguée en 1941. La dernière passe ouverte naturellement s'est faite en 1981 (ou 1979 selon les auteurs). Elle a été ouverte à la suite d'une tempête et après

une fermeture totale de la lagune depuis 1977. Cette dernière passe a été quasiment colmatée en 1993, date à laquelle ont commencé les travaux de stabilisation de la passe par la construction de deux digues de part et d'autre de l'ouverture dans le Lido (cordon littoral). Celle-ci a été retransformée en site de pêche aménagé suite à l'ouverture de la nouvelle passe en 2011 (Boyauzan et Irzi, 2016).

1.4. Bathymétrie

La carte bathymétrique la plus ancienne de la lagune date de 1951 et a été réalisée par l'Institut Hydrographique de Cadix. La carte la plus récente est celle réalisée par l'Institut National de Recherche Halieutique (INRH) en 2019 (**Figure 5**). Les résultats sont globalement similaires entre les deux cartes. La profondeur est de 6-7 m (maximum 8 m) dans la zone centrale et diminue davantage en direction de la rive continentale qu'à proximité du lido, avec des hauts fonds en face des anciennes passes. La majorité du plan d'eau a une profondeur supérieure à 5 m.

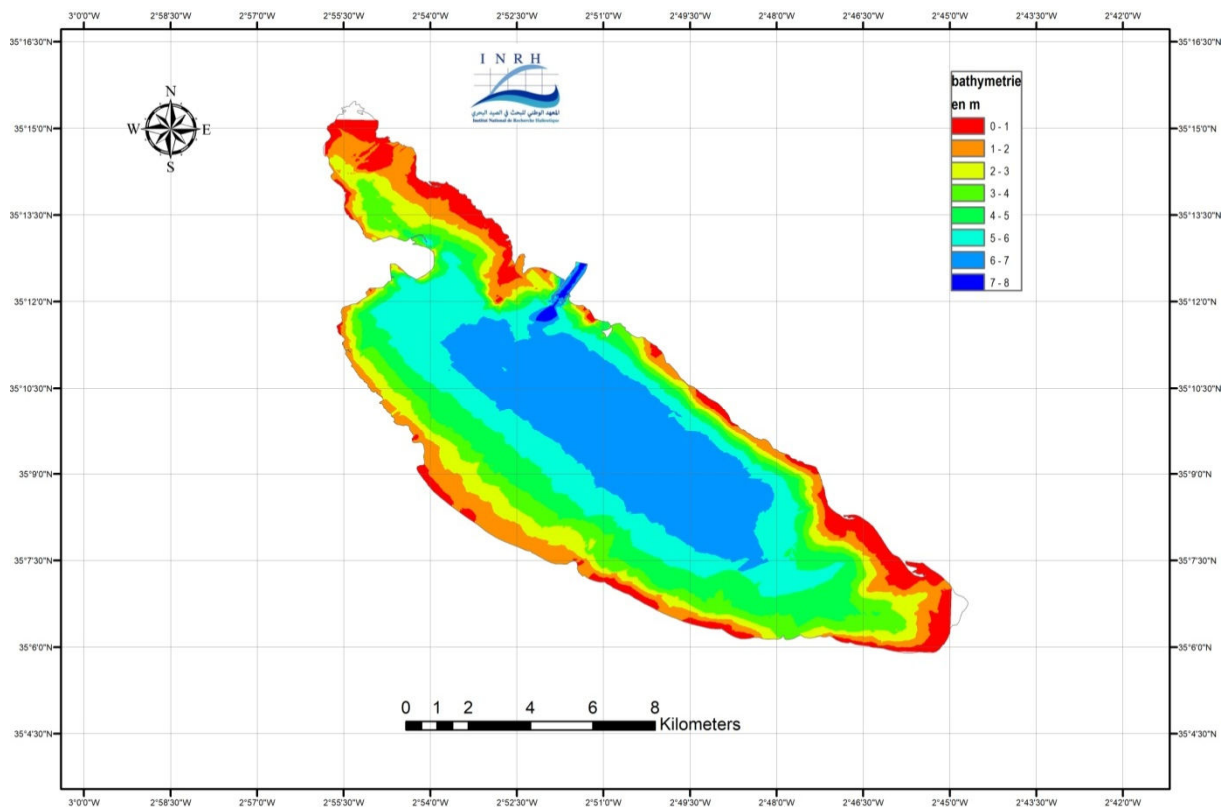


Figure 5 : Bathymétrie récente de la lagune de Marchica (source : INRH/DO/LMOE, 2019).

1.5. Hydrodynamisme

La circulation des eaux au sein de la lagune est liée principalement au vent et à la marée. Les courants de surface sont intenses au niveau de la passe d'entrée qui est fortement soumise à l'influence de la marée et à ses variations. À marée haute, les eaux en provenance du large l'alimentent avec un courant intense au centre qui diminue d'intensité et change de direction vers les deux extrémités de la lagune (Arekman et Beni Ansar).

Pour des vents qui soufflent du secteur Nord-Est, les courants de surface se dirigent parallèlement à la côte, vers le Nord-Ouest. Ils longent les bordures Sud et Nord de la lagune où les profondeurs sont faibles (< 3 m) avec une intensité relativement forte de 0,15 m/s. Ils prennent ensuite des directions opposées en profondeur (6 à 8m) en tant que courants de retour avec des intensités relativement faibles ($> 0,1$ m/s).

Pour le cas de vents qui soufflent du secteur Ouest, les courants de surface se dirigent dans la direction Sud-Ouest où les profondeurs sont faibles (< 3 m de profondeur), avec une intensité généralement comprises entre 0,2 m/s et 0,25 m/s. Ils sont ensuite dirigés en direction opposée à l'intérieur de la lagune (courants de retour) contre les vents avec des vitesses relativement faibles de l'ordre de 0,1 m/s (**Figure 6**). Par contre, en profondeur (6 à 8m), ces courants sont de l'ordre de 0,15 m/s et ne sont pas directement affectés par l'action du vent.

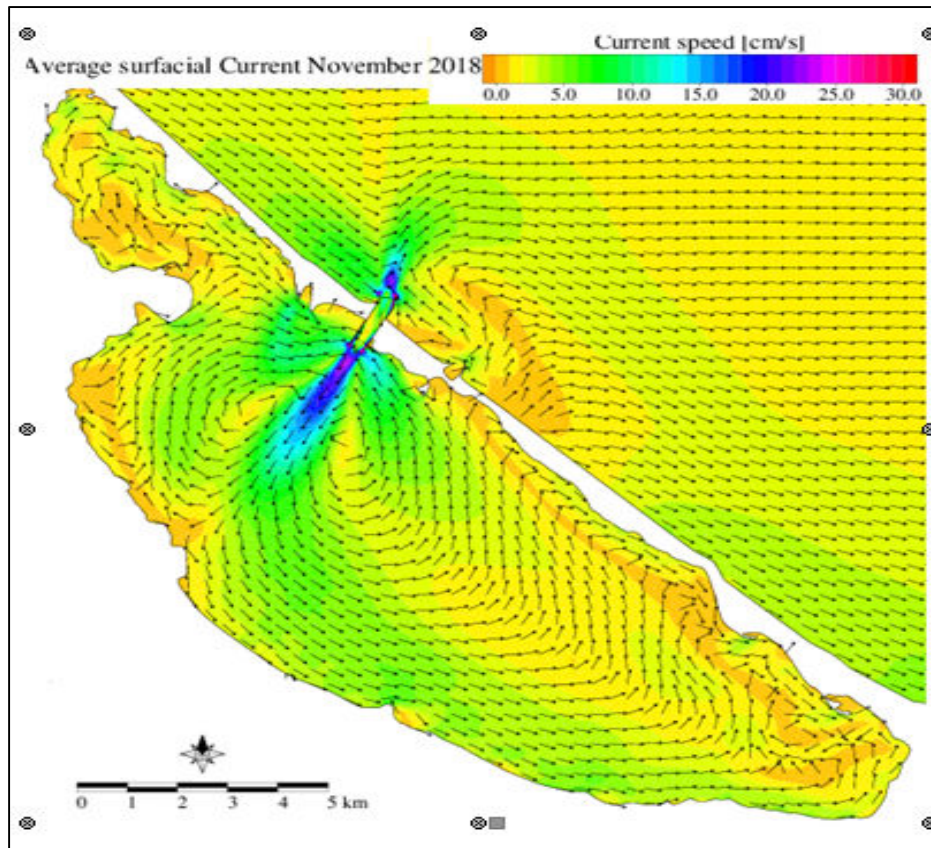


Figure 6 : Courant de surface de la lagune de Marchica mois de Novembre 2018. (Modèle SHYFEM, Umgiesser et al., 2014 ; Chair et al., 2018).

1.6. Renouvellement des eaux dans la lagune de Marchica

Sous la nouvelle configuration de la passe, et d'après les travaux les plus récents (Bajo et al., 2016, 2017 ; Maicu et al., 2018 ; Chair et al., 2018) le temps de renouvellement de l'eau la lagune de Marchica a été estimé pour l'année 2018 à 22 jours en moyenne pour les saisons Hiver, Printemps et Automne et à 35 jours pour la saison estivale. Les zones de Beni Ansar et Arekman enregistrent le temps de renouvellement le plus long. Ce sont en effet des « zones confinées » en comparaison avec la zone centrale (**Figure 7**). Avec l'ancienne passe (1981-2011), le temps de renouvellement a été estimé à 80 jours environ (Hilmi et al., 2015 ; Koutistonsky et al., 2006).

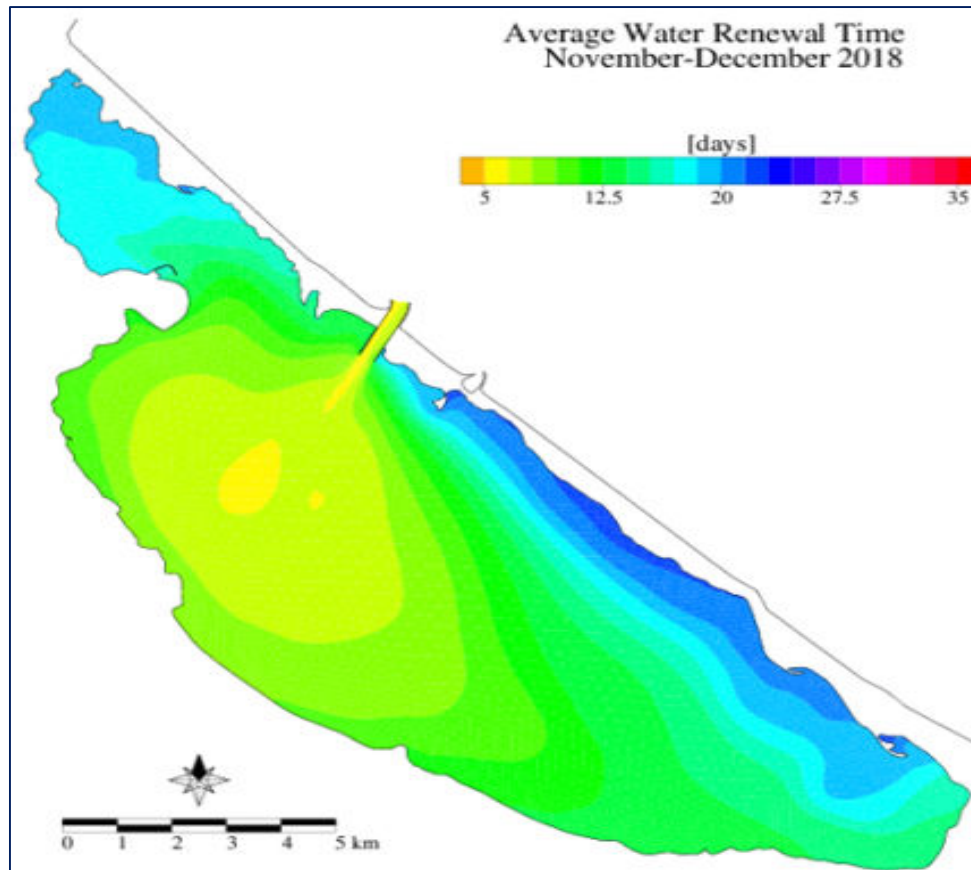


Figure 7 : Temps de renouvellement de l'eau de la lagune de Marchica selon la passe d'entrée actuelle moyenné sur les mois de Novembre – Décembre 2018 (Chair et al., 2018).

1.7. Sédimentologie

Les sédiments superficiels de la lagune sont généralement formés de vase, de vase sableuse, de sable fin et de sable vaseux. La fraction fine et vaseuse ($< 63\mu\text{m}$) présente une zonation transversale très nette. Ses teneurs augmentent progressivement depuis le cordon littoral (14 à 20%) vers la bordure continentale (83 à 91%). En d'autres termes, en s'éloignant de la passe et du cordon littoral, on rencontre successivement (CRTS-INRH, 2004) :

- ❖ Des sables, de plus en plus fins lorsqu'on s'approche du centre de la lagune ;
- ❖ Des sables vaseux et des vases sableuses, dans la partie centrale ;
- ❖ Des vases, le long de la rive continentale.

Les teneurs les plus élevées en fraction fine se rencontrent au niveau de Châala et dans les zones de confinement situées aux extrémités Nord-Ouest et Sud-Est de la lagune. Toutefois, le

long de la rive continentale, les débouchés des principaux oueds sont caractérisés par des sédiments grossiers, essentiellement sableux (**Figure 8**).

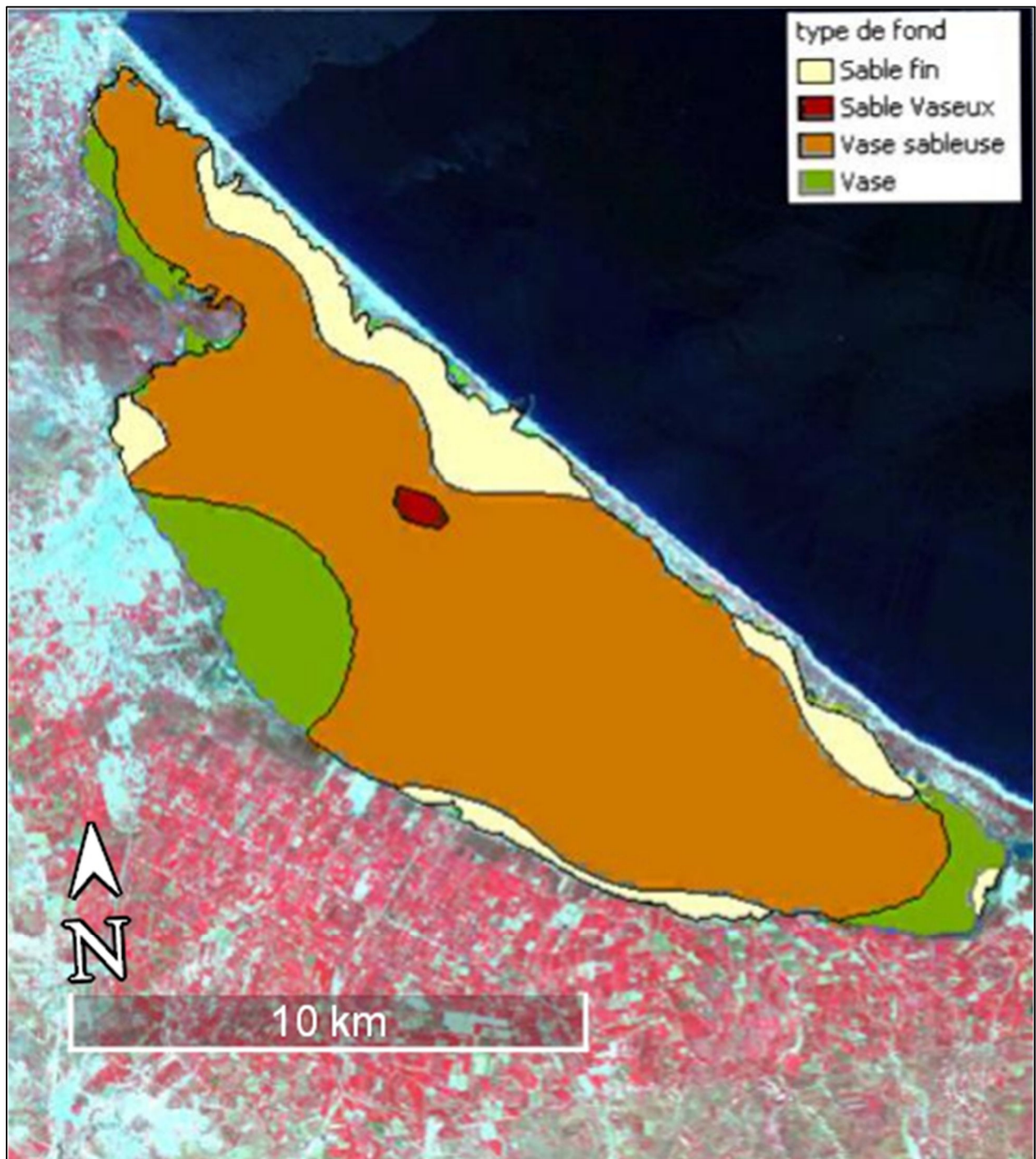


Figure 8 : Répartition des sédiments dans la lagune de Marchica (source : CRTS-INRH, 2004).

1.8. Biodiversité et patrimoine naturel

La lagune de Marchica se distingue par une diversité floristique et faunistique remarquable avec des espèces et des habitats d'intérêt pour la conservation en Méditerranée (Dakki et al., 2003). D'après les mêmes auteurs, la Marchica compte une vingtaine d'espèces de macroalgues benthiques, parmi lesquelles certaines ont un grand intérêt socio-économique, d'une part, et un rôle écologique et environnemental, d'autre part. Il s'agit en particulier de l'agarophyte *Gracilaria gracilis*. Les microalgues sont représentées essentiellement par sept groupes, à savoir : les Euglénophycées, les Dytiochophycées, les Chlorophycées, les Cyanophycées, les Coccolithophoridés, les Diatomophycées et les Dinophycées. Quant aux phanérogames, ils sont représentés par au moins trois espèces, à savoir *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltei* et *Ruppia maritima* (Figure 9).

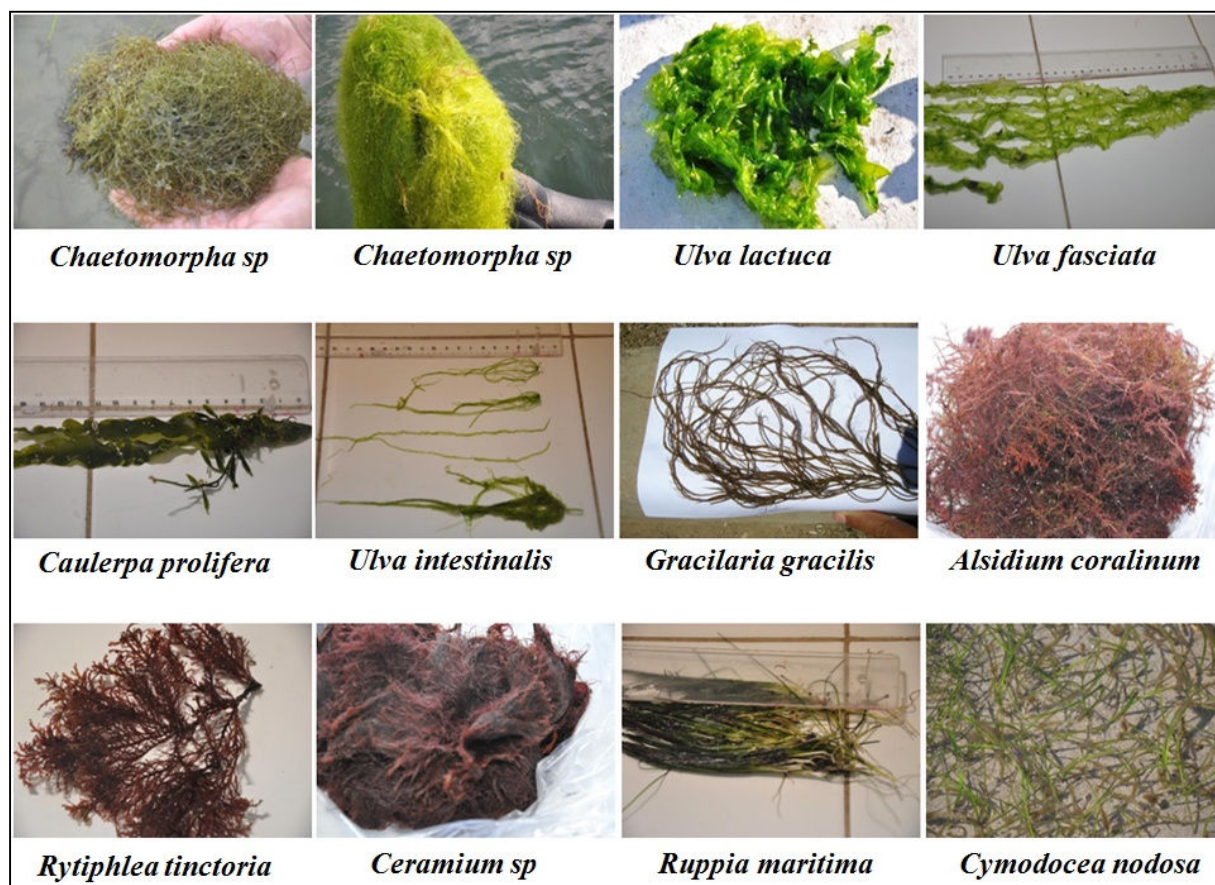


Figure 9 : Quelques représentants de la macroflore de la lagune de Marchica.

Sur le plan faunistique, la lagune de Marchica est caractérisée par une diversité importante avec 451 espèces (Zine, 2003) ; soit presque 7% de la faune marine nationale, avec des

espèces endémiques, rares et menacée et dont certaines sont protégées par des textes nationaux et internationaux. Les groupes les plus connus sont les invertébrés (374), les poissons (77) et les oiseaux aquatiques (au moins 65 hivernants et une vingtaine des estivants et/ou nicheurs) (**Figure 10**).

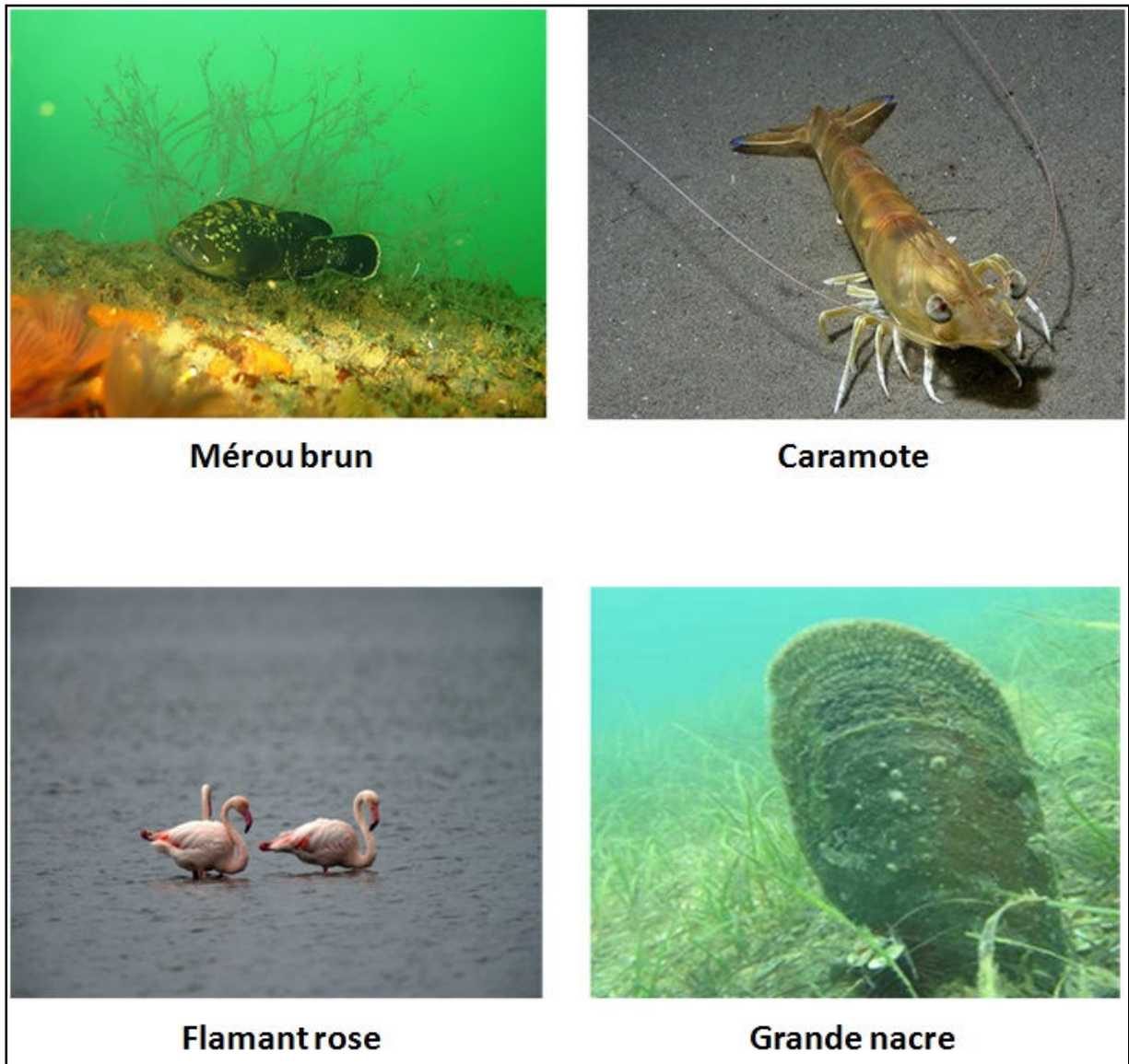


Figure 10 : Quelques représentants de la faune aquatique de la lagune de Marchica.

La qualité et l'intérêt de cet écosystème sont reconnus au niveau national et international. En effet, il est classé en tant que Site d'Intérêt Biologique et Écologique (SIBE) depuis 1996 et en en tant que site Ramsar (zone humide d'importance internationale) depuis 2005.

1.9. Activité de la pêche artisanale dans la lagune de Marchica

La pêche artisanale est la principale activité socio-économique dans la lagune de Marchica. Avec environ 390 barques, soit 14% de la flotte artisanale de l'ensemble de la Méditerranée marocaine. Cette activité fournit des emplois directs à 1200 personnes, représentant environ 11% du total des emplois générés par la pêche artisanale en Méditerranée marocaine (Malouli, 1999 ; Najih et al, 2015). La flotte artisanale est répartie sur au moins seize sites périphériques (**Figure 11 et 12**) dont les principaux sont Bouareg avec 45 barques, Ghassi avec 42 barques, Sidi Ali avec 38 barques et Arjel avec 37 barques. A part le petit port de Sidi Ali, qui possède deux quais, et le site de Chaala récemment aménagé par l'agence Marchica, les autres sites ne sont dotés d'aucune infrastructure (**Figures 11 et 12**).



Figure 11 : Localisation des principaux sites de pêche autour de la lagune de Marchica.

Avec une production totale estimée à 1157 tonnes/an (Najih et al., 2015), l'activité de la pêche artisanale dans la lagune contribue significativement à l'économie nationale, d'une manière générale, et, plus particulièrement, à l'économie régionale et locale où elle jouit d'un poids socio-économique et culturel remarquable (Malouli et al., 2002).

La pêche s'opère dans la lagune de Marchica à travers l'utilisation de trois principaux engins de pêche. Il s'agit de la Pallanza (engin calé au fond, formé d'un filet-pont qui mène le poisson vers un filet encerclé au milieu duquel s'ouvre une cage appelée chambre morte), le trémail et la senne de plage. D'après Malouli et al. (2002), 97% des pêcheurs utilisent le trémail, 85% utilisent la Pallanza alors que la senne de plage n'est utilisée que très rarement (seulement 5% des pêcheurs). La senne tournante, conçue et utilisée spécialement pour la pêche de l'anchois, a été abandonnée en 2001 à cause d'un conflit entre les pêcheurs et les autorités maritimes. Cet engin manœuvré manuellement à partir d'une barque avait une longueur qui ne dépasse pas généralement 120 m et une chute de 12 brasses.

Les saisons de pêche sont variables en fonction des espèces ciblées (**Tableau 1**). Certaines espèces sont capturées toute l'année, alors que d'autres sont capturées uniquement pendant une période bien déterminée de l'année. Les pêcheurs essayent d'adapter leurs stratégies de pêche, de telle manière qu'ils assurent un meilleur rendement économique durant toute l'année.

Tableau 1 : Calendrier de deux principaux métiers et espèces associées dans la lagune de Marchica (source : INRH/CR-Nador/LP, 2015).

Mois	Trémail	Pallanza
Janvier	Dorade, Sèche, Poulpe, Loup-bar, Sars, Marbré	Anguille
Février		Caramote, rouget, anguille
Mars		
Avril		Caramote, rouget
Mai		
Juin		Utilisation interdite
Juillet		
Août		
Septembre		
Octobre		Caramote, rouget
Novembre		
Décembre		

Une pêche illicite s'effectue également au niveau de la lagune. Les palourdes et les holothuries constituent les principales espèces recherchées. La commercialisation des produits

de la mer est assurée par des commerçants permanents qui visitent les sites de pêche d'une manière quotidienne. Les marchés de Melilla et de Nador sont les deux principales destinations de ces produits.

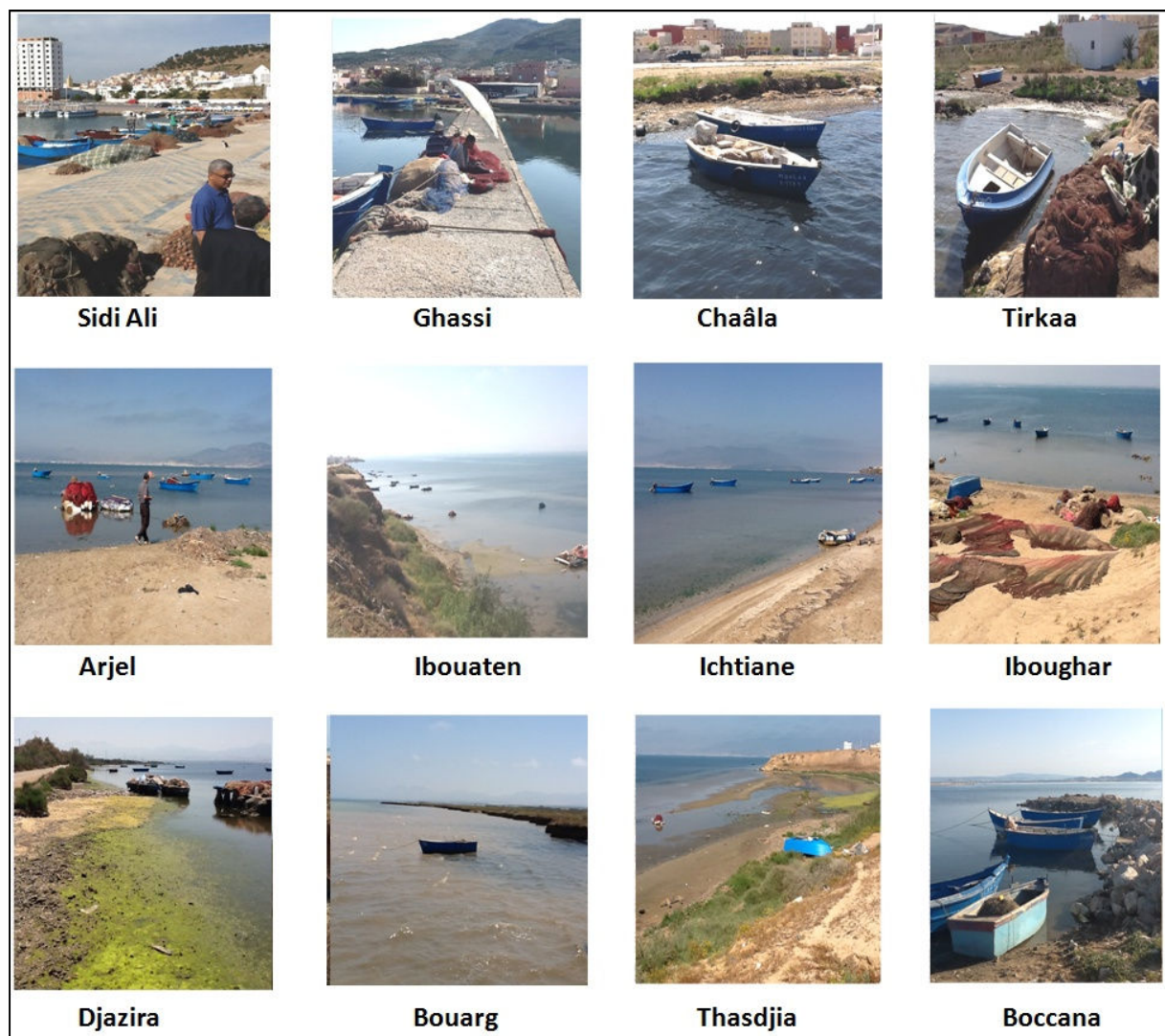


Figure12 : Vue des principaux sites de pêche autour de la lagune de Marchica (Photos Marchica Med).

2. PROTOCOLES D'ECHANTILLONNAGE

2.1. Pêche scientifique

2.1.1. Plan d'échantillonnage

Conventionnellement, deux grandes modalités d'échantillonnage sont reconnues : l'échantillonnage probabiliste (aléatoire) où tous les individus ont la même probabilité d'être

échantillonnés et l'échantillonnage non probabiliste qui se développe autour d'un choix raisonné donc plus subjectif.

Dans la présente étude, implicitement, on cherche à décrire les assemblages ichtyques de la lagune de Marchica à travers des descripteurs biotiques et abiotiques principalement d'ordres semi-quantitatifs pour tirer profit du pouvoir statistique dans le domaine de l'écologie tout en réduisant la subjectivité. C'est pour cette raison que notre choix a porté sur l'échantillonnage probabiliste et ses composantes.

Il ressort de l'examen des différentes stratégies d'échantillonnage dites probabilistes, en termes d'avantages et d'inconvénients vis-à-vis des objectifs de notre étude, qu'un découpage de la lagune, reconnue par son hétérogénéité, en sous-ensembles plus homogènes, est le choix optimal pour mener une étude sur les poissons de la lagune, fortement dépendante de l'homogénéité spatiale et temporelle des paramètres biotiques et abiotiques. Néanmoins, le choix d'un plan stratifié est confronté à des contraintes sérieuses, liées principalement à la disponibilité de données récentes, soit sur la faune ichtyque elle-même, ou sur les variables régissant leur organisation spatio-temporelle où l'hétérogénéité spatiale joue un rôle fonctionnel fondamental (Day et Yanez-Arancibia, 1985 ; Livingston, 1987). Cette situation est accentuée par l'ouverture de la nouvelle passe et les aménagements réalisés récemment autour de la lagune, supposés avoir radicalement transformé l'écosystème de la lagune de Marchica. À la lumière de ce constat, le choix s'est porté sur l'échantillonnage systématique qui n'exige aucune connaissance préalable de la structure de la population cible. Il constitue parfois la seule solution envisageable pour surmonter l'hétérogénéité de la répartition spatiale d'une population naturelle (Cochran, 1953).

En guise de conclusion, avant de mettre en place un plan d'échantillonnage définitif devant répondre aux objectifs de la thèse, une campagne dite de pré-échantillonnage systématique nous a semblé appropriée. Celle-ci avait pour objectif d'apporter les informations nécessaires pour mieux cerner la stratégie d'échantillonnage ultérieure et qui prendrait la forme d'un protocole de suivi scientifique résultant d'une stratification sur la base de la campagne dite de pré-échantillonnage systématique.

Concrètement, un plan d'échantillonnage a été conçu d'une manière à couvrir la totalité du site et ce afin d'intégrer la variabilité et la complexité structurale des habitats de la lagune. Les stations ont été réparties systématiquement à intervalles réguliers. Au total, l'échantillon a

concerné 32 stations à l'intérieur de la lagune dont les nœuds sont distants de 1 mille nautique. De la même façon et à des fins de comparaison de la faune ichtyque de la lagune avec l'environnement marin adjacent, 10 autres stations ont été prélevées le long de la partie extérieure du lido (**Figure 13**).



Figure 13 : Situation des stations de la campagne de pré-échantillonnage ichtyque réalisée en Juin 2015.

Cette étude pilote a permis de dresser une première vue synthétique de la composante ichtyque de la lagune et surtout d'apprécier les dimensions de leur variabilité spatiale via l'analyse de classification hiérarchique (Voir chapitre 3). Le réseau de suivi spatio-temporel final a été obtenu en supprimant quasi-systématiquement une station sur deux à partir de la trame initiale des 42 stations (**Figure 14**).

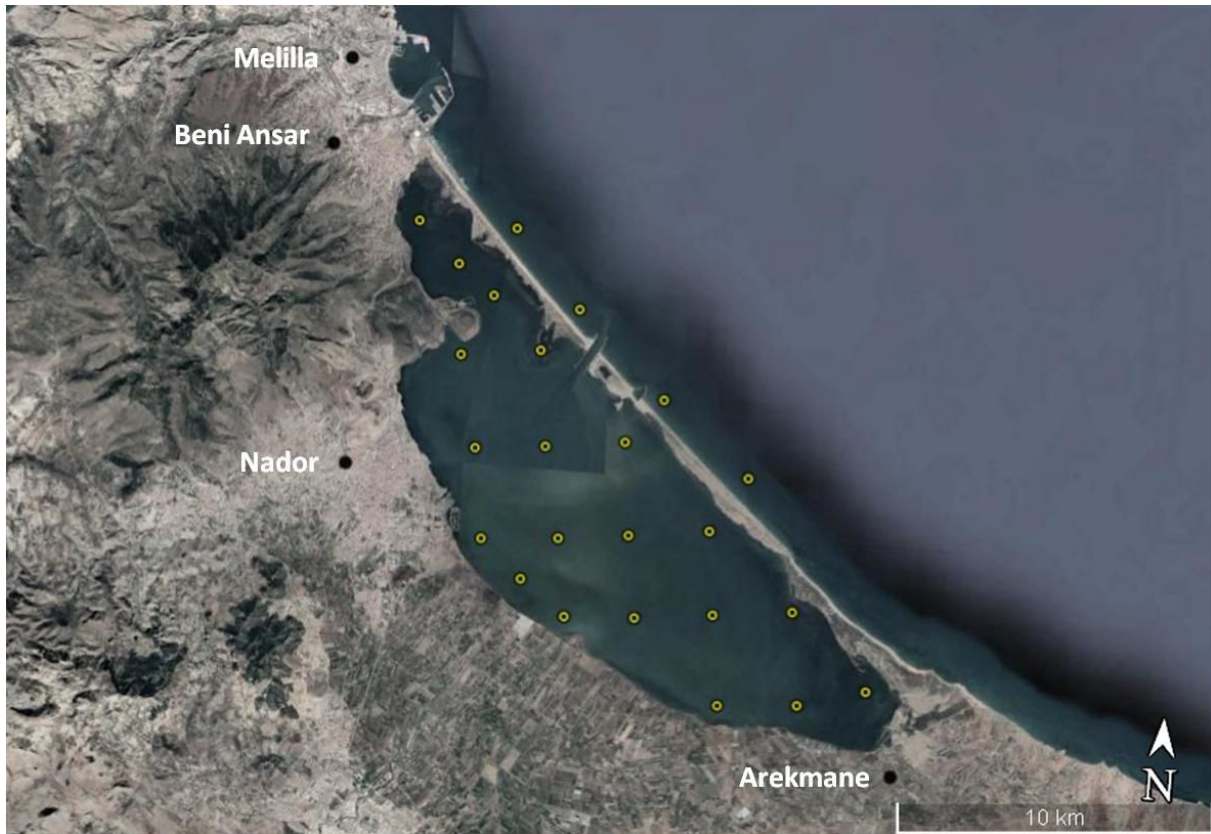


Figure 14 : Réseau de suivi par pêche scientifique de la faune ichthyque de la lagune de Marchica.

2.1.2. Choix de la technique d'échantillonnage

Une panoplie des techniques d'échantillonnage du peuplement ichthyque est répertoriée dans la littérature scientifique. Elles sont réparties entre méthodes de capture passives et actives, méthodes d'observation directe et indirecte. Techniquement, l'échantillonnage peut se faire par empoisonnement, pêche au filet, pêches électriques ou observations visuelles en plongée (Galzin, 1985 ; Albaret, 1991). Toutefois, chaque technique d'échantillonnage présente des avantages et des limitations spécifiques.

Le **tableau 2** dresse l'ensemble des méthodes utilisées pour l'échantillonnage et qui ont retenu notre attention :

Tableau 2 : Avantages et inconvénients des principales techniques d'échantillonnage des poissons.

Techniques	Avantages	Inconvénients
Chalut à perche	- Bonne définition de l'effort de pêche (échantillonné/volume filtré)	- Usage limité par la nature du fond - Efficacité limitée par la hauteur de la colonne d'eau - Sélectif (évitement et échappement)
Senne de plage	- Sélectivité réduite (grande variété d'espèces et large gamme de taille) - Effort de pêche facile à déduire - Meilleure image pour les peuplements des petits fonds riverains (Pratt et Fox, 2001)	- Usage limité par la nature du fond - Limitée à l'échantillonnage des petits fonds riverains (Diouf, 1996)
Verveux (Pallanza)	- Facilité de manœuvre - Bonne définition de l'effort de pêche	- Zone d'utilisation restreinte : eau calme et peu profonde (Ly, 2009) - Efficacité limitée à la hauteur de l'aile - Efficacité dépend du déplacement des poissons
Filets maillants verticaux	- Échantillonnage de toute la colonne d'eau - Facile à l'usage - Convenable pour tous les habitats (Diouf, 1996)	- Dégradation de la qualité des captures - Sélectivité en fonction de la taille et de la mobilité des poissons (Hamley, 1975 ; Albaret, 1991). - Risque de saturation et diminution de l'efficacité (Ly, 2009)
Senne tournante	- Bonne définition de l'effort de pêche (Diouf, 1997) - Large gamme de profondeur (Diouf, 1996) - Reproductibilité et faible sélectivité - Captures en bon état (Baran, 1995 ; Diouf, 1996).	- Capacité restreinte par fonds rocheux - Sensible aux courants et aux vents forts (Diouf, 1996)
Comptage visuel	- Technique non destructive	- Efficacité discutable (Harmelin-Vivien et al., 1985) - Usage diurne - Biais dû à l'observateur - Couverture spatiale réduite - Dépendance de la visibilité - Information souvent insuffisante (Claudet, 2006)

Les engins de pêche sont le plus souvent incapables de capturer et surtout de retenir la totalité des individus présents dans leur aire d'action (Le Guen, 1972). Cependant, il est fortement recommandé de tenir compte d'un certain nombre de critères lors de la sélection de la technique d'échantillonnage (Albaret, 1991) :

- ❖ Reproductibilité de la méthode.
- ❖ Sélectivité réduite aussi bien pour la taille que pour les espèces.
- ❖ Abondance du matériel biologique récolté qui doit rester en bon état.

- ❖ Facilité de mise en œuvre.
- ❖ Coût raisonnable.
- ❖ Utilisation courante par les pêcheurs locaux.

Dans la présente étude, qui porte sur l'ichtyofaune de la lagune de Marchica, l'engin d'échantillonnage doit répondre à un autre critère spécifique, celui de l'échantillonnage de toute la colonne d'eau y compris le fond.

La senne tournante se révèle être le meilleur choix qui répond aux objectifs et critères escomptés par la présente étude. Comme le chalut, le filet maillant et la senne de plage, la senne tournante et coulissante permet en effet une bonne définition de l'effort de pêche particulièrement si on veille à utiliser le même engin, la même barque et la même équipe.

À l'instar de la senne de plage, la senne tournante est peu sélective surtout avec un faible maillage. Cependant, la senne de plage présente l'inconvénient de ne pouvoir être utilisée que dans les petits fonds riverains. Au même titre que le chalut, l'efficacité de la senne de plage est limitée par l'ouverture verticale donc elle présente l'inconvénient de n'échantillonner qu'une partie de la colonne d'eau.

En dépit de sa facilité de manœuvre, de sa compatibilité aux diverses biocénoses ainsi que de l'importance de l'aire prospectée, le filet maillant présente l'inconvénient d'être sélectif : une maille de dimension donnée ne capture qu'une gamme de tailles restreinte et comme c'est le cas pour le verveux (Palanza), leur sélectivité est tributaire à la mobilité du poisson (Hamley, 1975).

Finalement, compte tenu des conditions de visibilité très médiocres dans une grande partie de la lagune, et dès les premières plongées d'exploration, le comptage visuel a été exclu comme choix principal. En effet, l'usage et l'efficacité de la technique pour la lagune de Marchica, se limitent aux zones abritées et/ou confinées comme dans le cas des deux extrémités de la lagune, la Marina d'Atalayoun et le long de la bordure dunaire, mais souvent à des profondeurs ne dépassant pas 1 mètre.

2.1.3. Description de la senne tournante et coulissante et mode opératoire

Dans la présente étude, la senne tournante et coulissante a été identifiée comme le meilleur engin d'échantillonnage des peuplements ichthyiques de la lagune de Marchica. À cet effet, un prototype, adapté aux dimensions moyennes des barques opérant dans la lagune, a été conçu et expérimenté avec succès. Il présente les caractéristiques techniques suivantes :

- ❖ Longueur : 110 m.
- ❖ Chute : 11 m (supérieure à la profondeur maximale enregistrée dans la lagune).
- ❖ Maillage du corps : 6 mm.
- ❖ Maillage de la poche : 5 mm.

Comparée aux sennes tournantes, régulièrement utilisées par la flottille artisanale de la Méditerranée marocaine (communément appelées Chebbak), notre filet a été surplombé. Ceci a pour avantage supplémentaire d'augmenter la vitesse de chute ainsi qu'une meilleure adhérence au fond lors de la fermeture et de la remontée du filet ; ce qui limite l'évitement et l'échappement (Ecoutin, 1992). Il en résulte une augmentation notable de l'efficacité de la senne (Charles-Dominique, 1993) avec possibilité d'utilisation aussi bien en lagune qu'en mer adjacente.

Le déploiement de la senne coulissante se fait manuellement par une équipe de 4 personnes. En arrivant à un emplacement prédéterminé (station), l'opération de pêche dite aveugle (sans recherche de bancs de poissons), se déroule en quatre étapes successives :

- 1) Filage/encerclement : une fois arrivé à la station d'échantillonnage, la première opération consiste à larguer la bouée attachée à l'extrémité de la ralingue supérieure, ralingue munie de flotteurs qui la maintiennent en surface. En même temps que la barque décrit un cercle complet, la senne est mise à l'eau progressivement par l'équipage (**Figure 15a et 15b**)
- 2) Coulissage ou boursage : à la fin de l'encerclement, la bouée est récupérée et remontée à bord. Le bas de la senne se trouve posé sur fond au moyen de la ralingue inférieure ; suffisamment lestée. Celle-ci racle le fond au fur et à mesure de la fermeture du filet par le bas au moyen d'une coulisse en glissée dans les anneaux fixés à la ralingue inférieure par l'intermédiaire de pattes. À l'issue de cette manœuvre, la senne prend la

forme d'une sorte de bol dans lequel les captures se trouvent piégées (**Figure 15c et 15d**).

- 3) Halage : le filet est hissé à bord manuellement et progressivement resserré vers la poche, en ramenant la corde de flotteurs (**Figure 15e et 15f**).
- 4) Transvasement de la capture : une fois rassemblée, la capture est amenée à bord avec la poche. Après pré-triage, si nécessaire, le contenu est stocké par station dans une glacière réfrigérée pour être traité ultérieurement au laboratoire (**Figure 15g et 15h**).



Figure 15 : Photos illustrant l'échantillonnage par la senne tournante et coulissante dans la lagune de Marchica.

En fonction des contraintes de terrain (nature des substrats, force du courant et du vent ...), l'opération entière se déroule en 20 à 30 min.

2.1.4. Traitement des échantillons

Au laboratoire, tous les poissons ont été identifiés au rang de l'espèce, comptés, pesés (poids humides en g) et mesurés au millimètre près (longueur totale). En cas d'effectif supérieur à 30 individus, pour une espèce dans un coup de senne, seul un échantillon de 30 poissons pris au

hasard, a été mesuré ; les individus surnuméraires étant uniquement comptés pour obtenir l'effectif global et déduire la biomasse totale (**Figure 16**).

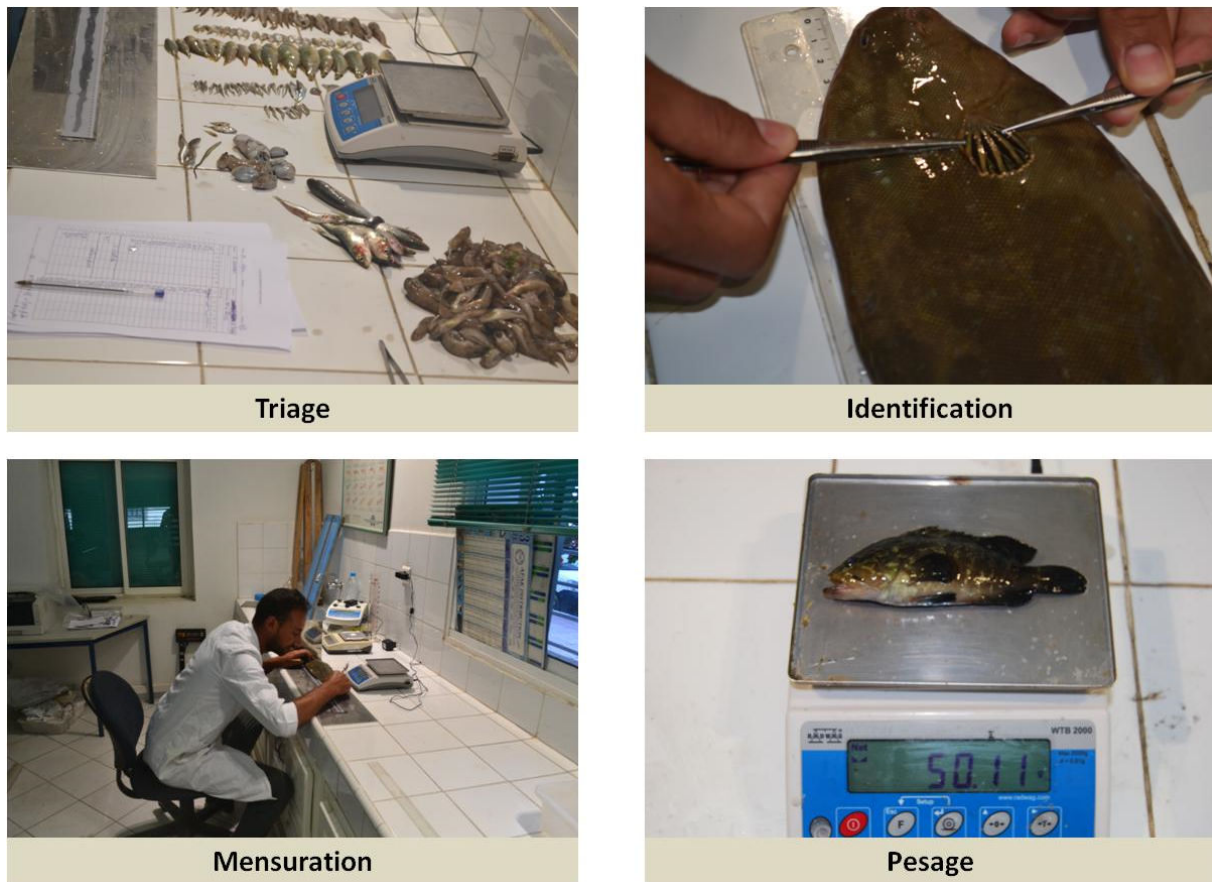


Figure 16 : Principaux traitements des échantillons de poissons au laboratoire.

2.2. Comptage visuel (Underwater visual Census, UVC)

La technique du comptage visuel concerne principalement la deuxième partie qui a pour but d'évaluer l'efficacité des micro-habitats artificiels « Biohut » en matière de restauration écologique au niveau de la marina d'Atalayoun. En effet, les abondances des juvéniles y ont été suivies pendant trois années consécutives par comptage visuel et ce conformément aux approches élaborées dans le cadre du réseau de suivi établi dans le cadre du dispositif de suivi RESPIRE (**Figure 17**).



Figure 17 : Synthèse du projet RESPIRE

2.2.1. Description des unités de suivi « Biohut® »

Les habitats artificiels (Biohut®), utilisés dans cette expérience pilote, ont été fournis par la société ECOCEAN (<https://www.ecocean.fr/>). Ils sont composés de 3 cages superposées latéralement à base d'acier inoxydable CARAPAL® : la cage centrale avec un maillage de 2,5 cm est remplie de coquilles vides de bivalves pour favoriser la colonisation par la faune et la flore benthiques, ainsi que pour augmenter la complexité de la structure. Les deux cages latérales, qui l'entourent, ont un maillage de 5 cm et sont laissées vides. L'utilisation d'un maillage plus grand permet aux juvéniles de poissons d'entrer et de sortir librement et offre une zone refuge contre les prédateurs. Les dimensions des modules sous-pontons sont les suivantes : 3 cages accolées de 12,5 cm (soit 34,5 cm de large pour les trois cages accolées) x 50 cm de longueur x 80cm de hauteur chacune. Les modules ont été montés et remplis de coquille en Février 2014. Un mois plus tard, les 50 Biohuts ont été suspendus sous les pontons de la marina d'Atalayoun avec l'aide de l'équipe d'Ecocean ; ils ont été immergés à environ 1 m de profondeur (**Figure 18**).

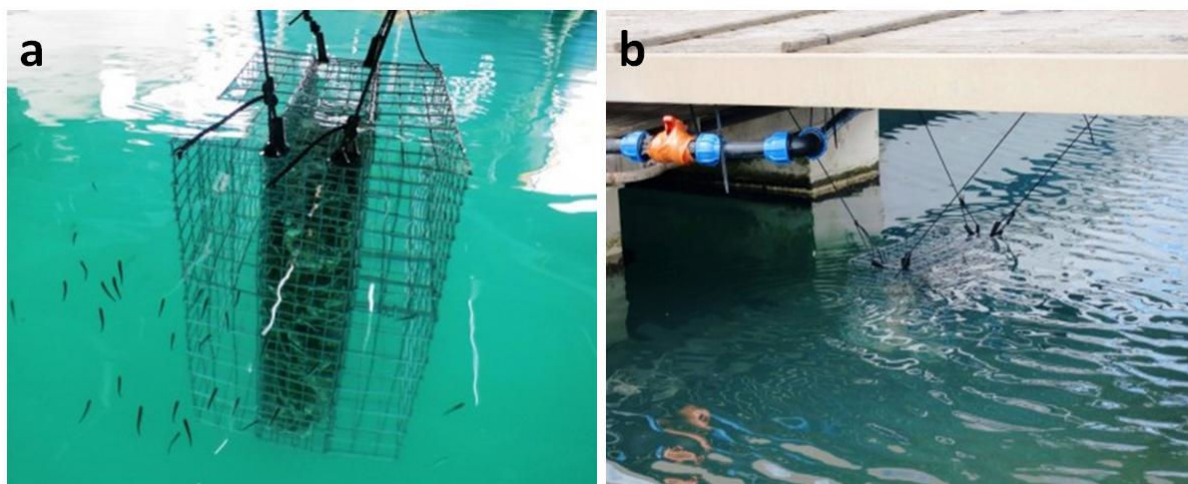


Figure 18 : Biohut® ponton installé dans la marina d'Atalayoun (Photo Ecocean).

CHAPITRE 2 : INVENTAIRE ACTUALISE DE LA FAUNE ICHTYQUE DE LA LAGUNE DE MARCHICA

Ce chapitre a été traité sous forme d'un article soumis pour publication dans la revue '*Checklist*' indexée dans les bases de données 'Scopus' :

Selfati M., El Ouamari N., & Bazairi H. (en cours d'évaluation). Updated and comprehensive checklist of the fish fauna of the Marchica Lagoon (Alboran Sea, Morocco) following hydrological intervention.

Résumé abrégé en français du chapitre

Les lagunes côtières doivent en grande partie leurs diversités biologiques et fonctionnelles aux échanges qu'elles entretiennent avec les eaux marines via une ou plusieurs ouvertures sur la mer. Or, dans de nombreux cas, ce lien vital n'est pas permanent et engendre des répercussions sur l'équilibre de l'écosystème, dans l'ensemble, et de ses composantes faunistiques et floristiques, en particulier.

Le groupe communément appelée poissons est l'une des composantes les plus importantes des écosystèmes lagunaires puisqu'ils fournissent de nombreux services écosystémiques aux sociétés humaines telles que l'approvisionnement en nourriture et la création d'emplois. En outre, ils assurent un certain nombre de processus écologiques (par exemple le stockage, le transport et le recyclage des éléments nutritifs) indispensables au fonctionnement et à la résilience des écosystèmes lagunaires. La connaissance ichtyque peut donc permettre de mieux comprendre les enjeux écologiques et le fonctionnement des écosystèmes lagunaires.

La lagune de Marchica est l'unique lagune côtière sur la façade méditerranéenne du Maroc. C'est un site d'intérêt biologique et écologique (SIBE) depuis 1996 et un site RAMSAR depuis 2005. Sa faune ichtyque, composante essentielle sur le plan de diversité biologique et d'activités socio-économique, a depuis longtemps suscité l'intérêt des scientifiques. Les cycles de fermeture et d'ouverture de sa passe conditionnent les échanges de la lagune avec la mer et permettent de distinguer une période où la passe connaissait des cycles d'ouverture et fermeture (phase avant la stabilisation de la passe ; avant 2011) et phase post-stabilisation de la passe (après 2011) matérialisée par une ouverture permanente depuis 2011.

Ce chapitre a pour objectif principal de dresser un inventaire taxonomique et fonctionnel (groupes écologiques) complet de toutes les espèces de poissons (Ostéichthyens) recensées dans la lagune de Marchica depuis le début du XX^{ème} siècle jusqu'à 2016. La comparaison avant et après 2011, permet d'apporter des éléments à la connaissance des changements opérés sur le plan taxonomique et fonctionnel des assemblages ichtyques avant et après les actions d'aménagements récentes qu'a connues la lagune. La période avant la stabilisation de la passe, prend en considération toutes les études réalisées depuis le début du XX^{ème} siècle jusqu'à 2011. La période post-stabilisation de la passe, se réfère essentiellement à notre suivi scientifique réalisé sur deux années consécutives (2015 et 2016), basé sur un échantillonnage de pêche scientifique, comptage visuel en plongée et observation directe des captures de la

pêche professionnelle opérant dans la lagune. Le statut de conservation selon les critères de l'UICN permet d'analyser l'importance des peuplements ichtyque de la lagune aux échelles nationale, régionale et internationale.

La faune des poissons recensés dans la lagune de Marchica, en considérant tous les inventaires disponibles, se compose de 112 espèces, répartis en 70 genres, 33 familles et neuf ordres. Les familles les plus diversifiées sont celles des sparidés avec 17 espèces, suivies des gobiidés et soleidés avec dix espèces chacun, des labridés (neuf espèces), des serranidés (huit espèces), des mugilidés et syngnathidés avec six espèces chacune. De point de vue écologique, sur le total de 112 espèces, environ 80% sont qualifiées de marines, 17 % sont résidentes et seulement 3 % présentent un comportement migratoire diadromique. L'analyse de la structure trophique révèle que plus de la moitié des espèces sont strictement ou partiellement benthivores. Les prédateurs supérieurs et les omnivores sont aussi bien représentés avec respectivement 13% et 11 % de la diversité ichtyque de la lagune. Les autres guildes réunies regroupent à peine un cinquième de la diversité totale.

A l'exception d'une seule espèce, *Hemiramphus far*, considérée comme espèce non-indigène, 111 espèces figurent sous différents statuts de conservation. Dans les détails, plus de 8 % (dix espèces) sont déjà menacées à savoir, une espèce (*Alosa alosa*) menacée d'extinction à l'échelle régionale, une espèce (*Pomatoschistus microps*) en danger critique d'extinction, deux espèces (*Epinephelus marginatus* et *Anguilla anguilla*) en danger et six espèces qualifiées de vulnérables. En outre, cinq espèces sont quasi-menacées avec un statut de conservation devenant de plus en plus préoccupant.

Les études récentes (après 2011) ont permis de recenser un totale de 86 espèce de poissons dont 32 sont signalées pour la première fois dans la lagune de Marchica. La comparaison fonctionnelle avec les inventaires, réalisés avant 2011, révèlent que les changements les plus importants se traduisent par un afflux supplémentaire de plusieurs espèces marines. Ceci peut être lié à l'ouverture de la nouvelle passe, favorisant l'échange ichtyque avec la mer ouverte. L'examen des guildes trophiques montre que les modifications ont concernés essentiellement les groupes des benthivores (neuf espèces disparues contre 15 nouvellement installées) et le groupe des partiellement benthivores (sept espèces disparues contre neuf qui ont été nouvellement installées). Ceci suppose des évolutions remarquables au niveau des habitats benthiques de la lagune de Marchica après l'ouverture artificielle de la passe en 2011.

Abstract

This study deals with the Marchica lagoon, a designated Ramsar site and regionally recognized for its biological, ecological and socio-economical value. Intensive Ichthyofaunal inventories carried out during the post-stabilization of the inlet (after 2011), mainly between 2015 and 2016, documented 86 teleostean fish, including 54 earlier reported species and 32 newly recorded. Consequently, the updated checklist of the Marchica lagoon's ichthyofauna (1908-2016), increases to 112 species, belonging 33 families. Sparidae (17 species) is the richest family. Out of the updated checklist, 89 (79.46%) and 19 (16.96%) were categorized as marine and resident species respectively indicating that the Marchica lagoon is largely typified by nursery-dependent species. More than half of the fish fauna recorded in the lagoon is strictly or partially benthivore. The checklist also documents 10 threatened species under different categories of conservation status.

According to the functional approach, ichthyological evolution before (1908-2011) and after hydrological intervention (2011-2016) is marked in term of ecological guild by an increase in the number of marine species. This fact is supported by management actions implemented after 2011, particularly the opening of the new large pass, allowing a large variety of marine species to enter the lagoon. Regarding the trophic guilds, the most remarkable changes before and after 2011, concerned the strictly or partially benthivorous species. This supposes a significant evolution within the Marchica lagoon benthic habitats, following the opening of the artificial inlet since 2011.

Recent concerns about global environmental changes, suggest that a similar study of long-term population changes is required including not only the presence of species or families but also the total diversity, biomass, and population dynamics, as growth, reproduction, mortality and productivity.

Key words: Marchica lagoon, ichthyofauna, species inventory, ecological groups, hydrological intervention.

1. INTRODUCTION

Currently, there is a global concern about biodiversity, especially its loss due to human impacts, as well as its impact on ecosystems goods and services (Díaz et al., 2006; Cardinale et al., 2012). Recent studies, have suggested that biodiversity decrease might reduce ecosystems' services through feedback mechanisms (Worm et al., 2006), with potentially important socio-economic consequences (Costanza et al., 1997). Indeed, the high degree of human dependence on biodiversity is formally recognized by the United Nations, through the Convention on Biological Diversity, the Millennium Development Goals, and the Aichi Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 (CBD, 2010).

Worldwide, coastal lagoons represent 13% of the coastline (Knoppers, 1994) and together with other coastal ecosystems contribute to a large part of the ecological richness of the biosphere (Costanza et al., 1997). Owing to their position between terrestrial, freshwater and marine interfaces, coastal lagoons belong to the Critical Transition Zones (Levin et al., 2001) that provide essential ecosystem services such as shoreline protection, water quality improvement, fisheries resources, habitat and food for migratory and resident animals and recreational areas for human populations (Levin et al., 2001). These habitats have historically been of great interest to humans because of their high biological productivity (Allongi, 1998), and their functioning as nursery areas and feeding grounds for opportunistic marine estuarine fishes, most of which are of real or potential fishing interest (Yáñez-Arancibia et Nugent, 1977; Clark, 1998; Elliott, 2002).

Coastal lagoons are known as natural lentic water bodies distributed along the continental shoreline and can be permanently open or intermittently isolated from the adjacent sea by sand barriers (Kjerfve, 1994; Duck et da Silva, 2012). Thus, the degree of isolation is the main environmental factor responsible for the structure of coastal lagoon fauna communities (Barnes, 1994). Seawater renewal, depending on the degree of enclosure of the lagoon, affects most environmental variables and has a prominent role in the organization of biological communities. Natural instability leads to wide variations in species diversity. The recurring pattern of species richness, decreasing from the marine regions to the inner parts of the lagoon, has been widely documented (Guélorget et Perthuisot, 1983; Lardicci et al., 1993; Koutsoubas et al., 2000; Bazairi et al., 2003; Reizopoulou et Nicolaidou, 2004). A strong relationship is documented between diversity and confinement (*sensu* Guélorget et Perthuisot,

1992), as environmental instability increases in relation to the degree of isolation from the marine influence (Reizopoulou et Nicolaidou, 2004). Elwany (2011) described that the closure of the inlet affects the lagoon biology as follows: firstly, the lagoon system begins to deteriorate rapidly; in the second step, the loss of habitat is observed for commercial fish species, and ultimately, the increase of freshwater leads to habitat change. Interruption of water exchanges by siltation at inlet leads to low flushing and flooding, which in turn is responsible for the reduction in salinity, biodiversity, productivity, and overall deterioration of the ecosystem. Furthermore, the degree of communication between the lagoons and the sea determines lagoon heterogeneity, species diversity, the colonization of marine species and the fishing activity (Perez-Ruzafa et al., 2005, 2007).

Because of the ecological and economic value of coastal lagoons and their vulnerability, human hydraulic interventions in open coastal systems are common throughout the world (Mehta, 1996), to deal with frequent changes within the system (Osterblom et al., 2010) and to promote the exchange of seawater, stabilize water levels, and hopefully encourage the recruitment of desirable fishes. Currently, in the most managed lagoons, hydraulic management consists in the opening/closure of communications with the sea through sluice gates to control the water flow inside the coastal lagoon and thus partly regulate environmental parameters such as temperature, dissolved oxygen, salinity and nutrient content, in particular during periods of freshwater input (Cataudella et al., 2015).

The fish fauna is one of the most important components of lagoon ecosystems, providing many ecosystem services to human societies such as food supply and job creation (Newton et al. 2014; Lopes & Videira, 2013). In addition, they provide a number of ecological processes that are essential for the functioning and resilience of lagoon ecosystems (Koutrakis et al., 2005; Franco et al., 2006; Aliaume et al., 2007). Ichthyological knowledge can therefore provide a better understanding of the ecological challenges and functioning of lagoon ecosystems.

Although artificial openings are widely practiced (Bally, 1987; Pollard, 1994a; Griffiths et West, 1999), little is known of their impacts on fish assemblages. Kok and Whitfield (1986) suggest that lagoon openings promote the recruitment of fishes that spawn at sea, while Griffiths and West (1999) warned of the possible dangers of artificial lagoon openings to resident fishes, which may be less tolerant of the higher salinities that often persist after lagoon openings.

The Mediterranean region hosts around 400 coastal lagoons, covering a surface of over 641 000 ha and differing in both their typology and use (Cataudella et al., 2015). More than 199 of fish are present in coastal lagoons in the Atlanto-Mediterranean region (Pérez-Ruzafa et al., 2010). However, the complexity of interactions at the lagoon scale makes them particularly vulnerable to anthropogenic pressures that threaten their ecological integrity and sustainability, but also to natural changes, which would affect the abundance, distribution and diversity of fauna and flora (Kennish & Paerl, 2010; De Wit, 2011).

The Marchica Lagoon, also called Nador Lagoon, is an important ecosystem in the southern side of the Western Mediterranean owing to its extent, its biological, ecological and socio-economic value. It has been designated as a Site of Biological and Ecological Interest since 1996 and RAMSAR site since 2005. Artisanal fishing is the main socio-economic activity in the Marchica lagoon, with about 390 boats constituting 14% of the artisanal fleet of the whole Moroccan Mediterranean, and provides direct employment for 887 people, representing about 11% of the total job offers generated by artisanal fishing in the Moroccan Mediterranean (Malouli, 1999; Najih et al., 2015). The fishing fleet spreads over sixteen sites around the lagoon and provides an estimated total production of 1157 tons/year (Najih et al., 2015). In terms of added value, artisanal fishing activity in the Marchica lagoon produces a positive economic effect for the nation in general and especially for the Nador region where it plays an important role in both socio-economic and cultural aspects of the people of coastal communities (Malouli et al., 2002).

This ecosystem has undergone in the past a natural stress (storms, floods and tsunamis) which materialized by limited periods of communication with the sea and a change in the position of the pass on the lido over time (**Figure 19**). From 1907 to 1910 the Marchica lagoon was totally isolated from the sea thus becoming an evaporitic basin with a reduced water surface. In 1910, communication with the sea was re-established by dredging and this pass was for a long time the only navigable access to Nador. This pass, undergoing a gradual silting, was clogged and a natural older pass was in turn dredged in 1941. After a total closure of the lagoon since 1977 (obstruction date of the previous pass), the Bocana pass was opened in 1979 because of a storm event. In 1993, the pass was almost clogged by marine sediment input (Inani, 1995). These conditions had a strong influence on the Marchica lagoon ecosystem. Indeed, the phenomenon of eutrophication has invaded this ecosystem, as

stipulated by Zerrouqi et al. (2013). This situation required the development of a channel with the construction of two jetties and an opening of 250 m wide and 3 m deep in 2004.

In addition, the lagoon has been subject to various environmental modifications of physical, chemical and biological nature due to on site and land-based human activities. Studies have identified significant changes in sedimentation rates, concentrations of inorganic pollutants (Ruiz et al., 2006), and eutrophication (MATEE, 2005), making this area a good example of an impacted coastal lagoon. In 2009, the Marchica lagoon was classified as a "Hotspot" for pollution in the Mediterranean by the Action Plan for the Mediterranean due to its deteriorated state of health (UNEP/MAP, 2012).

It became imperative to carry out a hydraulic intervention in order to increase the self-cleaning capacity of the lagoon and improve its fisheries and bioresources for the greater benefit of the communities depending on them. This was achieved by opening a new sea inlet in 2011, replacing the old and smaller one (Bocana), along with additional management measures as for example the treatment of the catchment waters discharged in the lagoon. The opening of the new pass led to a rapid improvement of the quality of the lagoon waters (Aknaf et al., 2015) and an increase of the fish catches from this system than ever before (Malouli et al., 2002; Najih et al., 2015).

The present work aimed to provide an updated checklist of the fish fauna of the Marchica lagoon under the new inlet opening (after 2011). An updated and comprehensive list of all fish species recorded from the Marchica lagoon is also presented and discussed. Then, fish fauna was compared before and after the opening of the new pass in 2011 to evaluate the effects of this hydraulological intervention on the taxonomic and functional composition of fish fauna.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study site

The Marchica lagoon (35°09'25 N / 002°50'43 W), also called Nador Lagoon, is the second largest (115 km², 25 km long and 7.5 km wide) lagoon in northern Africa and the unique coastal lagoon lying on the Mediterranean coast of Morocco (**Figure 19**). This lagoon has a maximum depth of approximately 8 meters. It is separated from the Mediterranean Sea by a

25 km long sandbar, with one artificial opening (300 m wide and 6 m deep) which assures a renewal of water in 45 days instead of 80 days (Hilmi, 2005) under the configuration of the old pass. The water balance of the lagoon is expressed by three sources: the marine waters passing through the artificial pass and which are still dominant, a fresh water contribution from two large groundwater and temporary flows of fluvial (Jeyar et al., 2015).

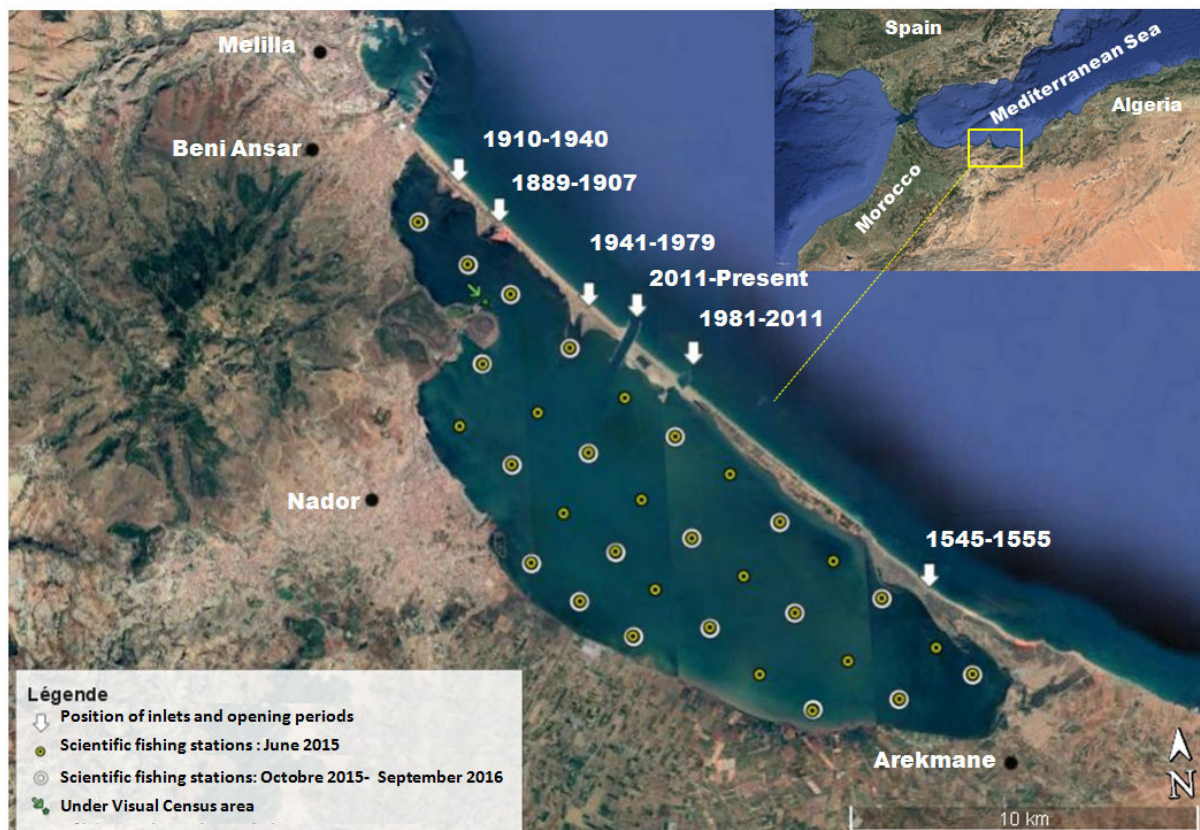


Figure 19 : Study area with pass history and localization of sampling stations during 2015-2016.

The climate of the region is Mediterranean: a hot and dry summer, spreading from June to October with an average temperature of 20°C, and a cool and rainy period from November to May, with average temperatures of 12°C. Annual precipitation ranges from 224 mm to 390 mm with an average of 300mm / year (El Yaouti et al., 2009; Re, 2010). General wind regime is WSW (24.8%) from November to May, and ENE (32.9%) from May to October with average intensities varying from 3.8 to 6.2 m / s (Tesson, 1977; Hilmi, 2005).

2.2. Data sources

The updated fish inventory of the Marchica lagoon is based on an extensive spatial and systematic sampling conducted on 32 stations during June 2015 as well as on a monthly

survey performed on 20 stations between October 2015 and November 2016 (**Figure 19**). The fishing gear was a purse seine of about 110 m in length and 11 m in height, with a mesh size of 6 mm. As this fishing gear covers the entire water column from the bottom to the surface, both juveniles and adults of pelagic and benthic-demersal species were captured. The inventory was enriched by visual underwater monitoring data and by the data of the periodical daily tide with autochthonous fishermen. In total, our inventory is the result of 343 shots of seine, 43 visual underwater monitoring and 10 professional fishing tides. In addition, the unique study conducted by Jaafour et al (2015) on Marchica lagoon fish fauna after 2011 was also taken into consideration.

The comprehensive list of all fishes reported in the Marchica lagoon from 1908 to 2016 (108 years) was established based on published data until the year 2016 (Oden, 1914; Cabo, 1953; Aloncle, 1961; Bouchereau et al., 2000; Jaafour et al., 2015 and present study). Species names were checked and updated to current nomenclature according to World Register of Marine Species (<http://www.marinespecies.org>) and the classification adopted mainly follows Nelson's (2006) classification system for taxonomic categories, with order, family, genera and species. The conservation status of all fish species was determined based on the International Union for Conservation of Nature Red List categories (IUCN Red List of Threatened Species 2019): (1) extinct (EX), (2) extinct in the wild (EW), (3) critically endangered (CR), (4) endangered (EN), (5) vulnerable (VU), (6) near threatened (NT), (7) least concern (LC), (8) data deficient (DD), and (9) not evaluated (NE). Two additional categories, Regionally Extinct (RE) and Not Applicable (NA), are used in regional Red List assessments. Species are classed as threatened if they fall within the categories EX, RE, EW, CR, EN, VU or NT. Taxa that are not identified to species level are not considered.

The functional structure of the fish in the lagoon was described by allocating species to functional groups. These included the ecological guilds (residents, R; marines; M (marine migrants, MM; marine stragglers, MS) and diadromous; D) and feeding groups (strictly benthivores, Bv; detritivores, DV; herbivores, HV; planktivores, PL; hyperbenthos-zooplankton feeders, HZ; hyperbenthos-fish feeders, HP; fish showing an ontogenetic change in feeding preference from HZ to HP, HZ-HP, or from microbenthos to HP, Bmi-HP; omnivores, Ov). The allocation of the fish species to the functional groups was based on the literature for European estuaries and lagoons (Elliott and Dewailly, 1995; Garcia Charton and Perez Ruzafa, 2001, 2004; Franco et al., 2008a, 2008b, 2012), with additions and adjustments

for species not listed in those papers and accounting for specific fish use and adaptations in the lagoon of Marchica (based on local knowledge from monthly monitoring conducted between October 2015 and September 2016). Available information on the trophic level was also used as obtained from Fishbase (Froese et Pauly, 2016).

Fish data prior to the opening of the new inlet (before 2011; 1908-2010) correspond to four inventories. These are the first one realized by Oden (1914), followed by that of Cabo (1953), Aloncle (1961) and Boucherea et al. (2000). For the post-hydraulogical intervention (after 2011; 2011-2016), it is mainly our inventory enriched by only two species from Jaafour et al. (2015) namely *Atherina presbyteras* Cuvier, 1829 as a new recorded species and *Pomatoschistus marmoratus* (Risso, 1810) as an earlier reported one.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Taxonomic diversity

While compiling the checklist, some taxonomical corrections were made. For example: *Ariosoma bulearica* (Delaroche 1809) appearing in Aloncle (1961) is considered here as *Ariosoma balearicum* (Delaroche, 1809). However, a difficulty was encountered to retain a valid scientific name for *Sciaena ronchus* (Valenciennes 1836) that was recorded by Aloncle (1961). This species was cited by Collignon (1959) as *Umbrina ronchus* (Valenciennes, 1843). The latter author mentioned the recommendation of Dardignac (1961) that *Sciaena ronchus* (Valenciennes 1836) must be replaced by *Sciaena fusca* (Dardignac 1956), but finally the name that appeared in the book of the latter was *Umbrina fusca* (Dardignac, 1958). This last nomenclature has been retained and the corresponding updated scientific name is *Umbrina ronchus* (Valenciennes, 1843).

The overall list of fishes reported from the Marchica lagoon (**Table 3**) before 2011 (1908–2010) and after 2011 (2011–2016) includes a total of 112 valid species. They belong to nine Orders, 33 Families, and 70 Genera. The Perciformes are largely the richest phylum (67 species, 39 genera and 17 families) followed by Pleuronectiformes (15 species, 11 genera and 3 families). The number of fish fauna species recorded in the Marchica lagoon represents approximately 56 % of the 199 known species from coastal lagoons of the Atlanto-Mediterranean Europe (Pérez-Ruzafa et al., 2010).

Table 3. Checklist of fishes reported from the Marchica lagoon (1908–2016). IUCN Red List Status: CR-Critically Endangered; VU-Vulnerable; NT-Near Threatened; LC-List Concern; DD-Data Deficient; NE-Not Evaluated; EN- Endangered. EG- Ecological guilds: D-Diadromes; M-Marines; R-Residents. FG- Feeding guilds: BV- strictly benthivores; DV- detritivores; HV-herbivores; PL-planktivores; HZ-hyperbenthos-zooplankton feeders; HP- hyperbenthos-fish feeders; HZ-HP- fish showing an ontogenetic change in feeding preference from HZ to HP; Bmi-HP- fish showing an ontogenetic change in feeding preference from microbenthos to HP; OV- omnivores. Record reference: 1: Oden (1914), 2: Cabo (1953), 3: Aloncle (1961), 4: Boucherea et al. (2000), 5: Jaafour et al. (2015), 6: present study. Post-hydraulical intervention inventory: (*): Earlier reported; (**): New records.

Taxon	EG	FG	IUCN
Order: Anguilliformes			
Family: Anguillidae			
Genus: <i>Anguilla</i>			
(*) <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758) [1, 3, 4, 6]	D	HP	EN
Family: Congridae			
Genus: <i>Ariosoma</i>			
<i>Ariosoma balearicum</i> (Delaroche, 1809) [3]	M	Bmi,HP	LC
Genus: <i>Conger</i>			
(**) <i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758) [6]	M	Bmi,HP	LC
Family: Ophichthidae			
Genus: <i>Dalophis</i>			
(**) <i>Dalophis imberbis</i> (Delaroche, 1809) [6]	M	Bmi,HP	LC
Order: Atheriniformes			
Family: Atherinidae			
Genus: <i>Atherina</i>			
(*) <i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810 [1, 4, 6]	R	HZ	LC
(**) <i>Atherina presbyter</i> Cuvier, 1829 [5]	M	PL	LC
Order: Beloniformes			
Family: Belonidae			
Genus: <i>belone</i>			
(*) <i>Belone belone</i> (Linnaeus, 1761) [3, 6]	M	HP	LC
Family: Hemiramphidae			
Genus: <i>Hemiramphus</i>			
(**) <i>Hemiramphus far</i> (Forsskål, 1775) [6]	M	HV	NA
Genus: <i>Hyporhamphus</i>			
(*) <i>Hyporhamphus picarti</i> (Valenciennes, 1847) [1, 5, 6]	M	HV	LC
Order: Clupeiformes			
Family: Clupeidae			
Genus: <i>Alosa</i>			
<i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758) [1]	D	PL	RE
Genus: <i>Sardina</i>			
(*) <i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792) [1, 6]	M	PL	LC
Genus: <i>Sardinella</i>			
(*) <i>Sardinella aurita</i> (Valenciennes, 1847) [1, 6]	M	PL	LC
(*) <i>Sardinella maderensis</i> (Lowe, 1838) [3, 6]	M	PL	LC
Family: Engraulidae			
Genus: <i>Engraulis</i>			
(*) <i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758) [1, 2, 3, 4, 6]	M	PL	LC
Order: Mugiliformes			
Family: Mugilidae			
Genus: <i>Chelon</i>			
(*) <i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827) [3, 6]	M	DV	LC
(*) <i>Chelon auratus</i> (Risso, 1810) [2, 3, 5, 6]	M	DV	LC
(*) <i>Chelon ramada</i> (Risso, 1827) [2, 3, 6]	D	DV	LC
(*) <i>Chelon saliens</i> (Risso, 1810) [1, 6]	D	DV	LC
Genus: <i>Mugil</i>			
(*) <i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758 [1, 2, 3, 6]	M	DV	LC
Genus: <i>Oedalechilus</i>			
<i>Oedalechilus labeo</i> (Cuvier, 1829) [2, 3]	M	DV	LC
Order: Perciformes			
Family: Apogonidae			
Genus: <i>Apogon</i>			
(**) <i>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758) [6]	M	Bmi, HP	LC
Family: Blenniidae			
Genus: <i>Salaria</i>			
(*) <i>Salaria pavo</i> (Risso, 1810) [3, 4, 5, 6]	R	OV	LC
Family: Callionymidae			
Genus: <i>Callionymus</i>			

Taxon	EG	FG	IUCN
(**) <i>Callionymus risso</i> Lesueur, 1814 [6]	R	BV	LC
Family: Carangidae			
Genus: <i>Caranx</i>			
(*) <i>Caranx rhonchus</i> Geoffroy Saint-Hilaire, 1817 [1, 6]	M	Bmi, HP	LC
Genus: <i>Lichia</i>			
<i>Lichia amia</i> (Linnaeus, 1758) [3]	M	HP	DD
Genus: <i>Trachinotus</i>			
(*) <i>Trachinotus ovatus</i> (Linnaeus, 1758) [3, 6]	M	Bmi, HP	LC
Genus: <i>Trachurus</i>			
(*) <i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758) [1, 3, 6]	M	Bmi, HP	LC
Family: Centracanthidae			
Genus: <i>Spicara</i>			
(**) <i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758) [6]	M	HZ	LC
Family: Gobiidae			
Genus: <i>Aphia</i>			
(*) <i>Aphia minuta</i> (Risso, 1810) [2, 3, 6]	M	PL	LC
Genus: <i>Deltentosteus</i>			
(*) <i>Deltentosteus quadrimaculatus</i> (Valenciennes, 1837) [6]	M	BV	LC
Genus: <i>Gobius</i>			
<i>Gobius bucchichi</i> Steindachner, 1870 [4]	R	BV	LC
(*) <i>Gobius cobitis</i> Pallas, 1814 [4, 6]	R	Bmi, HP	LC
(**) <i>Gobius cruentatus</i> Gmelin, 1789 [6]	M	OV	LC
(*) <i>Gobius niger</i> Linnaeus, 1758 [1, 2, 5, 6]	R	Bmi, HP	LC
(*) <i>Gobius paganellus</i> Linnaeus, 1758 [4, 6]	R	Bmi, HP	LC
Genus: <i>Pomatoschistus</i>			
(*) <i>Pomatoschistus marmoratus</i> (Risso, 1810) [4, 5]	R	BV	LC
<i>Pomatoschistus microps</i> (Krøyer, 1838) [4]	R	BV	CR
(**) <i>Pomatoschistus minutus</i> (Pallas, 1770) [6]	M	BV	VU
Family: Haemulidae			
Genus: <i>Parapristipoma</i>			
(**) <i>Parapristipoma octolineatum</i> (Valenciennes, 1833) [6]	M	BV	DD
Genus: <i>Pomadasys</i>			
(*) <i>Pomadasys incisus</i> (Bowdich, 1825) [1, 6]	M	BV	LC
Family: Labridae			
Genus: <i>Coris</i>			
(**) <i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758) [6]	M	BV	LC
Genus: <i>Labrus</i>			
(**) <i>Labrus viridis</i> Linnaeus, 1758 [6]	M	Bmi, HP	VU
Genus: <i>Symphodus</i>			
(**) <i>Symphodus tinca</i> (Linnaeus, 1758) [5, 6]	R	BV	LC
(*) <i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788) [2, 3, 4, 5, 6]	R	BV	LC
(*) <i>Symphodus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758) [2, 3, 6]	M	BV	LC
(**) <i>Symphodus melops</i> (Linnaeus, 1758) [6]	M	BV	LC
(*) <i>Symphodus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758) [2, 3, 6]	R	BV	LC
<i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810) [3]	R	BV	LC
Genus: <i>Thalassoma</i>			
(**) <i>Thalassoma pavo</i> (Linnaeus, 1758) [6]	M	BV	LC
Family: Moronidae			
Genus: <i>Dicentrarchus</i>			
(*) <i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758) [1, 3, 4, 6]	M	HZ-HP	NT
(*) <i>Dicentrarchus punctatus</i> (Bloch, 1792) [1, 3, 5, 6]	M	HZ-HP	LC
Family: Mullidae			
Genus: <i>Mullus</i>			
(*) <i>Mullus barbatus barbatus</i> Linnaeus, 1758 [1, 3, 5, 6]	M	BV	LC
(*) <i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758 [1, 2, 3, 6]	M	BV	LC
Family: Pomatomidae			
Genus: <i>Pomatomus</i>			
<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766) [3]	M	HP	LC
Family: Sciaenidae			
Genus: <i>Sciaena</i>			
<i>Sciaena umbra</i> Linnaeus, 1758 [1, 3]	M	HP	VU
Genus: <i>Umbrina</i>			
<i>Umbrina cirrosa</i> (Linnaeus, 1758) [1, 3]	M	BV	VU
<i>Umbrina ronchus</i> (Valenciennes, 1843) [3]	M	BV	DD
Family: Scombridae			
Genus: <i>Scomber</i>			
<i>Scomber colias</i> Gmelin, 1789 [1]	M	HZ-HP	NT
Family: Serranidae			
Genus: <i>Epinephelus</i>			
<i>Epinephelus aeneus</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	M	HP	NT
(**) <i>Epinephelus caninus</i> (Valenciennes, 1843) [6]	M	HP	DD
(**) <i>Epinephelus costae</i> (Steindachner, 1878) [6]	M	HP	DD
<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822) [3]	M	HP	VU
(*) <i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834) [2,6]	M	HP	EN
Genus: <i>Mycteroperca</i>			

Taxon	EG	FG	IUCN
(*) <i>Mycteroperca rubra</i> (Bloch, 1793) [2, 3, 6]	M	HP	LC
Genus: <i>Serranus</i>			
(**) <i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758) [6]	M	Bmi, HP	LC
(*) <i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758) [3,6]	M	HP	LC
Family: Sparidae			
Genus: <i>Boops</i>			
(*) <i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758) [1, 2, 3, 6]	M	OV	LC
Genus: <i>Dentex</i>			
<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758) [3]	M	HP	VU
Genus: <i>Diplodus</i>			
(*) <i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758) [1, 2, 3, 6]	M	OV	LC
(*) <i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758) [1, 2, 3, 4, 6]	M	OV	LC
(**) <i>Diplodus cervinus</i> (Lowe, 1838) [6]	M	OV	DD
(*) <i>Diplodus puntazzo</i> (Walbaum, 1792) [1, 2, 6]	M	OV	LC
(*) <i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) [2, 3, 6]	M	OV	LC
Genus: <i>Lithognathus</i>			
(*) <i>Lithognathus mormyrus</i> (Linnaeus, 1758) [1, 2, 3, 6]	M	BV	LC
Genus: <i>Oblada</i>			
(*) <i>Oblada melanura</i> (Linnaeus, 1758) [1, 2, 3, 6]	M	OV	LC
Genus: <i>Pagellus</i>			
(*) <i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758) [1, 3, 6]	M	OV	LC
(*) <i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827) [3, 6]	M	BV	LC
Genus: <i>Pagrus</i>			
(**) <i>Pagrus auriga</i> Valenciennes, 1843 [6]	M	BV	DD
<i>Pagrus caeruleostictus</i> (Valenciennes, 1830) [2, 3]	M	Bmi, HP	DD
(*) <i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758) [1, 2, 3, 6]	M	Bmi, HP	LC
Genus: <i>Sarpa</i>			
(*) <i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758) [1, 3, 6]	M	HV	LC
Genus: <i>Sparus</i>			
(*) <i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758 [1, 2, 3, 6]	M	BV	LC
Genus: <i>Spondylisoma</i>			
(*) <i>Spondylisoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758) [1, 6]	M	OV	LC
Family: Sphyraenidae			
Genus: <i>Sphyraena</i>			
(*) <i>Sphyraena sphyraena</i> (Linnaeus, 1758) [1, 3, 6]	M	HP	LC
Family: Trachinidae			
Genus: <i>Trachinus</i>			
<i>Trachinus araneus</i> Cuvier, 1829 [1]	M	Bmi, HP	LC
<i>Trachinus draco</i> Linnaeus, 1758 [1, 3]	M	Bmi, HP	LC
<i>Trachinus radiatus</i> Cuvier, 1829 [3]	M	Bmi, HP	LC
Order: Pleuronectiformes			
Family: Bothidae			
Genus: <i>Arnoglossus</i>			
<i>Arnoglossus laterna</i> (Walbaum, 1792) [1]	M	Bmi, HP	LC
(**) <i>Arnoglossus rueppelii</i> (Cocco, 1844) [6]	M	Bmi, HP	LC
(**) <i>Arnoglossus thori</i> Kyle, 1913 [6]	M	Bmi, HP	LC
Genus: <i>Bothus</i>			
(*) <i>Bothus podas</i> (Delaroche, 1809) [2, 3, 6]	M	Bmi, HP	LC
Family: Scophthalmidae			
Genus: <i>Scophthalmus</i>			
<i>Scophthalmus rhombus</i> (Linnaeus, 1758) [1]	M	HP	LC
Family: Soleidae			
Genus: <i>Buglossidium</i>			
(**) <i>Buglossidium luteum</i> (Risso, 1810) [6]	M	BV	LC
Genus: <i>Dicologlossa</i>			
<i>Dicologlossa cuneata</i> (Moreau, 1881) [1, 2, 3]	M	BV	DD
Genus: <i>Microchirus</i>			
<i>Microchirus theophila</i> (Risso, 1810) [3]	M	BV	DD
<i>Microchirus variegatus</i> (Donovan, 1808) [2, 3]	M	BV	LC
Genus: <i>Monochirus</i>			
(**) <i>Monochirus hispidus</i> Rafinesque, 1814 [6]	M	BV	DD
Genus: <i>Pegusa</i>			
(*) <i>Pegusa lascaris</i> (Risso, 1810) [1, 4, 6]	M	BV	DD
Genus: <i>Solea</i>			
(*) <i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758) [4, 5, 6]	M	BV	LC
(**) <i>Solea senegalensis</i> Kaup, 1858 [6]	M	BV	DD
Genus: <i>Synaptura</i>			
(**) <i>Synaptura lusitanica lusitanica</i> de Brito Capello, 1868 [6]	M	BV	DD
Genus: <i>Synapturichthys</i>			
<i>Synapturichthys kleinii</i> (Risso, 1827) [2]	M	BV	DD
Order: Scorpaeniformes			
Family: Dactylopteridae			
Genus: <i>Dactylopterus</i>			
(**) <i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758) [6]	M	Bmi, HP	LC
Family: Scorpaenidae			

Taxon	EG	FG	IUCN
Genus: <i>Scorpaena</i>			
(**) <i>Scorpaena porcus</i> Linnaeus, 1758 [6]	M	Bmi, HP	LC
Family: Triglidae			
Genus: <i>Chelidonichthys</i>			
<i>Chelidonichthys lucerna</i> (Linnaeus, 1758) [1]	M	Bmi, HP	LC
(*) <i>Chelidonichthys lastoviza</i> (Bonnaterre, 1788) [1, 6]	M	BV	DD
Order: Syngnathiformes			
Family: Syngnathidae			
Genus: <i>Hippocampus</i>			
(*) <i>Hippocampus guttulatus</i> Cuvier, 1829 [3,6]	R	BV	NT
(**) <i>Hippocampus hippocampus</i> (Linnaeus, 1758) [6]	R	BV	NT
Genus: <i>Syngnathus</i>			
(*) <i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827 [4, 5, 6]	R	BV	LC
(**) <i>Syngnathus acus</i> Linnaeus, 1758 [6]	R	BV	LC
(**) <i>Syngnathus rostellatus</i> Nilsson, 1855 [6]	R	HZ	DD
(*) <i>Syngnathus typhle</i> Linnaeus, 1758 [4, 5, 6]	R	HZ	LC

The fish fauna belongs to 33 families largely dominated by the Sparidae (17 species), followed by the Gobiidae and Soleidae (10 species each), Labridae (nine species), Serranidae (eight species), Mugilidae and Syngnathidae (six species each). These families are considered as characteristic of fish communities in warm, temperate and semi-tropical coastal lagoons and estuaries (Potter et al., 1990; Elliott et Dewailly, 1995; Costa et al., 2002; Kara et Quignard, 2018). Bothidae, Carangidae and Clupeidae were represented by four species each and three species each accounted for both Sciaenidae and Trachinidae. Seven families are represented by two species each. The remaining 14 families are represented only by one species each (**Figure 20**).

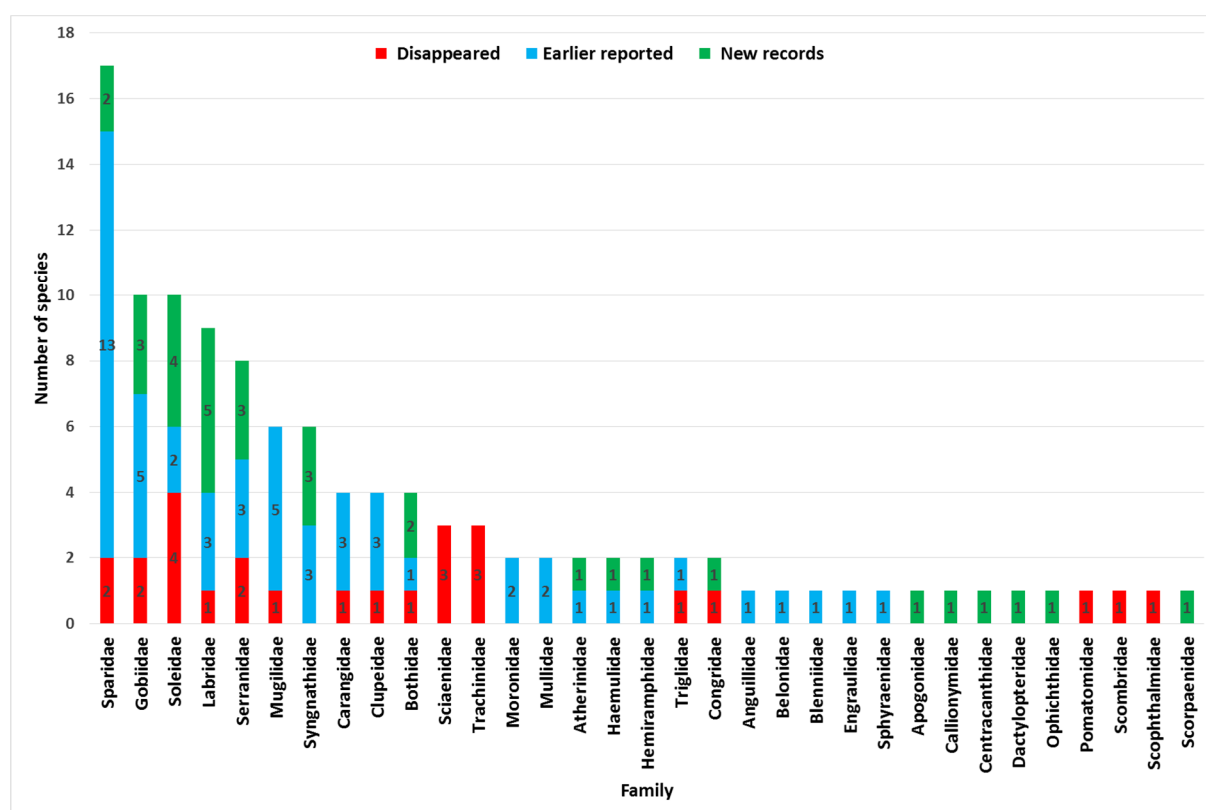


Figure 20 : Specie's occurrence status by family recorded in the Marchica lagoon.

After the opening of the new pass since 2011, the fish fauna of the Marchica lagoon is composed of a total of 86 species (84 species from our study and two species from Jaafour et al., 2015) from which 54 were earlier reported species and 32 newly recorded (**Table 3 and figure 20**). Our inventory, resulting from monitoring conducted in 2015-2016, is highly diversified (84 species) that those of Aloncle (1961), Oden (1914) and Cabo (1953) with 52, 40 and 26 species respectively. The inventories of Boucherea et al. (2000) (16 species) and Jaafour et al. (2015) (15 species), based on samples from the shallow margins of the lagoon, are the least-diversified ones. The higher number of our inventory is due to the important sampling effort, diversity of sampling technics and potentially to the ecorestoration measures implemented after 2011.

Versus the high influx (32) of species to the lagoon after 2011, 26 species belonging to 16 families were not recorded (**Figure 20**). The most affected family by species disappearance was that of Soleidae (4 species) known to be dependant on sandy substrate, the same for Scophthalmidae (1 species) and Trachinidae (3 species). This could be related to changes in the nature of the lagoon substrate after the opening of the new pass, where there is a tendency towards siltation and regression of the sandy substrate (Najih et al., 2016). This limiting factor

appears true for Trachinidae especially for *Trachinus draco*, which have a high affinity for sandy substrates (Deniel, 1975; Giakoumi et Kokkoris, 2013). This latter species was abundant and frequent during our survey in the sandy adjacent area (open sea) but not collected inside the lagoon.

3.2. Functional diversity

3.2.1. Ecological guilds

Out of the total 112 species, 89 (79.46%) and 19 (16.96%) were categorized as marine and resident species respectively. The diadromous were represented only by 4 species (3.58%) (**Figure 21**). The higher number of marine species in fish composition of Mediterranean coastal lagoons is common and is perhaps due to their using of the lagoon as nursery, where they find optimal conditions for their survival and growth (Franzoi et al., 2010; Franco et al., 2006, 2008b, 2012). However, the dominance of species of marine origin in the Marchica lagoon (79.64% of species) is higher than the average of marine species (66%) recorded in other Mediterranean lagoons (Franco et al., 2008b). This is likely associated with the increased connectivity between lagoon and sea following the opening of a bigger sea inlet in 2011, and the resulting marinization of the lagoon (Mostarih et al., 2016).

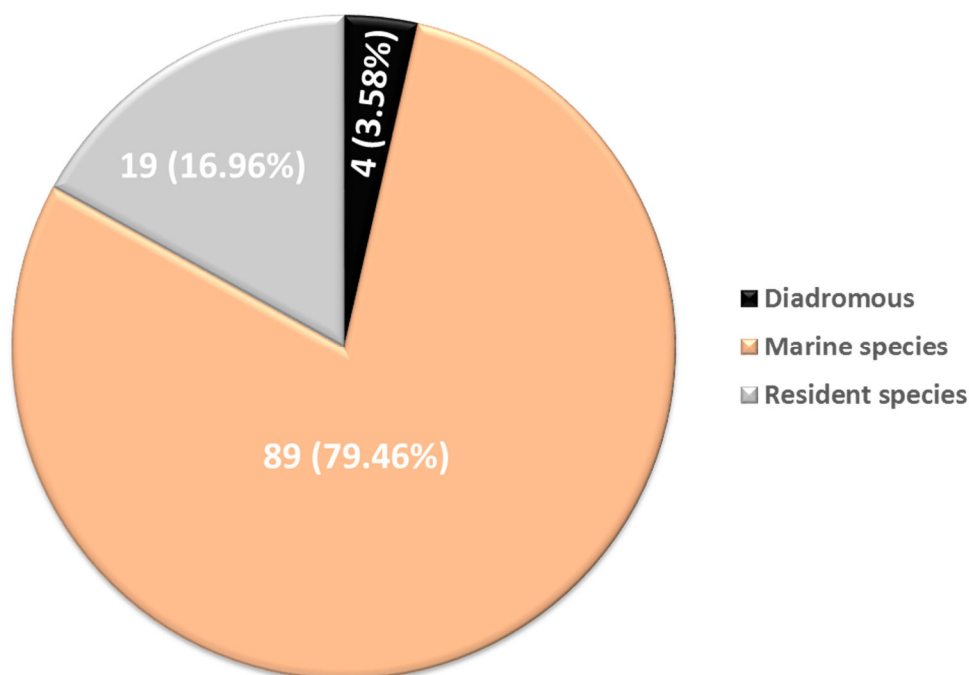


Figure 21 : Ecological status of the Marchica lagoon's fish fauna.

Comparison between before and after 2011 in terms of ecological guilds (**Figure 22**), revealed an increase in the number of marine species (five more species). This fact can be explained by the management measures implemented after 2011, particularly the opening of the new large pass (300 m in large and 6 m in depth), allowing a large variety of marine species to enter the lagoon, and resultant improvement in water quality (Aknaf et al., 2015) and also an increase in water renewal rate (Hilmi et al., 2015; Maicu et al., 2018). The same pattern has been observed for resident species that have gained two more species after restoration. However, the only negative pattern has been recorded for diadromous species with one species less; it is *Alosa alosa* which was once recorded from Marchica lagoon (Oden, 1914) but the species has never been recorded thereafter.

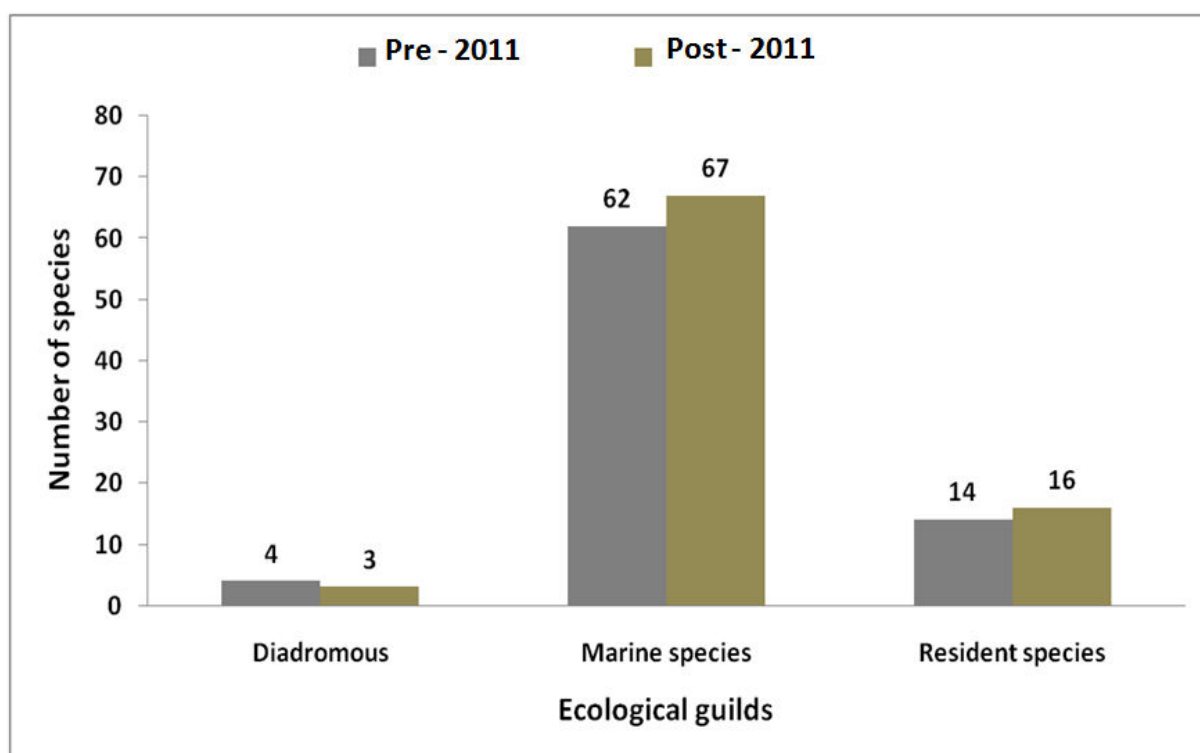


Figure 22 : Ecological situation of the lagoon's fish fauna before (Pre-2011) and after (Post-2011) the opening of the new inlet since 2011.

3.2.2. Feeding guilds

The trophic structure of fish assemblages in the lagoon, including all the inventories, was represented by nine feeding guilds. The most diverse trophic guilds are benthivores (BV) and fish showing an ontogenetic change in feeding preference from microbenthos to hyperbenthos-fish feeders (Bmi-HP). More than half of the fish fauna recorded in the lagoon

are strictly or partially benthivores (63 species, 55.75%) (**Figure 23**). This is accordance with the characteristics of the other Mediterranean lagoons, where the microbenthivory was the dominant mode among fishes feeding (Franco et al., 2008b).

The hyperbenthos-fish feeders (HP) and the omnivores (OV) constitute respectively 13% (15 species) and 10 % (11 species) of the ichthyofaunal diversity recorded in the Marchica lagoon. The remaining guilds constitute together about 20 % of the ichthyofaunal diversity.

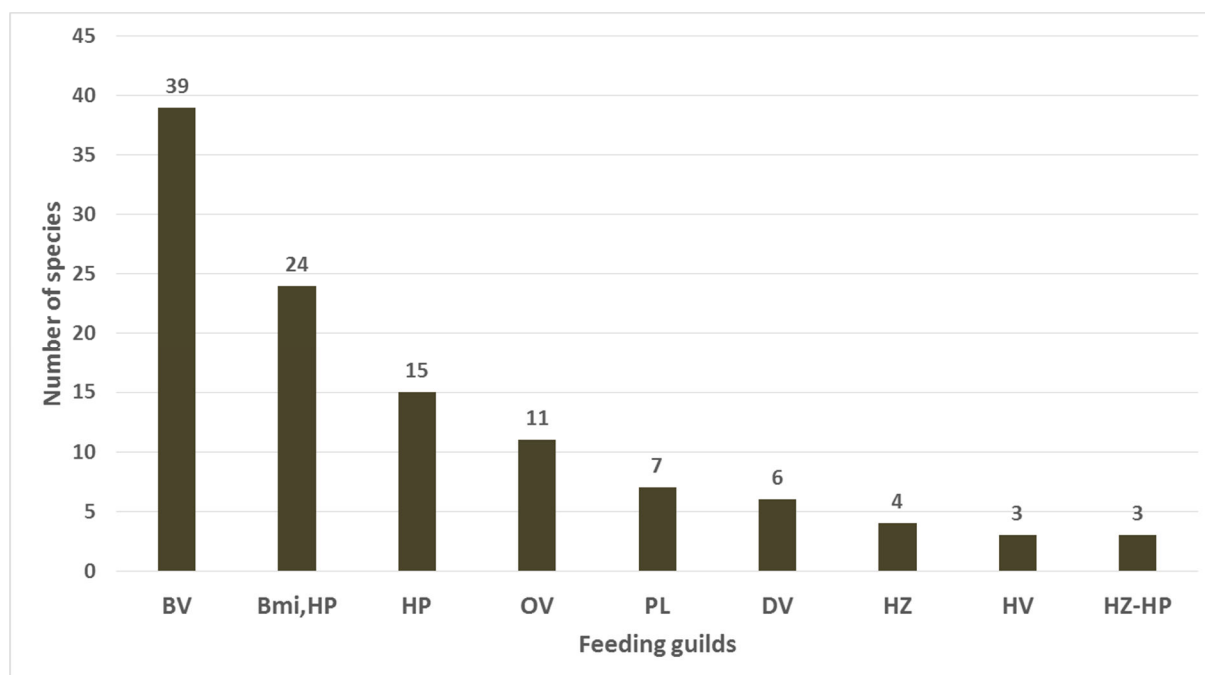


Figure 23 : Trophic diversity of the Marchica lagoon's fish fauna. Feeding guilds: BV- strictly benthivores; DV- detritivores; HV-herbivores; PL-planktivores; HZ-hyperbenthos-zooplankton feeders; HP- hyperbenthos-fish feeders; HZ-HP- fish showing an ontogenetic change in feeding preference from HZ to HP; Bmi-HP- fish showing an ontogenetic change in feeding preference from microbenthos to HP; OV- omnivores.

Comparison of trophic categories before and after 2011 highlighted that the most trophic groups affected were benthivores (BV), fish showing an ontogenetic change in feeding preference from microbenthos to hyperbenthos-fish feeders (Bmi-HP) and hyperbenthos-fish feeders (HP). 16 species strictly or partially benthivorous (BV or Bmi, HP) recorded before 2011 were not recorded in recent inventories. In return, 24 species of the same trophic categories (15 BV and 9 Bmi, HP) were newly recorded, from which five species are strictly or partially benthivorous (**Figure 24**). This act involves a significant change in the trophic quality of the benthic substrate, which was consistent with the conclusion of Najih et al (2016), who mentioned a regression of the mud-sandy substrate in favor of the mud substrate.

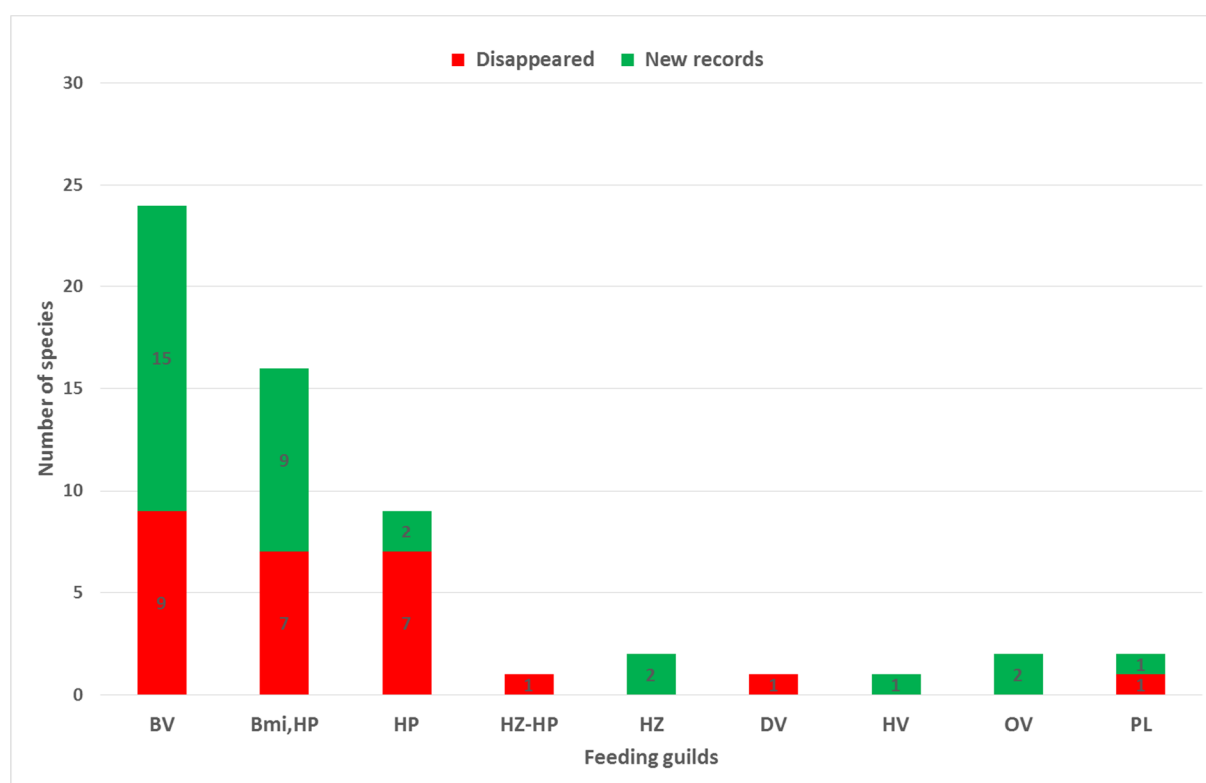


Figure 24 : Trophic dynamics of the lagoon's fish fauna pre- and post-hydrological intervention. Feeding guilds: BV- strictly benthivores; DV- detritivores; HV-herbivores; PL-planktivores; HZ- hyperbenthos-zooplankton feeders; HP- hyperbenthos-fish feeders; HZ-HP- fish showing an ontogenetic change in feeding preference from HZ to HP; Bmi-HP- fish showing an ontogenetic change in feeding preference from microbenthos to HP; OV- omnivores.

However, a negative trend has been recorded for hyperbenthos-fish feeders (HP). This group, feeding on fish and mobile invertebrates living over the bottom (Franco et al., 2008b), was characterized by a negative balance (seven disappearance against two new records). Decrease in species diversity of this feeding group (HP), which characterize species of large body and high trophic level (Pinnegar et al., 2002), let us hypothesize a gradual transition from long-lived high trophic level piscivorous fish towards short- lived invertebrates and planktivorous fishes at lower trophic levels as has been observed worldwide (Pauly et al., 1998, 2000).

3.3. Biodiversity status and threatened species

Literature review on the biodiversity status of fish from the Marchica Lagoon, based on IUCN criteria, revealed a total list of 111 evaluated species. The evaluation is, however, Not Applicable (NA) for only one exotic species, namely *Hemiramphus far*.

In total, 10 species (9%) were recorded as threatened and categorized under Regionally Extinct (RE: one species; i.e., 0.9%), Critically Endangered (CR: one species; i.e., 0.9%), Endangered (EN: two species; i.e., 1.8%) and Vulnerable (VU: six species; i.e., 5.4%) (**Table 4**). Furthermore, 13 additional species are listed as Near Threatened (NT) that need conservation measures unless they may move to threatened category very soon. The high proportion, 71.17 % (79 species) of fish of Marchica lagoon were categorized as Least Concern (LC), whereas 17 species (15.31%) were documented as Data Deficient (DD).

Table 4. Assessment of biodiversity status of Marchica fishes (Categorization of threatened and non-threatened species with conservation status).

FAMILY	RE	CR	EN	VU	NT	Total threatened species	LC	DD	Total	Total species assessed
ANGUILLIDAE			1			1			1	1
APOGONIDAE							1		1	1
ATHERINIDAE							2		2	2
BELONIDAE							1		1	1
BLENNIIDAE							1		1	1
BOTHIDAE							4		4	4
CALLIONYMIDAE							1		1	1
CARANGIDAE							3	1	4	4
CENTRACANTHIDAE							1		1	1
CLUPEIDAE	1					1	3		3	4
CONGRIDAE							2		2	2
DACTYLOPTERIDAE							1		1	1
ENGRAULIDAE							1		1	1
GOBIIDAE		1		1		2	8		8	1
HAEMULIDAE							1	1	2	2
HEMIRAMPHIDAE							1		1	1
LABRIDAE				1		1	8		8	9
MORONIDAE					1	1	1		1	2
MUGILIDAE							6		6	6
MULLIDAE							2		2	2
OPHICHTHIDAE							1		1	1
POMATOMIDAE							1		1	1
SCIAENIDAE				2		2		1	1	3
SCOMBRIDAE					1	1				1
SCOPHTHALMIDAE							1		1	1
SCORPAENIDAE							1		1	1
SERRANIDAE			1	1	1	3	3	2	5	8
SOLEIDAE							3	7	1	1
SPARIDAE				1		1	13	3	16	17
SPHYRAENIDAE							1		1	1
SYNGNATHIDAE					2	2	3	1	4	6
TRACHINIDAE							3		3	3
TRIGLIDAE							1	1	2	2
TOTAL	1	1	2	6	5	15	79	17	96	111
% TO THE TOTAL ASSESSMENT OF SPECIES	0.90	0.90	1.80	5.40	4.5	13.50	71.17	15.31	86.48	100

In the Marchica lagoon, the common threats to the biodiversity of fishes, could be resulted from at least four main external forcing factors: (1) fishing activities, especially through illegal practices (*personal observation*), (2) pollutants (Zerrouqi et al., 2013; Matoir et al., 2015), habitat degradation (Selfati et al., 2018) and biological invasions (Selfati et al., 2017; Chartosia et al., 2018).

4. CONCLUSION

There is a lack of structured quantitative data of the ichthyological component (density, biomass and sampling network), and a lack on the characteristics of the lagoon especially for the period before 2011 (physical-chemical conditions, anthropogenic influence). When this problem is combined with the absence of information or difference between the sampling methods, it is difficult to explain fully the differences between periods with respect to the fish assemblage. It is also important to point out that sampling errors and possible different methodology, not only in the field but also in the laboratory, using different taxonomic keys, probably generate such differences (Elliott et Hemingway, 2002). Despite this, the available data contribute to the knowledge of the presence or absence of each fish species within the 20th century in the Marchica lagoon, a complex system experiencing a large variety of environmental changes. Given the degree of changes identified in the present study, it seems that both benthic habitats and column water were impacted. This is consistent with other hydrological, sedimentological and biological studies (Chair et al., 2018; Najih et al., 2016). It is also concluded that fish data have an important role in ecological monitoring and lagoon management.

CHAPITRE 3 : ASSEMBLAGES DES POISSONS DE LA LAGUNE DE MARCHICA (MEDITERRANEE, MAROC) : ORGANISATION SPATIALE ET FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX

Ce chapitre a été traité sous forme d'un article publié dans la revue '*Regional Studies in Marine Science*' indexée dans les bases de données 'Scopus' et 'Web of Science' :

Selfati M., El Ouamari N., Franco A., Lenfant P., Lecaillon G., Mesfioui A., Boissery P. & Bazairi H. (2019). Fish assemblages of the Marchica lagoon (Mediterranean, Morocco): Spatial patterns and environmental drivers. *Regional Studies in Marine Science* 32, 100896. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100896>.

Résumé abrégé en français du chapitre

Ce chapitre a pour objectif (1) l'amélioration des connaissances piscicoles du point de vue taxonomique et fonctionnel, (2) l'appréciation de la dynamique spatiale de la composition des communautés de poissons en relations avec les facteurs environnants et (3) l'acquisition des données nécessaires à l'optimisation de la stratégie d'échantillonnage pour le suivi mensuel.

Dans ce contexte, une campagne dite de pré-échantillonnage s'est déroulée au mois de Juin 2015 selon un réseau d'échantillonnage systématique de 32 stations espacés de 1 mille nautique (1852 m). Trois coups de senne, associés à des mesures des paramètres du milieu, ont été réalisés à chaque station. La faune ichtyque a été analysé en se basant à la fois sur la composition taxonomique et fonctionnelle. La structure spatiale des assemblages ichtyques a été aussi examinée par rapport aux gradients environnementaux.

Les 96 coups de senne ont permis de pêcher 25674 individus de poissons d'un poids équivalent à 134 Kg. Ils se répartissent en 43 espèces appartenant à 20 familles. Les taxons inventoriés se répartissent en une espèce qualifiée de fréquente (*Gobius niger*), quatre espèces communes (*Atherina boyeri*, *Symphodus cinereus*, *Engraulis encrasicolus* et *Diplodus vulgaris*) et six espèces occasionnelles (*Trachinotus ovatus*, *Sardina pilchardus*, *Gobius cruentatus*, *Boops boops*, *Hippocampus hippocampus* et *Syngnathus abaster*). Les autres espèces sont rares (11 espèces) ou accidentelles (21 espèces).

La famille des sparidés est la plus diversifiée. Elle est représentée par 25,58 % (11 espèces) de la richesse spécifique ponctuelle, suivie de loin par les gobiidés (5 espèces), les serranidés et les labridés (quatre espèces chacune). Les Syngnathidés et les Clupéidés ont été respectivement représentés par trois et deux espèces. Les autres familles ne sont représentées que par une seule espèce.

L'abondance et la biomasse sont largement représentées par un nombre réduit d'espèces. Numériquement, la sardine à elle seule en représente plus que la moitié avec 54,7%, suivi par le gobie noir (15,8%) et l'anchois commune (11,85%). Ces trois espèces sont dominantes en termes de biomasse et représentent respectivement 52%, 15% et 8,61% de la biomasse des poissons capturés.

Du point de vue fonctionnel, la fraction des espèces benthodémersales est bien représentée et regroupe 85,72 % (36 espèces) de la richesse spécifique de la lagune, alors que sur le plan

quantitatif, ce sont les espèces pélagiques qui dominent avec environ 73 % de l'abondance totale et plus des deux tiers de la biomasse totale.

En termes des guildes écologiques, l'assemblage des poissons est dominé par des espèces ayant une affinité marine (74,72%, 32 espèces), dont 20 espèces étant marines migrantes et 12 marines occasionnelles. Ces deux dernières guildes écologiques représentent environ 33 % de l'abondance totale et plus de 75 % de la biomasse totale. La catégorie des espèces résidentes est représentée par 11 espèces faisant environ 26% de l'abondance et 25% de la biomasse totale.

La structure trophique est notablement différente suivant que l'on considère la diversité, la densité ou la biomasse. La diversité est dominée par des espèces benthivores (13 espèces). Les planctivores sont dominants tant en biomasse qu'en abondance. Ceci tient en grande partie à la sardine commune (*Sardina pilchardus*), faisant à elle seule plus de la moitié des effectifs et de la biomasse totale.

L'examen de la structure spatiale des assemblages de poissons de la lagune de Marchica à l'aide d'analyses multivariées, a révélé une nette disparité entre les espèces benthodémersales et pélagiques. De point de vue benthodémersal, la lagune se présente en deux grandes unités biologiques remarquables : la première, à affinité marine, correspond à la moitié nord de la lagune et est considérablement typifiée par les espèces d'origine marine. La seconde moitié est dotée d'une affinité lagunaire et majoritairement typifiée par les espèces résidentes. En revanche, aucune stratification spatiale relative aux espèces pélagiques n'a été identifiée, ce qui laisse supposer que la lagune se comporte comme une entité relativement homogène pour les espèces dépendantes de la colonne d'eau.

La profondeur se révèle déterminant dans la structure spatiale des assemblages ichthyques de la lagune. Toutefois, elle doit être interprétée comme une variable qui interagit avec d'autres facteurs tels que la couverture végétale, le pH, la température et l'oxygène dissous pour les poissons benthodémersaux, et la salinité et la matière en suspension pour les poissons pélagiques. Une gestion basée sur la conservation des petits fonds de la lagune, qui se sont révélés très riches et diversifiés, est recommandée, afin de maintenir leurs fonctions écologiques et les services écosystémiques connexes.

Abstract

The fish assemblages in the Marchica lagoon were studied in June 2015, by purse seine netting, according to a systematic sampling design of 32 stations covering the whole lagoon area. The fish community was analyzed both in terms of its taxonomic and functional structure, and the spatial patterns in the community distribution analyzed in relation to environmental gradients in the lagoon. A total of 25,674 individuals, belonging to 43 fish species and 20 families were recorded, consisting of 20 marine migrant, 12 marine straggler and 11 lagoon residents' species. Numerically, the fish assemblage was largely dominated by pelagic marine planktivore species. A spatial gradient in the benthic-demersal component of the fish assemblage structure was observed, with more marine species occurring near sea inlet and more resident species in the lagoon inner margins. No clear spatial structure was identified for the pelagic fish component, which was homogeneously distributed within the lagoon. Depth was the most important abiotic factor affecting the abundance distribution of both benthic-demersal and pelagic species, along with other factors such as vegetation cover, pH, temperature, dissolved oxygen salinity and suspended matter. To maintain high biodiversity and sustainable fishing in the lagoon, management measures based on the protection of shallow habitats are recommended.

Keywords: Fish assemblage; Spatial patterns; Environmental drivers; Marchica lagoon

2. INTRODUCTION

Fish represent an important component of the lagoon aquatic ecosystem and are highly valuable for their fundamental and demand-derived ecosystem services (Holmlund et Hammer, 1999). They provide about 15% of human protein supply (FAO, 2002) and represent an important resource for humans for recreation and consumption (Cooke et Cowx, 2006). Numerous studies have highlighted the influence of fish communities on ecosystem processes through trophic relationships with other biotic components (Stein et al., 1995; Vanni, 2002). Moreover, this component represents an important link between inshore, coastal and offshore ecosystems as active or passive transporters and distributors of energy and materials that can enhance primary production in nutrient poor environments (Bilby et al., 1996; Larkin et Slaney, 1997; Deegan et al., 2000; Carleton Ray, 2005).

The interactions between animals and their environment shape the structure and dynamics of ecosystems. The action of animals, because of their food selection, physical disturbance or movement can influence a host of processes at the ecosystem level (Kitchell et al., 1979; Carpenter et Kitchell 1988; Naiman, 1988). Fish are already included in environmental policies as biodiversity and ecological quality indicators as they are capable to reflect both natural and anthropogenic alterations to the environment (Whitfield et Elliott, 2002; Breine et al., 2010).

Changes in biodiversity due to human activity have been more rapid in the past 50 years than at any time in human history. Fish are the most over-exploited group of animals on Earth, and have undergone massive declines in abundance and biodiversity (Hutchings et al., 2004; Pauly et al., 2005). Other pressures that may affect fish populations include pollution, modification of water regimes, and physical habitat changes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). According to the most comprehensive account, the number of valid marine fish species described to date is approximately 17,000, which is likely to increase at least by 30% within the next four decades (Eschmeyer et al., 2010).

Coastal lagoons have been defined as one of the Critical Transition Zones due to their position at terrestrial, freshwater and marine interfaces (Levin et al., 2001). These zones provide essential ecosystem services such as shoreline protection, water quality improvement, fisheries resources, habitat and food for migratory and resident animals and recreational areas for human populations (Levin et al., 2001), functioning as nursery areas and feeding grounds

for marine estuarine opportunistic fishes (Clarke, 1998; Elliott et Hemingway, 2001). These environments also host a high biodiversity, with more than 621 species of macrophytes and 199 of fish occurring in coastal lagoons in the Atlanto-Mediterranean region (Pérez-Ruzafa et al., 2010). Coastal lagoons constitute 13% of the world's coastline and are highly productive environments (Berryhill et al., 1969; Knoppers, 1994). Their physiographic characteristics are at the origin of their ecosystem functions and services and are considered a key factor in regional development plans since they provide key tourist and recreational services and maintain important fisheries (Pérez-Ruzafa et al., 2011). However, the complexity of interactions at the lagoon scale makes them particularly vulnerable to anthropogenic pressures that threaten their ecological integrity and sustainability, but also to natural changes, which would affect the abundance, distribution and diversity of fauna and flora (Kennish et Paerl, 2010). The conservation of biodiversity and natural processes in coastal lagoons has become a challenge in recent decades due to increasing human pressures, including fisheries, recreational activities, tourism, demographic expansion and global climate change (Edgar et al., 2010).

The Marchica lagoon, also called lagoon of Nador, is an important ecosystem in the southern side of the Western Mediterranean owing to its extent, its biological, ecological and socio-economic value. It has been designated as a Site of Biological and Ecological Interest since 1996 and RAMSAR site since 2005. Artisanal fishing is the main socioeconomic activity in Marchica lagoon, with about 390 boats constituting 14% of the artisanal fleet of the whole Moroccan Mediterranean, and provides direct employment for 887 people, representing about 11% of the total job offers generated by artisanal fishing in the Moroccan Mediterranean (Malouli, 1999; Najih et al., 2015). The fishing fleet is spread over sixteen sites around the lagoon and provides an estimated total production of 1157 tons/ year (Najih et al., 2015). In terms of added value, artisanal fishing activity in the Nador Lagoon produces a positive economic effect for the nation in general and especially for the Nador region where it plays an important role in both socio-economic and cultural aspects of the people of coastal communities (Malouli et al., 2002).

The lagoon has been subject to various environmental modifications of physical, chemical and biological nature due to on site and land-based human activities. Studies have identified significant changes in sedimentation rates, concentrations of inorganic pollutants (Ruiz et al., 2006), and eutrophication (MATEE, 2005), making this area a good example of an impacted

coastal lagoon. In 2009, the Marchica lagoon was classified as a "Hotspot" for pollution in the Mediterranean by the Action Plan for the Mediterranean due to its deteriorated state of health (UNEP/MAP, 2012). It became imperative to carry out an environmental restoration in order to increase the self-cleaning capacity of the lagoon and improve its fisheries and bioresources for the greater benefit of the communities depending on them. This was achieved by opening a new sea inlet in 2011, replacing the old and smaller one, along with additional restoration measures as for example the treatment of the catchment waters discharged in the lagoon. The opening of the new pass led to a rapid improvement of the quality of the lagoon waters (Aknaf et al., 2015) and an increase of the fish catches from this system compared to the pre-restoration period (Malouli et al., 2002; Najih et al., 2015).

Reliable scientific data on the biotic and abiotic components of lagoon ecosystems, cause-effect relationships, and environment-ecological process are of particular importance for effective management (Vasconcelos et al., 2007), which ensures the sustainability of their ecosystem functions and services. However, few studies have been done on fish of the Marchica lagoon, despite their socio-economic importance as a resource for artisanal fishery, and their potential role as bioindicators of the ecological quality of the lagoon. Most of the available studies were undertaken before the lagoon restorations works in 2011, including three descriptive inventories (Oden, 1914; Aloncle, 1961; Cabo, 1953) and a study on biological zonation that assumed that the organisation of the fish community is independent of the physico-chemical characteristics of the site (Bouchereau et al., 2000). Only one fish study has been undertaken recently (Jaafour et al., 2015), but this focused only on the shallow waters of the Marchica lagoon.

Our study aims at further investigating the fish assemblages of the Marchica lagoon and their interactions with environmental factors using a systematic sampling covering the whole lagoon basin. The objectives of this study are: (i) to examine the assemblages of fish in the lagoon by adopting a taxonomic and functional approach, (ii) to establish the spatial structure of the distribution of ichthyofauna, and (iii) to identify significant environmental factors structuring the assemblages.

3. MATERIALS AND METHODS

3.1. Study area

The Marchica lagoon (35°7' N a 35°16' N, 2°44' W a 2°60'W) is the second largest (115 km², 25 km long and 7.5 km wide) lagoon in northern Africa and the only coastal lagoon on the Mediterranean coast of Morocco (**Figure 25**). This region is characterised by a Mediterranean climate, with hot and dry summers (June-October, average temperature 20°C, ENE wind regime) and cool and rainy periods (November-May, average temperature 12°C, WSW wind regime) (Tesson, 1977; Hilmi, 2005). The annual precipitation ranges from 224 mm / year to 390 mm / year with an average of 300 mm / year (El Yaouti et al., 2009; Re, 2010).

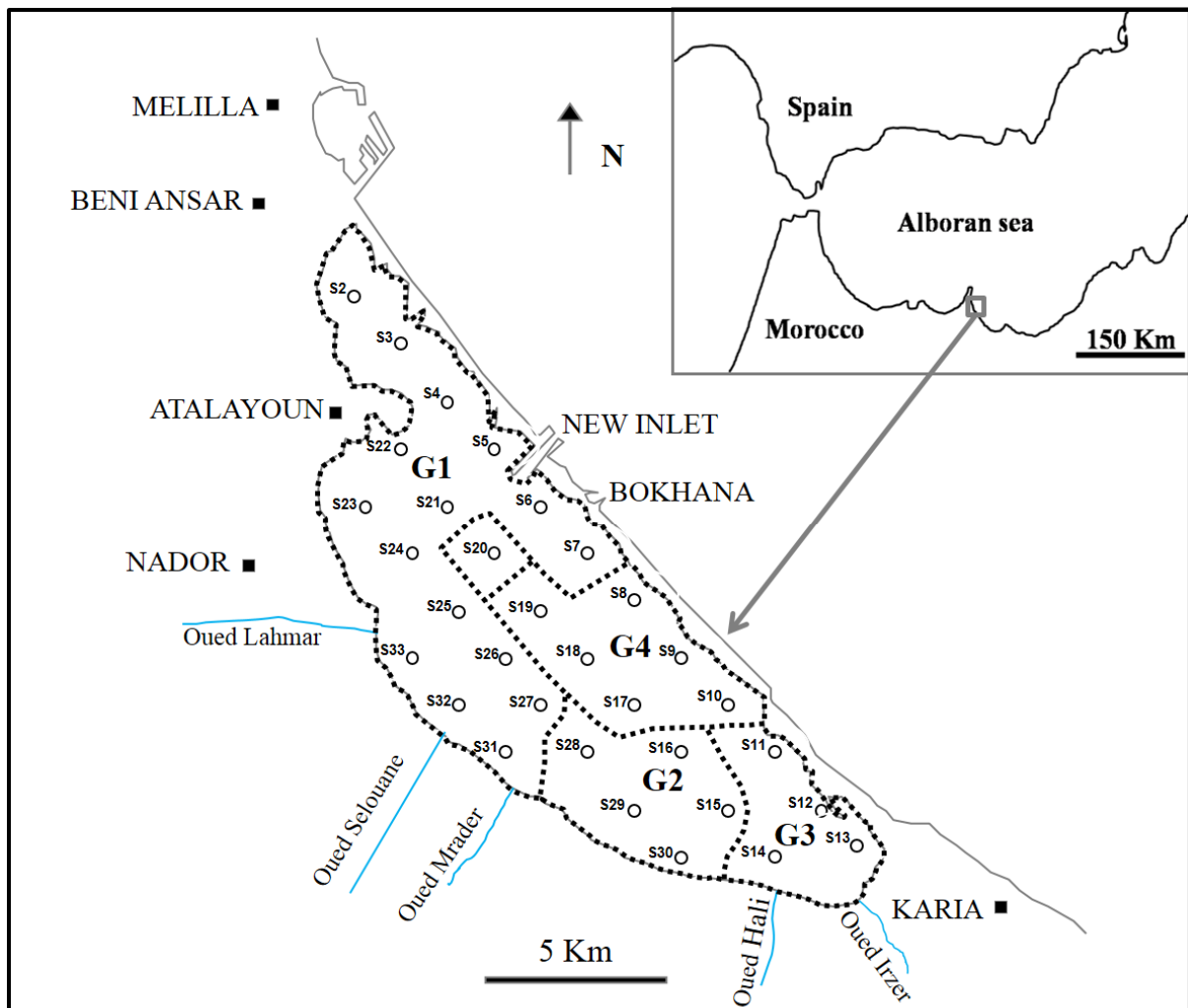


Figure 25. The Marchica Lagoon with location of the sampling stations (S2-S32) and key flowing rivers (Oueds). Dashed lines indicate main groups of stations (G1, G2, G3, G4 and S20) as identified in the cluster analysis applied to benthic-demersal fish species (see Fig. 26a).

The lagoon is separated from the Mediterranean Sea by a 25 km long sandbar, and the communication with the sea is ensured by an artificial inlet (300 m wide and 6 m deep). This was opened in 2011, in replacement of the previous natural inlet, as part of a management plan to enhance the water renewal in the circulation and improve environmental quality in the lagoon. As a result, the classification of the lagoon type has evolved from a «choked lagoon» to a «leaky lagoon» (Kjerfve, 1986; Hilmi et al., 2003, 2005; Koutitonsky et al. 2006; Umgeisser et al., 2014). The water balance of the lagoon is maintained by the connection with the sea via the artificial inlet, the freshwater contribution from two large groundwater sources, and from temporary riverine flows mainly located along the southern margin of the lagoon (Jeyar et al., 2015). The salinity in the lagoon is comparable to that of the open adjacent Mediterranean Sea and is affected directly by metrological conditions, continental inputs, as well as by communications with the sea, with minimum values in the wet period (33 ppt in December-January 2014) and maximum values in the dry period (40 ppt in August 2014; Ramdani et al., 2015).

The lagoon has a maximum depth of about 8 m, towards its center and the isobaths strictly follow the morphology of the continental margins of the lagoon (Najih et Mounir, 2013). The hydrodynamic circulation within the lagoon is mainly wind driven (Guélorget et al., 1987; Hilmi, 2005). The predominant south-westerly winds push seawater masses into the lagoon through the inlet channel, creating strong surface currents with a decreasing velocity from more than $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ within the channel, to less than $0.5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ in the middle part of the lagoon, and $0.3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ near the mainland margins. Here, the currents change into bottom currents moving in a northerly direction, opposite the surface currents, and with a velocity lower than $0.2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (Hilmi et al., 2015). Muddy sediments with high levels of organic matter dominate the bottom substratum of the lagoon (54% cover), particularly in the deeper central areas and in the NW corner (Najih et al., 2017). Sandy mud (19%) constitutes continuous strips, which surround the mud in the large basin and extend to the middle part of the NW corner. Fine sand (15%) is limited to the SE and NW extreme parts of the sandbar border, and muddy sand (13%) stretches along the sandbar border, and also occurs as separate patches along the landward border (Najih et al., 2017). A large part of the seabed (64.3%) is covered by macroalgae, with *Alsidium* in particular covering 55% of the lagoon area. Seagrass beds are also present, as mostly represented by *Cymodocea nodosa* occurring alone (18% of the lagoon area) or in association with *Caulerpa prolifera* (25.6%) (Najih et al., 2016). The aquatic vegetation is mostly distributed in the NW and SE corners of the lagoon, with patches also

found along the lagoon internal border. In general, most of the macroflora occurs on the muddy substrata, whereas vegetation is absent or very sparse on the sandy-mud substrata (Najih et al., 2016).

According to Najih et al. (2017), the Marchica lagoon is subject to different potential pressures: the NW corner is facing the industrial zone of Béni Ansar city, while the SE corner is impacted by agricultural inputs. The central part is characterised by two totally different pressure levels: firstly, a continental-influenced area (facing Nador city), under high anthropic and freshwater influence, receiving effluents from two Wastewater Treatment plan and input from rivers, and, lastly, a marine-influenced area (in direct communication with the open sea via the pass), characterised by the lowest potential pressure level.

3.2. Sampling design and environmental data

Fish sampling in the lagoon was conducted during June 2015, with a systematic sampling design including 32 stations (S2-S33) distributed over the entire lagoon (spaced 2 km apart; **Figure 25**). A purse seine net (110 m in length and 11 m in height, with a mesh size of 6 mm) was used. As this fishing gear covers the entire water column from the bottom to the surface, both juveniles and adults of pelagic and benthic-demersal species were captured. However, as the net was being hauled into the boat, most of the individuals belonging to the family Mugilidae were observed jumping over the encircling net. As a result, the gear was considered as ineffective in catching grey mullets and therefore they were excluded from further analysis. Three replicate samples were collected at each station with a total area of 2,385 m² sampled per station. The catches were sorted by species and counted. Up to 30 individuals per species were weighed (g of wet weight) and measured to the nearest millimeter (total length).

Environmental parameters were measured at each station. Water temperature (T) and salinity (S) were measured *in situ* by using a conductivity meter “Cond 315i / SET”, and depth (D) was recorded using an LCD Digital Sounder (HONDEX PS-7). The water pH was measured in the laboratory from water samples collected in the field using a pH meter “IONOMETER-EUTECH-INSTRUMENTS-CYBERSCAN-PH-510”.

Other environmental variables were obtained from recently published literature. Dissolved oxygen (DO, as mg/l and percentage of saturation %O), suspended matter (SM, mg/l),

suspended particulate inorganic matter (PIM, mg/l), and particulate organic matter (POM, mg/l), were obtained from Mostarih et al. (2016). This paper provided data recorded in the lagoon in spring (March) and summer (June) 2014. The summer campaign that aligned with our sampling period was carried out on a sampling network of 26 stations, distributed in such a way as to cover the entire lagoon (Mostarih et al., 2016), which allowed us to extrapolate to our sampling network by using a spatial variogram and related kriging (Cressie, 1993). The percentage of vegetation cover (VC; Macrophyte vegetation and Macroalgae combined) and the nature of the substratum expressed as mean grain size (MGS, μm) were also derived from the literature (Najih et al., 2016, 2017). Data were obtained by projection of the fish sampling points on the vegetation cover map and on the map of distribution of surface sediment facies.

3.3. Data analysis

The cumulative fish abundance and biomass for each species was calculated as the sum of the three replicates at each station and expressed as densities per 100 m². Species richness (SR) of the sampled fish assemblage was measured as the total number of species, and diversity indices such as Shannon–Wiener index (log base 2; Krebs, 1989) and Pielou's index (Pielou, 1966) were used to calculate species diversity and evenness, respectively, at each station. The spatial frequency of occurrence of each species (FO) was calculated for the ensemble of the identified taxa and expressed as a percentage (Dajoz, 1985). The presence of a taxon was considered frequent when $\text{FO} \geq 75\%$, common when $75\% > \text{FO} \geq 50\%$, occasional when $50\% > \text{FO} \geq 25\%$, rare when $25\% > \text{FO} \geq 10\%$ and accidental when $\text{FO} < 10\%$ (Taï et al., 2013).

The functional structure of the fish assemblage in the lagoon was described by allocating species to functional groups. These included the broad species-habitat association (benthodemersal and pelagic species), ecological guilds (residents, R; marine migrants, MM; marine stragglers, MS) and feeding mode functional groups (strictly benthivores, Bv; detritivores, DV; herbivores, HV; planktivores, PL; hyperbenthos-zooplankton feeders, HZ; hyperbenthos-fish feeders, HP; fish showing an ontogenetic change in feeding preference from HZ to HP, HZ-HP, or from microbenthos to HP, Bmi-HP; omnivores, Ov). The allocation of the fish species to the functional groups was based on the literature for European estuaries and lagoons (Elliott et Dewailly, 1995; Garcia Charton et Perez Ruzafa, 2001, 2004; Franco et al., 2008a, 2008b, 2012), with additions and adjustments for species not listed in those papers and

accounting for specific fish use and adaptations in the lagoon of Marchica (based on local knowledge from monthly monitoring conducted between October 2015 and September 2016, unpublished data). Available information on the species biology was also used as obtained from Fishbase (Froese et Pauly, 2016).

Due to their likely different association with environmental characteristics of the water column and of the seabed, bentho-demersal and pelagic species were analysed separately. For each of these components of the fish assemblage, the distribution of the species abundance (fourth-root transformed) was explored using hierarchical cluster analysis associated with a test of similarity profile (SIMPROF) to identify significant groups of stations. The SIMPER routine (with cut-off criterion = 90%) was performed in order to evaluate the average percentage intra-group similarity and inter-group dissimilarity.

Principal component analysis (PCA) was conducted on the environmental variables (after $\log(x+1)$ transformation and normalization) to explore the main gradients in the study area. Correlations between environmental parameters were evaluated with draftsman plots and highly collinear variables (Pearson correlation coefficient >0.6) were excluded from the analysis.

Distance-based linear modelling (DistLM) was applied to the selected environmental variables and the biological matrix (separately for bentho-demersal and pelagic species) to identify the key environmental drivers of the distribution of fish assemblages in the Marchica lagoon. The BEST selection procedure (examining all possible combinations of predictor variables and providing the best 1-variable model, 2-variable model, and so on) was used to examine the value of the selection criterion for all possible combinations of predictor variables (Clarke et Warwick, 2001). The best overall model was selected using the Akaike Information Criterion (AIC) in order to reveal the paramount combination of significant variables influencing the fish assemblage composition (Akaike, 1973; Anderson et al., 2008). The use of AIC in model selection procedures produces models with more variables (Boyce et al., 2002) and may include random and non-significant predictors (Austin et al., 2006). A distance-based redundancy analysis (dbRDA, Legendre et Anderson, 1999; McArdle et Anderson, 2001) was used to illustrate graphically the results and to detect patterns between the best-fitted model and fish assemblages.

4. RESULTS

4.1. General composition of the fish fauna

A total number of 25,674 individuals of a weight equivalent to 133.6 kg was captured. This includes 43 species (belonging to 20 families), of which one species is frequent, four are commons, six are occasional. The remaining species are rare (11) or accidental (21). Sparidae is the richest family (11 species), distantly followed by Gobiidae (5 species), Serranidae and Labridae (4 species each). The family Syngnathidae is represented by 3 species and 2 species accounted for Clupeidae. The remaining 14 families are represented only by one species each (Table 5).

Three species account for more than 80% of the total fish abundance and more than 75% of the total fish biomass recorded in the Marchica lagoon. *Sardina pilchardus* is the most abundant species comprising 54.7% of total abundance and 52.1% of the total biomass, despite its frequency of occurrence in the lagoon was <50% (occasional). *Gobius niger* (15.8 % abundance, 7.5% biomass) and *Engraulis encrasicolus* (11.84% abundance, 4.32% biomass) follow, but are recorded more frequently in the samples (frequent and common, respectively) (Table 5).

Overall, the species richness calculated for the stations varies from 2 to 15 (mean 8.1 ± 3.8 S.D.), with the highest number of species recorded in S13, and the lowest in S10. The abundance of fish species varies from 0.13 individuals per 100 m² (S17) to 259 individuals per 100 m² (at S28), with a mean value of $33.7 (\pm 57.7)$ individuals per 100 m². Fish abundance is higher at shallower stations than at deeper stations. Shannon–Wiener diversity index at individual stations varies from 0.02 (at station S20) to 2.72 (at stations S15 and S24), with a mean value of $1.4 (\pm 0.8)$. The Pielou's evenness index varies from 0.01 (at S20) to 1 (at stations S10 and S17), with a mean value of $0.5 (\pm 0.3)$.

Table5: Fish species sampled in the Marchica lagoon, with allocation to family, trophic group (TG) and ecological group (EG) as defined by Franco et al. (2008a), and Habitat (P: pelagic; BD: bentho-demersal). Percentage of total abundance (N %), biomass (B %), and frequency of occurrence (FO: F - frequent; C - common; O - occasional; R - rare; A - accidental) are indicated. Although fish of the Mugilidae species were found in the net, these are not shown here and were not included in the analysis due to low efficiency of the method in capturing for this group.

Family	Species	EG	TG	Habitat	N%	B%	FO
ANGUILLIDAE	<i>Angilla anguilla</i>	MM	HP	BD	0.05	2.41	R
ATHERINIDAE	<i>Atherina boyeri</i>	R	HZ	P	6.11	3.38	C
BELONIDAE	<i>Belone belone gracilis</i>	MM	HP	P	<0.01	0.08	A
BLENNIIDAE	<i>Salaria pavo</i>	R	OV	BD	0.52	1.20	R
BOTHIDAE	<i>Bothus podas</i>	MS	Bmi, HP	BD	0.01	0.01	A
CALLIONYMIDAE	<i>Callionymus risso</i>	R	Bv	BD	<0.01	0.01	A
CARANGIDAE	<i>Trachinotus ovatus</i>	MM	Bmi, HP	P	0.06	2.02	O
CLUPEIDAE	<i>Sardinella maderensis</i>	MM	PL	P	0.07	1.01	R
	<i>Sardina pilchardus</i>	MM	PL	P	54.72	52.07	O
DACTYLOPTERIDAE	<i>Dactylopterus volitans</i> *	MS	Bmi, HP	BD	<0.01	0.06	A
ENGRAULIDAE	<i>Engraulis encrasicolus</i>	MM	PL	P	11.84	8.62	C
GOBIIDAE	<i>Gobius cobitis</i>	R	Bmi, HP	BD	0.60	0.34	R
	<i>Gobius cruentatus</i> *	MS	OV	BD	2.77	1.32	O
	<i>Gobius niger</i>	R	Bmi, HP	BD	15.79	15.03	F
	<i>Gobius paganellus</i>	R	Bmi, HP	BD	0.01	<0.01	A
	<i>Pomatoschistus minutus</i> *	MS	BV	BD	<0.01	<0.01	A
HEMIRAMPHIDAE	<i>Hemiramphus far</i> *	MS	HV	P	0.04	0.08	R
LABRIDAE	<i>Coris julis</i> *	MS	BV	BD	0.01	0.03	A
	<i>Symphodus cinereus</i>	R	BV	BD	2.38	4.01	C
	<i>Symphodus ocellatus</i>	R	BV	BD	0.01	0.04	A
	<i>Thalassoma pavo</i> *	MS	BV	BD	0.02	0.09	A
MORONIDAE	<i>Dicentrarchus labrax</i>	MM	HZ, HP	BD	<0.01	0.01	A
MULLIDAE	<i>Mullus surmuletus</i>	MM	Bv	BD	0.02	0.01	A
SCORPAENIDAE	<i>Scorpaena porcus</i> *	MS	Bmi, HP	BD	0.02	0.07	A
SERRANIDAE	<i>Epinephelus costae</i> *	MS	HP	BD	0.01	0.13	A
	<i>Epinephelus marginatus</i>	MM	HP	BD	0.03	0.27	R
	<i>Mycteroperca rubra</i>	MM	HP	BD	0.02	0.44	R
	<i>Serranus scriba</i>	MS	HP	BD	<0.01	0.01	A
	<i>Boops boops</i>	MM	OV	BD	2.13	1.40	O
SPARIDAE	<i>Diplodus annularis</i>	MM	OV	BD	0.02	0.09	R
	<i>Diplodus puntazzo</i>	MM	OV	BD	<0.01	0.03	A
	<i>Diplodus sargus</i>	MM	OV	BD	0.01	0.01	A
	<i>Diplodus vulgaris</i>	MM	OV	BD	1.49	3.40	C
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	MM	BV	BD	0.04	0.37	R
	<i>Pagellus acarne</i>	MM	BV	BD	0.74	0.72	A
	<i>Pagellus erythrinus</i>	MM	OV	BD	0.02	0.14	A
	<i>Sarpa salpa</i>	MM	HV	BD	0.11	0.38	R
	<i>Sparus aurata</i>	MM	BV	BD	0.03	0.20	R
	<i>Spondylusoma cantharus</i>	MS	OV	BD	0.02	0.03	A
SYNGNATHIDAE	<i>Hippocampus hippocampus</i>	R	BV	BD	0.07	0.12	O
	<i>Syngnathus abaster</i>	R	BV	BD	0.16	0.31	O
	<i>Syngnathus typhle</i>	R	HZ	BD	0.02	<0.01	A
TRIGLIDAE	<i>Trigloporus lastoviza</i>	MS	BV	BD	0.01	0.07	A

*Indicates new species records in this study compared to species lists for the Marchica lagoon as available from the literature.

4.2. Ecological and trophic structure of fish assemblage in the Marchica lagoon

The majority of species sampled in the lagoon of Marchica are benthic-demersal (36 species), with only seven species being pelagic (Table 5). Most of the species recorded in the samples are marine (74.7%, 32 species), with 20 species being marine migrants (MM, including 15 benthic-demersal species and 5 pelagic species) and 12 marine stragglers (MS, including 11 benthic-demersal species and 1 pelagic species) (Table 5). Marine species contribute with 74.3% to the total fish abundance and 75.7% to the total fish biomass, with pelagic marine species accounting alone for 66.7% and 63.9% of the total fish abundance and biomass, respectively. The remaining 11 species (25.6%) are lagoon residents (R) accounting for 25.7% of the total abundance, and 24.4% of the total biomass (**Table 5**). Benthic-demersal species are most represented in this guild, with 10 species accounting for 19.6% and 21.1% of the total fish abundance and biomass, respectively.

The trophic structure of the fish assemblages in the lagoon is represented by 8 feeding guilds. In terms of abundance, the sampled fish assemblages are dominated by planktivores (PL: 66.6% of the total catches; 3 species, all pelagic), distantly followed by fish showing an ontogenetic change in feeding preference from microbenthos to hyperbenthos-fish feeders (Bmi-HP: 16.5%; 7 species, mostly benthic-demersal), omnivorous fish (OV: 7%; 9 species, all benthic-demersal), and hyperbenthos-zooplankton feeders (HZ: 6.1%; 2 species, one benthic-demersal and one pelagic, the latter contributing alone to 6.1% of the total abundance). Benthivores (BV) are the most represented guild in terms of number of species (13, all benthic-demersal), but only account for 3.5% of the total abundance. Herbivores (HV, 2 species, one pelagic and one benthic-demersal), hyperbenthos-fish feeders (HP, 6 species, mostly benthic-demersal) and fish showing an ontogenetic change in feeding preference from hyperbenthos-zooplankton feeders to hyperbenthos-fish feeders (HZ-HP, 1 benthic-demersal species) together account for less than 1% of the total abundance in the Marchica lagoon. Planktivores are also the most represented guild in terms of biomass (61.7%), followed by fish showing an ontogenetic change in feeding preference from microbenthos to hyperbenthos-fish feeders (Bmi-HP: 17.5%), omnivorous fish (OV: 7.6%) and benthivores (BV: 6%). The remaining four feeding groups account for about 7% of the total biomass recorded in the Marchica lagoon, in descending order: 3.4% for hyperbenthos-zooplankton feeders (HZ), 3.3% for hyperbenthos-fish feeders (HP) and less than 1% for the last two groups (HV: 0.5% and HZ-HP: 0.01%).

Generally, the ecological and trophic structure of the overall fish assemblage in the Marchica lagoon is dominated in terms of abundance and biomass by marine pelagic planktivore species, mostly because of the dominance of *Sardina pilchardus*, which alone accounts for more than half of the total abundance and biomass recorded in the lagoon (**Table 5**).

4.3. Spatial structure of fish assemblage in the Marchica lagoon

The cluster analysis of the abundance of benthic-demersal species collected inside the lagoon separates the samples in four significantly different clusters, labelled as G1, G2, G3 and G4 (SIMPROF, $P < 0.05$) in addition to an individual group represented by station S20 (**Figure 25**, **Figure 26a**).

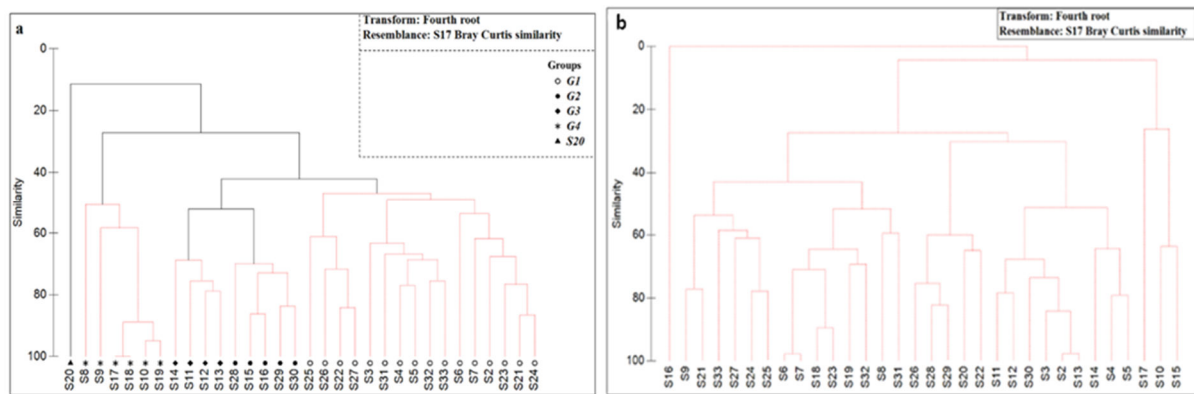


Figure 26: Cluster analysis, with SIMPROF test (a, benthic-demersal fish assemblage; b, pelagic fish assemblage) based on fish species abundance showing reciprocal relations between the 32 sampled stations in the Marchica lagoon according to Bray–Curtis similarity.

Group G1 is the larger group (16 stations), and contains stations predominantly bordering the coastal strip of the Nador city, to the northwestern extremity of the lagoon which extends towards the old sea inlet and in front of the current one. The benthic-demersal fish assemblage in these stations is the richest (34 species) compared to the rest of the lagoon (with a great contribution of marine species) and has relatively high total abundance (**Table 6**). The assemblage is mostly typified by (in order of decreasing importance) *Gobius niger*, *Diplodus vulgaris*, *Symphodus cinereus* and *Boops boops*, these species accounting for about 95% of the total similarity in G1 (SIMPER; **Table 7**). This group is characterized by three main different macro-habitats: (1) macroalgae habitat with some seagrass, mostly muddy/muddy sand and spreads mainly on the coastal strip of the Nador city and limited by Oued Mrader; (2) the northwestern extremity of the lagoon, with seagrass habitat with some macroalgae, and

a substrate ranging from mud (extreme part of Béni Ansar side) to fine sand (lido border); and (3) the central part of the group, where mostly bare substrates occur, ranging from mud to fine sand.

Table 6: Summary of biodiversity indicators for groups of stations as identified by the cluster analysis performed on the benthic-demersal fish assemblage.

	Species richness	Abundance (mean $\pm$ sd)	Pielou's evenness (mean $\pm$ sd)	Shannon–Wiener (mean $\pm$ sd)
G1	34	13.12 $\pm$ 17.16	0.45 $\pm$ 0.2	1.23 $\pm$ 0.64
G2	6	3.69 $\pm$ 2.16	0.61 $\pm$ 0.09	1.20 $\pm$ 0.19
G3	15	15.62 $\pm$ 3.16	0.59 $\pm$ 0.07	1.98 $\pm$ 0.32
G4	3	0.20 $\pm$ 0.17	-	0.28 $\pm$ 0.38
S20	2	0.12	0.91	0.91

The second group (G2) includes five stations distributed between the Oued Mrader and Oued Hali, extending towards the center of the lagoon. The benthic-demersal fish assemblage in these stations is characterised by a total of 6 species (all resident), and by a relatively low mean abundance (**Table 6**). *Gobius niger*, *Gobius cruentatus*, *Syngnathus abaster* and *Symphodus cinereus* account for 100% of the total similarity in G2 (SIMPER; **Table 7**). The habitat in these stations is mostly muddy sediments covered by macroalgae and with some seagrass.

Group G3 includes four stations located in southeast corner of the lagoon, where a variety of substrates (mud, muddy-sand, sandy-mud and fine sand) occur, mostly covered by macroalgae and also by seagrass. The benthic-demersal fish assemblage in these stations has 15 species in total (mostly resident), with the highest mean total abundance and diversity compared to the other groups in the lagoon (**Table 6**). *Gobius cruentatus*, *Gobius niger*, *Symphodus cinereus*, *Salariapavo*, *Gobius cobitis*, *Syngnathus abaster*, *Diplodus vulgaris* and *Sarpasalpa* mainly typify this assemblage, accounting for about 93% of the total similarity in G3 (SIMPER; **Table 7**).

Six stations are grouped in G4, characterised by a bare substrate, mainly sandy mud and muddy sand, surrounded by the other three areas (G1, G2 and G3) and the lido. The benthic-demersal fish assemblage of this group has only 3 species in total (all resident), with very low mean total abundance (**Table 6**). The low value of Pielou's index indicates the high dominance of one species, namely *Gobius niger*, which alone determines the totality (100%) of the total similarity in the benthic-demersal fish assemblage of this group (SIMPER, **Table 7**).

Station S20, located in front of the new inlet, is also separated as an individual group, probably due to the very low abundance of fish recorded in this sample compared to the other stations.

Group 4 is generally the one showing the highest dissimilarity with all the other Groups, most likely due to the low diversity and abundance of its benthic-demersal fish assemblage (**Table 6 and 7**). The dissimilarity between the four groups is determined by twelve species: *Gobius niger*, *Boops boops*, *Diplodus vulgaris*, *Pagellus acarne*, *Sarpa salpa*, *Anguilla anguilla* and *Hippocampus hippocampus* are more abundant in G1 than in the other groups; *Symphodus cinereus*, *Gobius cruentatus*, *Gobius cobitis* and *Salariapavo* are more represented in G3; *Syngnathus abaster* is most represented in G2. All the discriminant species mentioned above contribute to the dissimilarity between G4 and the other groups, due to their lower abundance in G4.

For the pelagic component of the lagoon fish assemblage, the cluster analysis associated with Simprof test, do not reveal a significant spatial differentiation of the sampled stations into discrete groups (**Figure 26b**), suggesting a relatively homogeneous distribution of the pelagic species in the lagoon.

Table 7: Result of Simper analysis between cluster groups for the benthic-demersal fish assemblage. AS = Average similarity; Contrib. % = percentage of contribution explained by each species.

	G1	G2	G3	G4	G1-G2	G1-G3	G1-G4	G2-G3	G2-G4	G3-G4
	Average similarity[%]				Average dissimilarity [%]					
	53.19	74.15	72.71	69.11	59.36	56.05	71.87	47.91	67.82	83.24
	Contrib%									
<i>Gobius niger</i>	48.42%	38.47%	19.81%	100%	10.56	6.83	22.26	6.09	15.44	9.96
<i>Diplodus vulgaris</i>	21.37%	-	4.44%	-	14.38	6.02	19.96	7.26	3.67	5.81
<i>Symphodus cinereus</i>	14.61%	12.13%	19.02%	-	9.55	11.48	14.65	17.08	14.53	16.81
<i>Boops boops</i>	9.90%	-	-	-	12.94	7.79	16.50	7.37	-	5.47
<i>Gobius cruentatus</i>	-	36.38%	20.17%	-	23.36	18.60	3.78	7.49	41.12	18.92
<i>Syngnathus abaster</i>	-	12.52%	4.90%	-	11.07	6.85	-	-	18.53	6.74
<i>Salariapavo</i>	-	-	12.04	-	3.27	12.89	-	15.15	-	12.34
<i>Gobius cobitis</i>	-	-	7.27%	-	-	11.66	3.02	14.91	-	10.29
<i>Sarpa salpa</i>	-	-	4.44%	-	-	6.11	-	8.10	-	5.87
<i>Hippocampus hippocampus</i>	-	-	-	-	4.38	4.38	5.63	6.74	-	-
<i>Anguilla anguilla</i>	-	-	-	-	2.79	-	3.28	-	-	-
<i>Pagellus acarne</i>	-	-	-	-	-	-	3.32	-	-	-
Total Cum. %	94.29	100	92.17	100	92.32	92.63	92.40	90.18	93.29	92.21

4.4. Environmental drivers of fish assemblage structure inside the lagoon.

The mean values and ranges of the environmental variables as recorded for the Marchica lagoon are reported in Table 8. The collinearity analysis showed a strong positive correlation between DO and %O, and SM, POM and PIM, and a strong negative correlation between depth and MGS (with finer sediments generally occurring in deeper areas). Therefore, only the following variables were retained for the analysis: D, T, S, pH, DO, SM, and VC (**Table 8**).

The main environmental gradients in the lagoon (i.e. mostly represented by the PC1 axis, Figure 27) are associated with an increase in temperature and vegetation cover in shallower depths (generally with coarser sediments), these conditions mainly represented in marginal areas of the lagoon, and particularly in the northwest and southeast corners of the lagoon, within the areas defined by the groups G1 (northwest corner) and G2, as identified by the cluster analysis of the benthic-demersal fish assemblage (**Figure 27, Table 8**). In turn, bare substrata and higher suspended matter concentrations occur in the deeper central parts of the lagoon (with finer, muddier sediments), mostly corresponding to the stations in G4 and S20 identified by the analysis of benthic-demersal assemblage. Of secondary importance (being represented mostly by axis PC2 in Figure 27) are the pH and dissolved oxygen gradient indicating higher pH and lower water oxygenation in the shallow margins at the northwest corner of the lagoon (within G1), and opposite conditions in the shallow margins at the southeast corner of the lagoon (G3) (**Figure 27, Table 8**). The most marginal stations in these two corners of the lagoon (S2 and S13) also showed the highest salinity, likely due to water evaporation processes being more relevant in shallower and more confined parts of the lagoon.

Table 8: Environmental variables (mean $\pm$ standard deviation, min–max range) measured for the Marchica lagoon. Stations where minima and maxima were recorded are indicated in parenthesis.

Environmental variable	mean $\pm$ SD	min	max
D (depth, m)	5.18 $\pm$ 1.78	1.6 (S12)	7.3 (S17, S20)
T (water temperature, °C)	26.1 $\pm$ 0.4	25.2 (S26)	26.9 (S13, S14)
S (salinity, PSU)	36.8 $\pm$ 0.2	36.2 (S20)	37.1 (S2, S13)
pH	8.28 $\pm$ 0.07	8.13 (S26)	8.41 (S20)
DO (dissolved oxygen concentration, mg/l)	9.62 $\pm$ 0.83	7.7 (S3)	11.83 (S13)
%O (dissolved oxygen saturation, %)	117.64 $\pm$ 11.09	93.7 (S3)	145.7 (S13)
SM (suspended matter, mg/l)	8.65 $\pm$ 2.8	2 (S13)	15 (S6)
POM (particulated organic matter, mg/l)	5.71 $\pm$ 1.42	1.65 (S13)	7.6 (S6)
PIM (particulated inorganic matter, mg/l)	2.93 $\pm$ 2.12	<0.01 (S13)	8 (S6)
MGS (sediment mean grain size, μ m)	0.07 $\pm$ 0.06	0.03 (S2, S9, S10, S14, S15, S16, S17, S18, S19, S20, S21, S24, S25, S26, S27, S28, S29)	0.22 (S3, S12, S13)
VC (vegetation cover area, %)	25.1 $\pm$ 23.2	0 (S5, S6, S7, S33, S16, S17, S18, S19, S20)	65 (S3, S4, S25, S26, S27, S10)

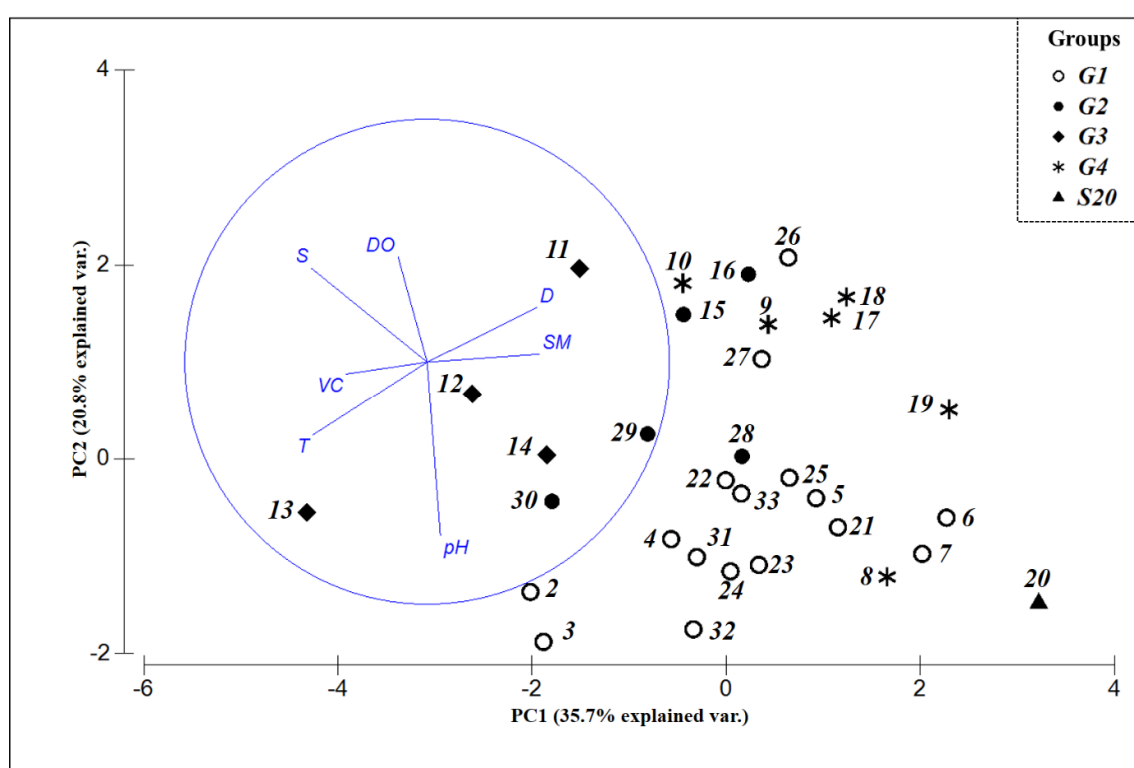


Figure 27: PCA of environmental variables (D, depth; T, water temperature; S, salinity; pH, water pH; DO, dissolved oxygen; SM, suspended matter; VC, vegetation cover) with benthic-demersal groups projection.

The importance of these gradients in explaining the distribution of the benthic-demersal fish assemblage in the Marchica lagoon is confirmed by the multivariate multiple linear regression analysis (DISTLM). In particular, depth, vegetation cover, pH, temperature and dissolved oxygen were selected as the best fitting model (lowest AIC value) explaining altogether about 44% of the total variation in the benthic-demersal fish assemblages (Table 9, Figure 28a). About half of this explained variation by the model (21.43%) is accounted for by depth alone,

thus making this the most important environmental factor affecting the spatial distribution of the benthic-demersal fish assemblage in the Marchica lagoon. Vegetation cover is the second most important determinant (11.22% of total variation), followed by pH (5.84%), temperature (3.42%) and dissolved oxygen (1.79%). The patterns of variability in the benthic-demersal fish assemblage structure with these environmental predictors show a generally good agreement with the assemblage differentiation according to the cluster analysis (Groups G1-G4 and S20; Figure 28a). The differentiation in the benthic-demersal assemblage recorded from the areas closer to the lagoon shores near Nador (G1) and in the southeast corner of the lagoon (G3) to the areas in the center of the lagoon and closer to the lido and the inlet (G2 and G4) are mostly influenced by an increase in depth, whereas the increase in vegetation cover and temperature in the shallow water areas in the southeast corner of the lagoon mainly determines the distinction between communities in group G3 and the other groups. The differentiation of assemblages along a northwest – southeast direction in the lagoon (G1 to G3, with G2 and G4 in the middle) is also influenced by a decrease in pH along this spatial gradient, with an increase in water oxygenation also affecting benthic-demersal assemblages in the highly vegetated southeastern corner of the lagoon (G3).

Table 9: Results of distance-based multivariate linear model (DISTLM) for benthic-demersal species abundance showing the percentage variation explained by best-selected environmental variables.

Variables	Percentage of variation explained by individual predictors			
	% Explained variation (fitted model)		% Explained variation (Total)	
	Indiv	Cum.	Indiv	Cum.
Depth	49.07	49.07	21.43	21.43
Vegetation cover (VC)	25.65	74.72	11.2	32.63
pH	13.37	88.09	5.84	38.46
Temperature (T)	7.82	95.91	3.42	41.88
Dissolved Oxygen (DO)	4.09	100	1.79	43.66

As for the pelagic fish assemblage, the distance-based linear modelling (DistLM) selected three variables as the best fitting model explaining the variability in the assemblage distribution, namely depth, salinity and suspended matter. The selected model explains about 29% of the total variation in the pelagic fish assemblages of the Marchica lagoon (**Table 10, Figure 28b**). Depth contributes the highest percentage variance explained (18.06%), followed by salinity (8.43%) and suspended matter (2.46%).

Table 10: Results of distance-based multivariate linear model (DISTLM) for pelagic species abundance showing the percentage variation explained by best-selected environmental variables.

Variables	Percentage of variation explained by individual predictors			
	% Explained variation (fitted model)		% Explained variation (Total)	
	Indiv	Cum.	Indiv	Cum.
Depth	62.38	62.38	18.06	18.06
Salinity (S)	29.12	91.51	8.43	26.49
Suspended Matter (SM)	8.49	100	2.46	28.95

According to this analysis, the main gradient affecting the structure of pelagic fish assemblages goes from shallower areas with high salinity and low suspended matter, mainly at the continental margins including the northwest and southeast corners of the lagoon and), to deeper areas with higher suspended matter and salinity more similar to fully marine conditions, as occurring especially in the central area of the lagoon, in front of the channel connecting the lagoon to the sea. This gradient is mostly associated with the decrease in the only resident species in the pelagic assemblage, namely *Atherina boyeri*, and the increase in the number of marine pelagic fish in the deeper areas under higher marine influence.

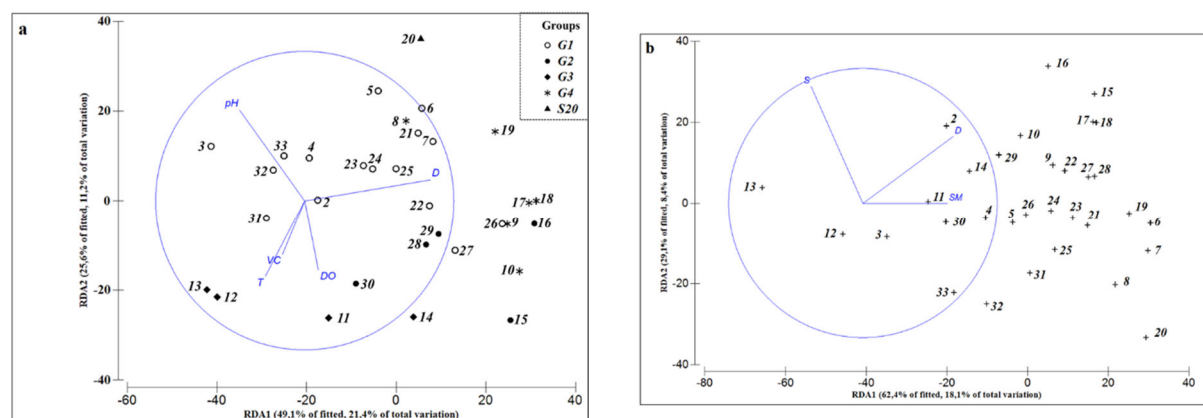


Figure 28: dbRDA of DistLM analysis of environmental variables driving the spatial distribution of benthic demersal fish assemblage (a) and pelagic fish assemblage (b), based on species abundance. Fitted variation refers to the variance within the linear model created during the DistLM analysis, while total variation refers to the variance within the original data.

5. DISCUSSION

5.1. Fish assemblage diversity

Before this study, 85 species of fishes have been reported for the Marchica lagoon (Oden, 1914; Aloncle, 1953; Cabo, 1961; Bouchereau et al., 2000; Jaafour et al., 2015; Selfati et al.,

2018). Species collected during this survey correspond to 35 earlier reported and 8 new records (indicated with an asterisk in Table 5). Moreover, six species of Mugilidae have been previously reported in the lagoon but here they were not considered because of the inefficiency of the fishing gear in catching these species. Most of the species previously observed but that were not found in this study correspond to species of marine origin (41 species). Their absence from this study could be associated with the straggler nature of the occurrence of several of these marine species. Marine stragglers are generally the most diverse group of fish in estuaries and lagoons, despite generally low abundances (Franco et al., 2008a, 2008b). Their opportunistic and occasional use of the lagoon environment is likely to result in a high variability of the occurrence of these individual species in the catches, hence influencing how well they are represented in sample data, particularly in studies investigating fish assemblages on a small spatial scale, or over a short timescale. This is the case of this study, where the spatial coverage of the lagoon was prioritized over the temporal one, hence the seasonality or interannual variability of species occurrence in the lagoon is not represented in the catches. In addition, it cannot be excluded that the absence from this study of some of the species previously recorded in the Marchica lagoon may be ascribed to changes in this lagoon system and/or connected environments, including climate, coastal management and the pressures resulting from the use of the lagoon as a lever for local development. In particular, the hydraulic management of the lagoon, with the new deeper and larger inlet created in 2011, but also the dam construction in the hinterland, may have interacted with the climate-induced reduction of precipitations in the region (Giorgi et Lionello, 2008; Somot et al., 2008) and the consequent reduction of freshwater inputs into the lagoon, thus favouring its marinization (Mostarih et al., 2016). These conditions are probably at the origin of the absence of diadromous species such as *Alosa alosa* and *Liza saliens* since their first record by Oden (1914). Six resident species have been previously reported but were not recorded in this study, including the goby *Pomatoschistus marmoratus* which has been recently identified as the most dominant species in shallow water fish assemblages in the Marchica lagoon (Jaafour et al., 2015). Different sampling techniques may have contributed to these differences, with the method applied in this study not being used in waters shallower than 1.5 m.

Despite these differences, the number of species (43 without counting mugilidae) recorded in the Marchica lagoon in the present study appears to be consistent with that of individual records by Oden (1914), Cabo (1961) and moderately with Aloncle (1953), who inventoried respectively 40, 52 and 26 species. However, it is vastly superior to those of Bouchereau et al.

(2000) and Jaafour et al. (2015), who recorded respectively 16 and 15 species. The level of the difference observed can be partly explained by the spatial coverage of the different studies, the first two inventories covering the entire lagoon (similarly to the present study), whereas the third one was limited to commercial catch of fishermen, and the last two were limited to the shallower part of the lagoon.

Marine migrant species are the main contributor to the species diversity of the Marchica lagoon, accounting for almost 50% of the total species richness, 72% of the total fish abundance and 74% of the total fish biomass. This result appears to be consistent with a nursery role of the lagoon habitats for marine migrant fishes, as observed for other Mediterranean lagoons and estuarine systems in general (Franco et al., 2006, 2008b, 2012). However, although there is a common dominance of species of marine origin (mainly as migrants, but also including stragglers), this seems to be notably higher in the Marchica lagoon (74% of species, 75% abundance) compared to what observed for other lagoons (66% of species for Mediterranean lagoons on average, Franco et al., 2008b; 10-33% abundance in the Venice and Mar Menor lagoons, Franco et al., 2006, 2012). This is likely associated with the increased connectivity between lagoon and sea following the opening of a bigger sea inlet in 2011, and the resulting marinization of the lagoon (Mostarih et al., 2016). As a result, the marine fish species in the lagoon were mostly represented in samples from the area that is in direct communication with the sea through the inlet (stations in group G1), and the only other ecological guild recorded in this study was Resident species. No freshwater or diadromous species were found, likely due to the freshwater inflows that are temporary and low in nature in this area as reflected in the salinity conditions of the Marchica lagoon (Dakki et al., 2003).

Most of the marine migrant species occurring in the Marchica lagoon (15) are benthodemersal species, with Sparidae being the most represented family (11 species). Together with Mugilidae spp., the marine migrant benthodemersal species are the main target for commercial fisheries in the Marchica lagoon (Malouli et al., 2002; Najih et al., 2016), as also in most of the Mediterranean lagoons (Pérez-Ruzafa et al., 2007; Franco et al., 2008b). However, it is the pelagic component of this functional group that mostly contributes to the fish assemblage in terms of abundance and biomass (67% and 64%, respectively) in the Marchica lagoon (mostly represented by *Sardina pilchardus* and *Engraulis encrasicolus*). In addition to the marinization effect, as mentioned above, the higher efficiency of the sampling method used in the present study in catching small pelagic schooling species may have contributed to the quantitative higher contribution of marine species in the Marchica lagoon,

compared to other studies here methods catching more efficiently benthic-demersal fish were used (Franco et al., 2006, 2008b, 2012).

Concerning the trophic structure of the fish assemblage in this study, benthivorous fish is the richest trophic group, making up almost a third of the number of species found in the Marchica lagoon, in agreement with what has been found for Mediterranean lagoons (Franco et al., 2008b). However, pelagic planktivores (PL, 3 species, 67% abundance) quantitatively dominate the studied fish assemblage. This seems to be in contrast with the results of Rhomad et al. (2017) which highlight the importance of detritus-based interactions in the food web of the Marchica lagoon, as is common for estuarine assemblages (Elliott et al., 2002). The high dominance of these pelagic feeding species which occupy an intermediate trophic level (Bakun, 2006) is probably a result of the sampling method used in this study, as mentioned above, which also led to the exclusion of grey mullets (Mugilidae) from the analysis, these species normally accounting for a big proportion of detritivore fish in Mediterranean lagoons (Franco et al., 2008b). However, the abundance of pelagic planktivores in the Marchica lagoon may also suggest a high trophic quality of the water column (Caddy et al., 1998; Checkley et al., 2009).

Regarding resident species, *Gobius niger*, *Atherina boyeri* and *Symphodus cinereus* were best represented in terms of abundance, biomass and frequency of occurrence. They are also the best represented in their families in terms of frequency of occurrence in the Mediterranean lagoons (Pérez-Ruzafa et al., 2007). Except for *Salaria pavo* (omnivore), *Atherina boyeri* and *Syngnathus typhle* (both hyperbenthic-zooplankton feeders), all the other resident species shared strict (5 species) or partial (3 species) benthivorous feeding habit. This indicates their dependence on the trophic quality of the substratum and suggests their important role in the food-web by connecting benthic invertebrates (benthic, epibenthic and hyperbenthic fauna) with larger predatory fish. This is true at least for the gobies (Casabianca et Kiener, 1969; Miller, 1979; Raffaelli et al., 1989).

5.2. Spatial structure and environmental drivers of fish assemblage in the Marchica lagoon

The spatial patterns in the distribution of fish assemblages in the Marchica lagoon showed a marked differentiation between benthic-demersal and pelagic species, reflecting the different drivers affecting the environmental characteristics of the two habitats with which these two groups are mostly associated with seabed, and water column, respectively.

The distribution of the benthic-demersal assemblage is largely defined by a few species such as *Gobius niger*, *G. cruentatus*, *G. cobitis*, *Symphodus cinereus*, *Salapia pavo*, *Syngnathus abaster*, *Diplodus vulgaris*, *Boops boops* and *Sarpa salpa*. These species belong to families that are characteristic of ichthyological communities in lagoons with a high marine influence (Mariani, 2001; Pérez-Ruzafa et al., 2010). These species are also the main responsible for discriminating between assemblages within the lagoon. On the other hand, the analysis in this study has revealed that depth is the best environmental predictor affecting the abundance distribution of benthic-demersal fish assemblages in the Marchica lagoon. Contrary to what was mentioned by Bouchereau et al. (2000), it is the shallower stations (less than 3 m) that show a higher benthic-demersal species richness, abundance and biomass. Water depth is generally negatively related with light penetration, particularly in sedimentary habitats such as coastal lagoons, where water turbidity may further limit this factor. As a result, a high biological productivity characterizes shallower water habitats (Day et al., 1989), also considering that they are normally located at the lagoon margins, which are closer to the main sources of nutrients and organic matter in these environments (e.g., freshwater run-off, aquatic and terrestrial vegetation such as seagrasses and saltmarsh). Depth is normally unlikely to be a key driver of fish assemblage differentiation within Mediterranean lagoons, due to the general shallowness characterizing these systems, with mean depth rarely higher than 2 m (Pérez-Ruzafa et al., 2011). However, the Marchica lagoon is on average deeper than other Mediterranean lagoons (Pérez-Ruzafa et al., 2007), and this has likely contributed to the importance of this factor in structuring the distribution of benthic-demersal fish assemblages, a characteristic that the lagoon has in common with what observed in the marine environment (Priede et al., 1994; Friedlander et Parrish, 1998; Hyndes et al., 1999; Williams et Bax, 2001; Anderson et Millar, 2004; Heyns-Veale et al., 2016). In general, coastal lagoons with a high depth range are subjected to niche segregation of fish assemblages (Sierszen et al., 2014; Mont Alverne et al., 2016).

In addition to depth, vegetation coverage is the second most important environmental factor affecting fish assemblages in lagoons. Species that are commonly found in association with vegetated habitats because of morphological adaptations (e.g., *Syngnathus abaster*) or feeding preferences (e.g., omnivore species feeding mainly on macrophytes, periphyton, epifauna and filamentous algae, such as *Gobius cruentatus*, *Salapia pavo*, *Sarpasarpa* and *Diplodus vulgaris*) characterise fish assemblages with higher abundance in the shallow vegetated parts of the Marchica lagoon (e.g., southeast corner). Previous studies in Mediterranean lagoons

noted the importance of vegetated habitats as a structuring factor for the fish assemblage (Franco et al., 2006; Pérez-Ruzafa et al., 2007). These habitats are important for supporting juvenile marine species (Paterson et Whitfield, 2000; Lazzari et al., 2003; Nakamura et Mitsuhiko, 2004), with literature also highlighting the importance specifically for Sparidae (Verdiell-Cubedo et al., 2007), a diverse group in the Marchica lagoon. Vegetation coverage favour predator avoidance (Crowder and Cooper, 1982; Orth et al., 1984) by increasing the complexity of the habitat (Heck and Orth, 1980; Kulczycki et al., 1981). In addition to their role as essential food for herbivorous fish, Mistri et al. (2000) and Leatemia et al. (2017) highlighted the importance of vegetated habitats for the abundance of marine macro-invertebrates which is the main prey resource for a significant portion of the benthic-demersal fish community in the Marchica lagoon (Bmi-HP and BV), including the species mostly abundant in its vegetated habitats (e.g., *Syngnathus abaster*, *Gobius cobitis*, *Symphodus cinereus*).

The water pH is the third factor in terms of importance in affecting the spatial distribution of benthic-demersal fish assemblages in the Marchica lagoon. Its disorienting effect on the prey-predator relationship (via disturbance of chemo-reception mechanisms affecting the ability of fish to locate their prey or predators) and the choice of settlement habitats has already been confirmed, especially for the precocious stages of the life cycle of fish (Munday et al., 2009; Caprio et al., 2014). However, it is difficult to provide a reliable explanation of how this factor works through limited data. In the Marchica lagoon, the importance of pH as a structuring factor of benthic-demersal fish assemblages probably results from its interference with the vegetation cover, with higher pH values attributed to algal growth, while lower values associated with algal mortality (Aknaf et al., 2017).

The remaining environmental variables (temperature and dissolved oxygen) represented small contributions to the explained variation in the fish assemblage (about 5% of the total variability). These variables act as environmental filters in the temporal differentiation of the structure of fish assemblages, mostly between seasons (Franco et al., 2006; da Silva et al., 2018). This aspect was not covered in this study, and it probably explains their small contribution as predictor variables. However, the significant effect, particularly of temperature, which has a higher contribution compared to oxygen, is probably due to its interaction with lagoon hydrodynamics and bathymetry, the spatial variations of temperature

being represented by a gradual increase from the inlet towards the shallower margins of the lagoon, particularly in the northwest and southeast corners.

The patterns in the spatial distribution of pelagic fish in the Marchica lagoon are less pronounced compared to the benthic-demersal assemblage, likely due to the higher mobility of these fish and their habitat (water column) which leads to a higher homogeneity of their distribution. This appears to be confirmed by the absence of clearly distinct pelagic fish assemblages, although the small number of species (7) making up this assemblage, and the marked dominance of two species (*Sardina pilchardus* and *Engraulis encrasicolus* making up >90% of the total pelagic fish abundance) may also have contributed to this result. Despite the absence of distinct assemblages, the analysis revealed predominant environmental gradients influencing the distribution of these species in the lagoon, although the relatively low explanatory power of the selected best environmental model (less than 30% of the total species variability) seems to confirm the higher spatial homogeneity in the distribution of this assemblage compared to the benthic-demersal one. Depth and salinity are the main gradients influencing the distribution of pelagic species, their effect being mostly evident in the higher abundance of the resident *Atherina boyeri* in the northwest and southeast corners of the lagoon, where conditions close to hyperhalinity occur likely due to increased evaporation in these shallower marginal areas, compared to the main body of the lagoon where salinity is closer to fully marine conditions. *Atherina boyeri* is a common resident species in Mediterranean lagoons, found on shallow, often vegetated habitats (Franco et al., 2006), and well tolerating hyperhaline conditions (e.g., Mar Menor lagoon; Franco et al., 2012). Marine pelagic species are more abundant in the deeper areas of the Marchica lagoon, where suspended matter is also higher. An increase in suspended matter can lead to increased turbidity and reduced light attenuation (Kleypas, 1996; Fabricius, 2005) possibly resulting in reduced vulnerability to visual predators (Blaber et Blaber 1980; Miller et al, 1985; Vant, 1990). This suggests a potential role of the deeper and more turbid zone as refuge for small schooling marine species from predation. It is also noted that these deeper areas are located in closer proximity of the sea inlet connecting the Marchica lagoon to the sea, suggesting that the less confined conditions and more dynamic marine water exchanges in this area may play a role in influencing the distribution of pelagic fish in the lagoon.

6. CONCLUSION

The importance of transitional water ecosystems as nursery habitats and feeding grounds for fish species is well known. Detailed studies of fish assemblage in response to biotic and abiotic drivers are a key tool for efficient ecosystem conservation planning and correct management of these critical environments. This would be useful to plan measures aimed at conserving or restoring those habitats that support important fishery resources through the provision of essential habitats (nurseries) to fish populations. This study integrates previous studies carried out on the fish of the Marchica lagoon, providing key evidence to support a factual approach to decision making on local management measures, but also providing a contribution to the improvement of knowledge on fish use of Mediterranean lagoons which are poorly studied, such as those in the southern part of this basin. As a conclusion, fish assemblages in the Marchica lagoon seem to be consistent with general findings for Mediterranean lagoons in terms of structure and functioning, with the specific assemblage characteristics broadly reflecting current changes in the lagoon hydrodynamic conditions and connectivity with the sea, leading to an increased marinization of this ecosystem. The spatial patterns of fish assemblages within the lagoon are largely defined by the distribution of a few species belonging to families that are characteristic of ichthyological communities in lagoons with a higher marine influence. Depth is a key factor for understanding the structure of fish assemblages in Marchica lagoon, but has to be seen as a variable that acts in concert with other factors such as vegetation cover, pH, temperature and dissolved oxygen for benthodemersal fish, and salinity and suspended matter for pelagic fish. Biotic interactions may account for some of the unexplained variation in fish assemblage structure of Marchica lagoon, and further investigations are needed to ascertain their influence. To maintain high biodiversity and sustainable fishing in the lagoon, it is necessary to develop a specific management plan that will take into account the importance of the shallow water habitats in maintaining the ecological functions of the lagoon including that of nursery for juvenile fishes

**CHAPITRE 4 : ORGANISATION SPATIO-TEMPORELLE DES
ASSEMBLAGES DE POISSONS DE LA LAGUNE DE MARCHICA :
INTERACTIONS BIOTIQUES ET ABIOTIQUES**

1. INTRODUCTION

Les lagunes côtières sont des écosystèmes littoraux très productifs mais en même temps très fragiles et vulnérables aux pressions anthropiques (Pérez-Ruzafa et al., 2011). Ils sont à l'origine de nombreux biens et services écosystémiques (Pérez-Ruzafa et al. 2019). Il s'agit essentiellement de l'approvisionnement en nourriture (poissons, mollusques et crustacés principalement), l'équilibre hydrologique, la régulation du climat, la protection contre les inondations, la purification de l'eau, la production d'oxygène, les loisirs et l'écotourisme (Barbier 2012, Lopes et Videira 2013). Elles fournissent également des zones de nourriceries indispensables à de nombreuses espèces de poissons (Beck et al., 2001). En effet, les lagunes sont considérées comme des zones essentielles au maintien des stocks de poissons, que ceux-ci soient inféodés à ces milieux ou nécessitent seulement une phase de vie en eau saumâtre (Kapetsky, 1984 ; Rochette et al., 2010). Leur potentiel biologique, écologique et paysager a permis le développement de plusieurs activités économiques, notamment la pêche et l'aquaculture (Newton et al. 2014). La gestion factuelle de ces écosystèmes de transition repose sur une bonne connaissance de leur structure et de leur fonctionnement et de la manière dont leur état écologique est influencé par les activités humaines (Elliot et Cutts, 2004).

Les poissons représentent une composante essentielle des écosystèmes lagunaires. Ils constituent une part majeure de l'approvisionnement alimentaire des populations humaines, et dans bien des cas, la source majeure de protéines animales (FAO, 2002). De même, ils constituent un support pour les services culturels et récréatifs. La pêche sportive est devenue, au cours du XX^{ème} siècle, l'activité récréative la plus populaire au monde (FAO, 1996).

De par leurs diversités taxonomique et fonctionnelle, les poissons sont indispensables au fonctionnement et à la résilience des écosystèmes lagunaires (Taylor et al., 2006). De nombreuses études ont mis en évidence l'influence des communautés ichthyiques sur les processus écosystémiques par le biais de relations trophiques avec d'autres composantes biotiques (Stein et al., 1995 ; Vanni, 2002). Ils assurent en particulier le transfert et la régulation des flux de matière à travers la chaîne trophique, mais aussi dans l'espace et dans le temps par l'intermédiaire des migrations et de la rétention des nutriments qui peuvent améliorer la production primaire dans les milieux pauvres en nutriments (Bilby et al., 1996 ; Larkin et Slaney, 1997 ; Deegan et al., 2000 ; Carleton Ray, 2005).

Les assemblages de poissons des lagunes sont sujets à des fluctuations spatio-temporelles plus au moins importantes en fonction de la réponse dudit compartiment aux variations induites par les interactions biotiques et abiotiques. Par exemple, outre la biologie de la reproduction propre à chaque espèce (Potter et al., 2001 ; Hagan et Able, 2003), la compétition et la prédation ont été rapportées comme facteurs biologiques majeurs qui structurent la dynamique spatio-temporelle des peuplements ichtyques des eaux de transition (Holbrook et Schmitt, 1989 ; Ogburn-Matthews et Allen, 1993 ; Lankford Jr. et Targett, 1994).

En outre, les caractéristiques environnementales ambiantes telles que la salinité, la température, la turbidité et l'oxygène dissous, sont également des facteurs structurants de la faune ichtyque (Cyrus et Blaber, 1992 ; Rakocinski et al., 1996 ; Whitfield, 1999 ; Strydom et al., 2003). De plus, ces assemblages dépendent également des caractéristiques de l'habitat, telles que les sédiments et la végétation (West et King, 1996 ; Jenkins et al., 1997 ; Paterson et Whitfield, 2000), ainsi que des pressions anthropiques comme la surpêche, la pollution et la destruction des habitats (Myers et Worm, 2003 ; Jones et al., 2004 ; McLusky et Elliott, 2004).

En région méditerranéenne, il existe environ 400 lagunes occupant une superficie de 6400 km² et qui se distinguent par leur typologie et leur utilisation (Cataudella et al., 2015). En effet, la diversité de la faune, la flore, de l'hydrologie, de la physionomie et de la géomorphologie de chaque lagune lui confère un caractère particulier (Cognetti, 1988). En ce qui concerne les poissons, ils ont fait l'objet de nombreuses investigations, aussi bien sur leur diversité que sur leur biologie et leur dynamique, que ce soit spatiale ou temporelle. Ces deux derniers aspects concernent notamment les espèces d'intérêt commercial. Des recherches plus récentes se sont intéressées à l'organisation spatiale du compartiment ichtyologique en fonction du confinement aussi bien que sur les facteurs structurants de ce compartiment biologique.

Contrairement à la situation dans la rive Nord, les peuplements ichtyques dans les lagunes de la rive Sud et notamment celles de l'Afrique du Nord, sont peu explorés, comme c'est le cas pour la lagune de Marchica, unique lagune sur la façade méditerranéenne du Maroc. Pour combler cette lacune, le présent travail vise à examiner, pour la première fois, la dynamique spatio-temporelle des assemblages ichtyques de la lagune de Marchica en mettant l'accent sur les facteurs environnementaux structurants.

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Site d'études

Avec environ 115 km² de surface, la lagune de Marchica est l'unique lagune sur la façade méditerranéenne marocaine et deuxième grande lagune nord-africaine. Elle est délimitée au nord-ouest par le Cap de Trois Fourches et au sud-est par le Cap de l'Eau, plus précisément entre les latitudes 35°14'N et 35°05'N et entre les longitudes 002°56'W et 002°44'W (**Figure 29**). Allongée parallèlement à la côte, cet écosystème est séparé de la mer par un cordon dunaire orienté NO-SE et occupant une bande côtière de 25 km de longueur et 0,3 à 1,5 km de largeur. Administrativement, elle fait partie de la province de Nador et est bordée par quatre communes dont deux sont urbaines (Nador et Béni Ensar) et deux sont rurales (Bouarg et Arekmane).

Cet écosystème est classé en tant que Site d'Intérêt Biologique et Ecologique (SIBE) depuis 1996 et en tant que site Ramsar depuis 2005. La communication de lagune avec la mer ouverte est assurée par une passe artificielle (300 m de largeur et 6 m de profondeur), appelée localement Bocana, qui est fonctionnelle depuis 2011. La lagune de Marchica est parmi les zones les plus productives de la Méditerranée marocaine. Elle présente un intérêt particulier dans la région, aussi bien sur le plan écologique que sur le plan économique.

La pêche artisanale est la principale activité socio-économique de la lagune de Marchica, avec environ 390 barques, constituant 14% de la flotte artisanale de l'ensemble de la Méditerranée marocaine. Elle fournit des emplois directs à 1200 personnes, représentant environ 11% du total des emplois générés par la pêche artisanale en Méditerranée (Malouli, 1999 ; Najih et al., 2015). La flotte artisanale est répartie sur seize sites périphériques (**Figure 11**) et fournit une production totale estimée à 1157 tonnes/an (Najih et al., 2015). En valeur ajoutée, l'activité de la pêche artisanale contribue significativement à l'économie nationale d'une manière générale et plus particulièrement à l'économie régionale et locale où elle jouit d'un poids socio-économique et culturel important (Malouli et al., 2002).

2.2. Echantillonnage

Le diagnostic du compartiment « poisson » a été basé sur un suivi mensuel, entre Octobre 2015 et Septembre 2016, à l'aide de pêche expérimentale. L'échantillonnage s'est déroulé selon un réseau optimisé de 20 stations (S1-S20) couvrant l'ensemble de la lagune (**Figure 29**). L'engin de pêche était une senne tournante coulissante (Longueur= 110 m ; Hauteur= 11 m ; Maillage= 6 mm), spécialement conçu pour l'étude des peuplements de poissons de la lagune de Marchica. La pêche a été réalisée en opérant une barque artisanale (**Figure 15**). Grace aux dimensions et aux caractéristiques techniques de l'engin, les juvéniles et les adultes d'espèces pélagiques et benthodémersales ont été capturés. Toutefois, et en raison de leur comportement de fuite, notamment en sautant par-dessus de la senne, il a été conclu que cet engin de pêche est inefficace pour capturer les muges. Par conséquent, un comptage visuel des individus sautant a été adopté pour compléter les données pour cette famille.

Au laboratoire, les poissons ont été identifiés au rang de l'espèce puis comptés, pesés (poids humides en g) et mesurés au millimètre près (longueur totale). En cas d'effectif supérieur à 30 individus par espèce dans un coup de senne, seul un sous-échantillon de 30 poissons pris au hasard, a été mesuré ; les individus surnuméraires étant uniquement comptés pour obtenir l'effectif global et déduire la biomasse totale.

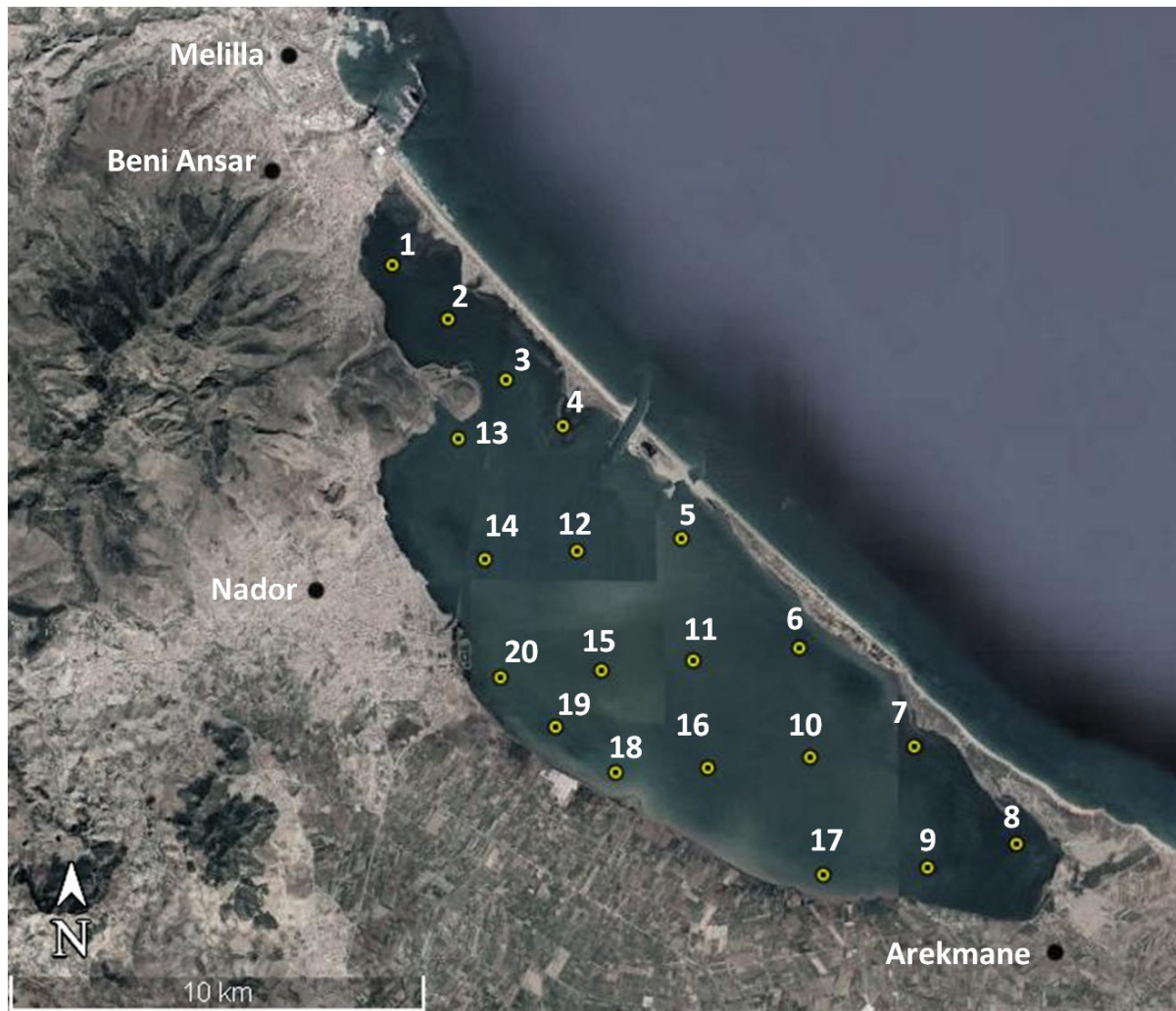


Figure 29 : Réseau de suivi par pêche scientifique de la faune ichtyque de la lagune de Marchica.

Parallèlement à la pêche scientifique, des mesures de la profondeur (en m), du pH de surface, de la matière en suspension, de la température de surface (en °C), de la salinité et de la conductivité ont été réalisées au niveau de chaque station.

2.3. Analyse des données

Pour comparer les données des 20 stations d'échantillonnage et suivre l'évolution spatio-temporelle, les prises sont exprimées par unité d'effort (CPUE). Cette unité d'effort correspond à la surface échantillonnée, équivalente à 800 m². Toutes les données relatives aux captures sont vérifiées et validées puis reportées sur des fiches de pêche au format Excel. Une fiche est remplie pour chaque coup de senne. L'abondance et la biomasse de chaque espèce ont été calculées au niveau de chaque station. La richesse spécifique (S) a été mesurée en tant que nombre total d'espèces.

Pour une présentation synthétique et une meilleure compréhension de l'organisation des peuplements de poissons de la lagune de Marchica, nous avons calculé l'indice H' de diversité de Shannon-Wiener (Shannon et Wiener, 1963) et l'indice E de régularité de Pielou (Pielou, 1966). Ces deux indices sont calculés suivant les formules suivantes :

- $H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} * \log_2 \frac{n_i}{N}$
 - S : la richesse spécifique totale, correspond au nombre total d'espèces présentes
 - n_i : L'effectif de l'espèce i présent dans l'échantillon
 - N : l'effectif total

Cet indice prend donc en compte le nombre de taxons présents ainsi que la proportion d'individus dans chaque taxon. Il augmente avec le nombre de taxons et/ou avec l'équirépartition des individus au sein de chaque taxon.

- $E = \frac{H'}{H_{\max}}$ avec $H_{\max} = \log_2(S)$.

L'indice d'équitabilité (ou de régularité de Pielou) permet de mesurer l'équirépartition des espèces par rapport à une répartition théorique égale pour l'ensemble des espèces (Barbault, 1992). Sa valeur varie entre 0 dans le cas d'un écosystème mono-spécifique et 1 quand les abondances des individus de chaque espèce sont égales. L'équitabilité donc tient compte de la capacité de charge potentielle maximale d'un écosystème ($H_{\max}$) ; c'est-à-dire sa capacité d'accepter S espèces en équirépartition. De cette manière, l'indice d'équitabilité est une synthèse de deux indices : la richesse spécifique (S) et l'indice de Shannon H' . Une valeur d'équitabilité de 0,8 traduit un peuplement équilibré (Daget, 1979).

L'indice de fréquence relative (I.F.R) a été calculé pour chaque espèce selon la formule suivante : $I.F.R = \text{Poids} \times \text{Nombre d'individus} \times \text{Nombre d'occurrences}$. La valeur de chaque espèce est exprimée en pourcentage par rapport à la somme des indices de toutes les espèces.

Pour décrire la structure fonctionnelle de l'assemblage de poissons dans la lagune, les espèces capturées ont été regroupées en catégories écologiques (résidentes, R ; marines migrantes, y compris les espèces euhalines, MM ; marines occasionnelles, y compris les espèces sténohaline, MO) et en catégories trophiques (strictement benthivores, Bv ; détritivores, DV ; herbivores, HV ; planctivores, PL ; poissons hyperbenthos-zooplanctonique, HZ ; espèces ayant un régime alimentaire qui peut changer d'hyperbenthos zooplanctonique à

hyperbenthos ; HZ-HP ou du microbenthos à HP, Bmi-HP; omnivores, Ov). L'attribution des espèces de poissons aux groupes fonctionnels était basée sur la littérature pour les estuaires et les lagunes européens (Elliott et Dewailly, 1995 ; Franco et al., 2008a, 2008b, 2012) avec des ajustements à la lagune de Marchica notamment pour les espèces non répertoriées dans la littérature.

2.4. Traitements statistiques

Les différences significatives entre les saisons et les stations en ce qui concerne la richesse spécifique, l'abondance et la biomasse totales, les indices de diversité (H' de Shannon et J' de Pielou), la richesse et l'abondance fonctionnelle (guildes écologiques et trophiques) et aussi bien pour les paramètres environnementaux, ont été testées statistiquement. Les données mensuelles ont été agrégées par saison : Hiver (Décembre, Janvier et Février), Printemps (Mars, Avril et Mai), Été (Juin, Juillet et Août) et Automne (Septembre, Octobre et Novembre). En fonction de la taille de l'échantillon et de la distribution des données, des analyses de variance paramétrique (ANOVA, suivi du test post-hoc de Tukey) ou non-paramétriques (Kruskal-Wallis, suivi des comparaisons deux à deux avec des tests de Wilcoxon), ont été choisies. L'ensemble de ces tests a été implémenté sous le logiciel R avec un niveau de significativité fixé à 0,05.

La dynamique spatio-temporelle des assemblages des poissons a été examinée par une méthode de regroupement et d'ordination sous le logiciel PRIMER© (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) (Clarke et Warwick, 1994). Une transformation en double racine (« fourth root » : $\sqrt[4]{y}$) a été appliquée aux données afin de diminuer le poids des espèces dominantes. Le degré d'affinité biocénotique a été calculé entre chaque paire de station à partir du coefficient de Bray-Curtis. La matrice de similarité ainsi constituée a permis de représenter graphiquement les regroupements hiérarchiques (CLUSTER) des différentes stations/mois en fonction du coefficient de similarité. Un test statistique SIMPROF y est associé afin d'en évaluer la significativité des regroupements à un niveau de $p=0,05$. De plus, une ordination par modélisation multidimensionnelle non paramétrique (MDS) a été réalisée. De même, un « stress » y est alors associé afin d'en évaluer sa pertinence : une valeur de stress inférieure à 0,1 traduit une excellente représentation, entre 0,1 et 0,25 elle donne une image satisfaisante, entre 0,25 et 0,5 la qualité est médiocre et les valeurs supérieures à 0,5 révèlent une représentation aléatoire (Ehrhold et al., 2006). Pour la fiabilité

des résultats et en vue de minimiser les aléas dus à l'échantillonnage, les espèces rares dont l'abondance mensuelle est inférieure à 0,1% ont été exclues des analyses.

La similarité des peuplements de la lagune a été vérifiée avec l'analyse de similarité (ANOSIM) suivie d'une comparaison par paires des résultats de l'ANOSIM. La routine SIMPER a été appliquée pour évaluer le pourcentage moyen de similarité ainsi que les contributions relatives de chaque espèce aux similarités des intra-groupes précédemment définis. En plus de la similarité moyenne, la procédure SIMPER permet de déterminer les espèces caractéristiques des groupes identifiés par les analyses de regroupement et d'ordination.

En fin, les éventuelles relations entre la structure des assemblages et les facteurs environnementaux ont été examinées à l'aide la routine RELATE. Les contributions relatives des différentes variables ont été déterminées par l'approche 'Distance based linear modelling' en utilisant la routine BEST et le critère d'information d'Akaike (AIC) (DistLM, Anderson et al., 2008). La visualisation des modèles ajustés par DistLM a été effectuée en utilisant le programme dbRDA «distance based redundancy analysis » en utilisant les critères BEST et AIC. L'affinité des espèces pour les paramètres environnementaux sélectionnés a été testée via le coefficient de corrélation de Spearman.

3. RESULTATS

3.1. Paramètres environnementaux

Durant la période d'étude, la température de l'eau oscillait entre un minimum de 15,1 °C (Janvier à l'extrémité SE : S7 et S8) et 29,9 °C (Septembre à l'extrémité SE : S9 et S17). Elle a montré une tendance temporelle bien marquée avec les valeurs moyennes les plus élevées enregistrées au cours des mois d'été et d'automne (**Figure 30a**).

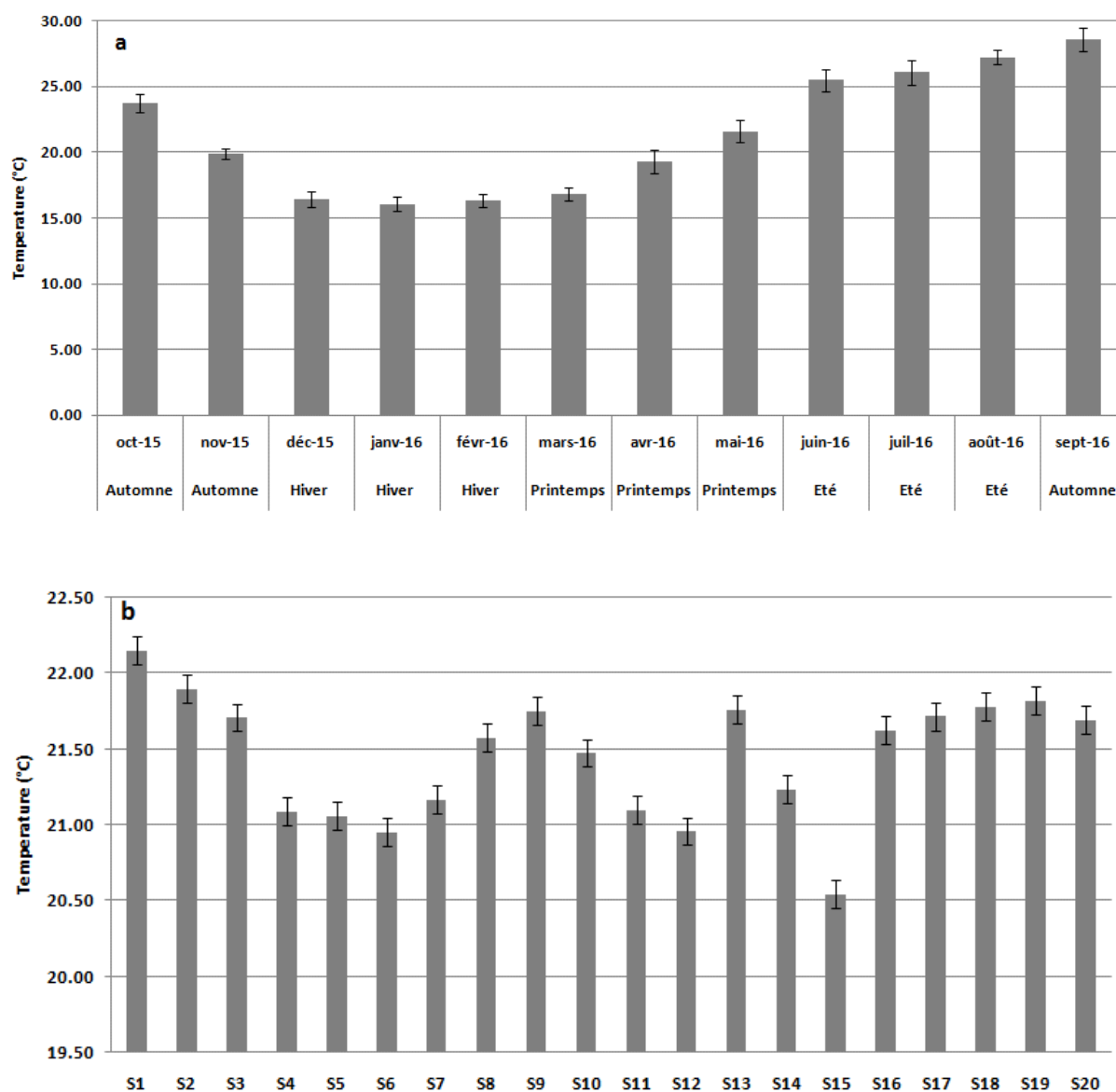


Figure 30 : Variations temporelles (a) et spatiales (b) des valeurs de la température de l'eau en surface dans la lagune de Marchica.

La température moyenne de l'eau a affiché la plus faible valeur ($20,5 \pm 4,3$ °C) à la station centrale S15 et la plus élevée (S1 : $22,2 \pm 4,8$ °C) à l'extrémité NW de la lagune (**Figure 30b**).

La salinité varie entre un minimum de 35,4 (Février aux stations S6 et S11) et 37,6 (en Octobre à la station S8). Les moyennes les plus élevées et les plus basses ont été enregistrées respectivement en Automne et en Hiver (**Figure 31a**).

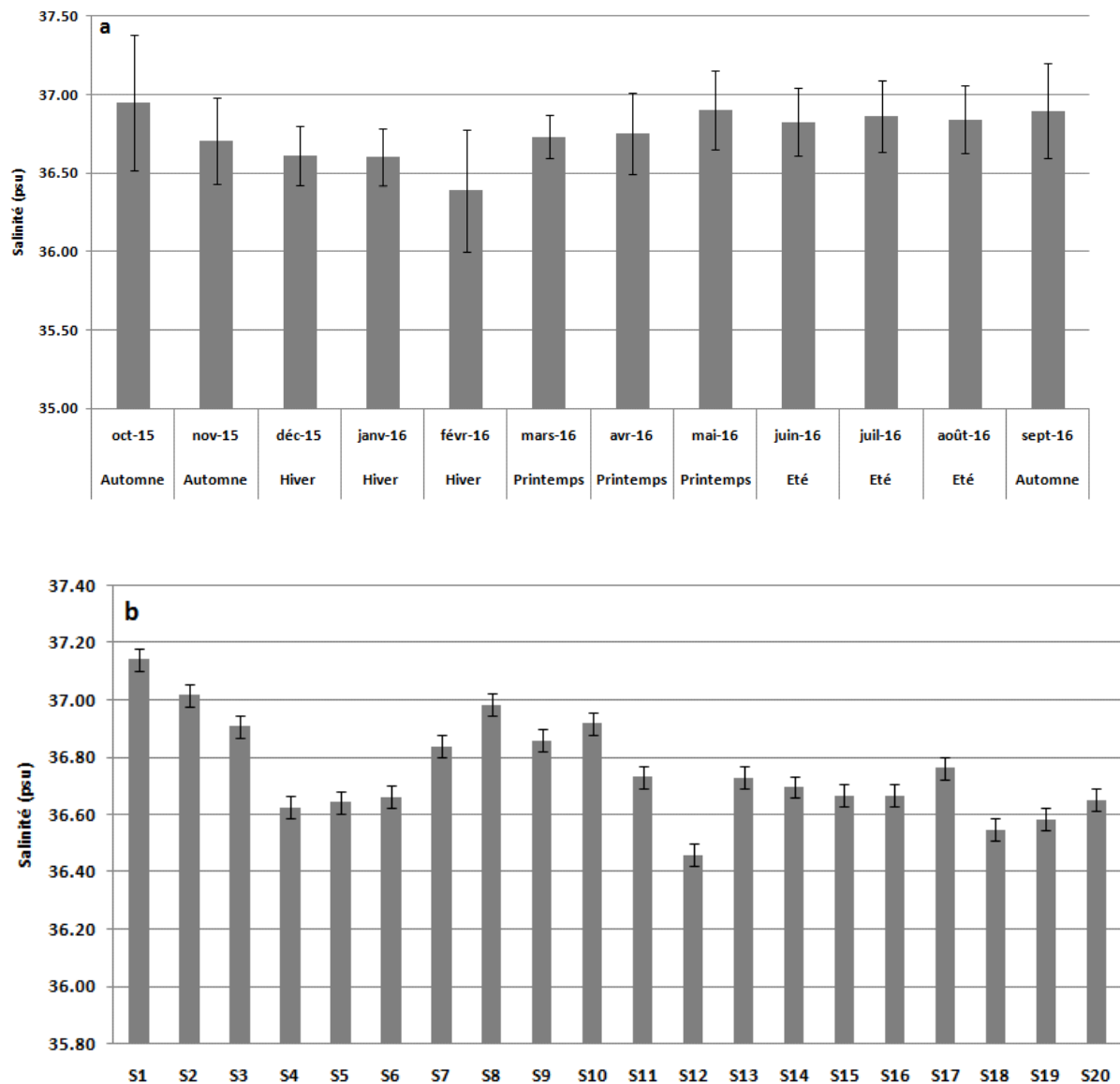


Figure 31 : Variations temporelles (a) et spatiales (b) des valeurs de la salinité de l'eau en surface de la lagune de Marchica.

Sur le plan spatial (**Figure 31b**), la salinité présente un gradient plus au moins prononcé. Les valeurs moyennes les plus élevées ont été enregistrées au niveau des deux extrémités NW et SE alors que les valeurs les plus faibles ont été obtenues au niveau des stations riveraines de la ville de Nador. Une moyenne de $36,8 \pm 0,3$ a été enregistrée pour la période comprise entre Octobre 2015 et Septembre 2016.

L'analyse de la conductivité enregistrée mensuellement entre Octobre 2015 et Septembre 2016 ($54,86 \pm 1,81$ mS/cm), nous révèle une certaine homogénéité spatiale (ANOVA, $P > 0,05$). Les valeurs extrêmes sont comprises entre 49,9 mS/cm et 56,6 mS/cm enregistrées

respectivement en Aout au niveau de la station S14 et en Octobre au niveau de la station S8 (Figure 32).

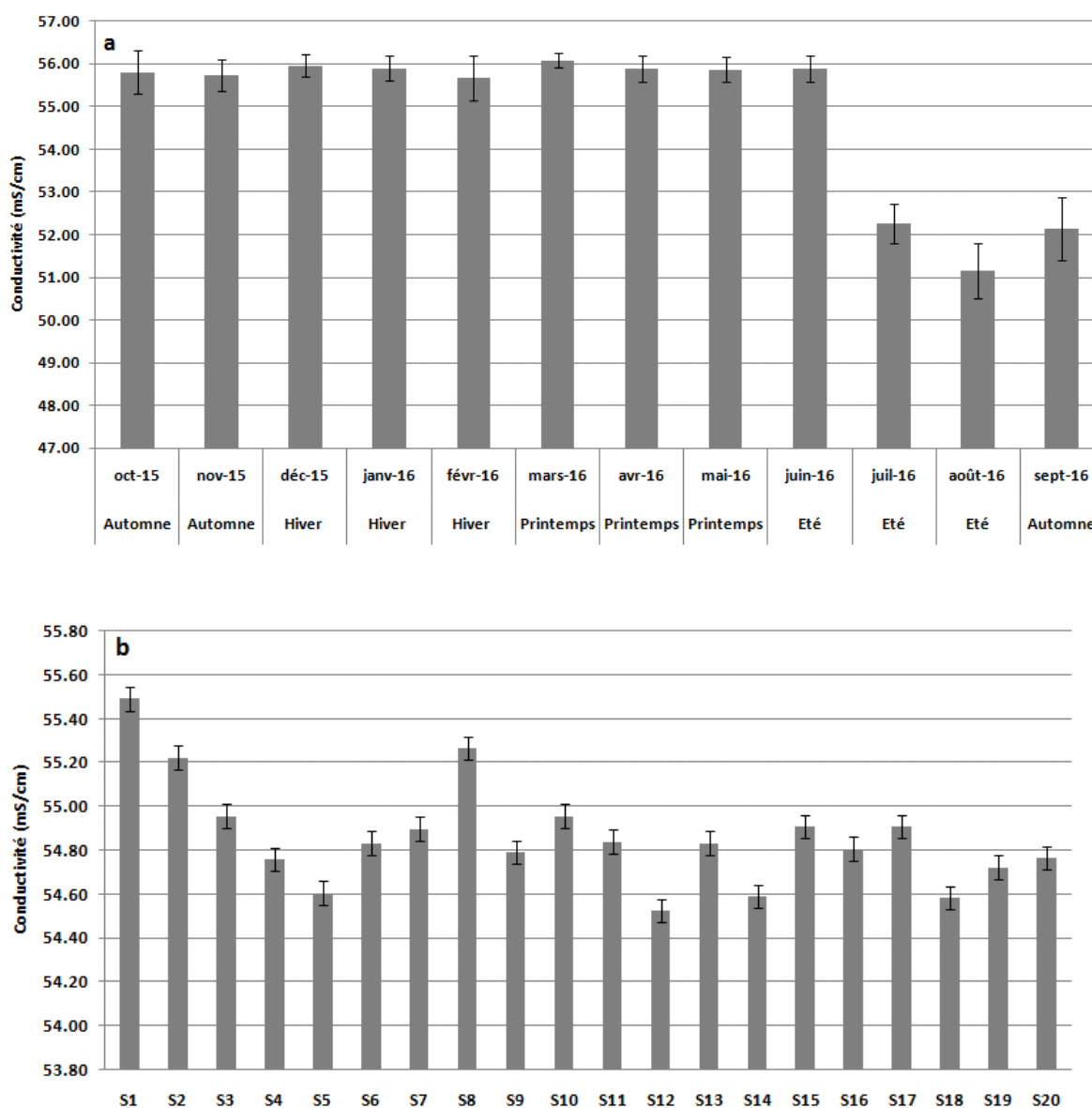


Figure 32 : Variations temporelles (a) et spatiales (b) des valeurs de la conductivité de l'eau des eaux de surface de la lagune de Marchica.

Globalement, les valeurs moyennes mensuelles sont plus faibles en Juillet, Août et Septembre que durant les autres mois. Spatialement, les valeurs moyennes sont plus élevées dans les zones confinées que dans les zones exposées (Figure 32).

Le pH des eaux de la lagune de Marchica oscillait entre un minimum de 7,92 observé en mai au niveau des stations S13 et S14 et un maximum de 8,67 au niveau de la station S12, enregistré en fin été. La moyenne enregistrée était de l'ordre de $8,23 \pm 0,11$.

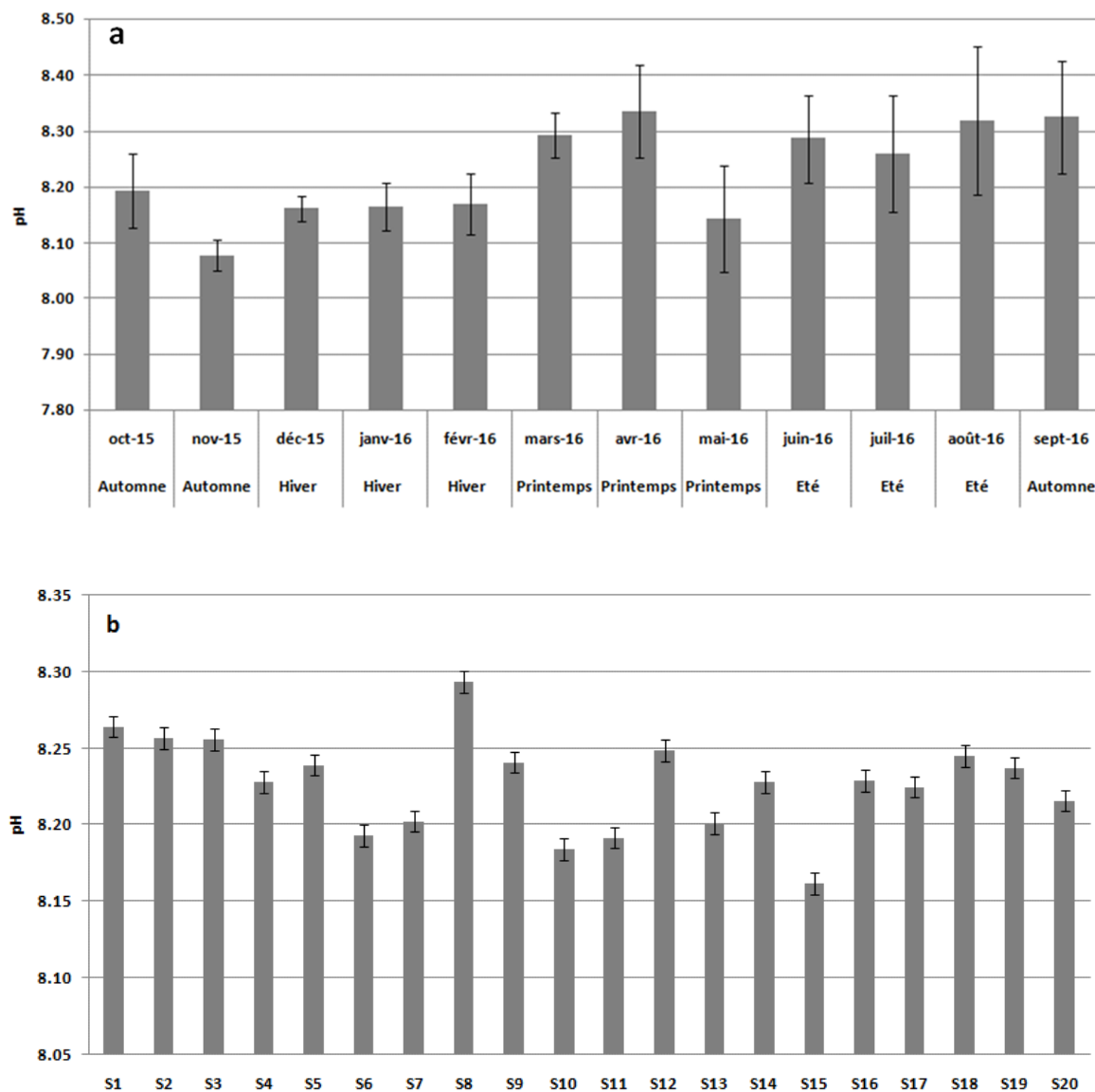


Figure 33 : Variations temporelles (a) et spatiales (b) des valeurs du pH de l'eau de la lagune de Marchica.

Les moyennes mensuelles les plus élevées ont été enregistrées en fin été-début automne alors que celles les plus faibles ont été enregistrées en fin Automne-début Hiver (**Figure 33a**). Une nette homogénéité spatiale de la valeur du pH a été enregistrée (**Figure 33b**).

La distribution spatio-temporelle des teneurs en matières en suspension (MES), pendant la période d'étude, montre que la valeur la plus élevée (78 mg/l) a été enregistrée en fin Printemps (Mai) au niveau de l'extrémité NW (S1, S2 et S3). Une valeur minimale de 2 mg/l a été enregistrée au niveau de la majorité des stations notamment en Novembre 2015. Les moyennes de la MES les plus élevées et les plus basses ont été enregistrées respectivement en fin Automne-début Hiver et en Été-début Automne (**Figure 34a**).

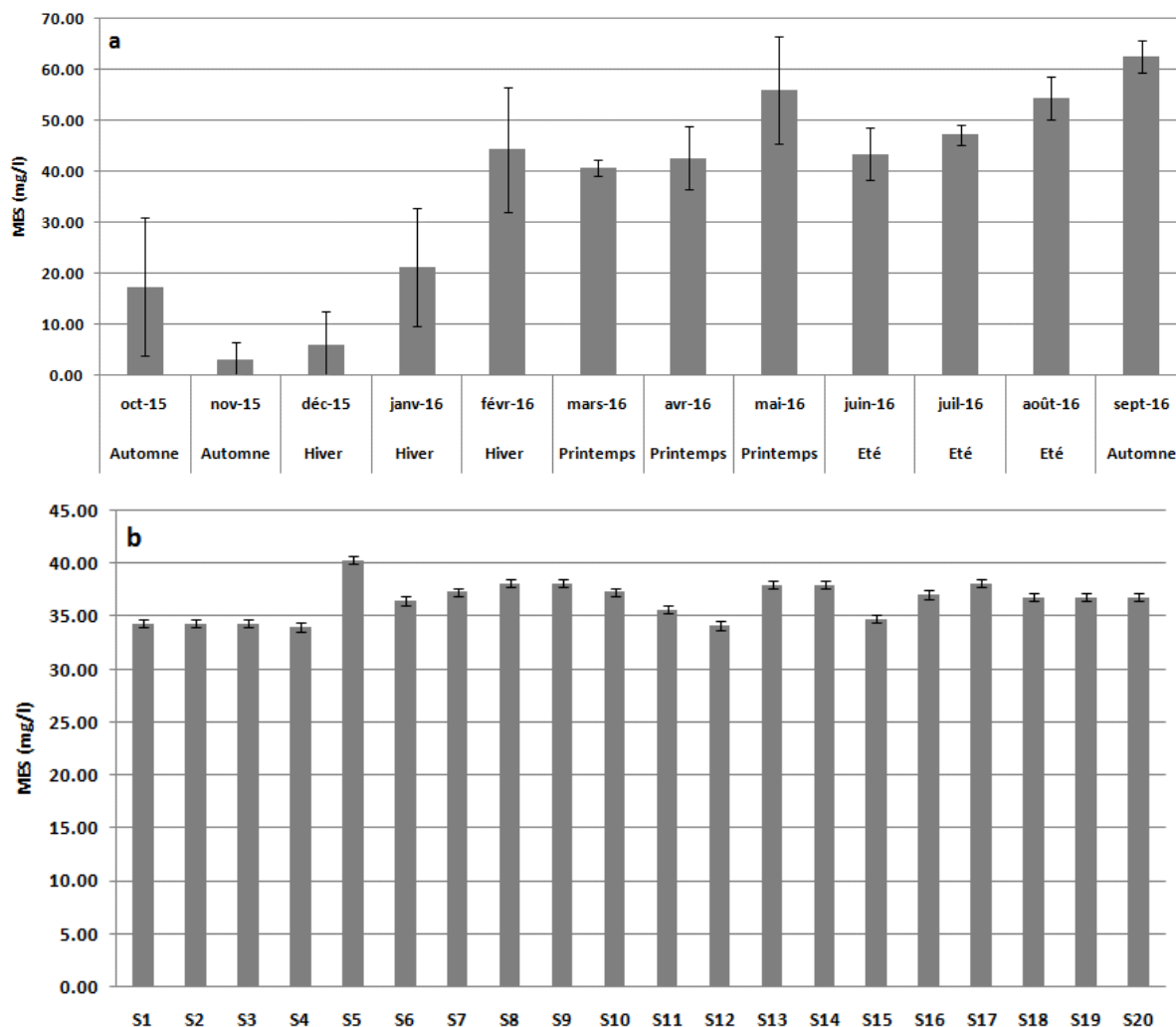


Figure 34 : Variations temporelles (a) et spatiales (b) des valeurs de la MES dans la lagune de Marchica.

Une valeur moyenne de 37 ± 20 mg/l a été enregistrée au cours de la période de suivi avec une homogénéité spatiale très marquée (**Figure 34b**).

L'analyse en composantes principales (**PCA : Figure 35a**), supportée par l'analyse ascendante hiérarchique (**Figure 35b**), sur les données physico-chimiques nous a permis d'identifier deux

groupes significativement distincts : un large groupe constitué des mois de Mars jusqu'à Octobre marqué, à l'exception de la conductivité, par des valeurs physico-chimiques élevées. Le deuxième groupe, formé par les mois de Novembre jusqu'à Février, est caractérisé par une conductivité élevée et une corrélation négative avec la température, le pH et la MES.

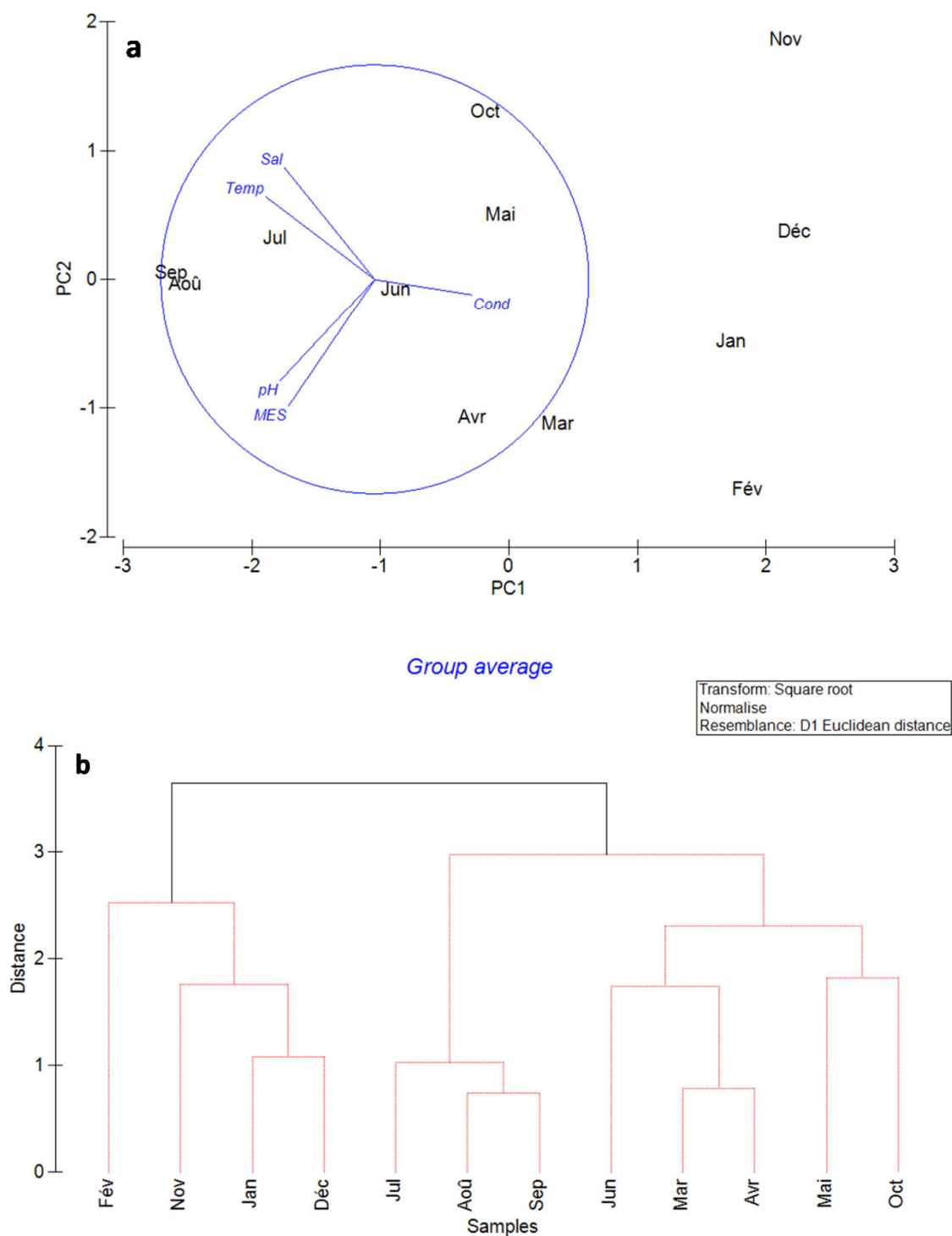


Figure 35 : Organisation temporelle des paramètres environnementaux dans la lagune de Marchcia : a : analyse en composantes principales (PCA) ; b : analyse hiérarchique ascendante.

3.2. Les assemblages ichtyques de la lagune de Marchica

Durant la période d'étude, comprise entre Octobre 2015 et Septembre 2016, un total de 65 taxons appartenant à 23 familles différentes a été inventorié dans la lagune de Marchica. A l'exception des mulets recensés visuellement (indiqués comme Mugilidae n.i.), les captures ont été identifiées dans la quasi-totalité des cas jusqu'au niveau de l'espèce. La répartition par famille, illustrée par la **figure 36**, fait apparaître que celle des Sparidés est la plus diversifiée avec 14 espèces, soit 21,54 % de la richesse spécifique de la lagune.

Les Mugilidés, Soléidés et Syngnathidés viennent en deuxième rang avec 6 espèces pour chacune des familles. Les Gobiidés viennent en troisième position avec cinq espèces, suivies par la famille des Labridés avec quatre espèces. Les Clupéidés et les Carangidés sont représentés respectivement par trois espèces. À part les Mullidés, les Serranidés et les Bothidés (deux espèces), les autres familles ne sont représentées que par une seule espèce.

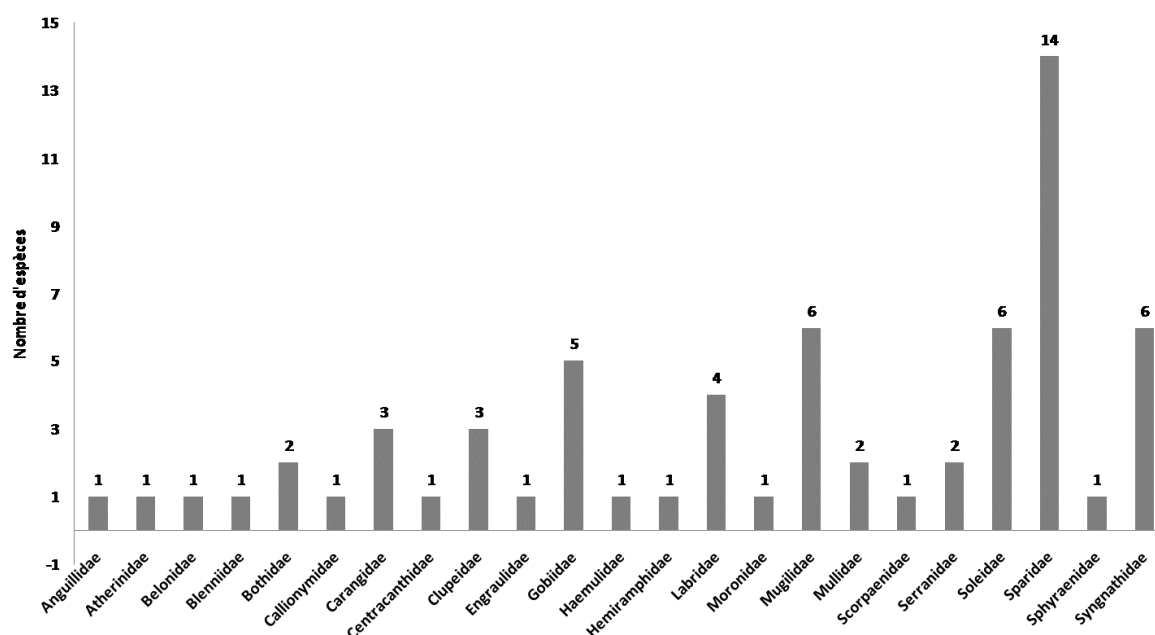


Figure 36 : Composition en famille des taxons de poissons recensés dans la lagune de Marchica entre Octobre 2015 et Septembre 2016.

Sur les 240 coups de senne réalisés, 62339 individus ont été recensés, ce qui correspond à une biomasse globale de **618,13 kg**, soit une densité approximative de 260 Ind/UEP (l'Unité d'Effort de Pêche est équivalente à un coup de senne soit une surface de 800 m²) et un rendement de **2,57 kg** par coup de senne.

Numériquement, les peuplements ichthyiques de la lagune sont dominés par un nombre réduit de taxons. Les Clupéidés sont les mieux représentés (41,88 % de l'abondance totale), suivis de loin par les Engraulidés, Gobiidés et Athérinidés (respectivement : 19,64 %, 18,46 % et 10,80% de l'abondance totale). Les Labridés, Sparidés, Mugilidés, Carangidés et Mullidés font respectivement 2,69 %, 2,39%, 2,33%, 0,67% et 0,46%. Les autres familles regroupées font moins de 1% de l'abondance totale. Pondéralement, les familles qui dominent dans l'ensemble des captures sont par ordre d'importance : les Mugilidés (42,95%), les Clupéidés (26,26 %), les Gobiidés (9,76%), les Engraulidés (5,81 %), Labridés (3,67%), les Sparidés (3,5%), les Athérinidés (2,93 %), les Anguillidés (1,42 %) et les Mullidés (1,38 %). Les autres familles font moins de 1% chacune (**Tableau 11**).

Le regroupement des espèces via l'agrégation de trois indices (abondance, biomasse et fréquence d'occurrence) en un seul indicateur qu'est l'indice de fréquence relative (IFR), montre que la sardine d'Europe (*Sardina pilchardus*) est l'espèce majoritaire avec un indice de fréquence relative proche de 70 %. Elle est suivie de loin par le gobie noir (12,3%), l'anchois (8,6 %), le mulot (7 %) et le joël (2,4%). Les espèces ayant un IFR compris entre 1% et 0,01% sont par ordre d'importance : *Symphodus cinereus*, *Diplodus vulgaris*, *Mullus barbatus*, *Trachinotus ovatus*, *Sardinella maderensis*, *Diplodus annularis*, *Boops boops* et *Anguilla anguilla*. Les 52 espèces restantes font moins de 0,01% chacune.

La diversité fonctionnelle de l'ichtyofaune de la lagune de Marchica est caractérisée par la présence de tous les groupes précédemment définis (cf. matériels et méthodes). En se référant aux guildes écologiques, la fraction des espèces marines migrantes est bien représentée. Elle regroupe 47,69 % (31 espèces) de la richesse spécifique de la lagune, suivie des marines occasionnelles (20 espèces : 30,77 %). La catégorie des espèces résidentes est représentée par 14 espèces, soit 21,54% de la richesse spécifique totale (**Figure 37**).

Sur le plan quantitatif, numérique et pondéral, ce sont toujours les marines migrantes qui dominent, faisant à elles seules plus de 80% de la biomasse totale et environ 70% de l'abondance totale. Les espèces résidentes sont aussi bien représentées tant en abondance (30,86 %) qu'en biomasse (16,50 %) (**Figure 37**).

Tableau 11 : Espèces de poissons capturées dans la lagune de Marchica. Le groupe trophique (FG : strictement benthivores, Bv ; détritivores, DV ; herbivores, HV ; planctivores, PL ; poissons hyperbenthos-zooplanctonique, HZ ; espèces ayant un régime alimentaire qui peut changer d'hyperbenthos zooplanctonique à hyperbenthos ; HZ-HP ou du microbenthos à HP, Bmi-HP ; omnivores, Ov), le groupe écologique (EG : résidentes, R ; marines migrantes, MM ; marines occasionnelles, MS) tel que défini par Franco et al. (2008a). Pourcentage dans l'abondance totale, N% ; pourcentage dans la biomasse totale, B%.

FAMILLE	ESPECE	CODE	EG	FG	N(%)	B(%)
ANGUILLIDAE	<i>Anguilla anguilla</i>	A.ang	MM	HP	0.06	1.42
ATHERINIDAE	<i>Atherina boyeri</i>	A.boy	R	HZ	10.80	2.93
BELONIDAE	<i>Belone belone</i>	B.bel	MM	HP	0.01	0.12
BLENNIIDAE	<i>Salaria pavo</i>	S.pav	R	OV	0.20	0.17
BOTHIDAE	<i>Arnoglossus rueppelii</i>	A.rue	MS	Bmi, HP	0.02	0.01
	<i>Arnoglossus thori</i>	A.tho	MS		0.01	0.01
CALLIONYMIDAE	<i>Callionymus risso</i>	C.ris	R	BV	0.01	0.00
CARANGIDAE	<i>Caranx rhonchus</i>	C.rho	MS	Bmi, HP	0.00	0.01
	<i>Trachinotus ovatus</i>	T.ova	MM		0.54	0.71
	<i>Trachurus trachurus</i>	T.tra	MM		0.13	0.10
CENTRACANTHIDAE	<i>Spicara smaris</i>	S.sma	MS	HZ	0.03	0.03
CLUPEIDAE	<i>Sardina pilchardus</i>	S.pil	MM	PL	41.44	24.04
	<i>Sardinella aurita</i>	S.aur	MM		0.15	0.94
	<i>Sardinella maderensis</i>	S.mad	MM		0.29	1.28
ENGRAULIDAE	<i>Engraulis encrasicolus</i>	E.enc	MM	PL	19.64	5.81
GOBIIDAE	<i>Gobius niger</i>	G.nig	R	Bmi, HP	16.99	9.61
	<i>Gobius paganellus</i>	G.pag	R		0.07	0.06
	<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	D.qua	MS	BV	0.00	0.00
	<i>Gobius cruentatus</i>	G.cru	MS	OV	0.00	0.00
	<i>Aphia minuta</i>	A.min	MS	PL	1.40	0.09
HAEMULIDAE	<i>Pomadasys incisus</i>	P.inc	MS	BV	0.01	0.01
HEMIRAMPHIDAE	<i>Hyporhamphus picarti</i>	H.pic	MM	HV	0.11	0.08
LABRIDAE	<i>Symphodus cinereus</i>	S.cin	R	BV	2.57	3.57
	<i>Symphodus melops</i>	S.mel	MS		0.01	0.00
	<i>Symphodus ocellatus</i>	S.oce	R		0.11	0.09
	<i>Symphodus tinca</i>	S.tin	R		0.00	0.00
MORONIDAE	<i>Dicentrarchus labrax</i>	D.lab	MM	HZ-HP	0.02	0.35
MUGILIDAE	<i>Chelon auratus</i>	C.aur	MM	DV	0.02	0.16
	<i>Chelon labrosus</i>	C.lab	MM		0.00	0.07
	<i>Chelon ramada</i>	C.ram	MM		0.06	0.57
	<i>Chelon saliens</i>	C.sal	MM		0.00	0.26
	<i>Mugil cephalus</i>	M.cep	MM		0.01	0.32
	<i>Mugilidae n.i.</i>	Mug	MM		2.24	41.58
MULLIDAE	<i>Mullus barbatus barbatus</i>	M.bar	MM	BV	0.43	1.36
	<i>Mullus surmuletus</i>	M.sur	MM		0.03	0.01
SCORPAENIDAE	<i>Scorpaena porcus</i>	S.por	MS	Bmi, HP	0.01	0.16
SERRANIDAE	<i>Serranus hepatus</i>	S.hep	MS	Bmi, HP	0.00	0.00
	<i>Serranus scriba</i>	S.scr	MS	HP	0.00	0.01
SOLEIDAE	<i>Buglossidium luteum</i>	B.lut	MM	BV	0.01	0.01
	<i>Monochirus hispidus</i>	M.his	MS		0.00	0.00
	<i>Pegusa lascaris</i>	P.las	MS		0.00	0.00
	<i>Solea senegalensis</i>	S.sen	MS		0.00	0.00
	<i>Solea solea</i>	S.sol	MS		0.00	0.00
	<i>Synaptura lusitanica de Brito</i>	S.lus	MS		0.00	0.00
SPARIDAE	<i>Pagrus pagrus</i>	P.pag	MS	Bmi, HP	0.01	0.00
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	L.mor	MM	BV	0.02	0.05
	<i>Pagellus acarne</i>	P.aca	MM		0.17	0.08
	<i>Pagrus auriga</i>	P.aur	MS		0.00	0.00
	<i>Sparus aurata</i>	S.aura	MM		0.03	0.25
	<i>Sarpa salpa</i>	S.sal	MM	HV	0.05	0.49
	<i>Boops boops</i>	B.boop	MM	OV	0.25	0.44
	<i>Diplodus annularis</i>	D.ann	MM		0.84	0.47
	<i>Diplodus puntazzo</i>	D.pun	MM		0.00	0.00
	<i>Diplodus sargus</i>	D.sar	MM		0.06	0.31
	<i>Diplodus vulgaris</i>	D.vul	MM		0.94	1.30
	<i>Oblada melanura</i>	O.mel	MM		0.01	0.01
	<i>Pagellus erythrinus</i>	P.ery	MM		0.02	0.09
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	S.can	MS		0.00	0.01
SPHYRAENIDAE	<i>Sphyræna sphyraena</i>	S.sph	MM	HP	0.04	0.48
SYNGNATHIDAE	<i>Hippocampus guttulatus</i>	H.gut	R	BV	0.02	0.02
	<i>Hippocampus hippocampus</i>	H.hip	R		0.03	0.03
	<i>Syngnathus abaster</i>	S.aba	R		0.02	0.00
	<i>Syngnathus acus</i>	S.acu	R		0.02	0.00
	<i>Syngnathus rostellatus</i>	S.ros	R	HZ	0.00	0.00
	<i>Syngnathus typhle</i>	S.typ	R		0.00	0.00

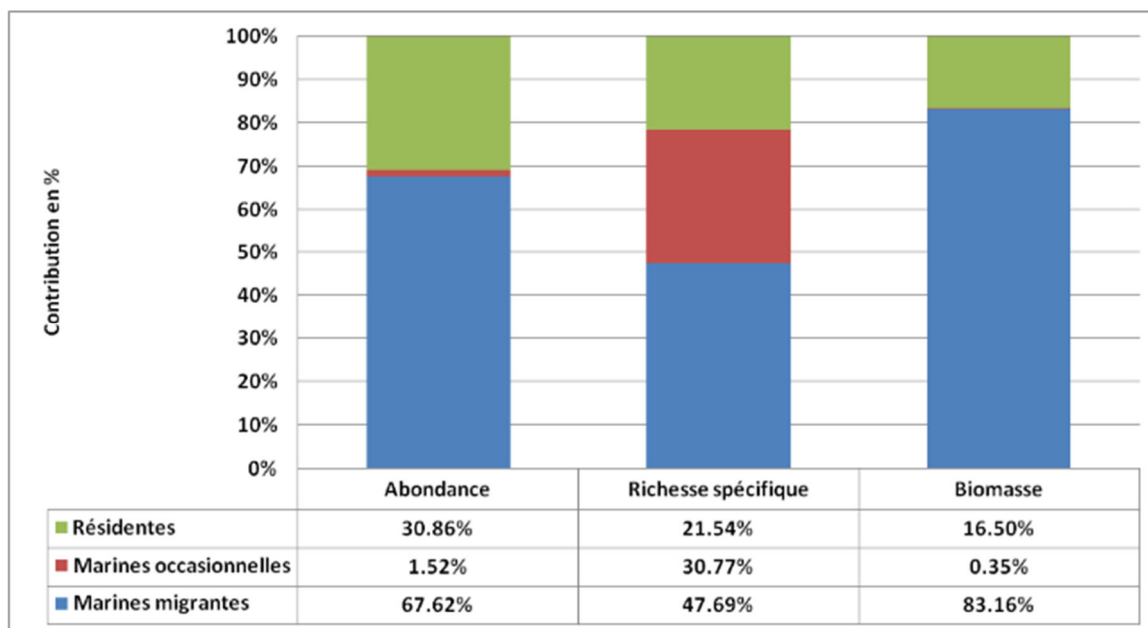


Figure 37 : Composition par guildes écologiques des peuplements ichthyiques de la lagune de Marchica entre Octobre 2015 et Septembre 2016.

Sur l'ensemble des relevés de l'étude, les espèces totalement (BV) ou partiellement (Bmi, HP) benthivores (33 espèces) prédominent largement le peuplement global en nombre d'espèces avec plus de la moitié des espèces recensées (50,76%). Les omnivores apparaissent bien représentées avec 15,38 % de la richesse spécifique, suivis des détritivores (DV : 6), des planctivores (PL : 5), des prédateurs supérieurs (HP : 4) ainsi que les hyperbenthos-zooplanctoniques (HZ : 4), tandis que les herbivores et l'hyperbenthos zooplanctonique à hyperbenthos sont les moins diversifiés (Respectivement deux espèces et une espèce).

La répartition des effectifs au sein des différentes catégories trophiques place les planctivores en première position puisqu'ils représentent 62,9 % de l'abondance totale. Les benthivores (partielles et strictes combinées) viennent en deuxième position (21,3 %), suivis des hyperbenthos-zooplanctoniques (HZ : 10,8 %), puis et à part égale, des omnivores et des détritivores (4,6 %), alors que les autres groupes restants ne dépassent pas 1% de l'abondance totale (**Figure 38**).

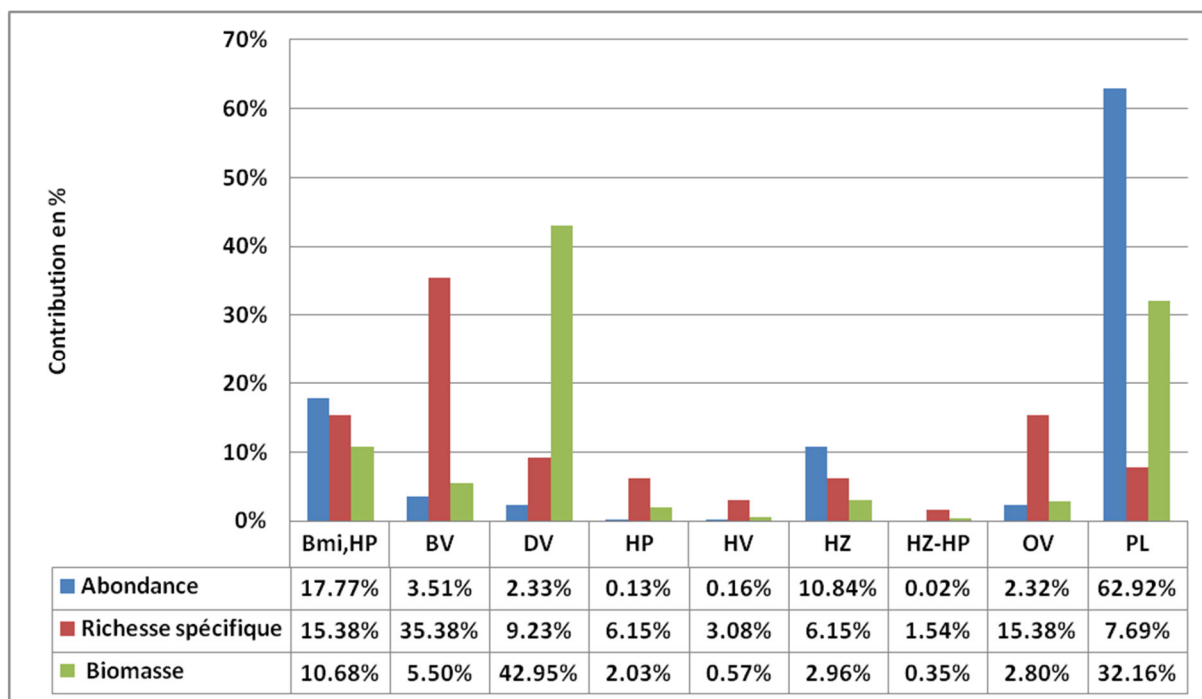


Figure 38 : Composition par guildes trophiques des peuplements ichthyiques de la lagune de Marchica entre Octobre 2015 et Septembre 2016. Les groupes trophiques : strictement benthivores, Bv ; détritivores, DV ; herbivores, HV ; planctivores, PL ; poissons hyperbenthos-zooplanctonique, HZ ; espèces ayant un régime alimentaire qui peut changer d'hyperbenthos zooplanctonique à hyperbenthos ; HZ-HP ou du microbenthos à HP, Bmi-HP ; omnivores, Ov.

Considérant les biomasses, les détritivores dominent l'assemblage suivis des planctivores, des omnivores et les benthivores. Ceux-ci sont de loin suivis par les hyperbenthos-zooplanctoniques, les omnivores et les prédateurs supérieurs (HP). Les autres groupes combinés faisant moins de 1% de la biomasse totale (**Figure 38**).

3.3. Variabilité spatio-temporelle des descripteurs et des indices de diversité

Sur l'ensemble des 240 coups de senne réalisés entre Octobre 2015 et Septembre 2016, la richesse spécifique présente une valeur nulle, comme minimale enregistrée en Juillet au niveau de la station S12, et un maximum de 14 espèces enregistrée en Octobre au niveau de la station S4 qui est la plus proche de la passe. La richesse spécifique moyenne sur l'ensemble des relevés est de l'ordre de $5,35 \pm 2,51$. Quant à l'abondance, elle fluctue entre une capture nulle, au mois de Juillet à la station 12, et 16570 individus / UEP à la station S17 en mois de Septembre, avec une valeur moyenne de $255,15 \pm 1103,23$ individus/UEP (moyenne $\pm$ SD). Pondéralement, les valeurs minimales (capture nulle, S12) et maximales (101,57 Kg, S17) sont observées respectivement en Juillet et Septembre.

L'indice de diversité de Shannon – Wiener varie entre un minimum de 0 bits (plusieurs stations et différentes saisons) et un maximum de 2,9 bits (Septembre, S14) avec une valeur moyenne de $1,25 \pm 0,65$. Tandis que l'indice de régularité J' de Pielou présente un maximum de 1 au niveau de la station S12 (Avril) et un minimum de 0,004 au niveau de la station S17 (Septembre), avec une valeur moyenne de $0,56 \pm 0,24$.

En moyenne, la richesse spécifique, l'abondance et l'indice de Shannon ont montré une tendance temporelle assez similaire et bien marquée, avec les valeurs moyennes les plus faibles enregistrées au cours des mois d'Hiver (Décembre, Janvier et Février). En accord avec ce constat, le test de Kruskal-Wallis pour la richesse spécifique et l'indice de Shannon et d'ANOVA pour l'abondance, indiquent une différence significative ($p < 0,01$) entre les saisons. Les résultats du test post-hoc confirment une démarcation de l'Hiver par la plus faible moyenne et suggère aussi que le nombre d'espèces et l'abondance sont assez homogènes entre les autres saisons (**Figure 39**).

En revanche, aucune tendance temporelle claire n'a été détectée pour la biomasse et l'indice d'équitabilité de Pielou (Test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). Toutefois, les valeurs moyennes les plus élevées ont été enregistrées au Printemps pour les deux descripteurs, tandis que les faibles moyennes ont été observées toujours au Printemps pour la biomasse et en été pour l'indice d'équitabilité (**Figure 39**).

L'examen de la variabilité spatiale fait apparaître une hétérogénéité significative pour tous les descripteurs et les indices de diversité. En effet, l'ANOVA confirme la différence significative de la richesse spécifique en fonction des stations ($P < 0,05$). De la même façon, le test alternatif de Kruskal-Wallis confirme la différence significative des autres descripteurs en fonction des stations. Généralement, les valeurs moyennes maximales ont été enregistrées dans les stations périphériques de faible profondeur, tandis que les valeurs les plus faibles ont été enregistrées dans les stations centrales (**Figure 39**).

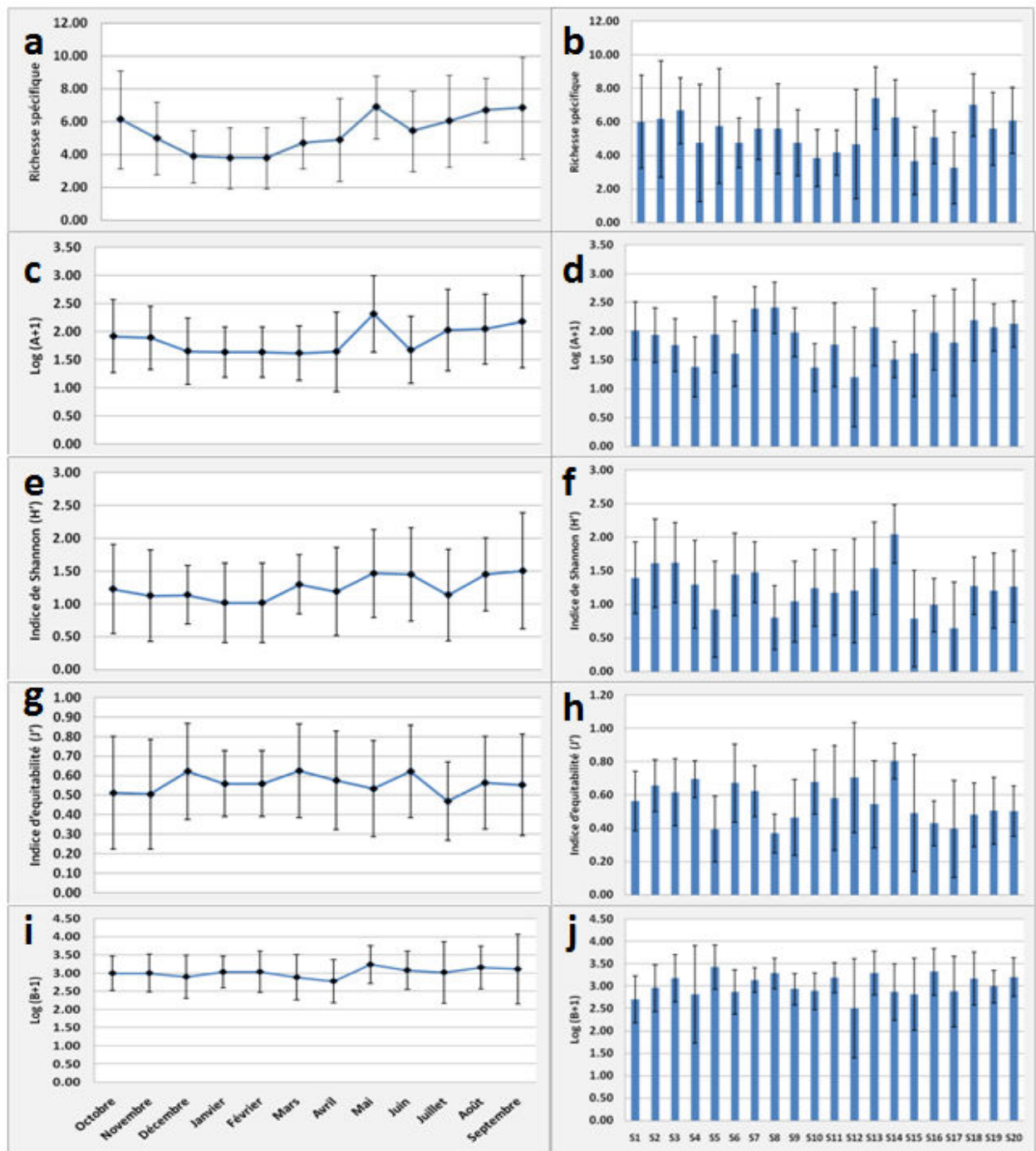


Figure 39 : Variabilité temporelle (a, richesse spécifique ; c, abondance ; e, indice de Shannon ; g, indice d'équitabilité ; i, biomasse) et spatiale (b, richesse spécifique ; d, abondance ; f, indice de Shannon ; h, indice d'équitabilité ; j, biomasse) des descripteurs et des indices de diversité de la faune ichthyique de la lagune de Marchica entre octobre 2015 et septembre 2016.

3.4. Organisation temporelle des assemblages ichthyiques.

Les analyses multi-variables, appliquées sur la matrice des abondances mensuelles, font ressortir une structure temporelle au sein des communautés ichthyiques de la lagune. L'analyse

de proximité (MDS ; **Figure 40a**) et l'analyse hiérarchique ascendante (**Figure 40b**), réalisées sur une matrice de similarité de Bray-Curtis, organisent les relevés en deux 2 groupements bien distincts entre une période froide (Décembre, Janvier, Février et Mars) et une saison chaude (les autres mois). Les différences entre ces deux groupes sont confirmées par le test graphique SIMPROF et le test ANOSIM ($R_{\text{global}} = 0,84$, $P < 0,05$).

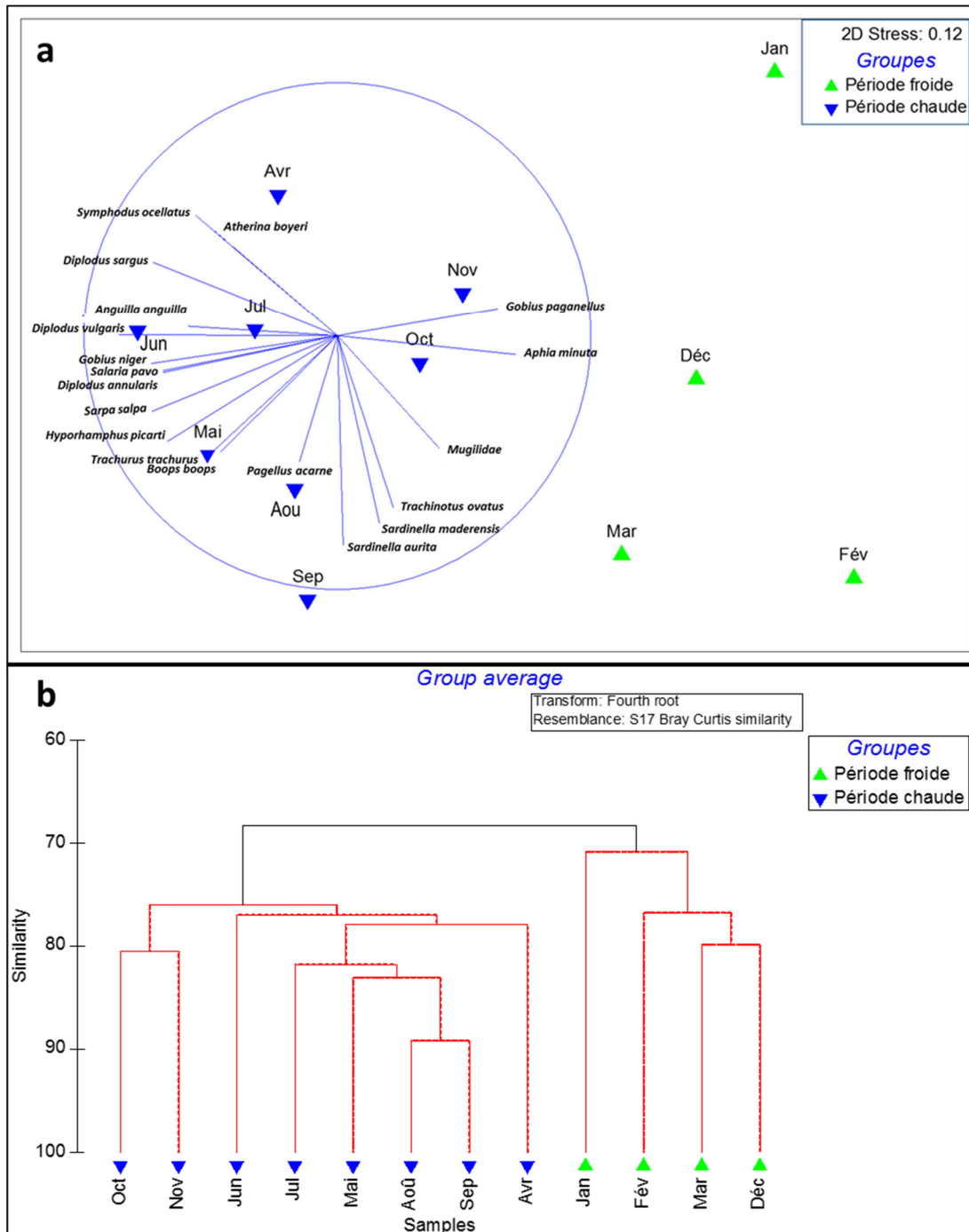


Figure 40 : Analyse d'ordination (nMDS) (a) et de classification (b) effectuées sur la base d'une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis.

Les espèces responsables de la discrimination entre les groupes sont identifiées à l'aide des résultats de l'analyse SIMPER. Les taxons qui contribuent majoritairement (>50%) à la dissimilarité dans les deux groupes sont par ordre d'importance : *Diplodus annularis*, *Aphia minuta*, *Atherina boyeri*, *Trachinotus ovatus*, *Sardinella maderensis*, *Boops boops*, *Gobius niger*, et *Diplodus vulgaris* (Tableau 12).

Tableau 12 : Contributions en pourcentage des espèces à la similarité/ dissimilarité moyenne des groupes, identifiées avec l'analyse SIMPER.

	Période chaude	Période froide	Chaude-Froide
	Similarité moyenne [%]		Dissimilarité moyenne [%]
	74,26	78,16	31,79
	Contributions en pourcentage		
<i>Gobius niger</i>	18,34	17,19	5
<i>Aphia minuta</i>			8,4
<i>Mugilidae</i>	14,68	8,77	
<i>Symphodus cinereus</i>	12,58	10,21	
<i>Atherina boyeri</i>	11,12	12,67	7,45
<i>Trachinotus ovatus</i>	5,76		5,21
<i>Diplodus vulgaris</i>	5,09	7,29	4,96
<i>Mullus barbatus</i>	4,87	3,88	3,97
<i>Symphodus ocellatus</i>	4,79	4,65	
<i>Gobius paganellus</i>	4,5		4,3
<i>Salaria pavo</i>	4,3	5,17	
<i>Sardinella maderensis</i>	3,58		5,13
<i>Sardinella aurita</i>			4,46
<i>Trachurus trachurus</i>	2,12	4,56	3,34
<i>Diplodus annularis</i>		5,17	9,71
<i>Anguilla anguilla</i>		3,41	4,13
<i>Boops boops</i>		3,12	5,01
<i>Diplodus sargus</i>		2,94	4,49
<i>Sarpa salpa</i>			3,8
<i>Pagellus acarne</i>			3,58
<i>Hyporhamphus picarti</i>		2,85	4,95
<i>Sphyræna sphyraena</i>			3,34
Total Cumulé (%)	91,73	91,88	91,23

3.5. Influence des paramètres environnementaux

La confrontation des abondances mensuelles et des variables environnementales, à travers la routine RELATE, fait ressortir une relation très significative entre les deux matrices ($Rho = 0,37$, $p < 0,05$). En considérant chaque variable séparément par l'analyse 'Distance based linear modelling', seule la température et la salinité ont eu un effet significatif ($p < 0,01$), et expliquent chacune environ 30% des variations temporelles des assemblages ichthyiques dans la lagune de Marchica (**Tableau 13**).

Tableau 13 : Significativité de la relation entre les facteurs abiotiques et les abondances mensuelles.
Avec % : contribution relative de chaque variable environnementale aux variations de la structure temporelle et P : probabilité associée.

Variable	SS (trace)	Pseudo-F	P	%
Temperature	1313,9	4,4843	0,001*	0,3096
Salinité	1258,9	4,2176	0,001*	0,29664
Conductivité	650,6	1,8107	0,083	0,15331
pH	458,35	1,2108	0,288	0,10801
Matière En Suspension	660,7	1,844	0,096	0,15569

En combinant toutes les variables, la température et la MES constituent les meilleurs modèles (c'est-à-dire les modèles avec la plus faible valeur d'AIC) expliquant 41,8 % des variations de la structure temporelles observées. Les deux premiers axes de l'analyse dbRDA capturent la totalité de la variabilité dans ce modèle ajusté et près de 41% de la variabilité temporelle des assemblages de poissons (**figure 41**).

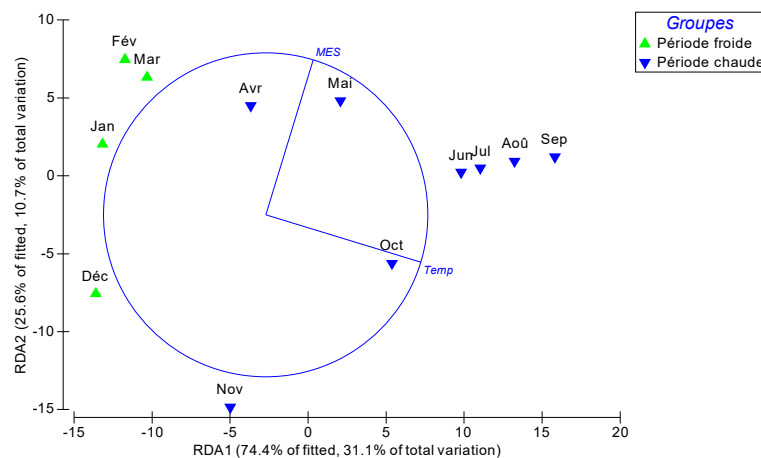


Figure 41 : Structure temporelle des assemblages de poissons après ordination dbRDA en fonction des paramètres sélectionnés.

La température de l'eau de surface est fortement corrélée au premier axe de l'analyse dbRDA ($r = 0,99$) capturant environ de 75% du modèle ; ce qui permet de différencier entre deux périodes distinctes (froide et chaude) ayant une consistance élevée avec la structure temporelle des assemblages ichthyque révélée par les MDS et la classification hiérarchique (**figure 41**). Quant à la teneur en matière en suspension (MES), elle présente elle-même une corrélation forte avec le deuxième axe ($r=0,9$) définissant un gradient croissant de la MES au fil du temps : d'Octobre 2015 à Septembre 2016.

Les résultats de l'analyse de corrélation de Spearman (**Tableau 14**), exécutée sur la matrice espèces/variables environnementales sélectionnées, a montré que l'abondance de *Gobius paganellus*, *Sardinella maderensis* et *Sphyraena sphyraena* est corrélée négativement à la fois à la température et à la MES alors que celle de *Pagellus acarne*, les muges et *Aphia minuta* est négativement corrélée à la température et positivement à la MES.

Tableau 14 : Coefficients de corrélation (Spearman) des variables sélectionnées (Temperature et MES) avec les espèces retenues dans l'analyse. (*): Corrélation significative.

	Temp	MES		Temp	MES
<i>Hyporhamphus picarti</i>	0,86*	0,85*	<i>Anguilla anguilla</i>	0,41	0,27
<i>Sarpa salpa</i>	0,71*	0,77*	<i>Atherina boyeri</i>	0,24	0,35
<i>Sparus aurataaur</i>	0,31	0,66*	<i>Boops boops</i>	0,78*	0,35
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,60*	0,55*	<i>Pagellus acarne</i>	0,11	0,45
<i>Salaria pavo</i>	0,68*	0,46	<i>Mugilidae</i>	-0,25	0,16
<i>Symphodus ocellatus</i>	0,19	0,23	<i>Aphia minuta</i>	-0,63*	-0,04
<i>Diplodus sargus</i>	0,54	0,60*	<i>Sardinella maderensis</i>	-0,01	0,01
<i>Trachinotus ovatus</i>	0,04	0,33	<i>Sphyraena sphyraena</i>	-0,31	-0,32
<i>Gobius niger</i>	0,77*	0,45	<i>Symphodus cinereus</i>	0,51	0,26
<i>Diplodus annularis</i>	0,91*	0,39	<i>Mullus barbatus</i>	0,30	0,02
<i>Trachurus trachurus</i>	0,31	0,18	<i>Gobius paganellus</i>	-0,39	-0,72*

Le rouget de vase *Mullus barbatus* et le crénilabre cendré *Symphodus cinereus* sont positivement corrélés à la temperature et negativement à la MES. Quant aux autres espèces, elles montrent une affinité positive pour les deux paramètres (**Tableau 14**).

4. DISCUSSION

Le suivi d'un cycle annuel de la diversité spécifique et de la structure des peuplements ichtyologiques de la lagune de Marchica a permis d'inventorier 65 espèces appartenant à 23 familles. Celle des Sparidés est la plus diversifiée de ce peuplement. Dans le contexte local, le nombre d'espèces est modérément comparable avec ceux d'Oden (1914) et d'Aloncle (1961) qui ont recensé 41 et 52 espèces respectivement. Cependant, la richesse spécifique de la présente étude est remarquablement supérieure à celles mentionnées par Cabo (1953) (26 espèces), par Boucherea et al. (2000) (16 espèces) et récemment par Jaafour et al. (2015) (15 espèces). Ces différences de compositions spécifiques peuvent être expliquées par les dimensions spatiale et temporelle de ces études, le matériel et la méthodologie utilisés ainsi que les caractéristiques intrinsèques de la lagune à chaque période. En effet, les deux premiers inventaires concernent la totalité de la lagune, alors que le troisième se réfère aux débarquements provenant de la pêche commerciale et les deux derniers se limitent aux petits fonds de la lagune. Tous les inventaires historiques sont plus au moins ponctuels dans le temps.

Par rapport aux inventaires disponibles pour d'autres lagunes Nord africaines, la lagune de Marchica se caractérise par une diversité ichtyque plus élevée que celle du lac Nord de Tunis (39 espèces ; Ben Maiz, 1997) et du mellah en Algérie (38 espèces ; Chaoui et al., 2006). Elle est aussi plus riche que celle de Bizerte (26 espèces ; Embarek et al., 2019), Ichkeul (24 espèces ; Chaouachi et Ben Hassine, 1998) en Tunisie, le lac de Manzala en Égypte (17 espèces ; Kraiem et al., 2009) et lagune d'Ain Ziana en Libye (14 espèces ; Jawad, 2001). La lagune de Marchica semble aussi être bien positionnée dans le contexte méditerranéen. Le nombre d'espèces répertoriés par Pérez-Ruzafa et al. (2011, 2007) dans 40 lagunes atlantico-méditerranéennes varie entre un minimum de 6 et un maximum de 48 avec une moyenne de 23,4 espèces. Ceci s'accorde partiellement avec la synthèse bibliographique de Kara et Quignard (2018) qui a placé la lagune de Marchica parmi les dix premières lagunes à l'échelle de la Méditerranée et la plus riche en Afrique du Nord.

Tel que mentionné dans la majorité des lagunes méditerranéennes, l'examen de la structure écologique des peuplements a montré une dominance numérique et pondérale des espèces marines. Cette dominante s'accorderait avec le rôle de la lagune en tant que nourricerie pour les marines migrantes (Franco et al., 2006, 2008b, 2012 ; Kara et Quignard, 2018). Quant à la structure trophique, elle est dominée qualitativement par les benthivores et quantitativement

par les planctivores et les détritivores, ce qui est en concordance avec les travaux de Rhomad et al. (2017) qui ont souligné le rôle majeur de détritivores dans le réseau trophique de la Lagune de Marchica, à l'instar des eaux de transition (Elliott et al., 2002, Franco et al., 2008).

L'analyse de l'évolution des effectifs, des biomasses et des indices de diversité sur un cycle annuel a mis en évidence des variations significatives de la variabilité des peuplements de poisson de la lagune de Marchica. En effet, la richesse spécifique, l'abondance et l'indice de Shannon ont montré une tendance temporelle assez similaire et bien marquée, avec les valeurs moyennes les plus faibles enregistrées au cours des mois d'Hiver (Décembre, Janvier et Février). En accord avec ce constat, l'analyse MDS, supporté par la classification hiérarchique, font ressortir une structure bien distincte entre la période froide et la période chaude. Cette organisation temporelle semble être associée au climat dominant dans la région qui est typiquement méditerranéen à caractère saisonnier avec deux saisons contrastées : une saison froide et humide et une saison chaude et sèche (Mahjoubi, 2001). Par son implication directe et/ou indirecte, l'influence du climat sur le fonctionnement écologique de l'écosystème lagunaire de la Marchica est déjà démontrée. En effet, selon une étude ayant porté sur le fonctionnement et l'évolution du complexe lagunaire de Nador (Chafik, 2007), le climat local, déterminé par le climat global, contrôle les apports sédimentaires, l'hydrologie côtière, la géomorphologie et les caractéristiques morpho-dynamiques du site. Ce sont des facteurs généralement définis comme structurant des peuplements ichtyques dans les lagunes méditerranéennes (Perez-Ruzafa et al., 2007).

Les résultats de l'analyse 'Distance based linear modelling (DistLM)' révèlent la température de l'eau et la matière en suspension comme étant des facteurs structurants de la communauté des poissons de la lagune de Marchica. Une concordance significative entre les peuplements et les variables environnementales a été identifiée et notamment associée au modèle cyclique des températures qui affecte de manière significative l'abondance des espèces. Cette situation est typique de nombreuses communautés de poissons dans les eaux marines peu profondes (Dulcic et al., 2005 ; Esposito et al., 2015), atteignant leurs valeurs maximales au cours du Printemps et de l'Été et les valeurs minimales en Hiver lorsque les poissons migrent vers le large en quête de meilleures conditions. Comparé à d'autres facteurs environnementaux, la température a été souvent citée comme variable abiotique qui structure le mieux les assemblages ichtyologiques (Lasiak, 1984 ; Ross et al., 1987 ; Nash, 1988 ; Santos et Nash, 1995 ; Dulčić et al., 2005). Elle agit sur la reproduction de nombreuses espèces (Davis et

Bromage 2002 ; Monteiro, 2005), la croissance somatique (McCormick et Molony, 1995), le métabolisme et notamment la survie des larves (Wilson et Meekan, 2001 ; Clarke et Fraser, 2004).

Même si l'influence de la matière en suspension n'est pas significative lorsqu'elle est traitée séparément, elle agit en interaction avec la température comme modèle qui explique le mieux la structure temporelle des assemblages ichtyques dans la lagune de Marchica. Dans ce sens Blaber et al. (1980) suggère une corrélation positive entre la densité des juvéniles et la turbidité dans les eaux de transition, ce qui est supposé aussi pour les larves dont le choix de nourricerie peut être motivé par ledit paramètre (Miller, 1988). En effet, la turbidité limiterait la prédation inter et intra-spécifique en réduisant la visibilité notamment dans les nourriceries (Blaber et Blaber, 1980 ; Marchand, 1993 ; Maes et al., 1998 ; Power et al., 2000) et par conséquent engendrerait un taux de survie élevé pour les larves et les juvéniles, qui ont une préférence nette pour les eaux turbides (North et Houde, 2003).

5. CONCLUSION

La présente étude a permis de mieux connaître la composition, la structure et la dynamique du peuplement ichtyologique de la lagune de Marchica. Les résultats, issus d'un suivi mensuel par pêche expérimentale réalisée entre Octobre 2015 et Septembre 2016, montrent que le peuplement ichtyque de la lagune est diversifié, riche en espèces, comparés aux résultats antérieurs dans la lagune de Marchica et aux données recueillies dans d'autres lagunes méditerranéennes.

Quantitativement, le peuplement ichtyque de la lagune se distingue par la dominance des petits pélagiques notamment la sardine et l'anchois. Néanmoins, les familles constituant la base du peuplement ichtyque des lagunes méditerranéennes à savoir les Gobiidés, les Mugilidés, les Sparidés, les Athérinidés et les Labridés sont aussi bien représentées. D'un point de vue fonctionnel, qualitativement comme quantitativement, le peuplement ichtyque de la lagune est dominée par les espèces marines migrantes ; ce qui pourrait être considéré comme un argument d'utilisation de la lagune comme nourricerie.

L'examen de la dynamique temporelle du peuplement ichtyque met en évidence une structure bien distincte entre une période froide et une période chaude. Cette organisation temporelle semble être pilotée par le climat dominant dans la région qu'est typiquement méditerranéen à

caractère saisonnier avec deux saisons contrastées : une saison froide et humide et une saison chaude et sèche. En effet, la température, en synergie avec la matière en suspension, semble être le paramètre environnemental le plus important influençant l'abondance des espèces de poissons. Cependant, le pourcentage de la variabilité expliqué par les paramètres étudiés (environ 40%), nous renvoie vers la nécessité d'incorporation d'autres variables d'ordre physiques, chimiques, biologiques voire même les pressions anthropiques pour mieux cerner la variabilité du peuplement ichthyique de la lagune.

Si ces résultats ont permis d'améliorer les connaissances sur la composante ichthyique de la lagune et la qualification de son rôle en tant que nourricerie, il reste néanmoins nécessaire d'examiner cette fonction écologique par une approche quantitative notamment celle proposée par Beck et al. (2001) afin de donner plus de crédibilité à l'importance de la conservation et de la gestion factuelle de cet écosystème remarquable.

CHAPITRE 5 : APPROCHE QUANTITATIVE DE LA FONCTION DE NOURRICERIE DE LA LAGUNE POUR LA FAUNE ICHTYQUE

1. INTRODUCTION

Les poissons benthodémersaux passent, au cours de leur cycle biologique complexe, par deux grandes phases itératives : une phase pélagique de quelques semaines à quelques mois, qui concerne les œufs et les larves et une phase de vie benthique relativement sédentaire pour les juvéniles et les adultes (Victor, 1991 ; Lecchini et Galzin, 2003). Le passage entre ces deux phases est conventionnellement reconnu par la colonisation et l'installation de ces espèces. En effet, une fois la métamorphose effectuée, les juvéniles de poissons s'établissent dans leur habitat benthique (Adams et al., 2004 ; Andrews et Anderson, 2004). Ces juvéniles vont passer leurs premières années de vie dans les zones dites nourriceries, dans lesquelles ils trouvent des conditions favorables à leur croissance et à leur survie pour ensuite rejoindre la population adulte une fois la maturité sexuelle est atteinte (Benaka, 1999). C'est ce que l'on appelle le recrutement (Shapiro, 1987) qui a des répercussions sur le maintien et le renouvellement des populations (Doherty et Williams, 1988 ; Doherty, 1991). Une majeure partie de la variabilité du recrutement est conditionnée par la survie et la croissance des recrues au cours des stades larvaires très aléatoires et pendant la phase juvénile vécue dans les aires qualifiées de nourriceries (Van der Veer, 1986 ; Beverton 1995). Une connaissance approfondie des processus se déroulant lors de cette période est primordiale pour mieux comprendre la dynamique de population d'une espèce (Levin, 1996). Par conséquent, l'identification de ces habitats clés (nourriceries et frayères) est devenue un objectif majeur dans la gestion des pêcheries (Rosenberg et al., 2000).

Plusieurs travaux sur la composante ichthyique des milieux estuariens et lagunaires de la Méditerranée soulignent que ces écosystèmes servent de nourriceries pour les juvéniles des poissons marins, lesquels font le plus souvent l'objet d'une exploitation halieutique (Elliott et Hemingway, 2002). Ces zones de transition sont fortement productives et riches du point de vue biologique (Day et al., 1989 ; Knoppers, 1994) et dans lesquelles les juvéniles se retrouvent en densités importantes (Pihl et al., 2002). Ils y trouvent, en effet, des conditions propices à leur survie et à leur croissance (Blabber et Blaber 1980) : une température élevée favorisant la croissance rapide, une protection contre les prédateurs et la disponibilité des ressources alimentaires (Haedrich, 1983 ; Boesch et Turner, 1984 ; Ruis et al., 1993 ; Elliott et Hemingway, 2002 ; Lobry et al., 2003 ; Meekan et al., 2003 ; Sheaves et al., 2015).

Les espèces de poissons qui utilisent les eaux de transition comme zones de nourriceries sont communément regroupées dans la guildes écologique des espèces marines migrantes (Franco

et al., 2008b). De nombreuses études sont disponibles sur ces aspects dans diverses régions du monde. A titre d'exemple, le Golfe de Lion (France) avec ses principales lagunes (Bages-Sigean, Mauguio, Salses-Leucate et Thau) a été désigné comme nourricerie pour plusieurs espèces de Pleuronectiformes (*Limanda limanda*, *Platichthys flesus* et *Solea solea* : Van der Veer et Bergman, 1987 ; Hostens, 2000 ; Power et al., 2000 ; Van der Veer et al., 2001 ; Gilliers et al., 2004) et de Perciformes (*Dicentrarchus labrax*, *Sparus aurata*) (Dufour et al., 2009 ; Mercier, 2010 ; Tournois, 2013). Cette dernière espèce a été qualifiée également comme dépendante, en termes de nourricerie, de la lagune de Venise en Italie (Franzoi et al., 2002 ; Provincia di Venezia, 2009). En se basant sur une approche multispecificque, la lagune Mar Menor (Espagne) sert aussi de nourricerie pour les Sparidés (*Sparus aurata*, *Diplodus sargus sargus*, *Diplodus puntazzo* et *Sarpa salpa*) et les Mugilidés (*Liza aurata* et *Liza ramada*) (Verdiell-Cubedo et al., 2007, 2013).

De nos jours, l'effort de recherche sur les aspects écologiques des lagunes méditerranéennes est concentré sur la rive nord (Quarra et al., 2018). Pour la rive sud, notamment les lagunes de l'Afrique du Nord, l'essentiel des études sur les peuplements ichtyologiques concerne la biodiversité, la pêche et l'aquaculture avec un intérêt limité pour les aspects écologiques. La lagune de Marchica, unique sur le littoral méditerranéen marocain, est un exemple, où la composante ichtyque présente un support pour l'économie locale à travers la pêche artisanale (Malouli et al., 2002). Cependant, elle n'a bénéficié d'aucun diagnostic pertinent de son rôle potentiel de nourricerie ichtyque.

La fonction de nourricerie ichtyque des écosystèmes côtiers est généralement liée aux grandes abondances de juvéniles de l'année ou de jeunes individus (Ross, 2003 ; Able et al., 2006 ; Cabral et al., 2007). Cette approche qualitative, conventionnellement acceptée, a été complétée par des approches quantitatives dont celle de Beck et al. (2001) est la plus reconnue. Ces derniers auteurs ont proposé une redéfinition de la fonction de nourricerie axée sur la validation de quatre critères nécessaires et suffisants à savoir : (1) une présence durable de fortes abondances de juvéniles, (2) une croissance différentielle favorisée par une alimentation qui privilégie les proies produites *in situ*, (3) une survie différentielle et (4) une connectivité avec les populations adultes.

Dans ces conditions, et au regard des conclusions évoquées précédemment, notamment celles relatives à la dominance qualitative de la famille des Sparidés, la réflexion s'est engagée à

établir un lien fonctionnel entre ladite famille et la lagune en tentant d'examiner les quatre critères indispensables à la qualification d'un site en tant que nourricerie.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Site d'étude

La lagune de Marchica (ou encore lagune de Nador) est l'unique lagune sur la façade méditerranéenne du Maroc. D'une superficie de 11.500 ha, elle représente le plus grand écosystème côtier marin semi-fermé du Maroc et la deuxième de la rive sud Méditerranéenne après la lagune d'El Bibane en Tunisie (230 Km²). Elle est située entre le Cap des Trois Fourches et le Cap de l'eau (méridiens 2°45'W-2°-55'W ; parallèle 35°10'N). Allongée parallèlement à la côte, cet écosystème est séparé de la mer par un cordon dunaire orienté NO-SE et occupant une bande côtière de 25 km de longueur et 0,3 à 1,5 km de largeur. La communication de la lagune avec la mer ouverte est assurée par une passe artificielle (300 m de largeur et 6 m de profondeur), appelée localement Boukana et fonctionnelle depuis 2011 (**Figure 42**).

La lagune de Marchica est parmi les zones les plus productives de la Méditerranée marocaine. Elle présente un intérêt particulier dans la région, aussi bien sur le plan écologique, que sur le plan économique et d'exploitation. La pêche artisanale est la principale activité socio-économique de la lagune de Marchica, avec environ 390 barques représentant 14% de la flotte artisanale de l'ensemble de la Méditerranée marocaine. Aussi, elle fournit des emplois directs à 1200 personnes, représentant environ 11% du total des emplois générés par la pêche artisanale en Méditerranée (Malouli, 1999 ; Najih et al, 2015).

2.2. Echantillonnage

Les données nécessaires à l'évaluation de la fonction de nourricerie ont été collectées lors d'un suivi mensuel par pêche expérimentale. Ce suivi, étalé sur une année, a été mené entre Octobre 2015 et Septembre 2016. L'échantillonnage s'est déroulé selon un réseau optimisé de 20 stations couvrant l'ensemble de la lagune. Parallèlement et pour des besoins de comparaisons, 4 stations localisées dans la zone marine adjacente et limitées par l'isobathe de 10 m ont été aussi suivies (**Figure 42**).

L'engin de pêche était une senne tournante coulissante (Longueur= 110 m ; Hauteur= 11 m ; Maillage= 6 mm), spécialement conçue pour l'étude des peuplements de poissons de la lagune de Marchica. La pêche a été réalisée en opérant à partir d'une barque artisanale (**Figure 15**).

Grace aux dimensions et aux caractéristiques techniques de l'engin, les juvéniles et les adultes d'espèces pélagiques et benthodémersales ont été capturés. Une pêche par senne correspondant à un effort de pêche de 800 m² a été réalisée à chaque station.

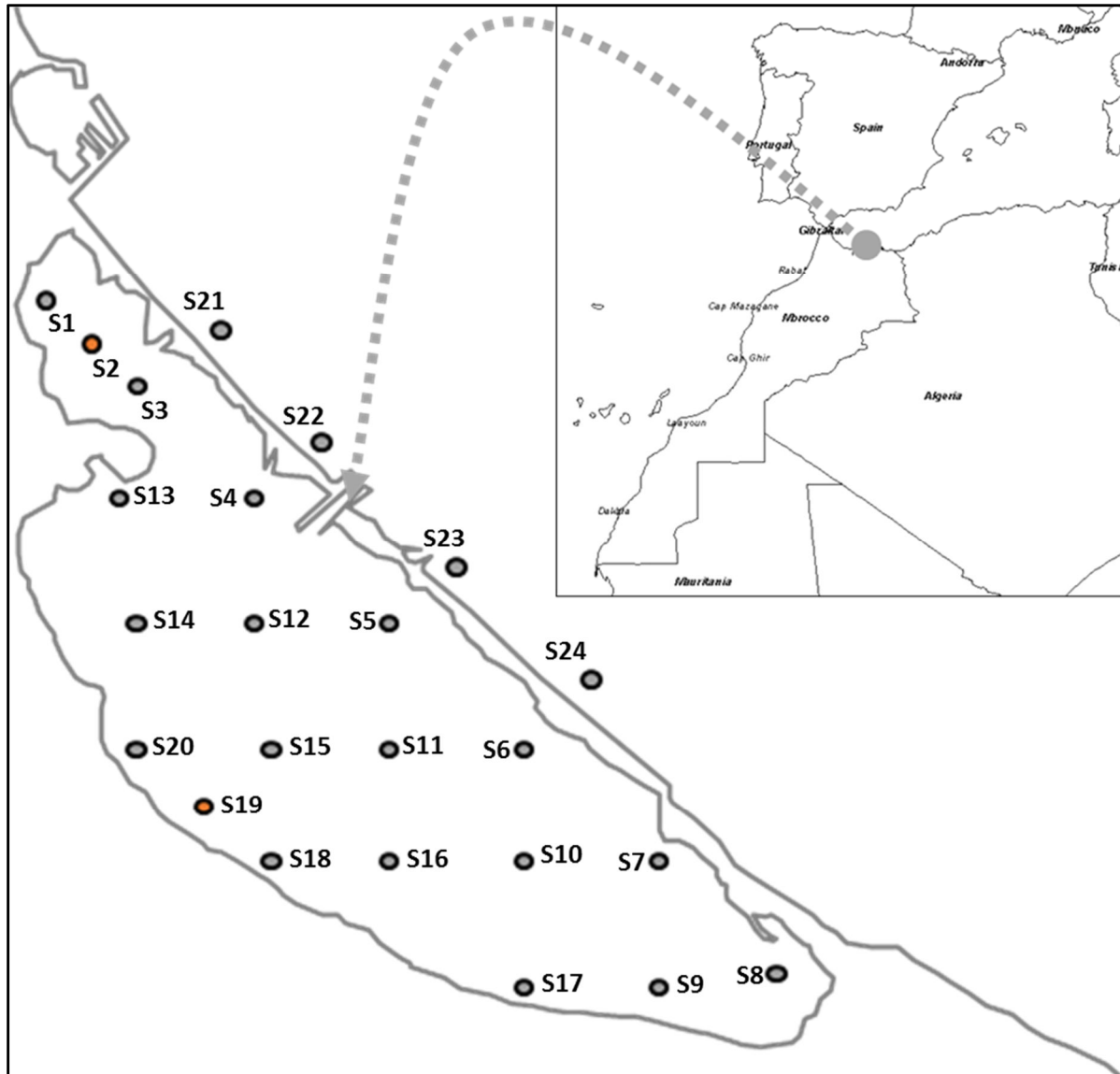


Figure 42: Localisation géographique de la lagune de Marchica et réseau de suivi par pêche scientifique de la faune ichthyique.

Au laboratoire, les poissons ont été identifiés pour la majorité des taxons jusqu'au rang de l'espèce. Ils sont ensuite comptés, pesés (poids humides en g) et mesurés au millimètre près

(longueur totale). En cas d'effectif supérieur à 30 individus par espèce dans un coup de senne, seul un sous-échantillon de 30 poissons pris au hasard, a été mesuré ; les individus surnuméraires étant uniquement comptés pour obtenir l'effectif global et déduire la biomasse totale.

2.3. Marquage de poissons

L'évaluation de la connectivité entre les poissons de la lagune et les populations marines respectives a été approchée par la technique capture-marquage-recapture. Pour cela, des individus ont été capturés par un engin local, la Pallanza. Les poissons sont stockés à bord du bateau dans une baille de 40 litres d'eau de mer. À quai, les poissons sont placés dans une bassine de 100 litres et anesthésiés à 0,2 ml de benzocaïne par litre d'eau de mer. Une fois le poisson endormi, il est mesuré au millimètre près (longueur totale), puis marqué au niveau de la nageoire dorsale à l'aide d'un pistolet. Afin de dissiper l'anesthésie, les poissons tagués sont transférés vers un bac de réveil. Après 15 min, le réveil est effectif et les poissons peuvent être relâchés (**Figure 43**).

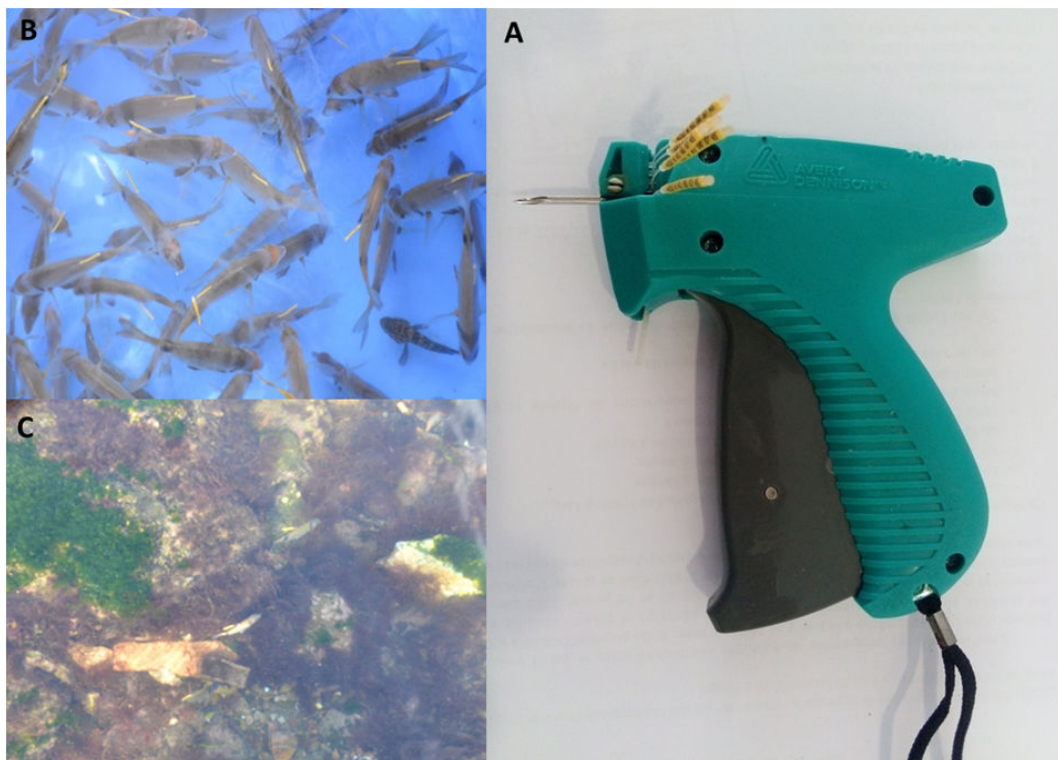


Figure 43: Illustration de la technique du marquage. A : pistolet marqueur. B : sars marqués. C : sars venant d'être relâchés.

Les marques utilisées sont de type spaghettis, achetées auprès de la société Floy Tag® (www.floytag.com). Etant donné le vaste intervalle de tailles de poissons qu'il était envisagé de marquer (10 à 40 cm), la plus petite marque spaghetti fabriquée (référence : FD-94 ANCHOR TAGS) a été choisie. Cette marque mesure à peu près 2,4 cm et permet de marquer des poissons de 15 cm minimum (données Floy Tag®) (**Figure 44A**).

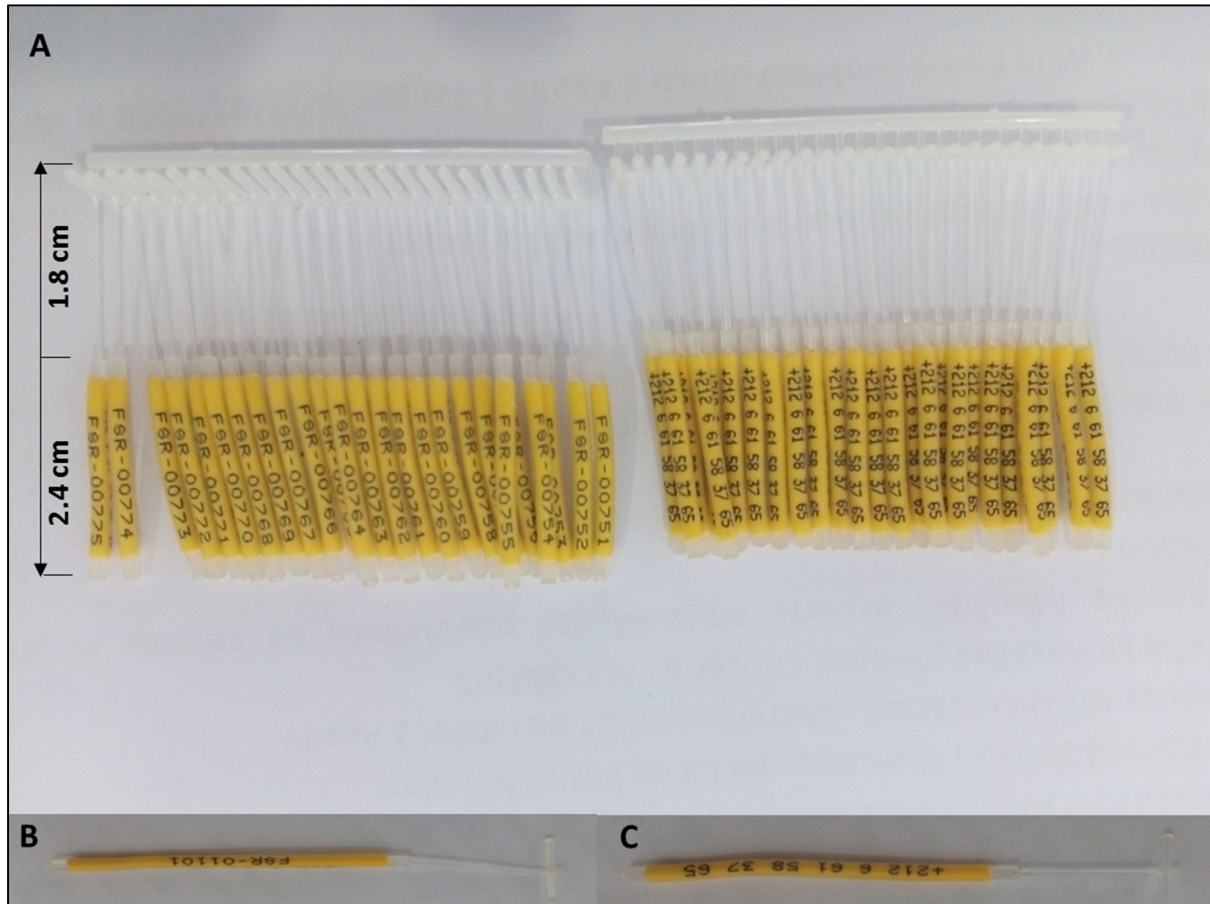


Figure 44 : Marque spaghetti de type T-bar anchor tag utilisée pour le marquage des poissons de la lagune de Marchica.

D'après Philippe Lenfant (*comm. pers.*), il est aussi possible de marquer des poissons de 10 cm à l'aide de cette marque. Pour des tailles inférieures, l'auteur a observé des gènes lors de la nage du poisson.

La marque est constituée d'une partie en nylon en forme de T qui est implantée dans le muscle du poisson sous la nageoire dorsale (entre le 4^{ème} et le 5^{ème} rayon) ; le but étant de bloquer le T de la marque entre les rayons de la base de la nageoire dorsale. La tige en nylon est surmontée d'un enrobage en silicone de couleur jaune. Cet enrobage est la partie visible de

la marque et par conséquent reste à l'extérieur de l'animal. Chaque marque porte un numéro d'identification (ex : « FSR 00001 : figure 44B ») qui lui est propre. Afin de maximiser les recaptures, le numéro de téléphone du laboratoire a été inscrit sur chaque marque (**figure 44C**).

2.4. Traitement des données

Les données sur les sparidés ont été extraites de la base de données globale, issue du suivi mensuel des peuplements ichthyiques de la lagune. La proportion de juvéniles assignée à chaque espèce a été calculée en se référant à la taille de la première maturité sexuelle mentionnée dans la bibliographie.

Quant à la fréquence d'occurrence temporelle, elle a été calculée selon la formule :

$$FO = Pa/P \times 100 \text{ (DAJOZ, 1985)}$$

où FO est la fréquence d'occurrence de l'espèce, Pa est le nombre total de mois contenant l'espèce prise en considération et P est le nombre total de mois de suivis. La présence d'un taxon est considérée comme fréquente lorsque $FO \geq 75 \%$, commune lorsque $75 \% > FO \geq 50 \%$, occasionnelle lorsque $50 \% > FO \geq 25 \%$, rare lorsque $25 \% > FO \geq 10 \%$ et accidentelle lorsque $FO < 10 \%$ (e.g. Parlier, 2006 ; Taï et al., 2013).

L'indice de condition de Fulton (K) a été calculé selon la formule suivante : $K = 100 W / LT^3$ (W = masse fraîche en g, LT = longueur totale en cm, avec K en $g.cm^{-3}$). K est un indice morphométrique qui est choisi pour sa simplicité. Il est à la fois un bon indicateur de l'état de santé des poissons et un intégrateur des conditions environnementales (Bromley, 1971 ; Lambert et Dutil, 1997). Il est basé sur l'hypothèse que pour une taille donnée, une masse plus importante des poissons témoigne d'un meilleur statut énergétique.

En fonction de la taille de l'échantillon et de la distribution des données, des analyses de variance paramétrique (ANOVA, suivi du test post-hoc de Tukey) ou non-paramétriques (Kruskal-Wallis, suivi des comparaisons deux à deux avec des tests de Wilcoxon), ont été choisies. L'ensemble de ces tests a été implémenté sous le logiciel R avec un niveau de significativité fixé à 0,05.

3. RESULTATS

3.1. Composition générale du peuplement

Au total, ce sont 2100 individus répartis sur 14 espèces de Sparidés qui ont été capturés entre Octobre 2015 et Septembre 2016. Ladite famille était mieux représentée dans la lagune (14 espèces) que dans la zone marine adjacente (sept espèces). Les espèces exclusivement lagunaires sont *Sarpa salpa*, *Sparus aurata*, *Diplodus sargus*, *Oblada melanura*, *Diplodus puntazzo*, *Spondyliosoma cantharus* et *Pagrus auriga*. Par conséquent, 71% des effectifs ont été recensés dans la lagune contre seulement 29 % dans la zone marine adjacente (Figure 45).

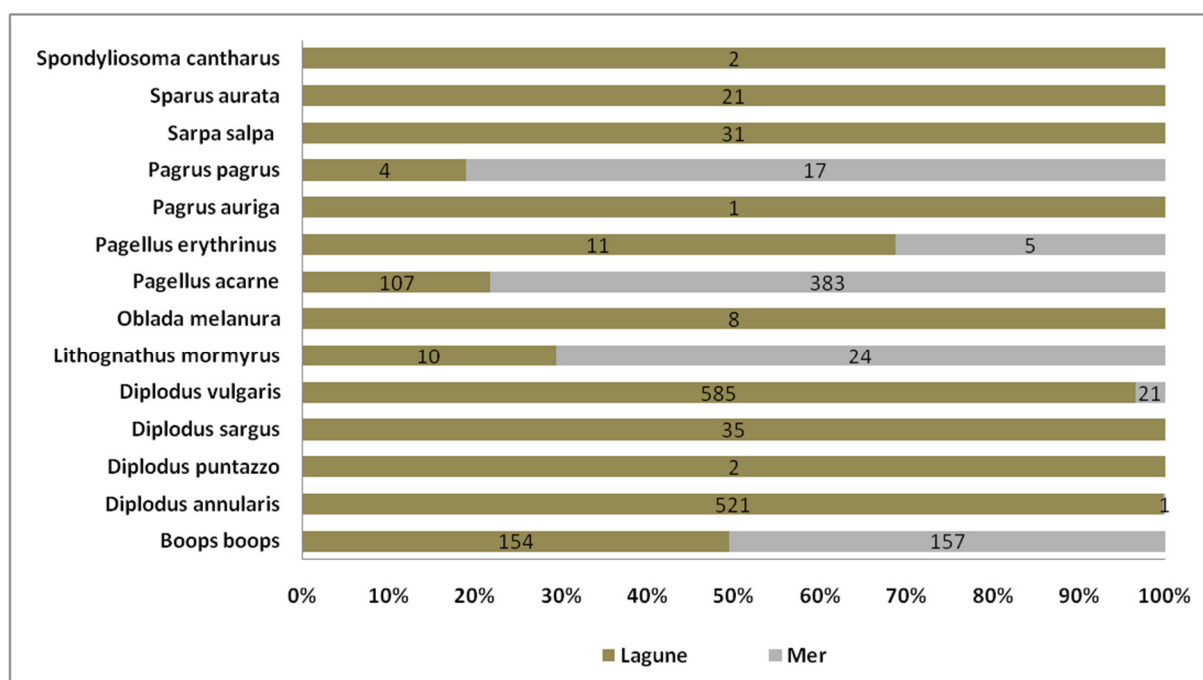


Figure 45 : Répartition des effectifs par espèces de sparidés dans la lagune de Marchica et dans la zone marine adjacente entre octobre 2015 et septembre 2016.

Les captures ont été très largement dominées par un nombre réduit d'espèces. Numériquement, deux espèces (*Diplodus vulgaris* : 39,21% ; *Diplodus annularis* : 34,92%) sont dominantes dans la lagune et représentent à elles seules environ 75 % de l'effectif total, suivies de loin par *Boops boops* (10,32%) et *Pagellus acarne* (7,17%). Les autres espèces réunies totalisent moins de 10 %. Dans la zone marine adjacente, les captures réalisées y ont été largement dominées par deux espèces : le pageot acarne et la bogue, faisant respectivement 63% et 25,8% de la capture totale. Elles sont de loin suivies par le marbré

(*Lithognathus mormyrus* : 3,9%), le sar à tête noire (*Diplodus vulgaris* : 3,5%) et le pagre commun (*Pagrus pagrus* : 2,8%) ; les autres espèces font moins de 1% chacune.

Pour les deux sites, les captures ont été généralement représentées par des juvéniles. En effet, les quatre espèces caractéristiques de la lagune, à savoir le sar à tête noire, le sparailon (*Diplodus annularis*), la bogue et le pageot acarne, ont été quasi-exclusivement des juvéniles de l'année. C'était le cas aussi pour la zone adjacente où toutes les espèces sont exclusivement juvéniles, à l'exception du pageot commun qui est davantage représenté en forme adulte (**Tableau 15**).

Tableau 15 : Comparaison spécifique des abondances moyennes et des pourcentages des juvéniles (% Juv) entre la lagune de Marchica et la zone marine adjacente. * : différence significative ($P < 0,05$) pour le test de Kruskal-Wallis.

	Lagune		Mer	
	%Juv	Abondance	Abondance	%Juv
		Moyenne $\pm$ SD	Moyenne $\pm$ SD	
<i>Diplodus puntazzo</i>	100%	0.01 $\pm$ 0.13	--	--
<i>Pagrus pagrus</i>	100%	0.02 $\pm$ 0.26	0.35 $\pm$ 1.74*	100%
<i>Oblada melanura</i>	100%	0.03 $\pm$ 0.46	--	--
<i>Lithognathus mormyrus</i>	87.50%	0.04 $\pm$ 0.30	0.50 $\pm$ 1.22*	100%
<i>Sparus aurata</i>	100%	0.09 $\pm$ 0.36	--	--
<i>Sarpa salpa</i>	43.33%	0.13 $\pm$ 1.19	--	--
<i>Diplodus sargus</i>	100%	0.15 $\pm$ 0.95	--	--
<i>Pagellus acarne</i>	100%	0.45 $\pm$ 3.59	7.98 $\pm$ 33.89*	100%
<i>Boops boops</i>	100%	0.64 $\pm$ 3.53	3.27 $\pm$ 15.74	100%
<i>Diplodus annularis</i>	98.93%	2.17 $\pm$ 11.68*	0.02 $\pm$ 0.14	100%
<i>Diplodus vulgaris</i>	99.99%	2.44 $\pm$ 9.40*	0.44 $\pm$ 2.89	100%
<i>Pagrus auriga</i>	100%	<0.01	--	--
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	100%	0.01 $\pm$ 0.09	--	--
<i>Pagellus erythrinus</i>	42.86%	0.05 $\pm$ 0.23	0.10 $\pm$ 0.31	33.33%

D'un point de vue numérique, la comparaison des C.P.U.E moyennes de chacune des deux sites révèle que les abondances numériques ne sont pas significativement différentes (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) avec des moyennes de 6,2 ($\pm$ 17,3) pour la lagune et de 12,7 ($\pm$ 31,2) pour la zone marine adjacente.

L'analyse de la variance, entre lagune et mer adjacente, des abondances des quatre espèces typifiantes de la lagune, révèle des différences significatives pour le sar à tête noire (*Diplodus vulgaris*), le sparailon (*Diplodus annularis*) et le pageot acarne (*Pagellus acarne*). Les deux

premières espèces sont plus abondantes dans la lagune, alors que le pageot acarne l'est plus en zone marine adjacente (**Tableau 15**).

3.2. Recrutement et structures en taille des espèces typifiantes

Parmi les 14 sparidés capturés dans la lagune, deux espèces *Diplodus vulgaris* et *Boops boops* sont considérées fréquentes, six espèces sont communes, une espèce est occasionnelle, deux espèces rares et trois espèces accidentelles. (**Tableau 16**). Globalement, l'abondance moyenne de recrutement est plus faible durant les mois d'Hiver et plus au moins comparable pour les autres saisons. En effet, le test non-paramétrique de Kruskal-Wallis, suivi par des comparaisons appariées, indique une démarcation significative ($p < 0,05$) de l'Hiver par le plus faible taux de recrutement (**Figure 46b**).

Tableau 16 : Chronogramme de recrutement des sparidés dans la lagune de Marchica entre octobre 2015 et septembre 2016. FO : Fréquence d'occurrence (F : fréquent ; C : commun ; O : occasionnel ; R : rare ; A : accidentel). Les cases gris foncé indiquent les mois les plus favorables (densités supérieures à la moyenne)

	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jun	Jut	Août	Sep	FO
<i>Diplodus vulgaris</i>													F
<i>Diplodus annularis</i>													C
<i>Boops boops</i>													F
<i>Pagellus acarne</i>													C
<i>Diplodus sargus</i>													C
<i>Sarpa salpa</i>													O
<i>Sparus aurata</i>													C
<i>Pagellus erythrinus</i>													C
<i>Lithognathus mormyrus</i>													C
<i>Oblada melanura</i>													R
<i>Pagrus pagrus</i>													A
<i>Diplodus puntazzo</i>													A
<i>Spondyliosoma cantharus</i>													R
<i>Pagrus auriga</i>													A

Les mêmes procédures statistiques révèlent une situation similaire pour les quatre espèces typifiantes. Par ailleurs, deux pics de recrutement ont été observés, il s'agit d'un pic en fin Printemps (Mai) pour le sar à tête noire et un deuxième pic pour *Diplodus annularis* en plein été (Juillet) (**Figure 46a**).

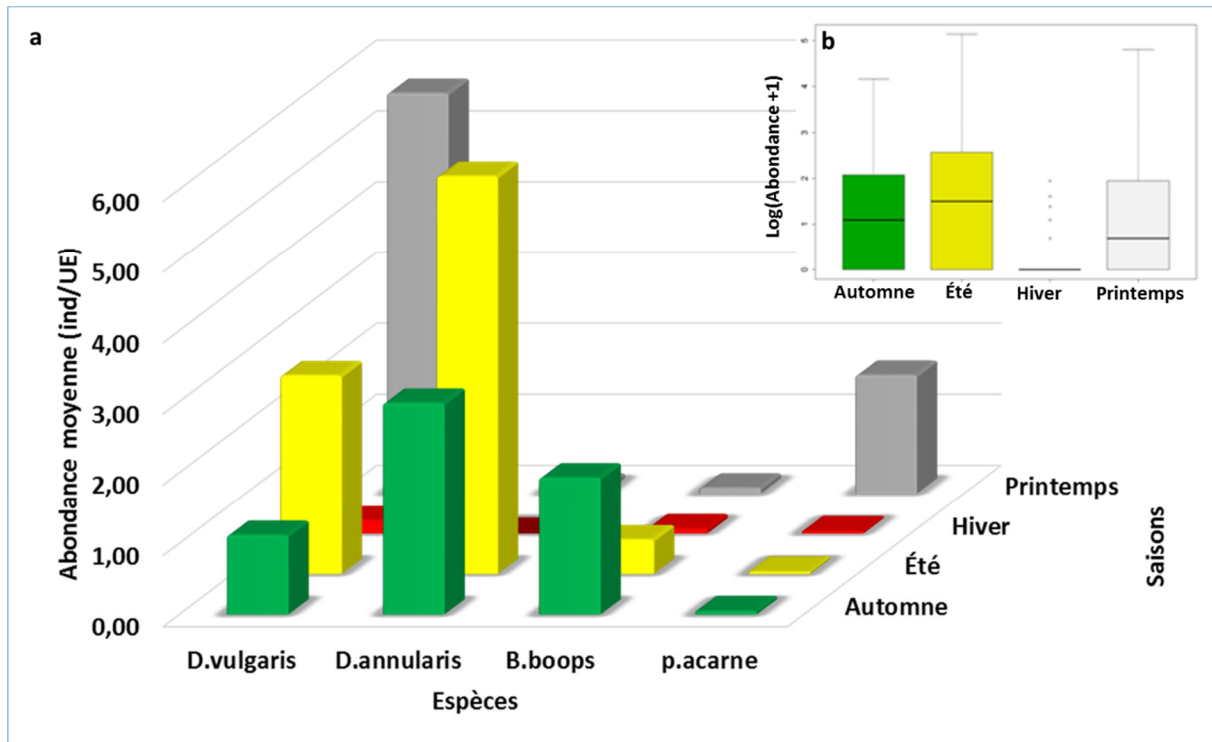


Figure 46 : Variabilité temporelle des Sparidés typifiant de la lagune de Marchica. (a) : abondance moyenne saisonnière par espèce ; (b) : abondance moyenne saisonnière des espèces de Sparidés regroupées.

Cependant, le sar à tête noire (*Diplodus vulgaris*) est l'unique espèce qui est durablement présente dans la lagune. Il a été régulièrement collecté au cours du cycle annuel à des tailles comprises entre 2 cm et 25,5 cm (LT). La distribution des fréquences de taille a révélé la présence de trois modes successifs : un premier pour la classe de 4 cm, un second en 7 cm et un dernier en 10 cm (**Figure 47a**). Malgré la présence de trois modes, les fréquences de taille mensuelles ont montré la progression d'une seule cohorte abondante clairement prononcée à compter du Février 2016 (**Figure 47c**). Ce constat s'accorde avec l'allure de l'évolution de la taille moyenne au fil du temps (**Figure 47b**), marquée par une cascade en fin d'Hiver et indiquant à la fois une émigration hivernale des recrues de N^{-1} (année précédente) et un recrutement en juvéniles de l'année en fin Hiver- début Printemps, suivi d'un grossissement *in situ*.

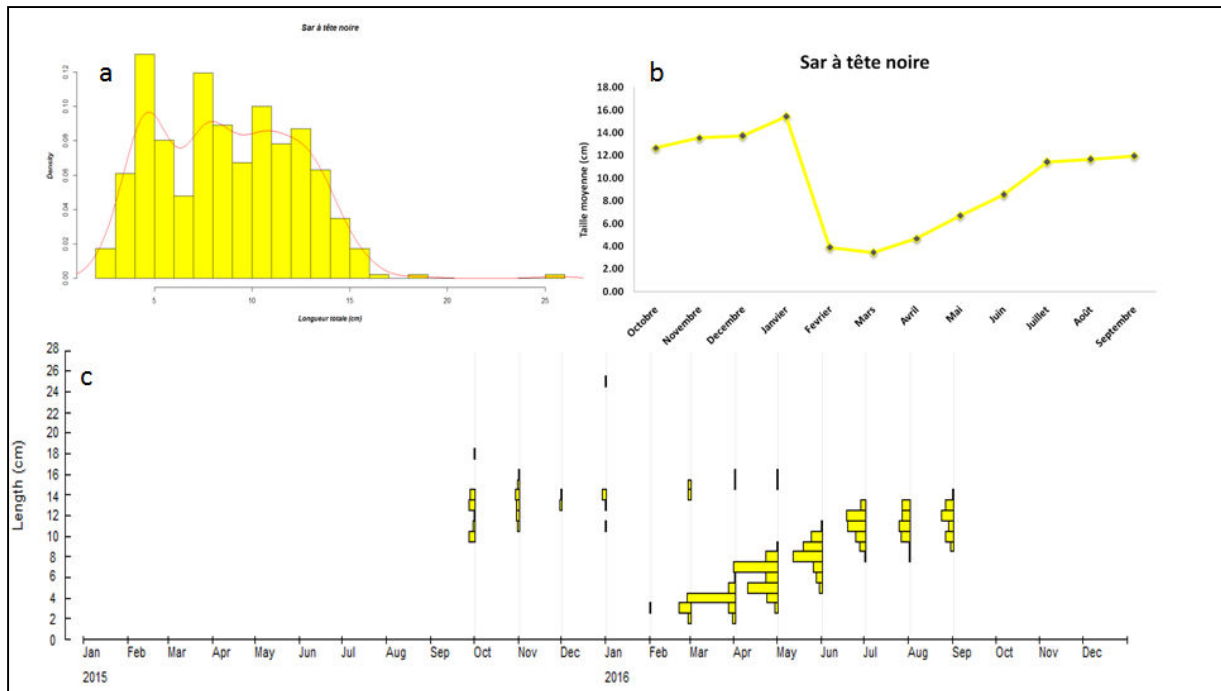


Figure 47 : Caractéristiques démographiques du sar à tête noire dans la lagune de Marchica. **(a)** : structure en taille ; **(b)** : évolution mensuelle de la taille moyenne ; **(c)** : fréquences de taille mensuelles.

3.3. Condition dans la lagune versus condition dans la mer adjacente

Le sar à tête noire en tant que modèle biologique, durablement présent dans la lagune, présente un coefficient de condition (K) moyen de $1,62 \pm 0,21$. L'évolution mensuelle de K (**Figure 48**) se structure en deux lots bien marqués : le premier, compris entre Octobre et Janvier correspondant aux juvéniles de N⁻¹ (année précédente), marqué par une tendance décroissante, contrairement au deuxième lot de juvéniles de l'année. Ceux-ci montrent une allure croissante, en partant de la plus basse valeur moyenne (Mars : $1,38 \pm 0,21$) et qui augmente progressivement jusqu'à atteindre une valeur maximale en Septembre ($1,77 \pm 0,12$) (**Figure 48**).

Globalement, le coefficient de condition de Fulton (K) montre un cycle saisonnier où la condition est meilleure en été et en Automne et moins bonne en Hiver et au Printemps. L'analyse de la variance appliquée aux valeurs moyennes saisonnières de K met en évidence leur hétérogénéité (Kruskal-Wallis, $P < 0,01$). Les comparaisons par paire indiquent que les saisons d'Été, Automne et Hiver sont homogènes et significativement différents du Printemps. En effet, les juvéniles du sar à tête noire présentent des performances écologiques faibles

durant la première phase qui suit le recrutement, ce qui semble être confirmé par le coefficient de corrélation de Pearson ($r=0,45$, $p<0,01$) ; étant donnée une corrélation positivement significative entre la longueur totale et l'indice de condition K.

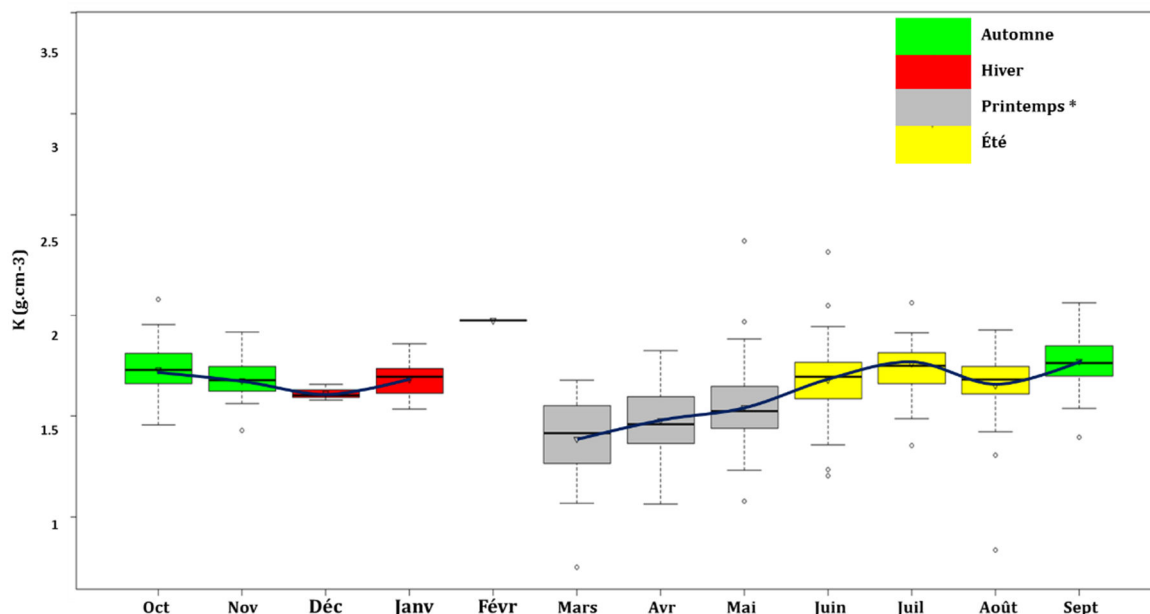


Figure 48 : Évolution temporelle du coefficient de condition du sar à tête noire au sein de la lagune de Marchica entre Octobre 2015 et Septembre 2016.

En mer, au contraire, le sar à tête noir semble être accidentellement présent. En effet, le long de la période de suivi, seuls 21 individus ont été collectés en mois de Mai. Ceux-ci ont été exclusivement des formes juvéniles (**Tableau 15**) avec une taille (moyenne $5,33 \pm 0,84$) oscillant entre 3,7 cm et 7 cm. L'indice de condition moyen pour la zone marine adjacente est de $1,4 \pm 0,15$, avec des valeurs extrêmes comprises entre 0,92 et 1,62 (**Tableau 17**).

Pour des fins de comparaison, et en vue de réduire les biais potentiels liés aux différences de taille dans l'utilisation du facteur de condition (K de Fulton), un sous-échantillonnage des individus capturés dans la lagune a été effectué en retenant les individus situés dans une gamme de taille comparable entre les deux sites, à raison d'un maximum de 7 cm de longueur totale.

En conséquence, sur un total de 134 individus de *Diplodus vulgaris*, capturés en mois de Mai, 81 individus ont été sélectionnés, soit 60 individus pour la lagune et 21 pour la mer adjacente.

Il résulte de la comparaison intersites, que pour une gamme de taille homogène, le poids et l'indice de condition dans la lagune sont significativement plus élevés que dans la zone marine adjacente (**Tableau 17**). En effet, pour une taille donnée, le poids des juvéniles dans la lagune de Marchica est significativement plus élevé que celui des juvéniles en mer adjacente.

Tableau 17 : Etat des indices de performances du sar à tête noire dans la lagune de Marchica et dans la zone marine adjacente.

<i>Diplodus vulgaris</i>	N	Taille (cm)	Poids(g)	K de Fulton (g/cm³)
Lagune	60	5,49±0,86	2,69±1,37	1,48 ± 0,12
		(3,7-7)	(0,64-6)	(1,07-1.74)
Zone marine adjacente	21	5,06±1,06	2,03±1,22	1.40±0.15
		(3,7-7)	(0,67-4,78)	(0,92-1,62)
Test de Kruskal Wallis		p-value = 0.074	p-value = 0,042*	p-value= 0,035*

3.4. Connectivité entre l'habitat nourricerie et l'habitat adulte

Pour tester le dernier critère proposé par Beck et al. (2000), à savoir une éventuelle connectivité entre la lagune et habitat adulte, les juvéniles de sar à tête noire ont été capturés, marqués et relâchés. La quasi-totalité des individus ont été pêchés par les professionnels à l'aide de la Pallanza, engin passif rencontré exclusivement au niveau de la lagune de Marchica, doté d'une cage appelée « chambre de capture » où les poissons sont attrapés vivants. Au total, ce sont 627 individus qui ont été tagué et relâché entre 17 Novembre et le 09 Décembre 2016.

Malgré une communication active auprès des pêcheurs, seulement sept *Diplodus vulgaris* tagués ont été recapturés, dont 5 à l'intérieur de la lagune et 2 à l'extérieur ; soit un taux de recapture de 1,12 %. Parmi les 7 individus recapturés, deux ont été retourné par les pêcheurs dont 1 en mauvais état. Deux techniques de pêche ont permis la recapture : il s'agit de la Pallanza en premier ordre et la pêche à la ligne.

Les recaptures sont intervenues principalement (5 poissons sur 7) durant la campagne du marquage à savoir entre Novembre et Décembre 2016 : trois individus ont été recapturés dans les trois premiers jours qui ont suivi leur marquage et deux après 12 et 15 jours à compter de

la date du marquage. Par contre, seules deux recaptures d'une durée supérieure à un mois ont été enregistrées (**Tableau 18**).

Les sept poissons recapturés, présentent une mobilité relativement faible. Le record revient à un individu retrouvé 10 km plus loin que le lieu où il avait été marqué deux jours auparavant. La plus faible mobilité correspond à un individu capturé à une distance de deux km de leur position de marquage, atteinte au bout du premier jour (**Tableau 18**).

Tableau 18 : données sur les sept sars recapturés sur la période d'étude. LT : longueur totale en millimètre.

Code	Capture		Recapture			Bilan		
	LT mm	Date et lieu	LT mm	Date et lieu	Technique	Temps Jours	Gain mm/j	Distance parcourue Km
FSR091	138	17.11.2016/11h00	142	02.12.2016/08h30	Palanza	14.89	0.26	6.88
		Parc ornithologique		Bouareg				
FSR094	142	17.11.2016/11h00	-	18.11.2016/08h30	Palanza	0.89	-	2
		Parc ornithologique		Ancienne passe				
FSR618	148	17.11.2016/11h00	-	20.11.2016/08H00	Palanza	2.87	-	8.33
		Parc ornithologique		Deriere la grande digue				
FSR462	150	27.11.2016/13h00	-	17.01.2017/13h00	Palangre	51	-	6.48
		Port de Sidi Ali		A l'interieure de la passe				
FSR201	134	24.11.2016/13h00	-	Fin Avril 2017	NA	Environ 5 mois	-	-
		Port de Sidi Ali		Bni Ansar				
FSR488	154	28.11.2016/13h00	-	30.11.2016/09H30	Palanza	1.85	-	9.72
		Port de Sidi Ali		Bouareg				
FSR535	129	09.12.2016/13h00		21.12.2016/09h00	Palanza	11.83	-	-
		Port de Sidi Ali		Marchica				

4. DISCUSION

A l'instar des lagunes méditerranéennes (Kara et al., 2018, Franco et al., 2008), la famille des Sparidés est historiquement la plus diversifiée dans la lagune de Marchica. Elle est représentée par au moins 17 espèces (Odèn, 1914 ; Aloncle, 1961 ; Cabo, 1953 ; Boucherea et al., 2000 ; Jaafour et al., 2015 ; Selfati et al., 2017,2018, 2019) dont 14 ont été capturés

récemment, et ce, en harmonie avec les débarquements commerciaux *in situ*. D'après Najih et al. (2015), ladite famille constitue le premier groupe pêché en abondance dans la lagune de Marchica, dont les plus représentatives sont les sars et la dorade. Cette famille est également mieux représentée dans les débarquements en Méditerranée qu'en Atlantique comme en témoignent les statistiques de production de la F.A.O. Leur présence dans la lagune sous formes quasi-exclusivement juvéniles laisse supposer un rôle potentiel de la lagune en tant que nourricerie ichthyque (Franco et al., 2006, 2008b, 2012). Ce constat, sur une base qualitative, consolidé par la pérennité de présence du sar à tête noire (*Diplodus vulgaris*), a orienté la réflexion vers l'approche qualitative proposée par Beck et al. (2001) en adoptant une analyse comparative entre la lagune et la zone marine adjacente.

En plus de leur présence durable, les densités de juvéniles de sar à tête noir dans la lagune sont significativement supérieures à celles observées en zone marine adjacente. Une variabilité temporelle du nombre de juvéniles dans la lagune a aussi été constatée. En effet, au regard de la taille moyenne, l'évolution mensuelle des effectifs confirme que l'installation s'est probablement déroulée en fin Hiver- début Printemps à une taille comprise entre 20 et 40 mm de longueur totale et que ces juvéniles ont commencé à quitter la lagune en automne-Hiver, lorsqu'ils atteignent une longueur totale comprise entre 12 et 16 cm. Ce résultat a été déjà trouvé dans la littérature scientifique. En effet, Garcia-Rubies et al. (1995) et Vigliola et al. (1998) ont montré que l'installation benthique de *D. vulgaris* se fait en deux pics : le premier début Novembre et le deuxième entre Janvier et Mars. Les données indiquent que l'installation du sar à tête noire concerne les gammes de tailles d'environ 30 mm. Après un séjour de quelques mois, les juvéniles de *D. vulgaris* sont susceptibles de quitter les zones de nurserie aux alentours de l'Automne à une longueur totale comprise entre 8 et 15 cm, pour ensuite rejoindre leurs congénères aux habitats adultes (Macpherson et al., 1997 ; Macpherson, 1998 ; Vigliola et al., 2000 ; Ribeiro et al., 2006).

Les résultats de l'analyse comparative à l'aide de l'indice de condition, considéré comme représentatif de l'état nutritionnel et de l'état des réserves énergétiques d'un individu (Lambert et Dutil, 1997 ; Sutton et al., 2000), ont mis en évidence une supériorité significative dans la lagune chez les juvéniles du sar à tête noire. Cette meilleure condition est déterminante pour le devenir des juvéniles, particulièrement pour résister aux conditions défavorables (faible température, carence d'alimentation et risque de prédation) de la première période Hivernale (Fullerton et al., 2000 ; Miranda et Hubbard, 1994). Dans ce sens,

plusieurs études ont souligné que les individus dotés d'une croissance rapide ou ayant une réserve énergétique plus importante sont moins vulnérables à la prédation lorsqu'ils quittent leur habitat juvénile. Ceci se traduit par des survies différentielles lors du premier Hiver et par une meilleure contribution au renouvellement des stocks d'adultes (Biro et al., 2004 ; D'Alessandro et al., 2013 ; Sogard, 1997 ; Smith et Shima, 2011). De cette façon, les individus en meilleure condition au cours de leurs premiers stades de vie, sont susceptibles d'avoir des tailles plus grandes et un taux de croissance plus rapide. Ceci est en accord avec l'hypothèse de « croissance-mortalité » : la probabilité qu'un individu survive est d'autant plus élevée que sa croissance est rapide par rapport à celle de ses congénères appartenant à la même cohorte (Macpherson et Raventos, 2005). La raison en est que les individus de taille élevée à un âge donné sont moins vulnérables aux prédateurs et s'alimentent plus facilement ; ce qui se traduit en général par une croissance différentielle et des stades larvaires et juvéniles plus courts (Cowan et al., 1997 ; Hawn et al., 2005).

Cependant, la croissance et la condition, et par conséquent la survie des individus sont conditionnées par la qualité de la nourricerie. Il a été reporté qu'elles peuvent être favorisées par l'abondance en nourriture (Verweij et al., 2006) et par la complexité de l'habitat (Forrester, 1990 ; Shima et Osenberg, 2003 ; Lecchini et al., 2007b). De même, les facteurs abiotiques tels que la température, la salinité et l'oxygène dissous sont susceptibles d'influencer la croissance et la condition des individus (Claireaux et Lagardère, 1999 ; Boeuf et Payan, 2001).

Globalement, la mise en relation de la dynamique spatio-temporelle des peuplements ichthyiques avec divers facteurs abiotiques et biotiques de la lagune de Marchica fait ressortir des liaisons hautement significatives. La profondeur, la couverture végétale, le pH, la température, l'oxygène dissous, la salinité et la matière en suspension se sont avérés jouer un rôle capital dans la structuration des assemblages (Selfati et al., 2019). Les affinités significatives les plus importantes pour le sar à tête noire ont été enregistrées pour la profondeur, la matière en suspension et la température de l'eau (**Tableau 19**). Ces variables, semblent fondamentales dans la qualification des lagunes en tant que nourriceries pour les juvéniles des poissons (Franco et al., 2006 ; Blaber et Blaber, 1980 ; Marchand, 1993 ; Costa et al., 1994).

En effet, les faibles profondeurs associées aux couvertures végétales engendreraient une vulnérabilité réduite des juvéniles au risque de prédation (Mariani, 2001 ; Crowder et Cooper,

1982 ; Orth et al., 1984 ; Heck et Orth, 1980 ; Kulczycki et al., 1981). La qualité de l'habitat en termes de refuge peut aussi être favorisée par la matière en suspension. Comme c'est le cas de la Marchica (corrélation significative entre la MES et les juvénile de sar à tête noire), Blaber et al. (1980) suggèrent une corrélation positive entre la densité des juvéniles et la turbidité dans les eaux de transition, ce qui est supposé aussi pour les larves dont le choix de nourricerie peut être motivé par ledit paramètre (Miller, 1988). La turbidité diminue la prédation inter et intra-spécifique en réduisant la visibilité notamment dans les nourriceries (Blaber et Blaber, 1980 ; Marchand, 1993 ; Maes et al., 1998 ; Power et al., 2000), et par conséquent engendre un taux de survie élevé pour les larves et les juvéniles, qui ont une préférence nette pour les eaux turbides (North et Houde, 2003).

Tableau 19 : Comparaison entre les conditions environnementales de la lagune de Marchica et de la mer adjacente et leurs corrélations avec l'abondance du sar à tête noire (*Diplodus vulgaris*).

	<i>Diplodus vulgaris</i>			
	Test de Spearman	Test de Kruskal - Wallis		
	rho	Lagune	Mer adjacente	p-value
Profondeur	-0,44*	5,19±1,80	4,88±1,21	0,20
Couverture végétale	0,22	La macroflore benthique couvre 64,3% de la superficie totale	Très rares et localisées	-
pH	0,36	8,22±0,11	8,32±0,05	0,15
Température	0,60*	21,45±4,5	20,24±3,66	0,04*
Oxygène dissous	-0,15	9,62±0,83	-	-
Salinité	0,17	36,75±0,30	36,65±0,05	0,23
Conductivité	-0,22	54,86±1,81	54,68±2,27	0,32
Matière en suspension	0,55*	36,56±20,48	33,83±17,82	0,30

Diverses études réalisées sur les nourriceries de poissons concluent également à l'influence positive de la température sur la croissance et la condition (Pallaoro et al., 2006 ; Altin et al., 2015 ; Loy et al., 2001 ; Lankford et al., 1994 ; Tandler et al., 1989 ; Amara et al., 2001). Son action résulte dans l'accélération de la digestion et du métabolisme, qui à leur tour augmentent la vitesse du processus anabolique, c'est à dire qu'elle induit une croissance rapide (Claireaux et Lagarde, 1999 ; McCue, 2006). Cela concerne plus particulièrement les juvéniles étant donné qu'une température plus élevée convient généralement à une croissance plus rapide (Fonds et al., 1992 ; Yamashita et al., 2001). Si on considère que la qualité de

l'habitat est une fonction positive de la croissance et/ou de la condition (Van der Veer et al., 2001 ; Amara, 2003), les performances de croissance du sar à tête noire (*Diplodus vulgaris*) enregistrées dans la lagune de Marchica et au regard des conditions thermiques, renforcent donc leur rôle en tant que nourricerie de ladite espèce. Ces performances écologiques des juvéniles, significativement plus élevées dans la lagune qu'en mer adjacente, pourraient contribuer à des survies différentielles lors de la première année et favoriser, par la suite, leurs recrutements aux stocks adultes (Sogard, 1997). À ce propos, des indications favorables sur la connectivité entre la lagune et leur mer adjacente ont été obtenues via la technique de capture marquage recapture, même si elle n'a pas permis de quantifier les échanges qui existent entre les deux écosystèmes. Toutefois, cette technique est soumise à la recapture des individus qui reste faible dans la majorité des cas, généralement entre 3-4% chez le genre *Diplodus* (Abecasis et al., 2009). La tenue de la marque, son incidence sur la survie du poisson, sur son comportement et sur sa croissance en sont souvent la cause. Quelques circonstances locales pourraient aussi intervenir notamment celles relatives aux pratiques de pêche illégale.

5. CONCLUSIONS

Dans le cadre de suivi du peuplement ichtyque de la lagune de Marchica, et parmi les 14 sparidés recensés le long du suivi annuel, le modèle du sar à tête noire se révèle emblématique de la fonction de nourricerie. D'après les résultats de l'approche comparative, nous pouvons confirmer que la lagune de Marchica remplit pleinement ladite fonction telle qu'elle est définie par Beck et al. (2001). En effet, le sar à tête noire, en forme quasi-exclusivement juvénile, a été durablement présent dans la lagune et en densité significativement supérieure dans la lagune qu'en mer adjacente ; ce qui lui a permis d'acquérir des performances écologiques meilleures. Même si elle n'a pas permis de quantifier les échanges qui existent entre la lagune et la population du large, les résultats de la technique capture-marquage-recapture plaident en faveur d'une connectivité entre l'habitat nourricerie et l'habitat adulte. Toutefois, il sera pertinent de conforter l'aspect de la connectivité par l'utilisation d'autres techniques complémentaires comme la microanalyse chimique des otolithes et la génétique.

CHAPITRE 6 : PROMOUVOIR LA RESTAURATION DES COMMUNAUTÉS DE POISSONS PAR L'UTILISATION D'HABITATS ARTIFICIELS DANS LES MARINAS COTIÈRES

Ce chapitre a été traité sous forme d'un article publié dans la revue '*Biological Conservation*' indexée dans les bases de données 'Scopus' et 'Web Of Science' :

Selfati M., El Ouamari N., Lenfant P., Fontcuberta A., Lecaillon G., Mesfioui A., Boissery P. & Bazairi H. (2018). Promoting restoration of fish communities using artificial habitats in coastal marinas. *Biological Conservation*, 219, 89–95.

Résumé abrégé en français

Les petits fonds côtiers sont confrontés à diverses pressions anthropiques affectant leurs fonctions écologiques. Celle de la nurserie, étant la plus concernée, fait face à la soustraction des habitats résultante des aménagements côtiers. Les marinas sont parmi les structures artificielles les plus répandues le long du littoral du monde. Elles sont construites souvent au détriment des petits fonds côtiers servant des nurseries de poissons pour diverses espèces.

Récemment, l'ingénierie écologique a été proposée pour renforcer et réhabiliter les fonctions écologiques des infrastructures portuaires, notamment celle de nurserie pour les poissons. Elle consiste à pallier la dégradation de l'habitat en fixant des micro-structures artificielles, complexes et tridimensionnelles sur les ouvrages portuaires. Ces travaux supportent donc l'idée que les ouvrages portuaires peuvent être modifiés structurellement pour augmenter leur attractivité et leur qualité pour la survie des juvéniles de poissons, ce qui leur permettrait de contribuer au maintien des populations de poissons tout en assurant leurs fonctions de base.

Les résultats issus du suivi scientifique des Biohuts « micro-habitats artificiels » installés dans la Marina d'Atalayoun, corroborent notre hypothèse de départ. Par rapport aux habitats naturels, les Biohuts ont abrité les densités les plus élevées de juvéniles de mérus, que ce soit brun ou royal. Ils peuvent ainsi donc être considérés comme des réservoirs pour les jeunes mérus, y compris l'espèce emblématique de la méditerranée à savoir le mérou brun. Ces microhabitats artificiels sont aussi utiles pour renforcer le rôle de la lagune en tant que nurserie ichthyque.

En outre, les Biohuts peuvent également servir de support pour la création de petites réserves marines pouvant favoriser à long terme la reconstitution de certaines espèces menacées. Dans ce contexte, pour renforcer le rôle des AMP dans la recolonisation des populations de mérus en Méditerranée, il est essentiel de prendre en compte les habitats fréquentés, tels que les fonds rocheux peu profonds et, dans notre cas, la lagune de Marchica, qui a abrité les stades juvéniles au cours de leur développement.

Abstract

Rapid urbanization has become an area of crucial concern in conservation owing to urban infrastructure impacts on natural ecosystems. Urban infrastructures are often poor surrogates for natural habitats, and a diversity of eco-engineering approaches has been trialed to enhance their ecological value.

Marinas are among the most common human-made infrastructures found on the shoreline that cause substantial habitat destruction within the sheltered coastal areas previously used as nursery grounds by many fish species. The present study aimed at testing the suitability of installing artificial habitats (Biohut®) in marinas to reinforce the nursery function of the Marchica coastal lagoon, historically hosting many species of juvenile groupers, including the endangered dusky grouper *Epinephelus marginatus*.

Our hypothesis that artificial habitats, by increasing habitat complexity, enhance the ecological value of a marina was strongly supported by our results. The Biohut hosted a high relative density of juvenile dusky and comb groupers in comparison with natural habitats. They can, therefore, be considered as a reservoir for juvenile groupers, including the endangered dusky grouper, and are suitable to reinforce the nursery function of this coastal lagoon. In addition, Biohut can act as a support in the creation of small marine reserves that can provide the long-term recovery of some endangered species. Subsequently, to reinforce the role of MPAs in grouper population re-colonization in the Mediterranean, it is crucial to consider all the habitats frequented, such as the shallow rocky bottoms and, in our case, the Marchica lagoon, which sheltered the juvenile stages during their development.

Keywords: Marina; Biohut; Ecological restoration; Groupers, Marchica lagoon; Mediterranean

1. INTRODUCTION

Coastal regions are home to a large and growing proportion of the world's population. Over 70% of the world's largest cities are located within 100 km of the coast (Duarte et al., 2008). Of the many human activities presently contributing to habitat loss and species extinctions, urbanization is generally considered to have one of the greatest impacts across local to regional scales (Lotze et al., 2006; Grimm et al., 2008). Along urbanized coastlines, urban infrastructure is increasingly becoming the dominant habitat used for a range of purposes including coastal protection (e.g., seawalls, breakwaters, groynes), boating or recreational activities (e.g., marinas, piers, pontoons), supply of energy or resources (e.g., oil, gas platforms) and enhancement of fisheries yield (e.g., artificial reefs) (Strain et al., 2017). As a result, urban infrastructure impacts on natural ecosystems in a variety of ways, including habitat loss and fragmentation, as well as modification of ecological connectivity, ecosystem functioning and services, and the physico-chemical environment (Fischer et Lindenmayer, 2007; McKinney, 2008; LaPoint et al., 2015; Bishop et al., 2017).

Ecological restoration aims to return a system to some level of pre-degraded state. One intent is “to establish a functional ecosystem of a designated type that contains sufficient biodiversity to continue its maturation by natural processes and to evolve over longer time spans in response to changing environmental conditions” (Clewett et al., 2000). Amongst many approaches, eco-engineering – the inclusion of ecological principles in the design of infrastructure to enhance its ecological value (Bergen et al., 2001) – can benefit terrestrial and marine environments alike (Chapman et Underwood, 2011; Francis et Lorimer, 2011). In this context, as urban structures are often poor surrogates for natural habitats, a diversity of eco-engineering approaches has been trialed to enhance their biodiversity, with varying success (Strain et al., 2017).

Marinas are among the most common human-made infrastructures found on the shoreline that cause substantial habitat destruction within the sheltered coastal areas previously used as nursery grounds by many fish species (Bouchoucha et al., 2016). Therefore, the need to reduce the impact of these infrastructures and even to enhance their ecological value is becoming urgent as their number is predicted to increase worldwide. Recently, the deployment of artificial microhabitats (Biohut) in marinas and ports (Bouchoucha et al., 2016; Mercader et al., 2017), as an ecological restoration action aiming at restoring the nursery

function through habitat complexification, revealed that these artificial habitats enhance the diversity and density of juvenile fish by furnishing shelter against predators and thereby boosting the marina and port's nursery value.

Nearshore ecosystems, such as coastal lagoons, are areas of high productivity (Duarte et Chiscano, 1999), that support a range of natural services and functions being highly valued by society (Gönenç et Wolflin, 2005), including their role as nursery. The present study aimed at testing, for the first time, the suitability of installing artificial habitats in marinas to reinforce the nursery function of a coastal lagoon, namely the Marchica lagoon which has the singularity of being the unique Mediterranean lagoon historically hosting many species of groupers, including the endangered dusky grouper (Lozano Cabo, 1953; Aloncle, 1961; Perez-Ruzafa et al., 2007). The choice of the Marchica lagoon is supported by the fact that (1) it's the unique lagoon on the Mediterranean coast of Morocco where (2) artificial habitats (Biohut) were recently installed into a Marina built inside the lagoon. We hypothesized that increasing habitat complexity in the marina would enhance the diversity (Browne et Chapman, 2011; 2014) and density of juvenile groupers by furnishing shelter against predators (Bulleri et Chapman, 2010) and thereby boosting the lagoon's nursery value (Beck et al., 2001) and promoting its role in conservation of endangered groupers.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study site

The Marchica lagoon, also called the lagoon of Nador, is the second largest (115 km², 25 km long and 7.5 km wide) lagoon in northern Africa and the unique coastal lagoon on the Mediterranean coast of Morocco (**Figure 49**). This lagoon has a maximum depth of approximately 8 meters. It is separated from the Mediterranean Sea by a 25 km long sandbar (Lido). This sandbar is crossed by one artificial opening (300 m wide and 6 m deep) that ensures the renewal of water.

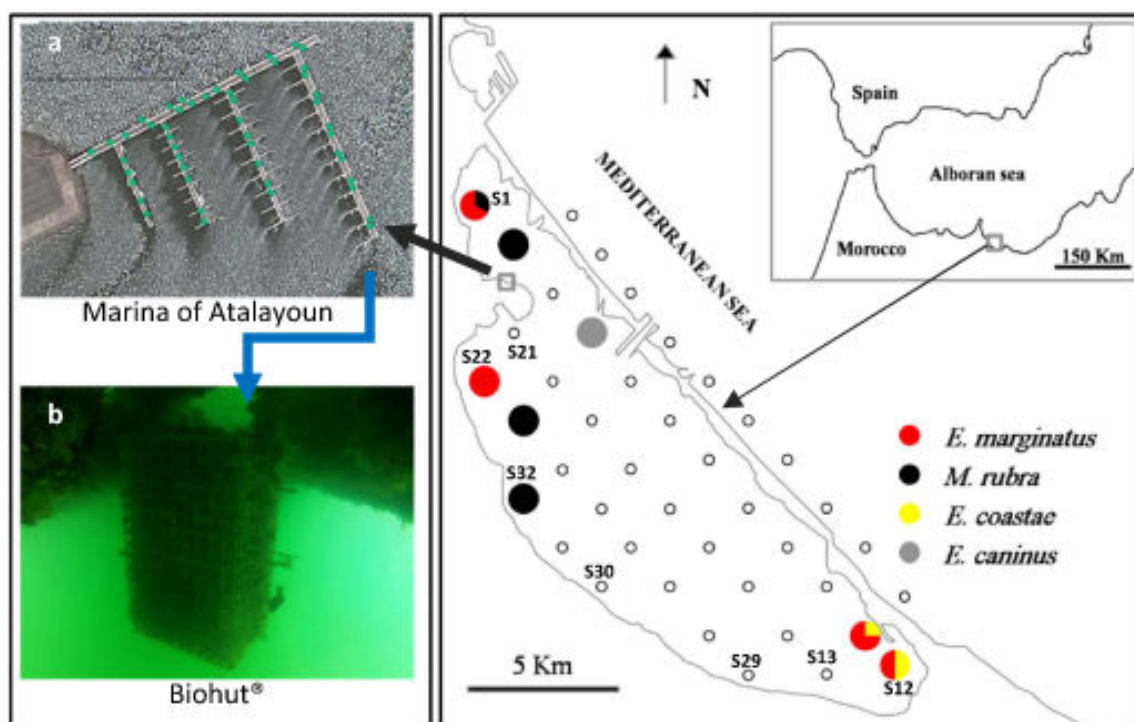


Figure 49 : Map showing the network of experimental fishing stations and the Biohut installation. (a) Marina of Atalayoun; underwater visual counting area. (b) Pontoon on a Biohut cage fixed under a floating pontoon.

In addition to its ecological (Site of Biological and Ecological Interest since 1996; Ramsar Site since 2005) and socio-economic value (mainly artisanal fisheries), the lagoon is under pressure from a complex mixture of human-mediated stressors (increasing urbanization through a multiple touristic projects around the lagoon, pollution by local fecal water effluents, urban discharges, sewages derived from a water treatment station, and residues originated in a slaughterhouse (Ruiz et al., 2006), etc.).

2.2. Key features of groupers

Groupers (Pisces: Serranidae, subfamily Epinephelinae) are important top-level predators both in temperate and tropical waters, where they play an important role in maintaining the ecological balance of marine ecosystems (Goeden, 1982; Parrish, 1987). Eleven species are known in the Mediterranean and belong mainly to the *Epinephelus* and *Mycteropera* genera. Most groupers are protogynous hermaphrodites. Individuals typically begin their reproductive life as females but change to males with age. Sex reversal seems to occur when individuals are 9-16 years old and about 60-90 cm long (total length) (Bruslé et Bruslé 1975, 1976; Chauvet, 1988; Bruslé, 1995). Large individuals are males and can measure up to 120 cm and

can weigh up to 40 kg. The smaller individuals are females and their initial sexual maturity is reached when they are 5 years old and 40 to 50 cm long (Chauvet, 1988). Current information indicates groupers as secretive fish, inhabiting preferentially shelter-rich sites of littoral rocky bottoms (Smith, 1961; Heemstra et Randall, 1993), Juveniles are more frequently associated to nearshore habitats than adults and larger adults occur preferentially in deeper waters than the smaller ones (Thompson et Munro, 1978; Derbal et Kara, 1995; Francour et Ganteaume, 1999; Harmelin et Harmelin-Vivien, 1999; Harmelin et Robert, 2001).

Groupers from the Mediterranean are not fully documented. The dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) is one of the most important flagship species of the Mediterranean rocky coastal habitats. It is the target of many artisanal and sport fishing activities as well as recreational scuba or free diving. The highest densities of the dusky grouper occur on the north and north western coasts of Africa, from Tunisia to Senegal (Chauvet, 1987). Reputed to be sedentary and territorial, *E. marginatus* favours rocky coastal bottoms that offer plenty of shelter (Harmelin et Robert, 1992). The dusky grouper was considered to be fairly common in the Mediterranean, but because of underwater fishing, poaching, overfishing and to a lesser extent pollution, it has become scarce on the north western coasts of the Mediterranean. Other still unidentified factors may also contribute to the decline in numbers. In addition, until recent years, the dusky grouper appeared to breed only south of a line running from Barcelona to Napoli, in particular along the coast of North Africa which is considered as the region from which the individuals populating the north western Mediterranean originated (Chauvet et al., 1990).

Due to the benefits resulting from the environmental protection, in some marine protected areas, grouper populations became abundant and well structured (Chauvet et al., 1991; Harmelin et al., 1995; Zabala et al., 1997; Reñones et al., 1999; Chiappone et al., 2000). However, the MPA network was considered insufficient to maintain connectivity at the Mediterranean scale by the larval dispersal mechanism (Andrello et al., 2013), particularly on the North African Mediterranean front, preferential distribution area for dusky grouper (Chauvet, 1987), where MPAs are less numerous. Such a south–north recruitment of dusky grouper has been previously suggested (Bodilis et al., 2003).

2.3. Data collection

In the framework of a management project in the lagoon, 50 micro-artificial habitats, provided by Ecocean® company (Pontoon Biohut), were installed in the Atalayoun Marina in June 2014 (Figures 49 and 50). To evaluate the efficacy of these artificial habitats, data on grouper species were collected based on experimental fishing and an underwater visual census of artificial habitats (Biohut) installed in the Atalayoun Marina (Figure 49).

Experimental fishing was conducted during June 2015, and the sampling design of this survey was based on a total of 32 fishing stations inside the lagoon and 10 stations in the adjacent marine waters (Figure 49). The fishing gear was a purse seine (110 m in total length, 11 m in height and 6 mm as mesh size) targeting juveniles and adults of both pelagic and demersal/benthic species. The sampling effort was similar at all stations ($UE=2385 \text{ m}^2$), and the data collected can be considered as quantitative. All the individuals sampled were measured for total length (mm) and fresh biomass (g). The abundance was expressed as the number of individuals collected per fishing station.

The Biohut are composed of three inseparable cages of stainless steel measuring $50 \times 80 \times 34$ cm: the central cage has a 2.5 cm mesh and is filled with bivalve shells to promote colonization by benthic fauna and flora, as well as to increase the structure complexity. The two lateral cages, which surround the central one, have a 5 cm mesh and are left empty; the use of a larger mesh allows juveniles fish to go in and out without any inconvenience and offers a predator free zone (**Figure 50**).

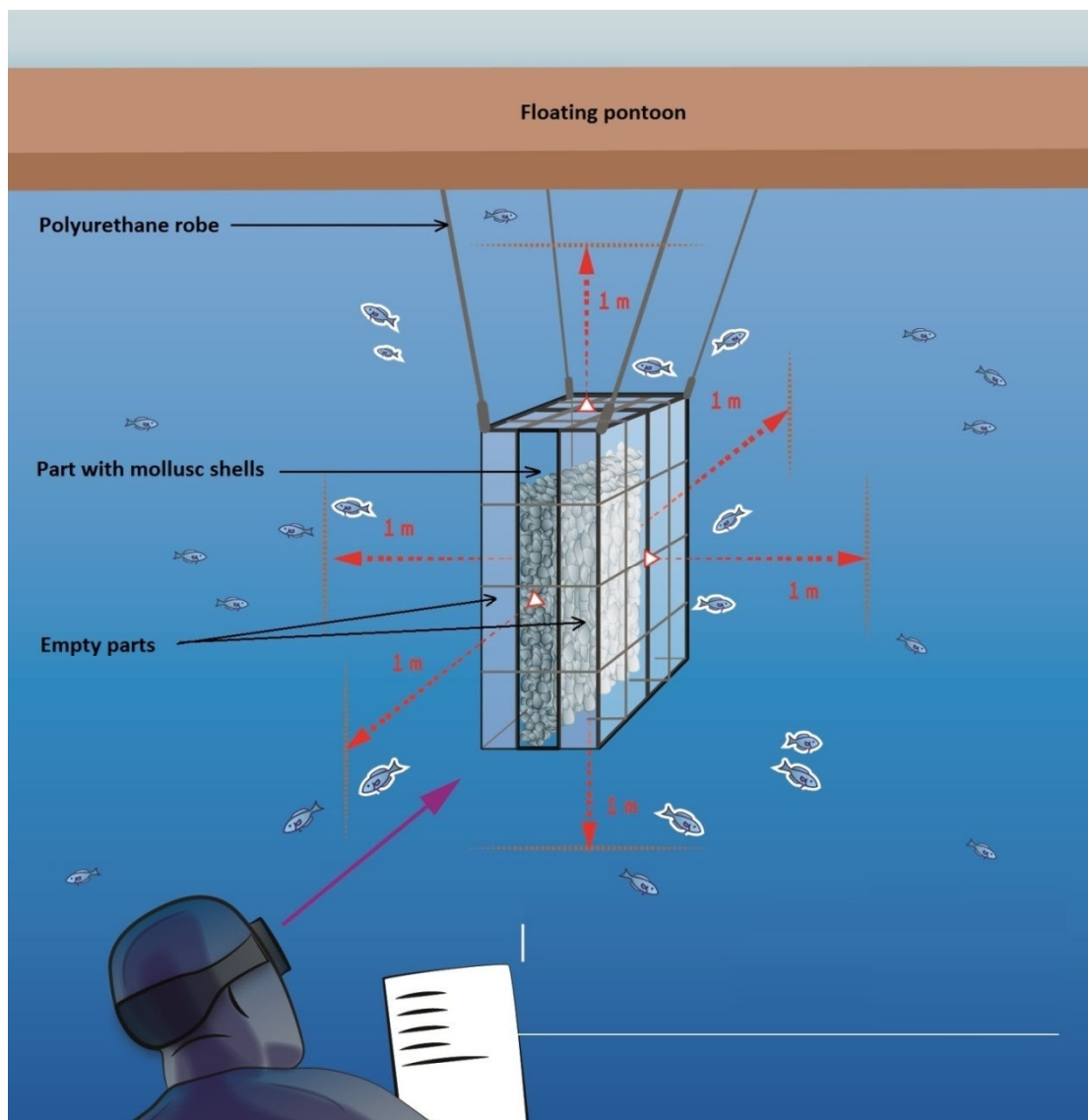


Figure 50 : Biohut and illustration of the underwater visual counting protocol.

Biohut were suspended under floating pontoons between the surface of the water and -1m by polyurethane ropes to provide a total vertical surface of ca. 4 m^2 . They were all surveyed during June 2015, adopting a standardized visual counting protocol that is applied in 23 Mediterranean harbors in the framework of a monitoring network of fish recruitment, RESPIRE (www.medtrix.fr). This protocol is particularly appropriate in restricted areas with homogeneous habitats (Bohnsack et Bannerot, 1986; Clynick, 2008; La Mesa et al., 2011) and consists of an underwater visual census based on stationary point count. During the operation which took 3 min per Biohut, the groupers were discriminated according to the morphological and size criteria given in FishBase (Froese et Pauly, 2014) and counted as well as other species that interact with Biohut. When *in situ* identification was difficult, pictures

and videos of individuals were taken and interpreted once back, with the assistance of expert underwater visual census divers.

3. RESULTS

Overall, the experimental fishing survey in the natural habitats inside the lagoon reported the presence of four grouper species in the Marchica lagoon (Figures 51 and 52). These are the dusky grouper (*Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834)), the goldblotch grouper (*E. costae* (Steindachner, 1878)), the dogtooth grouper (*E. caninus* (Valenciennes, 1843)) and the mottled grouper (*Mycteroperca rubra* (Bloch, 1793)). However, no grouper species was captured in the adjacent marine waters surveyed outside the lagoon.

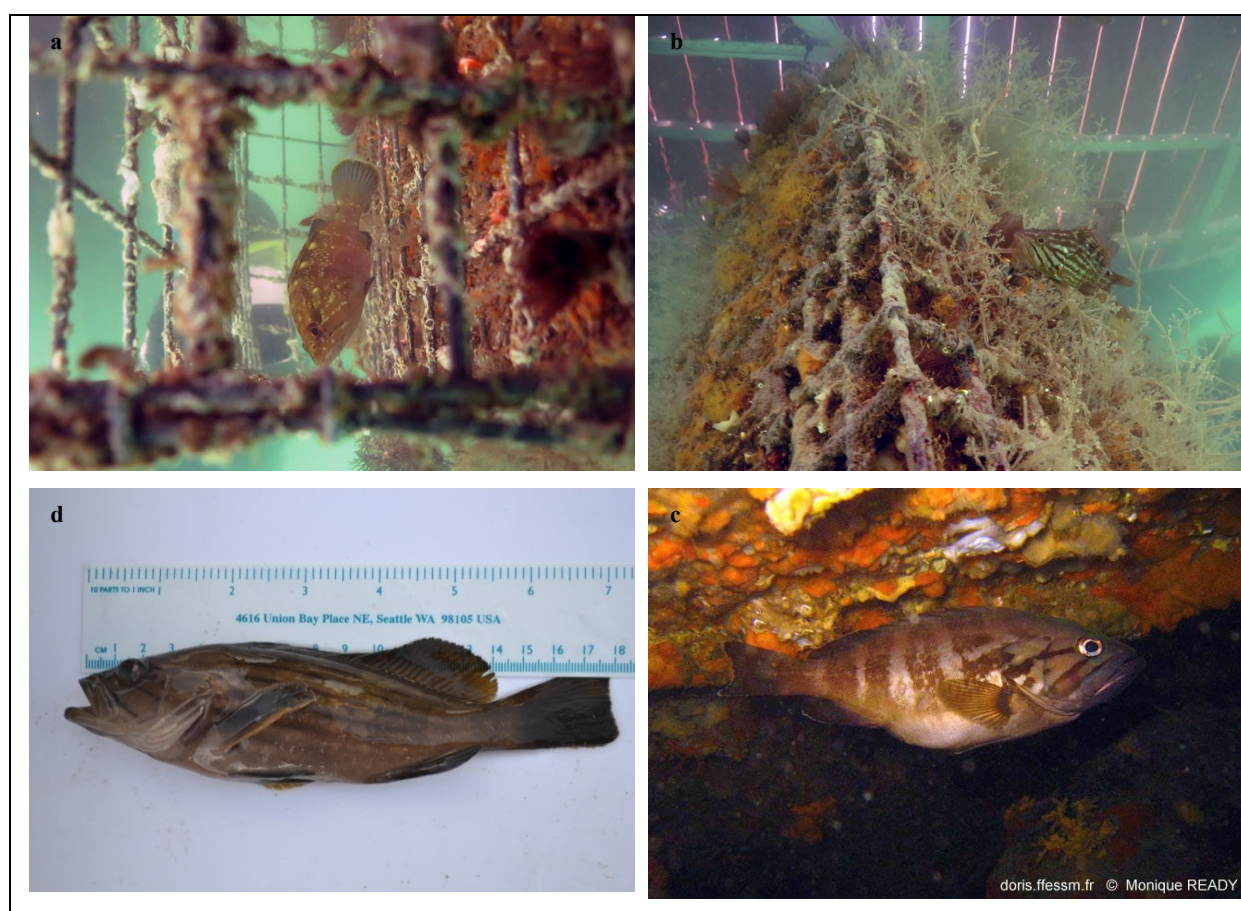


Figure 51: Photos of the grouper species observed in the Marchica lagoon. (a) *Epinephelus marginatus*, (b) *Mycteroperca rubra*, (c) *Epinephelus caninus* and (d) *Epinephelus costae*.

Sixteen individuals of the four species of groupers were captured inside the lagoon; seven individuals of dusky groupers, having an average size (AS) of 138.71 ± 5.87 mm and an average weight (AW) of 50.78 ± 3.66 g, five comb groupers, having an AS = 188.2 ± 8.03 mm

and $AW=96.67\pm17.71$ g, three goldblotch groupers, with $AS=174.33\pm8.57$ mm and $AW=86.69\pm11.04$ g, and one dogtooth grouper having an estimated total length lower than 200 mm (specimen not measured and not photographed). All the groupers were juveniles and not mature individuals.

Among the 32 stations sampled inside the lagoon, groupers were present in 8 of them; two sandy-mud vegetated stations (dominance of *Caulerpa prolifera* and *Cymodocea nodosa*) both in the extreme NW (S1, S2) and in the extreme SE (S11, S12), the unvegetated sandy station nearest the pass (S4), and the three vegetated (dominance of *C. prolifera*) sandy-mud to muddy near-inland stations (S22, S23, S32) located in front of Nador city (**Figure 49**).

In the Atalayoun Marina, which represents less than 0.1% of the lagoon's total area, 62 juvenile groupers were counted during June 5th, 2015, in/on the artificial microhabitats (Biohut). These were 34 comb groupers (*M. rubra* (Bloch, 1793)) and 28 dusky groupers (*E. marginatus* (Lowe, 1834)). Their sizes were comparable to those of species caught in the natural habitats.

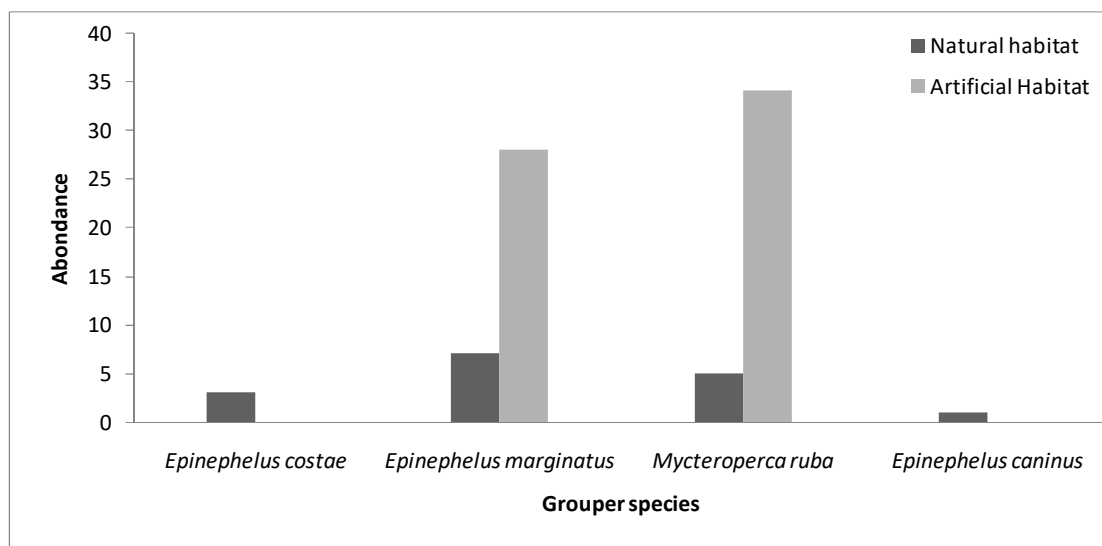


Figure 52: Total abundance of groupers in the artificial (visual census, 50 x 4m²) and natural habitats (32 purse seines, ~76000 m²) in the Marchica lagoon.

The groupers cohabit in Biohut with at least five other species: three Sparidae (*Diplodus sargus sargus*, *Diplodus cervinus cervinus* and *Sarpa salpa*), the European seabass (*Dicentrarchus labrax*) and the Mugillidae spp. The mean abundance was about $3\pm2/4\text{m}^2$ with

a net dominance of Mugillidae species. Our data, based on a unique sampling survey, do not allow exploring deeply interspecific competition for these habitats between groupers and the other species using the Biohut.

4. DISCUSSION

The artificial habitats (Biohut) installed in the marina hosted a high relative density of juvenile dusky and comb groupers in comparison with natural habitats (Figure 52). Our hypothesis that Biohut, by increasing habitat complexity, enhance the ecological value of a marina was strongly supported by our results. They can, therefore, be considered as a reservoir for groupers, including the endangered dusky grouper, and are suitable to reinforce the nursery function of this coastal lagoon. In addition, they can act as a support in the creation of small marine reserves that can provide the long-term recovery of some endangered species (Afonso et al., 2011).

Until now, Biohut were deployed only in open-sea's ports and marinas (Bouchoucha et al., 2016; Mercader et al., 2016, 2017) as an ecological restoration action aiming at restoring the nursery function and thereby boosting the marina and port's nursery value. Artificial habitats in marine ecosystems are employed on a limited basis to restore degraded natural habitats and fisheries, and more extensively for a broader variety of purposes including biological conservation and enhancement as well as social and economic development (Seaman, 2007).

Despite the survey effort and methods that are vastly different between natural (32 purse seines, ~76000 m²) and artificial habitats (visual census, 50 x 4m²), Biohut seemed to have higher grouper density. Although the abundance of groupers could partially result from the marina attractive effect (Coleman et Connell, 2001; Moreau et al., 2008), adding additional structure as mitigating for the loss of coastal habitat could provide a significant source of hard habitat available to fishes, especially for species with high habitat requirements such as groupers (La Mesa et al., 2002). The availability of shelter is an important factor determining the microhabitats suitability for juvenile groupers (La Mesa et al., 2002). In our case, the shelter opportunities provided by Biohut are better than those offered by the mainly vegetated soft natural habitats. This is in accordance with La Mesa et al. (2006) suggesting that shelter opportunities provided by small cavities and crevices should be better than those offered by a dense algal coverage. In this context, the habitat choice of tropical groupers seems to be more strictly related to the need for shelter than for food (Parrish, 1987). Moreover, in Virgin

Islands, a higher recruitment success for Nassau grouper (*E. striatus*) on small artificial reefs than on natural substrates was revealed (Beets et Hixon, 1994). Finally, average abundances of *Diplodus* juveniles on added Biohut habitats in marinas were twice as high as on nearby bare surfaces (Bouchoucha et al., 2016).

The efficacy of eco-engineering interventions for enhancing the ecological value of urban infrastructures is likely to vary across environments as well as the spatial and temporal scales of the intervention (Strain et al., 2017). Here, the efficiency of the Biohut to host juvenile groupers seems to be site-dependant. Indeed, the Marchica lagoon is the unique Mediterranean coastal lagoon that shelters many species of groupers (Pérez-Ruzafa et al., 2007). Among the 11 species of groupers known in the Mediterranean, eight species have been recorded in the western Mediterranean (Marginatus, 2011; Bariche et Heemstra, 2012), of which five have been recorded in the Marchica coastal lagoon, namely *Epinephelus aeneus* (Aloncle, 1961), *Mycteroperca rubra* (Lozano Cabo, 1953; Aloncle, 1961), *Epinephelus marginatus* (Lozano Cabo, 1953; Aloncle, 1961), *Epinephelus costae* (this study) and *E. caninus* (this study). The two latter species were recorded here for the first time in the Marchica lagoon. Moreover, in this study, all the groupers have a length not exceeding 20 cm and are all not mature individuals suggesting that the lagoon act as a nursery. This is a second unique attribute of this site. The presence of several grouper species at juvenile stage suggests a high potential nursery function in this lagoon. Therefore, the Moroccan Mediterranean coast can play a key role in the population dynamics of groupers at the western Mediterranean Sea scale. Recent data evidenced the double way of arrival of dusky groupers along the French coast from Tunisia on the eastern part and from Morocco on the western part (Bodilis et al., 2003). In the context of climate change, warming temperatures can explain a part of this settlement success in Northern Mediterranean. Recent observations in the presumed coldest zone (Lion Gulf) seem to confirm this hypothesis (Mercader et al., 2016).

Since the creation of the Grouper Study Group (GEM - Groupe d'Étude du Mérou: Non-Governmental Organization which brings together biologists, photographers, journalists, divers, underwater fishermen or managers spreading all over the world) in 1986, and the listing of some grouper's species on the Red List, there has been abundant scientific work on the biology and ecology of grouper species, essential elements for the implementation of effective actions with regard to the management and preservation of groupers, mainly the dusky grouper *E. marginatus* that was included in several International Conventions (Berne

Convention, Annex3; Barcelona Convention, Protocol for Mediterranean Biodiversity, Annex3) and was listed as endangered by the International Union for the Conservation of Nature (IUCN) (classified as “EN2d”, i.e., a taxon currently facing a very high risk of extinction in the wild as a consequence of its over-exploitation in most Mediterranean countries) in 1996 and by the European Centre for Nature Conservation (ECNC, 1998) (De Almeida Rodrigues Filho et al., 2009). The most common actions are legislative tools and the creation of marine reserves. Indeed, MPAs have been proven to be an efficient tool for grouper conservation (Zabala et al., 1997; Guidetti et al., 2007; Di Franco et al., 2009). The few long-term surveys conducted in Mediterranean MPAs, such as at Port-Cros (Harmelin et al., 2001; Harmelin, 2013), the marine reserve of Cerbère-Banyuls (Lenfant et al., 2003) and on the Maures’s coast (Cottalorda et al., 2013), indicate an increase of the dusky grouper abundance. However, juvenile grouper settlement is less important in these areas (Cottalorda et al., 2013; Lenfant et al., 2003) than in the Marchica lagoon, where exceptional levels of settlement occur.

Subsequently, to reinforce the role of MPAs in grouper population re-colonization, it is crucial to consider all the habitats frequented, such as the shallow rocky bottoms and, in our case, the Marchica lagoon, which sheltered the juvenile stages during their development. The recent development of marine ecological restoration, among other actions, has led to the deployment of artificial microhabitats (Biohut) with the aim of restoring nursery function through habitat complexification. The first deployments have been undertaken in marinas (Bouchoucha et al., 2016) and commercial ports (Mercader et al., 2017). Our study showed that the Biohut hosted a high concentration of juvenile dusky and comb groupers in comparison with natural habitats (Figure 52). Similar records of very young juveniles on French Mediterranean coasts were recorded in the same year in Biohut placed in marinas and ports and in a natural nursery (Mercader et al., 2016). Dusky grouper juveniles observed in marinas and ports demonstrate opportunistic behaviors, which could be similar in lagoons. Biohut can be considered as a reservoir for the emblematic dusky grouper and are suitable to reinforce the nursery function of this coastal lagoon. In addition, they can act as a support in the creation of small marine reserves that can provide the long-term recovery of some endangered species (Afonso et al., 2011).

Ultimately, human populations on coastlines will continue to increase, with concomitant coastal construction projects and the associated negative ecological impacts. Marine facilities

should be carefully planned, and eco-engineering principles should be combined with ecological processes to create more environmentally-friendly urban environments (Chapman and Underwood, 2011), thereby reducing environmental impacts (Pastro et al 2017).

**CHAPITRE 7 : RESTAURATION ECOLOGIQUE DES PETITS FONDS
COTIERS DE LA LAGUNE DE MARCHICA : APPLICATION DE
L'INGENIERIE ECOLOGIQUE**

1. CONTEXTE

Les petits fonds côtiers (frange littorale comprenant l'infra-littoral ainsi que les milieux de transition tels que les lagunes ou les estuaires) sont des zones à forts enjeux aussi bien écologiques que socio-économiques. Ces habitats dynamiques, hautement productifs, servent de frayères et de refuges à diverses espèces aquatiques, notamment les poissons (Blaber et al., 1980 ; Dando, 1984 ; Rhodes, 1998). De même, leur rôle en tant que nourriceries pour les juvéniles a été largement documenté (Blaber et al., 1995 ; Peterson et Whitfield, 2000 ; Beck et al., 2001 ; Harris et al., 2001). En effet, les petits fonds côtiers, sont essentiels au maintien de la dynamique des stocks de poissons (Jennings et Blanchard, 2004) et offrent également à l'Homme de très nombreux services écosystémiques (Liquete et al., 2013, Pérez-Ruzafa et al., 2011, 2019).

Cependant, ces zones d'interface, faisant moins de 15% de la surface de terres émergées où se concentre plus de 60% de la population mondiale (Clark, 1992 ; EEA, 1999), sont soumises, plus qu'ailleurs, aux pressions anthropiques terrestres et marines. En conséquence, les habitats côtiers font partie des écosystèmes les plus vulnérables et cela en vertu de leur position privilégiée, lui confiant une attractivité meilleure (Blaber et al., 2000). Elles ont été toujours le siège de nombreuses activités humaines. Les effets des pressions anthropiques peuvent fluctuer entre l'augmentation de la matière en suspension et organique, et la pollution chimique de la colonne d'eau (Gabric et Bell, 1993; Crawford et al., 1995; Alabiso et al., 1997), jusqu'à la soustraction et la fragmentation des habitats côtiers via les aménagements côtiers tels que les ports et marinas avec des répercussions négatives menaçant la viabilité à long terme de ces écotones importants (Goldberg, 1995; Costa et al., 2002a; Kennish, 2002).

La zone côtière méditerranéenne ne fait pas exception, puisqu'elle est soumise à de fortes pressions imputables aux activités anthropiques : mise en culture, pollutions telluriques, urbanisation, pêche, aquaculture, tourisme, extraction de matériaux, pollutions maritimes, invasions biologiques marines, etc. (UNEP MAP/Plan Bleu, 2009 ; Nakhli, 2010, Selfati et al., 2017). La région est par exemple la première destination touristique mondiale, avec 30 % des arrivées touristiques internationales (UNEP MAP/Plan Bleu, 2009). Ce tourisme, en majorité côtier et balnéaire, a conduit depuis les années 1960 au développement de nombreuses infrastructures sur le littoral. D'abord limitées à quelques pays comme l'Espagne, l'Italie et la France, elles se sont graduellement étendues au pourtour méditerranéen :

Maghreb, Égypte, Turquie, etc. Parallèlement, des infrastructures lourdes, industrielles et de transport, se sont aussi développées sur le littoral : pétrochimie, sidérurgie, ports de commerce, aéroports, routes, etc. Aujourd'hui, 40 % du linéaire côtier méditerranéen est artificialisé (UNEP MAP/Plan Bleu, 2009). Ainsi le taux d'occupation des petits fonds côtiers (entre 0 et 10 mètres) en Méditerranée a été multiplié par 3 depuis 1975 (MEDAM, 2015).

En dépit de ces changements mondialement répandus, les préoccupations d'ordre écologique et liées à l'introduction des infrastructures artificielles dans les petits fonds côtiers, ont suscité peu d'attention (Chapman, 2003 ; Bulleri, 2006). À titre d'exemple, la prolifération des infrastructures artificielles n'a pas été mentionnée par Halpern et al. (2008, 2015), comme principal facteur anthropique de changement écologique des habitats côtiers marins. Néanmoins, certaines études ont implicitement reconnu leurs impacts négatifs notamment ceux liées à la soustraction et la perte des habitats côtiers (e.g. Glasby et Connell, 1999 ; Thompson et al., 2002 ; Airoidi et Beck, 2007 ; Branch et al., 2008). C'est le cas aussi pour les questions écologiques pouvant apporter des impacts positifs. Il est probable que le manque d'intérêt pour les caractéristiques écologiques des infrastructures côtières réside dans le fait que, contrairement aux récifs artificiels (Baine, 2001), elles ne sont pas introduites avec un but principal de renforcer les peuplements de certains taxons particuliers ou d'atténuer l'impact des activités humaines (Raymundo et al., 2007), de sorte que les changements éventuellement causés aux biotes sont souvent considérés comme des effets secondaires (Bulleri, 2005).

Les marinas sont parmi les structures artificielles les plus répandues le long du littoral mondial. Cependant, les études des assemblages de poissons associés aux marinas sont encore rares (Clynick, 2006, 2008 ; Bouchoucha et al., 2016 ; Patranella et al., 2017). Les digues de protection des marinas sont fréquemment colonisées par divers poissons, aussi bien aux stades juvéniles qu'adultes (Pizzolon et al., 2008 ; Cenci et al., 2011 ; Pastor et al., 2013). Les zones intérieures des marinas, en revanche, offrent des habitats peu profonds et protégés, qui peuvent servir de nourriceries pour certaines espèces de poissons (Bouchoucha et al., 2016). Certains travaux ont mentionné que les différentes composantes des marinas, tels que les quais et les pontons, peuvent fournir des habitats qui conviennent à plusieurs espèces de poissons. La plupart de ces études ont montré que ces habitats artificiels peuvent supporter un sous-ensemble des espèces de poissons présentes dans les habitats naturels adjacents (Clynick, 2008 ; Wakefield et al., 2013), dont les abondances relatives varient en fonction des

besoins spécifiques de l'espèce en matière d'abri, de reproduction et de régime alimentaire (Connell et Glasby, 1999). Il a été donc supposé que les habitats artificiels, telles que les marinas, pourraient soutenir certaines fonctions écologiques, en minimisant ainsi les effets de la perte et de la soustraction d'habitat.

Depuis 2011, plusieurs études pilotes ont été menées, en particulier en Méditerranée, avec l'objectif d'utiliser l'ingénierie écologique pour renforcer et réhabiliter les fonctions écologiques des infrastructures portuaires, notamment celle de nourricerie pour les poissons (Lenfant et al., 2015). Le principe des solutions techniques proposées est globalement invariant et consiste à pallier à la dégradation de l'habitat en fixant des micro-structures artificielles, complexes et tridimensionnelles, sur les ouvrages portuaires. Ces travaux supportent donc l'idée que les ouvrages portuaires peuvent être modifiés structurellement pour augmenter leur attractivité et leur qualité pour la survie des juvéniles de poissons ; ce qui leur permettrait de contribuer au maintien des populations de poissons tout en assurant leurs fonctions de base. Dans ce sens, plusieurs ports méditerranéens ont été équipés par des micro-structures artificielles (Biohut) et une méthode d'observation standardisée, proposée par un comité scientifique composé de chercheurs, d'institutions et de spécialistes des post-larves, a été mise en place sur ces habitats artificiels supposés propices à la protection des jeunes poissons. Dans le cadre du projet RESPIRE, 23 ports, répartis entre Port-Vendres et Monaco, en passant par un site en Corse et un au Maroc, sont donc désormais équipés et suivis depuis 2015 (**Figure 53**).



Figure 53 : Réseau de suivi RESPIRE.

L'objectif général de ce chapitre est donc de dresser les principaux résultats de l'expérience pilote menée dans la marina d'Atalayoun (Maroc-Nador-Marchica) en partant de l'hypothèse que les infrastructures portuaires peuvent être modifiées structurellement, via l'augmentation de la complexité des habitats, pour rétablir et renforcer leurs rôle écologique à l'égard des poissons ; ce qui leur permettraient de contribuer au maintien des populations de poissons tout en assurant leurs fonctions de bases.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1. Présentation du site

La marine d'Atalayoun est située au cœur de la lagune de Marchica et au pied de la presqu'île d'Atalayoun. Elle occupe une surface d'environ 17 ha faisant moins de 0,1% de la surface totale de la lagune de Marchica (115 000 ha). Cette infrastructure touristique fait partie du projet de l'aménagement de la lagune de Marchica porté par l'agence Marchica-Med. Ceci consiste en l'aménagement de la lagune de Marchica à l'horizon 2025 pour en faire une station balnéaire qui s'étend sur une superficie de 2.000 ha et une longueur de 25 km. A terme, le

projet devrait permettre la création de 100.000 lits, 1.000 villas, 2.400 appartements et six marinas dont deux ont été déjà réalisées.

En 2014, dans une perspective de restauration écologique de la lagune de Marchica, la société ECOCEAN (www.ecocean.fr) a procédé à l'installation de 50 Biohut ponton (**Figure 54**). Un programme de suivi scientifique a été appliqué en vue de mettre en évidence l'impact de tels habitats artificiels en matière de protection des post-larves de la prédation naturelle engendrée par l'absence d'habitats propices aux post-larves. Cette absence est liée à la construction de la marina.



Figure 54 : Site pilote de la marina d'Atalayoun.

2.2. Module design

Les micro-habitats artificiels (Biohut®), utilisés dans cette expérience pilote, ont été fournis par la société ECOCEAN (<https://www.ecocean.fr/>). Ils sont composés de 3 cages superposées latéralement à base d'acier CARAPAL. La cage centrale, avec un maillage de 2,5 cm, est remplie de coquilles vides de bivalves pour favoriser la colonisation par la faune et la flore benthiques, ainsi que pour augmenter la complexité de la structure. Les deux cages latérales, qui l'entourent, ont un maillage de 5 cm, elles sont laissées vides. L'utilisation d'un maillage plus grand permet aux très jeunes juvéniles poissons d'entrer et de sortir librement et offrent une zone refuge contre les prédateurs. Les dimensions des Biohut ponton sont les suivantes : 3 cages accolées de 12,5 cm (soit 34,5 cm de large) x 50 cm de largeur x 80cm de hauteur chacune.

Les modules ont été montés et remplis de coquille en Février 2014. Un mois plus tard, les 50 Biohuts ont été suspendus sous les pontons de la marina d'Atalayoun. Ils ont été immergés à environ 1 m de profondeur (**Figure 55**).

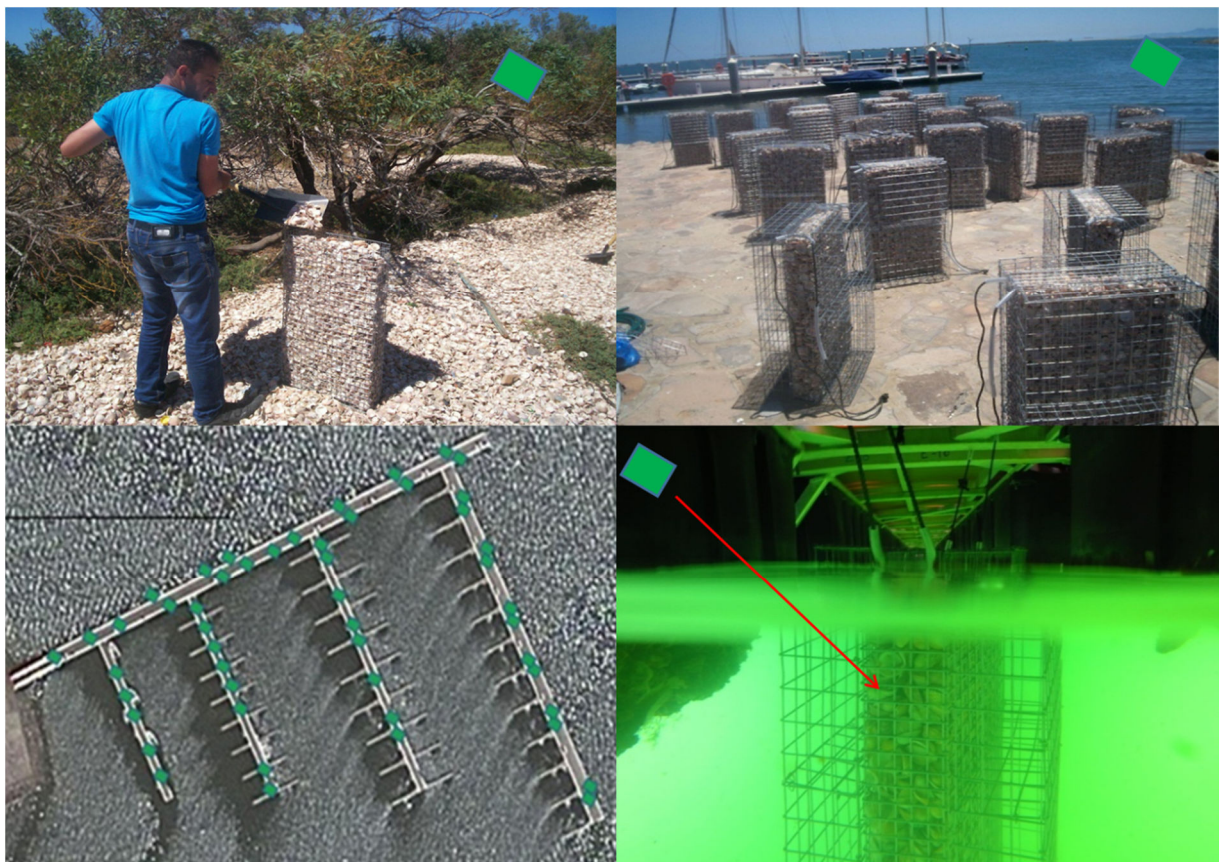


Figure 55 : Biohut installés dans la marina d'Atalayoun.

2.3. Protocole de suivi

Parmi les 50 Biohuts installés dans la Marina, neuf unités d'observations ont été retenues pour un suivi scientifique à haute fréquence (Bimensuel) (**Figure 56**). Ces unités sont réparties par bloc de trois répliquats et dispatchés sur trois zones : ponton flottant extérieur (A : A1, A2 et A3) ; ponton flottant centre (B : B1, B2 et B3) et le ponton flottant abrité (C : C1, C2 et C3). De même, et à des fins de comparaison, trois points d'observation ont été retenus au niveau de la partie intérieure de la digue (D : D1, D2 et D3).



Figure 56 : Disposition des unités d'observation dans la marina d'Atalayoun.

La technique UVC (Under Visuel Census) utilisée dans cette étude est dérivée de la technique de comptage en plongée par points stationnaires de Bohnsack et Bannerot (1986). Une fois sur le point d'observation (Biohut ou digue), un comptage de trois minutes a été réalisé (**Figure 57**). Au cours des comptages, les poissons ont été identifiés, dénombrés et regroupés par classe de taille (5 mm, 10 mm, 15 mm, 20 mm, 25 mm, 30 mm, 35 mm, 40 mm, 40 à 50 mm, 50 à 60 mm, 60 à 70 mm, 70 à 80 mm, 80 à 90 mm, 90 à 100 mm et >100 mm). Leur longueur totale a été estimée à 5 mm près grâce à l'utilisation de gabarits imprimés sur les

plaquettes immergeables (García-Rubies et Macpherson, 1995 ; Harmelin-Vivien et al., 1995).

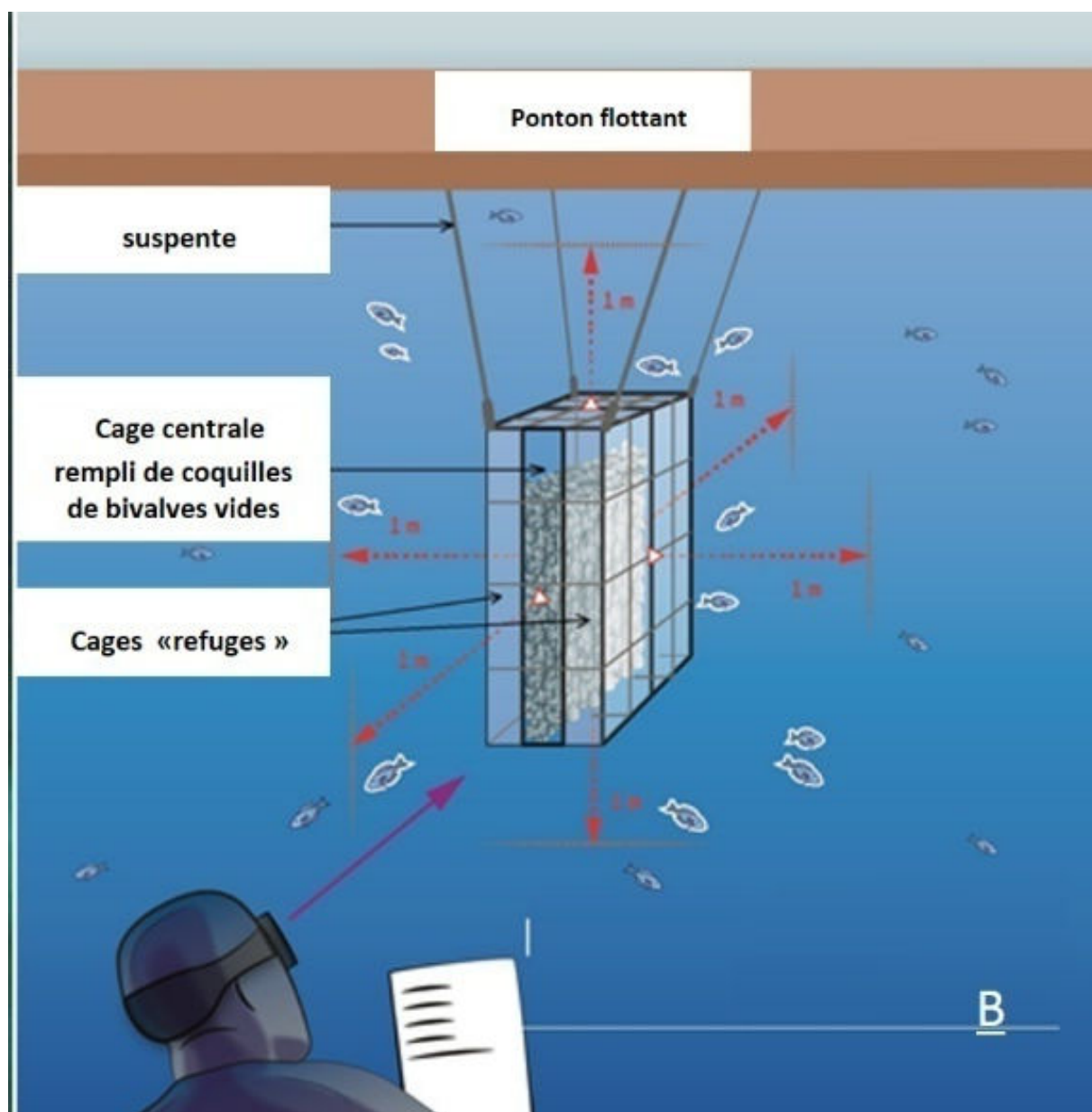


Figure 57 : Biohut et illustration du protocole de comptage visuel des poissons.

Tous les individus entrant en interaction évidente avec la zone observée au cours des trois minutes ont été recensés (nombre d'individus par espèce et par taille). IL s'agit d'individus qui étaient présents à l'intérieur ou dessus, se nourrissaient sur la zone, tournaient autour ou se cachaient derrière. Les individus « de passage » ou ne montrant pas un intérêt évident pour la zone observée n'ont pas été retenus.

Le suivi à haute fréquence a duré 34 mois à compter du Mars 2015. Néanmoins, durant la période comprise entre Octobre 2015 et Mai 2016, coïncidant avec les travaux d'entretien au niveau des structures flottantes de la marina, le comptage n'a été possible qu'au niveau de la digue.

2.4. Analyses statistiques

À quelques exceptions liées aux contraintes du terrain (mauvais temps, sécurité, logistiques, travaux d'entretien,), le protocole de suivi adopté a permis d'aboutir à un double recensement mensuel par unité d'observation. Pour comptabiliser l'ensemble des relevés, les analyses ont été réalisées sur les moyennes mensuelles par unité. Les tests paramétrique (ANOVA, suivi du test post-hoc HSD de Tukey) et non paramétrique (Test de Kruskal-Wallis suivi de comparaisons appariée à l'aide du test de Wilcoxon) ont été utilisés pour tester la significativité d'évolution des abondances moyenne, de la richesse spécifique et les différences entre les traitements (Biohuts ou digue). A priori, afin d'homogénéiser les variances, les données ont subi une transformation $\log(x + 1)$. Pour consolider les résultats des différences entre les traitements, une analyse d'ordination (MDS), associée à un test de Permanova a été effectuée sur une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis. Toutes les analyses ont été réalisées avec le logiciel PRIMER 6 ou le software R. Le niveau de significativité a été fixé à $\alpha = 0,05$.

Le pourcentage d'occurrence a également été calculé pour chaque espèce en divisant le nombre total de fois où l'espèce est apparue dans les relevés par le nombre total de relevés. La présence d'un taxon est considérée comme fréquente lorsque $FO \geq 75 \%$, commune lorsque $75 \% > FO \geq 50 \%$, occasionnelle lorsque $50 \% > FO \geq 25 \%$, rare lorsque $25 \% > FO \geq 10 \%$ et accidentelle lorsque $FO < 10 \%$ (e.g. Parlier, 2006 ; Taï et al., 2013).

3. RÉSULTATS

Comme son nom l'indique, le réseau de surveillance du recrutement sur la côte méditerranéenne (RESPIRE) vise à apporter des éléments de réponse sur la caractérisation des populations de post-larves et des juvéniles de poissons recrutant à la côte, leur variation spatiale dans le temps et sur la prospective en matière d'évolution supposée des populations adultes sur le moyen/long terme. En vue de cet objectif, les Biohuts ont été traités comme des Unités d'Observation Standardisées et communes entre les ports. La question sur l'efficacité

des Biohuts en tant que dispositifs artificiels de restauration écologique a été aussi fondamentale.

À l'échelle du site pilote de la marina d'Atalayoun, les résultats concernent essentiellement la dynamique spatio-temporelle des peuplements ichtyques. En effet, leurs caractéristiques générales décrites et leur dynamique spatiale ont été abordées implicitement via la question de l'efficacité écologique.

3.1. Caractéristiques générales

Durant la période de suivi, comprise entre Mars 2015 et Décembre 2017, un total de 54 séances du comptage visuel de poissons en plongée, équivalant à 26,25 heures d'observation effective ont été réalisées, soit un total de 525 relevés. Une fois agrégés par mois, on compte 333 relevés, répartis de façon quasi-proportionnellement entre les Biohuts et la digue, soit respectivement 234 et 99 relevés visuels.

Ce sont 6895 individus qui ont été dénombrés sur toutes les unités d'observation, correspondant à 25 taxons appartenant à 11 familles, dont trois taxons (*Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris* et les Mugilidés) sont fréquents, une espèce (*Thalassoma pavo*) est commune et huit taxons (*Epinephelus marginatus*, *Mycteroperca rubra*, *Oblada melanura*, *Atherinidae*, *Salaria pavo*, *Dicentrarchus labrax*, *Diplodus puntazzo* et les Gobiidés) sont qualifiés d'occasionnels. Les autres espèces sont rares (*Diplodus cervinus*, *Sarpa salpa* et les Blenniidés) ou accidentelles (*Diplodus annularis*, *Dicentrarchus punctatus*, *Serranus cabrilla*, *Sparus aurata*, *Symphodus* sp., *Trachinotus ovatus*, *Scorpaena porcus*, *Serranus scriba*, *Symphodus ocellatus* et les Syngnathidés).

Numériquement, le sar commun, *Diplodus sargus*, est le mieux représenté (32,3% de l'effectif total), suivi des Mugilidés (27,8%) puis des Atherinidés (16,7%) et le sar à tête noir, *Diplodus vulgaris* (12,9%). Les autres taxons ne rassemblent qu'environ 10% de l'effectif total (**Figure 58**).

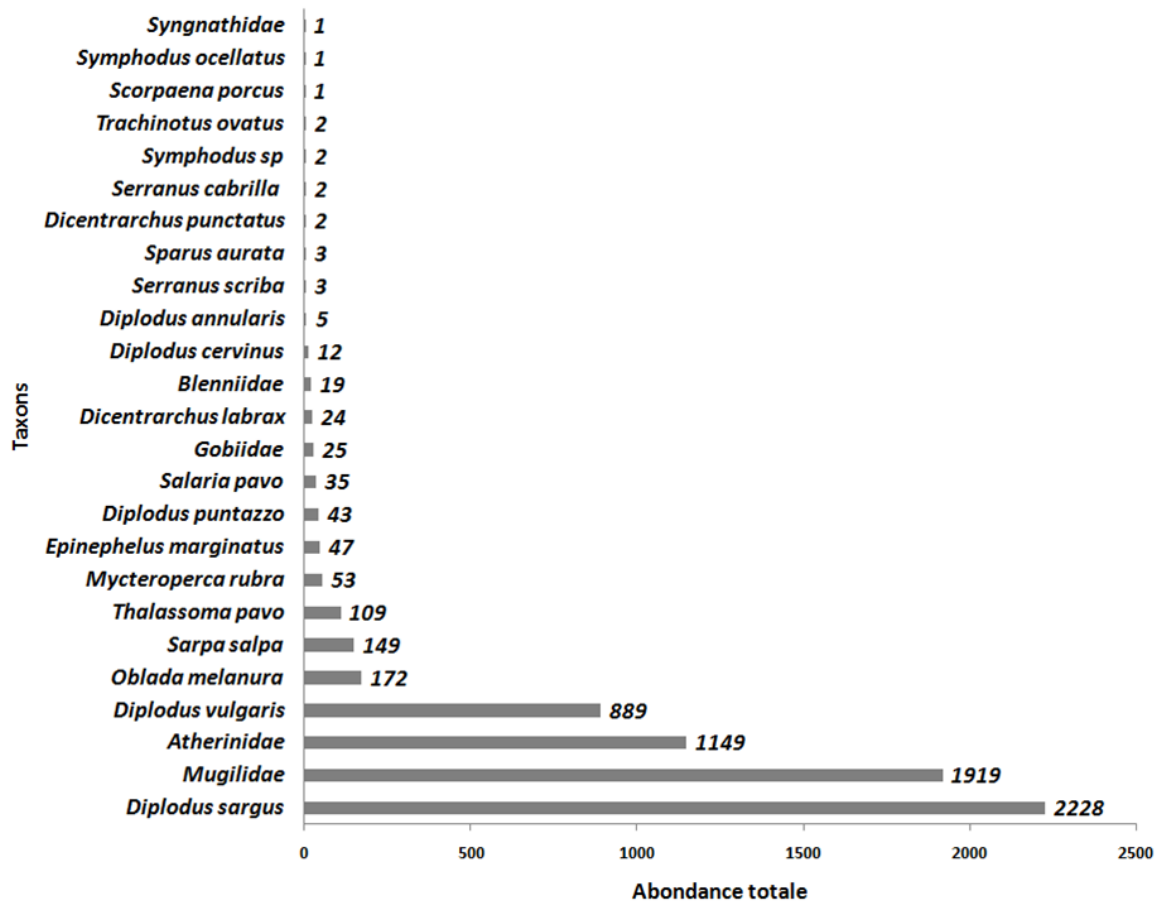


Figure 58 : Composition et abondance totale des taxons ichtyques observés au niveau des habitats artificiels (Biohuts et digues) de la marina d'Atalayoun.

Globalement, l'abondance moyenne mensuelle présente un minimum de $2,5 \pm 1,4$ individus par comptage de 3 min (ind/3min), enregistré en Aout 2017 et un maximum de $161 \pm 8,2$ ind/3min (Avril 2016) avec une valeur moyenne de $20,70 \pm 33,5$ (**Figure 59**). Les fluctuations temporelles d'abondances moyennes ne sont pas significatives (Test deKruskal-Wallis, $p > 0,05$) à l'échelle saisonnier. Cependant, une variabilité interannuelle a été enregistrée (Test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). La comparaison par paires des résultats montre que les abondances moyennes durant la dernière année (2017) étaient significativement inférieures par rapport aux années 2015 et 2016.

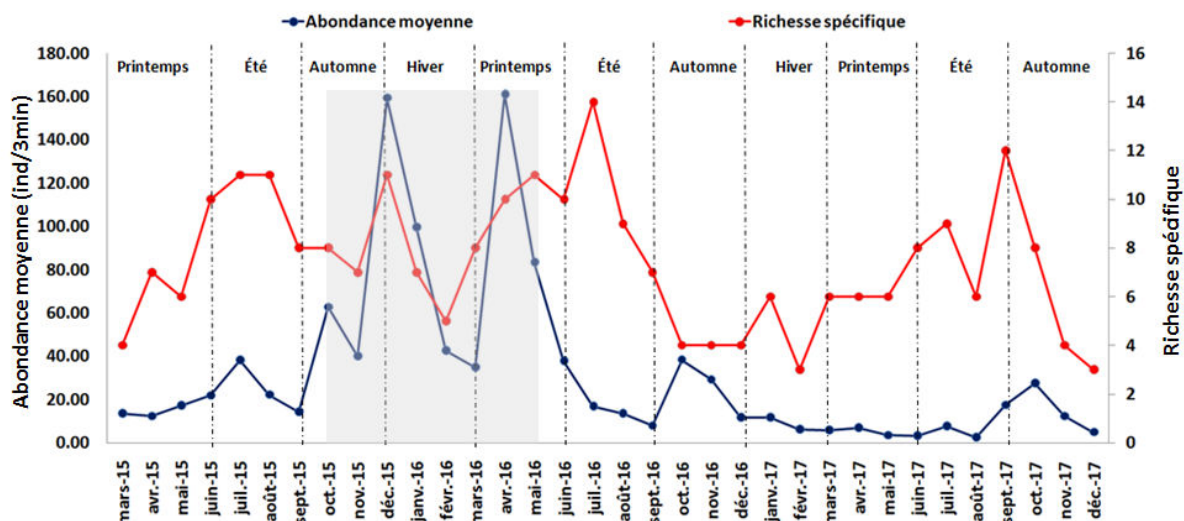


Figure 59 : Évolution mensuelle de l'abondance moyenne et de la richesse spécifique de la faune ichthyique recensée dans la marina d'Atalayoune. Période en sombre : moyennes issues uniquement de la digue.

Quant à la richesse spécifique, elle fluctue entre trois espèces, observées à l'occasion du dernier suivi, et 14 taxons (Juillet 2016), avec une valeur moyenne mensuelle de $7,44 \pm 2,8$ (**Figure 59**). Tout au long de la période de suivi, la richesse spécifique était significativement (Test de Kruskal-Wallis, $p < 0,01$) supérieure en été par rapport aux autres saisons mais avec une homogénéité interannuelle bien prononcée.

3.2. Les Biohut versus la digue

L'objet du suivi consistait à comparer la structure aménagée de Biohut avec la digue non aménagée qui sont considérées comme représentative du milieu naturel environnant (Pastor et al., 2013).

Les analyses ont été limitées aux périodes de suivi commun entre les deux structures. À cet égard, la période comprise entre Octobre 2015 et Mai 2016 – correspondant aux travaux d'entretiens au niveau de la structure flottante de la marina – a été exclue. L'évaluation d'efficacité s'est basée principalement sur deux variables : l'abondance moyenne et la richesse moyenne. Les préférences spécifiques ont été aussi examinées.

3.3. Abondance

Considérant les 25 mois de suivi commun, l'abondance moyenne des poissons s'est avérée significativement ($p < 0,01$) plus élevée pour la digue où une valeur de $38,05 \pm 41,06$ ind/3min a été rapportée. Cette valeur moyenne a été réduite à $8,09 \pm 10,41$ ind/3min pour les Biohuts (**Figure 60**).

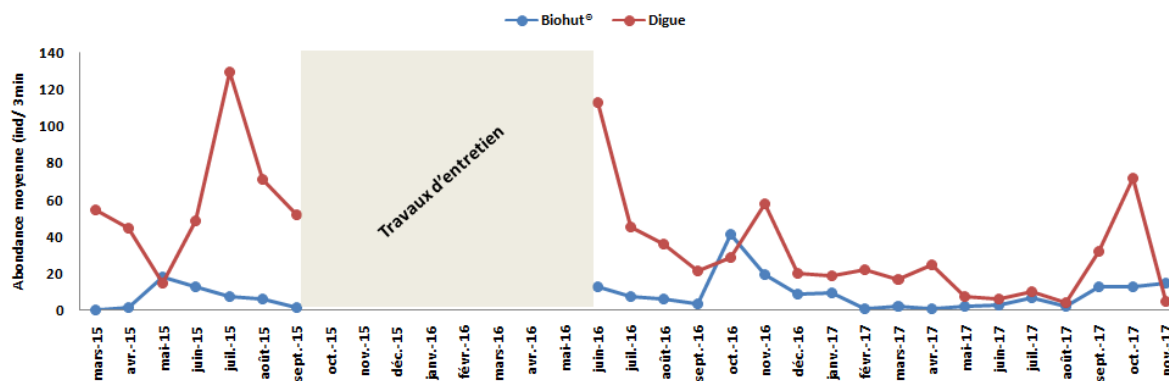


Figure 60 : Evolution de l'abondance moyenne par structure (biohut vs digue) dans la marina d'Atalayoun.

Cette supériorité n'est pas absolue puisque des inégalités entre les taxons ont été observées (**Tableau 20**) : huit ont été uniquement rattachées à la digue dont deux sont occasionnels (athérines et l'oblade), un (gobie) est rare et cinq sont accidentels (crénilabres, bar tacheté et rascasse brune, daurade royale et les syngnathes). La palomine, qualifiée d'ailleurs d'accidentelle, est l'unique espèce qui a été exclusivement observée au niveau des Biohut®.

Tableau 20 : Etats spécifiques d'abondance et d'occurrence inter-structures. Fréquence d'occurrence, FO (F : fréquent ; C : commun ; O : occasionnel ; R : rare ; A : accidentel). (*) différence significative ($p < 0,05$) ; (**) différence très significative ($p < 0,01$).

Famille	Espèce	Nom commun	Abondance moyenne (ind. comptage ⁻¹)		Occurrence		
			Biohut®	Digue	Biohut®	Digue	Combiné
Atherinidae		Athérines	0,0	9.84 ± 30.60	0%	28%	O
Blenniidae		Blennies	0,01 ± 0,10	0.18 ± 0.76	8%	20%	R
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i>	Palomine	0,008 ± 0,09	0	40%	0%	A
Gobiidae		Gobies	0	0.13 ± 0.47	0%	20%	R
Labridae	<i>Salaria pavo</i>	Blennie-paon	0,01 ± 0,16	0.17 ± 0.76	8%	20%	O
Labridae	<i>Symphodus</i> sp.	Crénilabres	0	0.02 ± 0.16	0%	8%	A
Labridae	<i>Thalassoma pavo</i>	Girelle-paon**	0,07 ± 0,30	0.83 ± 1.51	40%	60%	C
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Bar commun	0,05 ± 0,35	0.06 ± 0.37	12%	12%	R
Moronidae	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	Bar tacheté	0	0.02 ± 0.16	0%	8%	A
Mugilidae		Muges*	5,40 ± 7,9	3.04 ± 4.60	92%	68%	F
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	Rascasse brune	0	0.01 ± 0.11	0%	4%	A
Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i>	Mérou brun**	0,19 ± 0,63	0.01 ± 0.11	40%	4%	O
Serranidae	<i>Mycteroperca rubra</i>	Mérou royal	0,18 ± 0,55	0.12 ± 0.40	40%	24%	O
Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	Serran-chèvre	0,004 ± 0,06	0.01 ± 0.11	4%	4%	A
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	Sparaillon	0,01 ± 0,14	0.02 ± 0.16	8%	8%	R
Sparidae	<i>Diplodus cervinus</i>	Sar tambour	0,01 ± 0,09	0.05 ± 0.22	4%	12%	R
Sparidae	<i>Diplodus puntazzo</i>	Sar à museau pointu*	0,11 ± 0,66	0.05 ± 0.36	24%	4%	R
Sparidae	<i>Diplodus sargus</i>	Sar commun**	1,92 ± 3,35	14.6 ± 18.11	88%	100%	F
Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>	Sar à tête noire**	0,07 ± 0,37	6.34 ± 9.68	28%	96%	F
Sparidae	<i>Oblada melanura</i>	Oblade	0	0.98 ± 3.24	0%	40%	O
Sparidae	<i>Sarpa salpa</i>	Saupe	0,004 ± 0,06	1.48 ± 6.14	4%	16%	R
Sparidae	<i>Sparus aurata</i>	Dorade royale	0	0.04 ± 0.19	0%	8%	A
Syngnathidae		Syngnathes	0	0.01 ± 0.11	0%	4%	A
Abondance moyenne**			8,09 ± 10,41	38,05 ± 41,06			

Un grand nombre de taxons communs entre les deux habitats ne présentent aucune préférence significative. Il s'agit de deux espèces occasionnelles (blennie-paon et mérou royal), de cinq taxons rares (blennies, bar commun, sparaillon, sar tambour et la saupe) et l'accidentel serran-chèvre.

Les taxons restants, dont les abondances et les fréquences sont plus importantes, sont repartis entre trois espèces significativement abondantes sur la digue contre trois autres taxons significativement abondants sur les biohuts. Il s'agit de la girelle-paon, le sar commun et le

sar à tête noire du côté digue et les muges, le sar à museau pointu et le mérou brun du côté biohuts.

3.4. Richesse spécifique

Pour ce qui est de la richesse moyenne, elle est également significativement supérieure dans la digue que dans les Biohuts. Ce qui est confirmé par l'analyse de la variance (Anova, $p < 0,01$) appliquée sur les moyennes mensuelles pour chacune des deux structures : $3,82 \pm 1,62$ espèces par comptage de 3 min (min = $1,66 \pm 0,57$ en Novembre 2017 ; max = $7,33 \pm 2,51$ en Juillet 2016) au niveau de la digue, contre une moyenne de $1,79 \pm 1,07$ espèces par comptage de 3 min (min = $0,11 \pm 0,33$ en Mars 2015 ; max = $4 \pm 1,11$ en Octobre 2017) sur les Biohuts (Figure 61).

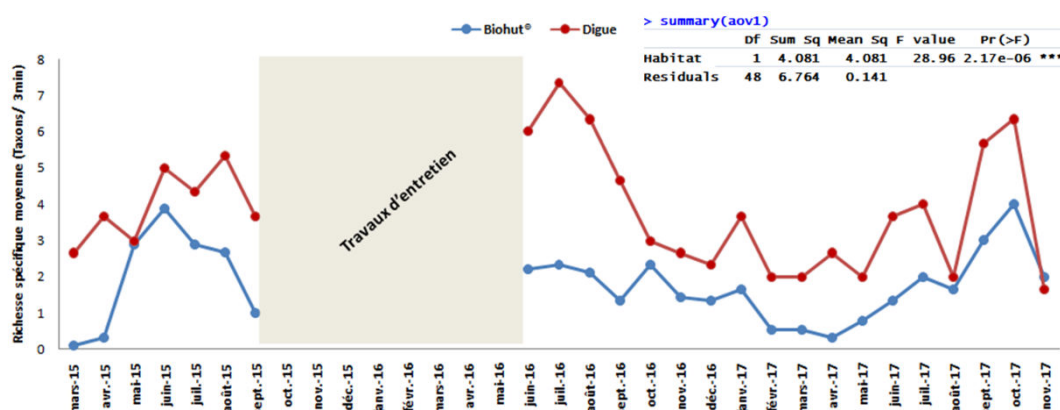


Figure 61 : Evolution de la richesse moyenne par structure.

3.5. Traitement par classes de taille

Parmi les 14 classes de tailles considérées pour ce traitement, deux (5 mm et 35 mm) n'ont été représentés par aucun individu. Les autres classes prédéfinies ont été intégralement représentées au niveau de la digue. Du côté Biohut, à l'exception de la classe de 10 mm qui est représentée par un seul individu, tous les autres taxons observés ont des tailles de 40 à 50 mm et plus (Figure 62).

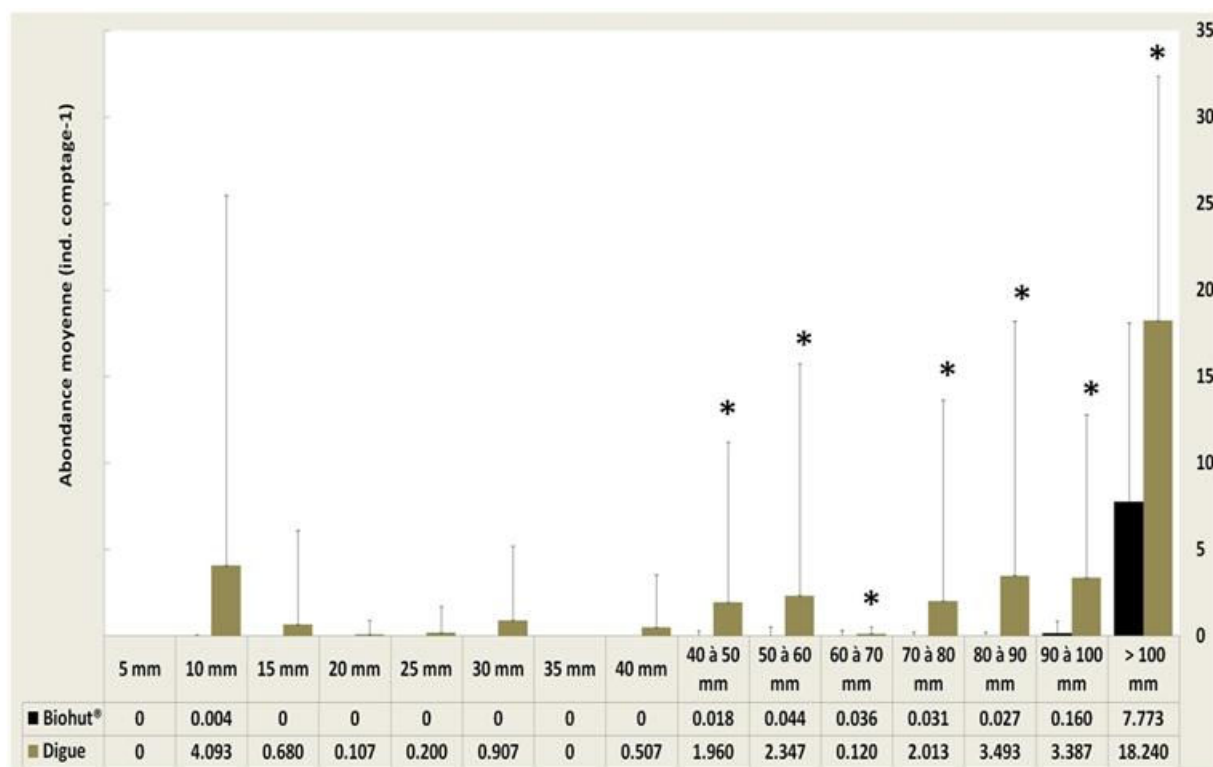


Figure 62 : Comparaison des classes de taille entre les structures (Biohut vs Digue) dans la marina d'Atalayoun. (*) différence significative ($p < 0,05$, test de Kruskal-Wallis).

Quel que soit la structure (Biohut ou digue), la classe de taille faisant 100 mm et plus était mieux représentée en termes d'abondance avec une supériorité significative en faveur de la digue (Test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

4. DISCUSSION

Les peuplements ichthyques inventoriés dans la marina d'Atalayoun reflètent en miniature la diversité ichthyque de la lagune de Marchica. La dominance qualitative et numérique des Sparidés, Mugilidés et des Anthéridies sont une caractéristique commune des lagunes méditerranéennes (Kara et Quignard, 2018 ; Pérez-Ruzafa et al., 2011, 2007 ; Franco et al., 2008). Toutefois, même si les méthodes et les efforts d'échantillonnages sont très différents entre les habitats naturels (sennes coulissantes, $\sim 800 \text{ m}^2$) et la marina d'Atalayoun (recensement visuel, $12 \times 4 \text{ m}^2$), celle-ci semble avoir une diversité moyenne ($7,44 \pm 2,79$) plus élevée que le reste de la lagune ($5,35 \pm 2,51$, cf. chapitre 5). En cause, l'effet combiné d'attractivité, induit par les structures de la marina (Coleman et Connell, 2001 ; Moreau et al., 2008) et amplifiée par l'introduction des micro-habitats artificiels (Biohut®), s'avère prononcée. Des conclusions proches ont été tirées de l'expérience française suite au projet

NAPPEX (<http://www.nappex.fr>). Dans ce sens, la présence des Biohut® dans six ports méditerranéens a été jugé avoir un effet positif en termes d'abondance et de richesse moyenne (Lecaillon et al., 2015).

Cependant, il est difficile d'évaluer avec certitude le poids de chacun de deux habitats (Biohuts vs Digue) dans le gain positif, surtout en raison des petites dimensions de la marina d'Atalayoun, rendant la discrimination spatiale moins importante. Il est, toutefois, fortement probable que les disparités enregistrées en matière des peuplements de poissons sont dues à des différences dans la structure des habitats concernées et à la proximité de la digue. Ceci repose sur plusieurs éléments liés et interdépendants : la variété de taille des cavités de refuge (Roberts et Ormond, 1987), la rugosité du substrat (Risk, 1972 ; Roberts et Ormond, 1987 ; Jennings et al. , 1996 ; Ohman et Rajasuriya, 1998), l'hétérogénéité du substrat (Ohman et Rajasuriya, 1998 ; McCoy et Bell, 1991), la hauteur de l'habitat (Luckhurst et Luckhurst, 1978 ; Molles, 1978), la disposition des éléments structuraux (Tokeshi et Arakaki, 2011) et le volume de cavités occupé (Ruitton et al., 1999). Dans ce sens, la plupart des éléments suscités font de la digue de la marina d'Atalayoun un habitat de complexité structurelle plus élevée par rapport à l'enceinte composée des pontons flottant, complexés par 50 Biohuts, faisant un volume total de 7 m³ (0.14 m³ x 50). Ceci est cohérent avec la supériorité significative de la digue en termes d'abondance et de diversité (Simpson, 1949 ; Horan et al., 2000 ; Ferreira et al., 2001 ; Harding et Mann, 2001 ; Bulleri et al., 2004 ; Kelaher et Castilla, 2005 ; Tews et al., 2005 ; Matias et al., 2010). C'est d'ailleurs ce qui ressort plus clairement de la projection spatiale du peuplement de poissons sur un plan bidimensionnel (Analyse d'ordination nMDS) effectuée sur la base d'une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis. On y voit clairement que les relevés visuels s'organisent en deux groupes distincts (**Figure 63**). Les différences significatives entre ces groupes sont confirmées par le test Permanova ($p < 0,05^*$).

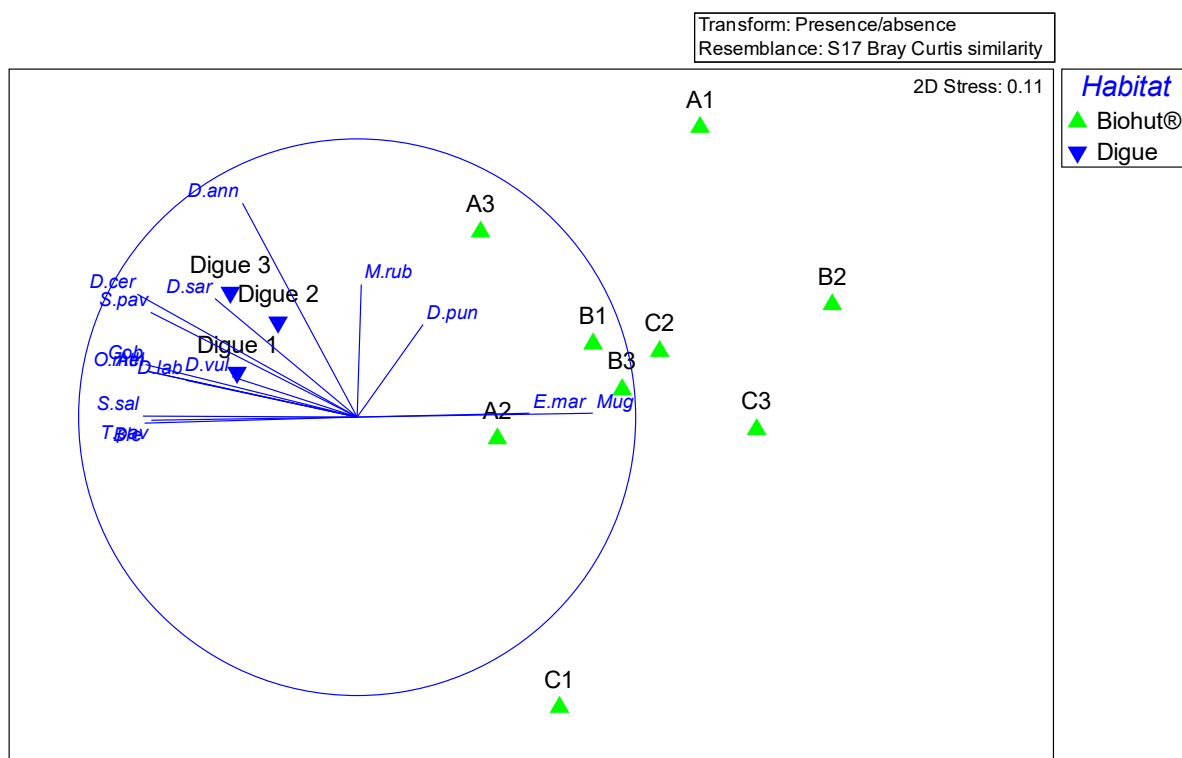


Figure 63 : Analyse d'ordination (nMDS) effectuée sur la base d'une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis pour les assemblages ichtyques dans les biohut et la digue de la marina d'Atalayoun.

Contrairement aux résultats exhaustifs, il semble que la qualité des micro-habitats artificiels (Biohut) a influencé positivement les préférences de certaines espèces. Cet effet est très probant pour le cas du mérou brun, exclusivement présent en forme juvénile (Longueur totale souvent inférieure à 100 mm) et ayant une exigence élevée en matière de la qualité d'habitat, en particulier la disponibilité des abris adaptés aux jeunes stades (La Mesa et al., 2002). Dans le cas du mérou brun, il semble que la qualité des Biohuts, en tant que micro-habitats juvéniles, est factuellement meilleure que celle de la digue. En cohérence avec ce constat, Mercader et al. (2017) supposent que la mise en place d'habitats artificiels de type Biohuts pourrait favoriser des espèces menacées comme le mérou brun (*Epinephelus marginatus*). Contrairement à leur congénère qui fréquente les cavités de façon habituelle (Francour et al., 2007), le mérou royal (*Mycteroperca rubra*) utilise de manière équivalente les deux structures artificielles à savoir les Biohuts et la digue. Il se rencontre le plus souvent en pleine eau (Francour et al., 2007), mais avec une nette affinité pour la proximité des habitats artificiels.

En référence aux objectifs escomptés de l'utilisation des Biohuts, la spécificité de micro-habitat pour les juvéniles du sar à museau pointu (*Diplodus puntazzo*) était aussi très probante

et leurs abondances observées dans la digue étaient quasiment nulles. En effet, sur les 29 individus recensés dans la marina d'Atalayoun, 25 ont été observés sur les biohuts dont 14 ayant une taille inférieure à 100 mm. Ceci est cohérent avec les conclusions issues des études pilotes basées sur les mêmes modules d'observation notamment celle de Bouchoucha et al. (2016) qui ont confirmé la spécificité des micro-habitats de type Biohuts en tant que habitats juvéniles préférentiels du sar à museau pointu. Ce comportement vis-à-vis des Biohuts ne concerne pas les autres Sparidés, plus particulièrement ceux déjà observés au stade juvénile dans d'autres marinas, à savoir le sar commun et le sar à tête noire (Bouchoucha et al., 2016). Ceux-ci ont été observés en abondance différentielle et en large gamme de taille sur la digue, alors que la quasi-totalité des individus inventoriés dans les Biohuts ont une taille de plus de 100 mm et seulement quatre individus de taille comprise entre 90 et 100 mm y ont été observés. La présence des sars en forme juvénile dans la marina d'Atalayoun convient largement avec leur rôle potentiel de nourricerie. Par ailleurs, la présence différentielle des jeunes stades du sar à tête noir et le sar commun dérive en partie de leur plasticité vis-à-vis des habitats étudiés (Nappex, 2015 ; Bouchoucha 2016, 2017 ; Mercader et al., 2017).

En guise de conclusion, les résultats, issus de ce projet pilote, consolident l'hypothèse d'utilisation des micro-habitats artificiels adaptés aux jeunes stades comme dispositifs de restauration écologique des petits fonds côtiers aménagés. En outre, des spécificités liées à la qualité des habitats artificiels ont été révélées, comme c'était le cas pour les mérous et les sars. Ceci nous renvoie vers la nécessité d'études écologiques plus approfondies pour mieux cerner l'exigence des espèces en termes d'habitat afin d'orienter les dispositifs de restauration écologique vers un niveau plus précis et adapté aux sensibilités des espèces vis-à-vis des impacts générés par les aménagements côtiers.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les lagunes font actuellement l'objet d'un intérêt scientifique croissant. D'une part, en raison des menaces liées au développement des activités humaines dont elles sont le siège, et d'autre part, grâce à la prise de conscience de l'importance des fonctions écologiques et économiques de ces écosystèmes. A ce propos, leur fonction de nourricerie pour un grand nombre d'espèces de poissons d'intérêts économiques majeurs est une question fondamentale dans le contexte d'une gestion fondée sur une approche factuelle.

Une nourricerie peut être décrite comme une zone restreinte où les juvéniles d'une espèce passent une période limitée de leur cycle de vie, au cours de laquelle ils sont séparés dans l'espace et dans le temps des adultes et où leur survie est meilleure grâce à des conditions propices d'alimentation, de croissance et de refuge. Ces conditions biologiques sont essentielles pour l'évaluation de la qualité des habitats en tant que nourriceries, mais ne suffisent pas pour estimer leur contribution effective au renouvellement du stock d'adultes. Selon Beck et al. (2001), un habitat juvénile est une zone de nourricerie si sa contribution par unité de surface à la production d'individus adultes est supérieure à celles des autres habitats juvéniles. Ce dernier auteur a proposé une redéfinition de la fonction de nourricerie axée sur la validation de quatre critères nécessaires et suffisants à savoir : (1) une présence durable de fortes abondances de juvéniles, (2) une croissance différentielle favorisée par une alimentation qui privilégie les proies produites *in situ*, (3) une survie différentielle et (4) une connectivité avec les habitats adultes.

La lagune de Marchica, sur la côte méditerranéenne marocaine, est un site d'importance à la fois nationale et internationale, dont le rôle potentiel de nourricerie pour les poissons marins n'avait jamais été examiné de manière quantitative. Partant de ce constat, le présent travail a évalué, pour la première fois, le rôle potentiel de la lagune en tant que nourricerie ichthyque avec une ouverture sur la restauration écologique de cette fonction.

APPROCHE QUANTITATIVE DE LA FONCTION DE NOURRICERIE

L'évaluation de la fonction de nourricerie de la lagune de Marchica a été basée sur une approche spatio-temporelle issue d'un suivi sur un cycle annuel entre Octobre 2015 et Septembre 2016. Elle est passée par (1) une actualisation de l'inventaire de la faune ichthyque de la lagune, (2) une analyse de la dynamique spatio-temporelle des assemblages ichthyques de la lagune et les facteurs environnants qui la contrôlent et (3) une évaluation de la connectivité

de la lagune avec l'extérieur à travers la technique capture-marquage-recapture. Les principaux résultats issus de cette étude se résument comme suit :

- **Actualisation et analyse de la diversité ichthyique de la lagune de Marchica**

Le travail d'inventaire avait pour première objectif de dresser un bilan actualisé des peuplements de poissons (Ostéichthyens) de la lagune de Marchica, en se basant sur les différentes études réalisées depuis le début du XX^{ème} siècle, mais également sur un suivi scientifique renforcé réalisé au cours de deux années en faisant appel à des techniques différentes : pêche scientifique, comptage visuel en plongé et observation directe auprès de la pêche professionnelle. Notre inventaire fait état de **84** espèces de poissons dont **32** sont signalées pour la première fois dans la lagune de Marchica.

La compilation des données historiques, qui remontent à plus de 100 ans, a permis de recenser un total de 112 espèces valides, répartis en 70 genres, 33 familles et 9 ordres. La comparaison fonctionnelle entre les inventaires, réalisés avant et après l'ouverture de la nouvelle passe en 2011, révèlent que les changements les plus importants se résument dans un flux supplémentaire d'espèces marines. Ceci peut être lié à l'ouverture de la nouvelle passe depuis 2011, favorisant l'échange ichthyique avec la mer. L'examen des guildes trophiques montre que les modifications ont concernés essentiellement les groupes des benthivores (neuf espèces disparues contre 15 nouvellement installées) et le groupe des partiellement benthivores (sept espèces disparues contre neuf qui ont été nouvellement installées). Ceci suppose des évolutions remarquables au niveau des habitats benthiques de la lagune de Marchica après l'ouverture artificielle de la passe en 2011.

- **Dynamique spatio-temporelle des peuplements ichthyiques et leurs facteurs structurants**

Les résultats recueillis à partir de pêches expérimentales, réalisées au moyen de la senne tournante coulissante, entre Octobre 2015 et Septembre 2016, montrent que les peuplements ichthyiques de la lagune sont jeunes, assez diversifiés et qualitativement dominés par un nombre réduit des taxons. Numériquement, les clupéidés sont les mieux représentés (41,88 % de l'abondance totale), de loin suivis des engraulidés, gobiidés et athérinidés (Respectivement : 19,64 %, 18,46 % et 10,80% de l'abondance totale). Les labridés, sparidés, mugilidés, carangidés et mullidés font respectivement 2,69 %, 2,39%, 2,33%, 0,67% et 0,46%.

Pondéralement, les familles qui dominent dans l'ensemble des captures sont par ordre d'importance : les mugilidés (42,95%), les clupéidés (26,26 %), les gobiidés (9,76%), les engraulidés (5,81 %), les labridés (3,67%), les sparidés (3,5%), les athérinidés (2,93 %), les anguillidés (1,42 %) et les mullidés (1,38 %). Selon l'indice de fréquence relative qui tient compte en même temps de l'abondance, la biomasse et l'occurrence, le TOP des espèces typiques de la lagune sont par ordre d'importance : la sardine commune, le gobie noir, l'anchois commun, les mulets, le joël, le crénilabre cendré, le sar à tête noire, le rouget de vase, la palomine, la grande allache, le sparaillon, la bogue et l'anguille commune.

L'examen de la structure spatiale des assemblages de poissons de la lagune de Marchica a révélé une nette disparité entre les espèces benthodémersales et pélagiques. De point de vue benthodémersal, la lagune se présente en deux grandes unités biologiques remarquables : la première à affinité marine et qui correspond à la moitié nord de la lagune, elle est considérablement typifiée par les espèces d'origine marine. La seconde moitié est dotée d'une affinité lagunaire et majoritairement typifiée par les espèces résidentes. En revanche, aucune structure spatiale relative aux espèces pélagiques n'a été identifiée, ce qui laisse supposer que la lagune se comporte comme une entité relativement homogène pour les espèces dépendantes de la colonne d'eau. La profondeur se révèle déterminant dans la structure spatiale des assemblages ichtyques de la lagune. Toutefois, elle doit être interprétée comme une variable qui interagit avec d'autres facteurs tels que la couverture végétale, le pH, la température et l'oxygène dissous pour les poissons benthodémersaux, et la salinité et la matière en suspension pour les poissons pélagiques.

L'examen de la dynamique temporelle du peuplement ichtyque a mis en évidence une structure bien distincte entre la période froide (Décembre, Janvier, Février et Mars) et la période chaude (Avril, Mai, Juin, Juillet, Août, Septembre, Octobre et Novembre). Cette organisation temporelle semble pilotée par le climat dominant dans la région, typiquement méditerranéen, à caractère saisonnier avec deux saisons contrastées : une saison froide et humide et une saison chaude et sèche. En effet, la température en synergie avec la matière en suspension et la salinité, semble être le paramètre environnemental le plus important qui influence l'abondance des espèces de poissons dans la lagune de Marchica.

- **Evaluation quantitative de la fonction de la lagune en tant que nourricerie ichtyque**

Grâce au suivi scientifique par pêche expérimentale aussi bien dans la lagune qu'en zone marine adjacente, il a été possible de réunir les éléments de réponse nécessaires à l'évaluation de la fonction de nourricerie selon les critères proposés par Beck et al. (2001).

Qualitativement, la famille des Sparidés se révèle plus concernée par cette question. En effet, cette famille est historiquement la plus diversifiée dans la lagune de Marchica. Elle est représentée par au moins 17 espèces dont 14 ont été capturés récemment. Elle est également mieux représentée dans les débarquements *in situ*, où elle constitue le premier groupe pêché en abondance dans la lagune de Marchica, dont les plus représentatives sont les sars et la dorade. Leur présence sous forme quasi-exclusivement juvénile est un indicateur significatif du rôle potentiel de la lagune en tant que nourricerie ichtyque.

Quantitativement, le sar à tête noire se révèle emblématique de la fonction de nourricerie. En plus de leur présence en forme quasi-exclusivement juvénile, il a été durablement présent dans la lagune et en densité significativement supérieure qu'en mer adjacente ; ce qui lui a permis d'acquérir des performances écologiques meilleures. Même si elle n'a pas permis de quantifier les échanges qui existent entre la lagune et la mer adjacente, les résultats de la technique 'capture-marquage-recapture', plaident en faveur d'une connectivité entre l'habitat nourricerie et l'habitat adulte. A l'issue de ces résultats, nous pouvons confirmer que la lagune de Marchica remplit pleinement la fonction de nourricerie telle qu'elle est définie par Beck et al. (2001).

RESTAURATION ECOLOGIQUE DES PETITS FONDS COTIERS DE LA LAGUNE DE MARCHICA : APPLICATION DE L'INGENIERIE ECOLOGIQUE

Dans un contexte marqué par une forte pression sur les petits fonds côtiers, la conservation seule de ces écosystèmes et leurs fonctions écologiques associées ne sont plus suffisantes. La restauration écologique pourrait donc constituer un complément essentiel de l'approche conservatrice. L'ingénierie écologique propose des solutions techniques innovantes. Certaines existent déjà et d'autres continuent d'être développées. Le procédé d'habitat artificiel du type « Biohut » offre un bon exemple de produit d'ingénierie écologique dédié à la restauration des nurseries des zones portuaires y compris les marinas.

En Juin 2014, et dans une perspective de reconquête écologique de la lagune de Marchica, la société Ecocean a équipé la marina d'Atalayoun en 50 Biohut de type ponton pour permettre aux juvéniles de poissons de retrouver un refuge adapté au stade post-larve et juvénile, stade critique du cycle de vie des poissons. L'efficacité de ces microhabitats en termes de restauration écologique était une question fondamentale de la deuxième partie de cette thèse.

Les suivis scientifiques par comptage visuel et pêche scientifique, menés dans le cadre du projet RESPIRE-Nador, ont permis de mettre en évidence que la présence de Biohut a un effet positif sur la faune ichthyque au niveau de la marina d'Atalayoun. Celle-ci semble avoir une diversité moyenne plus élevée que le reste de la lagune. L'effet d'attractivité induite par les structures de la marina et amplifié par l'introduction des microhabitats artificiels (Biohut®) s'avère bien prononcée.

Le procédé (Biohut®) semble aussi influencer positivement les préférences de certaines espèces notamment les sars et les mérours. En l'occurrence, sur les 29 individus du sar à museau pointu recensés dans la marina d'Atalayoun, 25 ont été observés sur les biohuts dont 14 ayant une taille inférieure à 100 mm. Ceci est parfaitement cohérent avec la spécificité des micro-habitats de type Biohuts en tant que habitats juvéniles préférentiels du sar à museau pointu.

Ce comportement positif vis-à-vis des micro-habitats concerne aussi les mérours. Par rapport aux habitats naturels et la digue, les Biohuts ont abrité les densités les plus élevées des juvéniles mérours, que ce soit pour le mérour brun ou le mérour royal. Ils peuvent ainsi être considérés comme des réservoirs pour les jeunes mérours, y compris l'espèce emblématique de la Méditerranée le mérour brun. Ces microhabitats artificiels sont aussi utiles pour renforcer le rôle de la lagune en tant que nourricerie ichthyque. En outre, les Biohuts peuvent également servir de support pour la création de petites réserves marines, pouvant favoriser à long terme la reconstitution de certaines espèces menacées.

ORIENTATIONS FUTURES ET PRIORITES DE RECHERCHE

La première partie de ce travail a porté sur le rôle de la lagune en tant que nourricerie pour les poissons. Même si certaines questions persistent encore quant à la contribution globale de la lagune au stock exploité dans la Méditerranée marocaine, les résultats obtenus ont prouvé que cet écosystème peut bien jouer un rôle de nourricerie. Toutefois, seuls les sparidés ont été

examinés. Pourtant, la lagune est également utilisée comme habitat essentiel par les adultes et les juvéniles de nombreuses espèces. Il est donc probable qu'ils peuvent jouer d'autres fonctions autres que celle de nourricerie. Il serait donc intéressant d'enrichir cette étude par le suivi des paramètres biologiques et le régime alimentaire des espèces typiques de la lagune. Ceci pourrait renseigner sur une éventuelle utilisation la lagune en tant que zone de frayère ou de nourrissage. Les travaux futurs devraient également prendre en considération d'autres facteurs déterminant de la faune ichtyque tels que les interactions inter et/ou intraspécifique, les préférences trophiques et la pression anthropique. Il serait également intéressant d'élargir l'étendue spatiale de cette étude de manière à identifier les nourriceries côtières potentielles le long de la Méditerranée marocaine.

S'agissant de la restauration écologique, les résultats issus du projet pilote RESPIRE-NADOR consolident l'hypothèse d'utilisation des micro-habitats artificiels adaptés aux jeunes stades comme dispositifs de restauration écologique des petits fonds côtiers aménagés. En outre, des spécificités liées à la qualité des habitats artificiels ont été révélées, comme c'était le cas pour les mérous et les sars. Ceci nous renvoie vers la nécessité d'études écologique plus approfondies pour mieux cerner l'exigence des espèces en termes d'habitat afin d'orienter les dispositifs de restauration écologique vers un niveau plus précis et adapté aux sensibilités des espèces vis-à-vis des impacts générés par les aménagements côtiers. Il s'agit donc d'un axe de Recherche et de Développement en matière de l'ingénierie écologique qui croise les différents acteurs (scientifiques, gestionnaires, élus, usagers, maîtres d'ouvrages, société civile, secteur privé ...) qui pourrait se développer dans un contexte de coopération franco-marocaine déjà établie. Il s'agit là d'une opportunité pour le Maroc de se positionner comme Leader en Afrique en matière d'ingénierie écologique au service de restauration des écosystèmes anthropisés.

Conformément à cette perspective, la question d'installer des équipements d'habitats artificiels dans les prochains projets de marinas dans la lagune de Marchica est très pertinente, tant en termes de réparation des dommages attendus ou comme actions des bonnes pratiques pour améliorer l'acceptabilité écologique des aménagements portuaires.

Néanmoins, pour assurer une meilleure efficacité, les actions de conservation des petits fonds côtiers et de leur biodiversité doivent être planifiées et coordonnées. Il est également important que cela soit fait à une échelle spatiale et temporelle appropriée pour intégrer les processus biologiques et écologiques en jeu dans les fonctions écologiques des petits fonds

côtiers. Il est donc crédible d'envisager des projets d'ingénierie écologique en milieu portuaire le long de la côte méditerranéenne marocaine. Ces actions de restauration écologiques dans les enceintes portuaires pourraient constituer un début envers une labellisation écologique des ports marocains.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abecasis, D., Bentes, L. & Erzini, K. (2009) Home range, residency and movements of *Diplodus sargus* and *Diplodus vulgaris* in a coastal lagoon: Connectivity between nursery and adult habitats. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 85 (4), 525-529.
- Able, K.W., Fahay, M.P., Witting, D.A., McBride, R.S., Hagan, S.M. (2006). Fish settlement in the ocean vs. estuary: comparison of pelagic larval and settled juvenile composition and abundance from southern New Jersey, U.S.A. *Est. Coast. Shelf Sci.* 66, 280-290.
- Afonso, P., Fontes, J., Santos, R.S. (2011). Small marine reserves can offer long-term protection to an endangered fish. *Biological Conservation*. 144, 2739-2744.
- Airolidi, L., & Beck, M. W. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. In *Oceanography and marine biology* (pp. 357-417). CRC Press.
- Akaike, H. (1973). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In 2nd International Symposium of Information Theory, pp. 716- 723. Ed. by N. Petrov, and F. Csaki. Akademia Kiado, Budapest.
- Aknaf, A., Akodad, M., Layachi, M., El Madani, F., Jaddar, A., Mesfioui, A., & Baghour, M. (2017). Study of the spatial and temporal variation of physical-chemical parameters characterizing the quality of surface waters of the lagoon Marchica–North-East Morocco.
- Aknaf, A., Akodad, M., Moumen, A., Chekroun, K. B., Elhamouti, C., Bailal, A., & Baghour, M (2015). Impact of the new pass on the eutrophication of the lagoon Marchica: Study of the two sites BouAreg and Mohandis. *Mater. Environ. Sci.* 6: 2939-2943.
- Alabiso, G., Cannalire, M., Ghionda, D., Milillo, M., Leone, G., & Caciorgna, O. (1997). Particulate matter and chemical-physical conditions of an inner sea: the Mar Piccolo in Taranto. A new statistical approach. *Marine Chemistry*, 58(3-4), 373-388.
- Albaret, J.J., (1991). Techniques d'échantillonnage des peuplements de poissons. Document présenté à la reunion « peuplements ichtyologiques à Paris du 20 au 21 Juin 1991, 8 p., multigr.
- Aliaume, C., Do Chi, T., Viaroli, P., & Zaldívar, J. M. (2007). Coastal lagoons of Southern Europe: recent changes and future scenarios. *Transitional Waters Monographs*, 1(1), 1-12.
- Aloncle, H. (1961). La pêche dans la "Mar Chica" de Mellila. *Bull.Inst.Pêches Marit.Maroc.* 7,13-32.
- Alongi, D.M. (1998). *Coastal Ecosystem Processes*. CRC Press, Boca Ratón.
- Altin, A., Özen, Ö., Ayyildiz, H., & Ayaz, A. (2015). Feeding habits and diet overlap of juveniles of 2 sparids, *Diplodus puntazzo* (Walbaum, 1792) and *Diplodus vulgaris* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817), from the North Aegean Sea of Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 39(1), 80-87.
- Anderson, M. J., & Millar, R. B. (2004). Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 305(2), 191-221.
- Anderson, M., Gorley, R. N. R. N., Clarke, K., Anderson, M. J., Gorley, R. N., Clarke, K. R., & Andersom, M. J. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER. Guide to software and statistical methods.
- Andrello, M., Mouillot, D., Beuvier, J., Albouy, C., Thuiller, W., et al. (2013). Low Connectivity between Mediterranean Marine Protected Areas: A Biophysical Modeling Approach for the Dusky Grouper *Epinephelus marginatus*. *PLoS ONE* 8(7): e68564. doi:10.1371/journal.pone.0068564.
- Austin, M. P., Belbin, L., Meyers, J. A., Doherty, M. D., & Luoto, M. (2006). Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: role of artificial data and theory. *Ecological Modelling*, 199(2), 197-216.
- Bachelet, G., De Montaudouin, X., Auby, I., & Labourg, P. J. (2000). Seasonal changes in macrophyte and macrozoobenthos assemblages in three coastal lagoons under varying degrees of eutrophication. *ICES Journal of Marine Science*, 57(5), 1495-1506.

- Baine, M. (2001). Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. *Ocean & Coastal Management*, 44(3-4), 241-259.
- Bakun, A. (2006). Wasp-waist populations and marine ecosystem dynamics: navigating the “predator pit” topographies. *Progress in Oceanography*, 68(2-4), 271-288.
- Bally, R. (1987). Conservation problems and management options in estuaries: the Bot River estuary, South Africa, as a case-history for management of closed estuaries. *Environmental Conservation* 14(1): 45–51.
- Baran, E. (1995). Dynamique spatio-temporelle des peuplements de poissons estuariens en Guinée : Relations avec le milieu abiotique.
- Barbault, R. (1992). *Écologie des peuplements : Structure, dynamique et évolution*. Masson.
- Barbier, E. B. (2012). Progress and challenges in valuing coastal and marine ecosystem services. *Review of Environmental Economics and Policy*, 6(1), 1-19.
- Bariche, M., Heemstra, P. (2012). First record of the blacktip grouper *Epinephelus fasciatus* (Teleostei: Serranidae) in the Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records*, page 1 of 3. Marine Biological Association of the United Kingdom, Vol. 5. Published online.
- Barnes, R. S. K. (1994). A critical appraisal of the application of Guelorget and Perthuisot's concepts of the paralic ecosystem and confinement to macrotidal Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 38(1), 41-48.
- Bazaïri, H., Bayed, A., Glémarec, M. and Hily, C. (2003) Spatial organisation of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon of the NW African coast (Merja Zerga, Morocco). *Oceanologica Acta*. 26, 457-471.
- Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., ... & Orth, R. J. (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *Bioscience*, 51(8), 633-641.
- Beets, J., Hixon, M.A. (1994). Distribution, persistence, and growth of groupers (Pisces: Serranidae) on artificial and natural patch reefs in the Virgin Islands. *Bull. mar. Sci.*, 55(2-3) : 470-483.
- Ben Maiz, N. (1997). Le Lac Nord de Tunis : un milieu en mutation. *Gestion et conservation des zones humides tunisiennes*. Actes de séminaire, 77-84.
- Bergen, S.D., Bolton, S.M. & Fridley, J.L. (2001). Design principles for ecological engineering. *Ecological Engineering*, 18, 201-210.
- Berryhill Jr, H. L., Dickinson, K. A., & Holmes, C. W. (1969). Criteria for recognizing ancient barrier coastlines. *AAPG Bulletin*, 53(3), 706-707.
- Bianchi, C. N., & Morri, C. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine pollution bulletin*, 40(5), 367-376.
- Bilby, R. E., Fransen, B. R., & Bisson, P. A. (1996). Incorporation of nitrogen and carbon from spawning coho salmon into the trophic system of small streams: evidence from stable isotopes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(1), 164-173.
- Bishop, M.J., Mayer-Pinto, M., Airoidi, L., Firth, L.B., Morris, R.L., Loke, L.H.L., Hawkins, S.J., Naylor, L.A., Coleman, R.A., Chee, S.Y. & Dafforn, K.A. (2017). Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*.
- Blaber, S. J. M. (2000). *Tropical Estuarine Fishes; Ecology, Exploitation and Conservation*. Blackwell Science, Oxford.

- Blaber, S. J. M., & Blaber, T. G. (1980). Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of fish biology*, 17(2), 143-162.
- Blaber, S. J. M., Brewer, D. T., & Salini, J. P. (1995). Fish communities and the nursery role of a tropical bay in the Gulf of Carpentaria, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40, 177–193.
- Bodilis, P., Ganteaume, A., Francour, P. (2003). Recruitment of the dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) in the Northwestern Mediterranean Sea. *Cybiurn* 27 (2), 123–129.
- Bohnsack, J., Bannerot, S.P. (1986). A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. Technical Report 41. NOAA.
- Bouchereau, J. L., Durel, J. S., Guelorget, O., & Louali, L. R. (2000). L'ichtyofaune dans l'organisation biologique d'un système paralique : la lagune de Nador, Maroc. *Mar. Life*, 10(1-2), 69-76.
- Bouchoucha, M., Darnaude, A. M., Gudefin, A., Neveu, R., Verdoit-Jarraya, M., Boissery, P., & Lenfant, P. (2016). Potential use of marinas as nursery grounds by rocky fishes: insights from four *Diplodus* species in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 547, 193-209.
- Boyauzan, A., & Irzi, Z. (2016). Impact of Human Interventions on the Morphological Evolution of the Offshore bars System of Coastal Nador Barrier Island. *Journal of Water Science & Environment Technologies*, 1(1).
- Boyce, M. S., Vernier, P. R., Nielsen, S. E., & Schmiegelow, F. K. (2002). Evaluating resource selection functions. *Ecological modelling*, 157(2-3), 281-300.
- Branch, G. M., Thompson, R. C., Crowe, T. P., Castilla, J. C., Langmead, O., & Hawkins, S. J. (2008). Rocky intertidal shores: prognosis for the future.
- Breine, J., Quataert, P., Stevens, M., Ollevier, F., Volckaert, F. A., Van den Bergh, E., & Maes, J. (2010). A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Marine Pollution Bulletin*, 60(7), 1099-1112.
- Browne, M.A., Chapman, M.G. (2011). Ecologically informed engineering reduces loss of intertidal biodiversity on artificial shorelines. *Environ. Sci. Technol.* 45, 8204–8207.
- Browne, M.A., Chapman, M.G. (2014). Mitigating against the loss of species by adding artificial intertidal pools to existing seawalls. *Marine Ecology Progress Series* 497, 119–129.
- Bruslé, J. (1995). Synopsis, of biological data on the groupers *Epinephelus aeneus* (Geoffrey Saint Hilaire, 1809) and *Epinephelus guaza* (Linnaeus, 1758) of the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *FAO Fisheries Synopsis*, 129:1–69.
- Bruslé, J., and Bruslé, S. (1975). Ovarian and testicular intersexuality in two protogynous Mediterranean groupers, *Epinephelus aeneus* and *Epinephelus guaza*. p. 222-227. In: R. Reinboth (ed.), *Intersexuality in the Animal Kingdom*. Springer-Verlag, Berlin.
- Bruslé, J., Bruslé, S. (1976). Contribution à l'étude de la reproduction de deux espèces de mérus (*Epinephelus aeneus* et *Epinephelus guaza*) des cotes de Tunisie. *Revue des Travaux de l'Institut de Pêches Maritimes de Nantes*, 39, No. 3, 313–320.
- Bulleri, F. (2005). The introduction of artificial structures on marine soft-and hard-bottoms: ecological implications of epibiota. *Environmental Conservation*, 32(2), 101-102.
- Bulleri, F., & Chapman, M. G. (2004). Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. *Marine Biology*, 145(2), 381-391.
- Bulleri, F., Chapman, M.G. (2010). The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *J. Appl. Ecol.* 47, 26–35.

- Cabral, H.N., Vasconcelos, R., Vinagre, C., Franc, a, S., Fonseca, V., Maia, A., Reis-Santos, P., Lopes, M., Ruano, M., Campos, J., Freitas, V., Santos, P.T., Costa, M.J. (2007). Relative importance of estuarine flatfish nurseries along the Portuguese coast. *J. Sea Res.* 57, 209–217.
- Caddy, J. F., Csirke, J., Garcia, S. M., & Grainger, R. J. R. (1998). How pervasive is" fishing down marine food webs"? *Science*, 282(5393), 1383-1383.
- Caprio, J., Shimohara, M., Marui, T., Harada, S., & Kiyohara, S. (2014). Marine teleost locates live prey through pH sensing. *Science*, 344(6188), 1154-1156.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P. & Kinzig, A. P. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59.
- Casabianca, M. L. D., & Kiener, A. (1969). Gobiidés des étangs Corses : Systématique, écologie, régime alimentaire et position dans les chaînes trophiques. *Vie Milieu*, 20(3A), 611-634.
- Cataudella, S., Crosetti, D., & Massa, F. (2015). Mediterranean coastal lagoons : sustainable management and interactions among aquaculture, capture fisheries and the environment. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Studies and Reviews, (95), I.
- Cattrijsse, A., & Hampel, H. (2006). European intertidal marshes: a review of their habitat functioning and value for aquatic organisms. *Marine Ecology Progress Series*, 324, 293-307.
- Cenci, E., Pizzolon, M., Chimento, N., & Mazzoldi, C. (2011). The influence of a new artificial structure on fish assemblages of adjacent hard substrata. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91(1), 133-149.
- Chafik M. (2007). Le complexe lagunaire de Nador (littoral méditerranéen oriental, Maroc) : fonctionnement - contrôle naturel et provoque – évolution. *Rapp. Comm.int. Mer Medit.*, 38, 2007. p 661.
- Chair, A., Abdellaoui, B., Maicu, F., Bajo, M., Hilmi, K., Umgeisser, G. (2018). Circulation de la lagune de Nador par modélisation hydrodynamique 3D. Rapport conjoint INRH et ISMAR (document interne).
- Chaouachi, B., & Ben Hassine, O. K. (1998). The status of fish biodiversity in Ichkeul lagoon, Tunisia. *Italian Journal of Zoology*, 65(S1), 303-304.
- Chaoui, L., Kara, M. H., Faure, É., & Quignard, J. P. (2006). L'ichtyofaune de la lagune du Mellah (Algérie Nord-Est): diversité, production et analyse des captures commerciales. *Cybium*, 30(2), 123-132.
- Chapman, M. G. (2003). Paucity of mobile species on constructed seawalls: effects of urbanization on biodiversity. *Marine Ecology Progress Series*, 264, 21-29.
- Chapman, M.G., Underwood, A.J. (2011). Evaluation of ecological engineering of "armoured" shorelines to improve their value as habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400, 302-313.
- Charles-Dominique, E. (1993). L'exploitation de la lagune Aby (Côte-d'Ivoire) par la pêche artisanale. Dynamique des ressources, de l'exploitation et des pêcheries (Doctoral dissertation, Thèse Université Montpellier II, France, 410p).
- Chartosia, N., Anastasiadis, D., Bazairi, H., Crocetta, F., Deidun, A., Despalatovic, M., ... & Durukan, F. (2018). New Mediterranean Biodiversity Records (July 2018).
- Chauvet, C. (1987). Croissance et sexualité du mérou : l'avis d'un scientifique. *Apnea* N° 10 :8 -9.
- Chauvet, C. (1988). Etude de la croissance du mérou *Epinephelus guaza* (Linné, 1758) des côtes tunisiennes. *Aquat. Living Resour.*, 1, No. 4, 277–288.
- Chauvet, C., Barnabé, G., Bayle Sempere, J., Bianconi, C.H., Binche, J.L., Francour, P., Garcia-Rubies, A., Harmelin, J.G., Miniconi, R., Pais, A., Robert, P. (1991). Recensement du mérou *Epinephelus guaza* (Linnaeus, 1758) dans les réserves et parcs marins des côtes méditerranéennes

- françaises. In: Les Espèces marines à Protéger en Méditerranée (Boudouresque, C.F., Avon, M., & Gravez, V eds), pp. 277-290. Marseille : GIS Posidonie Publication.
- Chauvet, C., Francour, P. (1990). Les mérous *Epinephelus guaza* du parc national de Port-Cros (France) Aspects socio-démographiques, Bull. Société Zoolog. France 114 (4) 5–13.
- Checkley, D.M., Ayon, P., Baumgartner, T.R. et al. (2009). Habitats. In: Climate Change and Small Pelagic Fish. A. Checkley, J. Alheit, Y. Oozeki & C. Roy (eds) New York: Cambridge University Press, 372 pp.
- Chiappone, M., Sluka, R.D., Sealey, K.S. (2000). Groupers (Pisces: Serranidae) in fished and protected areas of the Florida Keys, Bahamas and northern caribbean. Mar. Ecol. Prog. Ser., 198: 261-272.
- CHRAN W. G. (1953). Sampling Techniques. 2nd Ed. John Wiley and Sons, Inc. Ne.
- Clarke, A., & Fraser, K. P. P. (2004). Why does metabolism scale with temperature? *Functional ecology*, 18(2), 243-251.
- Clarke, J. (1998). Coastal Seas: The Conservation Challenge. Blackwell Science, Oxford. 134 p.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. Marine ecology Progress series, 216, 265-278.
- Clarke, K.R. (1993). Nonparametric multivariate analyses of changes in community structure. Aust. J. Ecol. 18, 117–143.
- Claudet, J. (2006). Aires marines protégées et récifs artificiels : méthodes d'évaluation, protocoles expérimentaux et indicateurs (Doctoral dissertation, Université de Perpignan).
- Clewell, A. F., Rieger, J., Munro, J. (2000). Guidelines for developing and managing ecological restoration projects. Publications Working Group. Society for Ecological Restoration.
- Clynick, B. G. (2006). Assemblages of fish associated with coastal marinas in north-western Italy. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 86(4), 847-852.
- Clynick, B. G. (2008a). Characteristics of an urban fish assemblage: distribution of fish associated with coastal marinas. Marine environmental research, 65(1), 18-33.
- Clynick, B. G., Chapman, M. G., & Underwood, A. J. (2008b). Fish assemblages associated with urban structures and natural reefs in Sydney, Australia. Austral Ecology, 33(2), 140-150.
- Cognetti, G. (1988). Colonizzazione delle acque salmastre. In: Carrada, G.C., Cicogna, F., Fresi, E. (Eds.), Le lagune costiere: ricerca e gestione, CLEM, Massa Lubrense (Naples), Italy, pp. 119-125.
- Coleman, M. A., & Connell, S. D. (2001). Weak effects of epibiota on the abundances of fishes associated with pier pilings in Sydney Harbour. Environmental biology of fishes, 61(3), 231-239.
- Collignon, J. (1959). La systématique des Sciaenidés de l'Atlantique oriental. Musée océanographique.
- Connell, S. D., & Glasby, T. M. (1999). Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia. Marine Environmental Research, 47(4), 373-387.
- Convention on Biological Diversity. (2010). Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Biodiversity Targets.
- Cooke, S.J., Cowx, I.G. (2006). Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. Biological Conservation, 128, 93–108.
- Costa, M. J., Cabral, H. N., Drake, P., Economou, A. N., Fernandez-Delgado, C., Gordo, L., ... & Thiel, R. (2002). Recruitment and production of commercial species in estuaries. Fishes in estuaries, 54-123.

- Costa, M.J., Almeida, P.R., Costa, J.L. and Assis, C.A. (1994). Do eel grass beds and salt marsh borders act as preferential nurseries and spawning grounds for fish? An example of the Mira estuary in Portugal. *Ecological Engineering*, 3:187–195.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Raskin, R. G. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253.
- Cottalorda, J. M., Seytre, C., Casalta, B., André, M., Francour, P. (2013). Seconde mission d'inventaire du peuplement de mérrou brun *Epinephelus marginatus* sur le littoral des Maures. Mission du 28 au 30 septembre 2012. Rapport et Convention Groupe d'Etude du Mérrou & Observatoire marin du littoral des Maures. GEM, Université Nice Sophia Antipolis et EA 4228 ECOMERS publ.: 1-36.
- Crawford, D. W., Bonnevie, N. L., & Wenning, R. J. (1995). Sources of pollution and sediment contamination in Newark Bay, New Jersey. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 30(1), 85-100.
- Cressie, N.A. (1993). *Statistics for spatial data*. John Wiley & Sons, New York: Wiley.
- Crooks, S., & Turner, R. K. (1999). Integrated coastal management: sustaining estuarine natural resources. *Advances in ecological research*, 29, 241-289.
- Crossland, C.J., H.H. Kremer, H.J. Lindeboom, J.I. Marshall Crossland, and M.D.A. LeTissier. 2003. Coastal fluxes in the Anthropocene. *Global change—the IGBP series*. Berlin: Springer.
- Crowder, L. B., & Cooper, W. E. (1982). Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*, 63(6), 1802-1813.
- CRTS-INRH. (2004). Elaboration d'une base de données géographiques sur 3 sites dulittoral marocain (Nador, Dakhla, et Mdiq) et développement d'un modèle d'analyse pour la délimitation des zones favorables pour l'aquaculture. GILEA2D. Oujda 27-29 mars 2004.
- Culliton, T. J. (1998). Population: distribution, density, and growth. NOAA, State of the Coast Report. Silver Spring, Maryland.
- Cyrus, D. P., & Blaber, S. J. (1992). Turbidity and salinity in a tropical northern Australian estuary and their influence on fish distribution. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 35, 545-563.
- Da Silva, R. S., Baeta, A. S. B. V., & Pessanha, A. L. M. (2018). Are vegetated areas more attractive for juvenile fish in estuaries? A comparison in a tropical estuary. *Environmental Biology of Fishes*, 101(10), 1427-1442.
- Daget J. (1979). *Les modèles mathématiques en écologie*. Paris : Ed. Masson. 172 p. (Collection d'écologie ; 8).
- Dajoz, R. (1985). *Précis d'écologie*. Paris, Dunod, 631 p.
- Dakki, M., Fekhaoui, M., El Fellah, B., Belguenani, H., Benhoussa, A., El Madani, F., ...& Dakki, N. (2003). Diagnostic pour l'aménagement des zones humides du nord-est du Maroc : Sebkhia Bou Areg (lagune de Nador). In *MedWetCoast project, final report* (p. 54).
- Dando, P. R. (1984). Reproduction in estuarine fish. *Fish reproduction: strategies and tactics*. Academic Press, London, 155-170.
- Dardignac, J. (1961). Les ombrines des côtes atlantiques du Maroc. *Revue Trav. Inst. Pech. marit*, 25(3), 262-279.
- Davis, B., & Bromage, N. (2002). The effects of fluctuating seasonal and constant water temperatures on the photoperiod advancement of reproduction in female rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture*, 205, 183.
- Day Jr, J. W., Hall, C.A.S., Kemp WM., Yanez-Arancibia, A. (1989). *Estuarine Ecology*. New York: John Wiley & Sons. 558 pages.

- Day, J. W. & Yáñez-Arancibia, A. (1985). Coastal lagoons and estuaries as an environment for nekton, p.17-34. In A. Yáñez-Arancibia (ed.). Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Towards an ecosystem integration. UNAM, Mexico D.F., México.
- De Almeida Rodrigues Filho, J., Gomes Sanches, E., De Oliveira Garcia, C.E., Vianna Pannutti, C., Figueiredo Sebastiani, E., Guimaraes Moreira, R. (2009). Threatened fishes of the world: *Epinephelus marginatus* (Lowe: 1834) (Serranidea: Epinephelus). Environ. Biol. Fish. 85 (4), 301–302.
- De Groot, R., Brander, L., Van Der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., ... & Hussain, S. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. Ecosystem services, 1(1), 50-61.
- Deegan, L. A., Hughes, J. E., Rountree, R. A. (2000). Salt marsh ecosystem support of marine transient species. In: Weinstein, M.P. & Kreeger, D.A. (eds.), Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology. Kluwer Academic Press, Dordrecht, The Netherlands, pp. 333-365.
- Deniel, C. (1975). Régimes alimentaires d'*Amoglossus thori* Kyle et d'*Amoglossus imperialis* Rafinisque (Teleosteens, Bothidae) en baie de Douarmenez. Rev des Trav l'Institut des Pêches Marit, 39, 105-116.
- Derbal, F., Kara, M.h. (1995). Habitat et comportement du mérout *Epinephelus marginatus* dans la région d'annaba (algérie). Cah. Biol. Mar., 36: 29-32.
- DeWit, R. (2011). Biodiversity of coastal lagoon ecosystems and their vulnerability to global change. In: Grillo, O., Venora, G. (Eds.), Ecosystems Biodiversity. InTech, Rijeka, Croatia, pp. 29–40.
- Di Franco, A., Milazzo, M., Baiata, P., Tomasello, A., Chemello, R. (2009). Scuba diver behaviour and its effects on the biota of a Mediterranean marine protected area. Environ. Conserv. 36(1), 32–40.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F. S., & Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. PLoS biology, 4(8), e277.
- Diouf, P. S. (1996). Les peuplements de poissons des milieux estuariens de l'Afrique de l'Ouest : L'exemple de l'estuaire hyperhalin du Sine-Saloum. Thèse de Doctorat, Université de Montpellier II, 267p.
- Duarte, C.M., Chiscano, C.L. (1999). Seagrass biomass and production: a reassessment. Aquat Bot 65: 159–74.
- Duarte, C.M., Dennison, W.C., Orth, R.J., Carruthers, T.J. (2008). The charisma of coastal ecosystems: addressing the imbalance. Estuaries and Coasts, 31, 233-238.
- Duck, R. W., & da Silva, J. F. (2012). Coastal lagoons and their evolution: A hydromorphological perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110, 2-14.
- Dufour, V., Cantou, M., & Lecomte, F. (2009). Identification of sea bass (*Dicentrarchus labrax*) nursery areas in the north-western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(7), 1367-1374.
- Dulcic, J., S. Matic-Skoko, M. Kraljevic, M. Fencil and B. Glamuzina (2005). "Seasonality of a fish assemblage in shallow waters of Duće-Glava, eastern middle Adriatic." *Cybiu* 29(1): 57-63.
- Dürr, H.H. et al. 2011. Worldwide Typology of Nearshore Coastal Systems: Defining the Estuarine Filter of River Inputs to the Oceans. Estuaries and Coasts, 34(3), pp.441–458.
- Ecoutin, 1992.
- Edgar, G.J., Last, P.R., Barrett, N.S., Gowlett-Holmes, K., Driessen, M. & Mooney, P. (2010). Conservation of natural wilderness values in the Port Davey marine and estuarine protected area, south-western Tasmania. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 20: 297–311.
- EEA, E. (1999). Environmental indicators: Typology and overview. European Environmental.

- Eisenreich, S.J., 2005. Climate Changes and the European Water Dimension. A Report to the European Water Directors. EUR 21553 EN. IES-JRC, Eu-ropean Commission, Ispra, Italy, 253 pp.
- El Yaouti, F., El Mandour, A., Khattach, D., Benavente, J., & Kaufmann, O. (2009). Salinization processes in the unconfined aquifer of Bou-Areg (NE Morocco): a geostatistical, geochemical, and tomographic study. *Applied Geochemistry*, 24(1), 16-31.
- Elliott, M. and Dewailly, F. (1995). Structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29, 397–417.
- Elliott, M., & Hemingway, K. L. (Eds.). (2008). *Fishes in estuaries*. John Wiley & Sons.
- Elliott, M., & Cutts, N. D. (2004). Marine habitats: loss and gain, mitigation and compensation. *Marine Pollution Bulletin*, 9(49), 671-674.
- Elliott, M., Hemingway, K. L., Costello, M. J., Duhamel, S., Hostens, K., Labropoulou, M., ...& Winkler, H. (2002). Links between fish and other trophic levels. *Fishes in estuaries*, 124-216.
- Elliott, M., Hemingway, K.L. (2001). *Fishes in estuaries*. Blackwell Science, Oxford, UK, 625 pp.
- Elwany, M. H. S. (2011). Characteristics, restoration, and enhancement of Southern California lagoons. *Journal of Coastal Research*, 246-255.
- ElYaouti, F., El Mandour, A., Khattach, D., Benavente, J., & Kaufmann, O. (2009). Salinization processes in the unconfined aquifer of Bou-Areg (NE Morocco): a geostatistical, geochemical, and tomographic study. *Applied Geochemistry*, 24(1), 16-31.
- Embarek, R., Kara, M. H., Bahri-Sfar, L., & Amara, R. (2019). Seasonal and spatial variations in the fish assemblage of shallow habitats within the Bizerte lagoon (Tunisia). *VIE ET MILIEU-LIFE AND ENVIRONMENT*, 69(1), 35-46.
- Eschmeyer, W.N., Fricke, R., Fong, J.D. & Polack, D.A. (2010). Marine fish diversity: history of 597 knowledge and discovery (Pisces). *Zootaxa*, 2525, 19–50.
- Esposito, V., L. Castriota, P. Battaglia, P. Consoli, T. Romeo, G. Scotti and F. Andaloro (2015). "Fish community in a surf zone of the northern Sicilian coast (Mediterranean Sea): diversity and functional guild composition." *Mediterranean Marine Science* 16(3): 502-512.
- Fabricius, K. E. (2005). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine pollution bulletin*, 50(2), 125-146.
- FAO. (1996). Integration of fisheries into coastal area management. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries* 3, 17 pp.
- FAO. (2002). *The State of World Fisheries and Aquaculture*. Rome.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265-280.
- Francis, R.A., Lorimer, J. (2011). Urban reconciliation ecology: the potential of living roofs and walls. *Journal of Environmental Management*, 92, 1429-1437.
- Franco A., Franzoi P., Malavasi S., Riccato F., Torricelli P. (2006). Fish assemblages in different shallow water habitats of the Venice Lagoon. *Hydrobiologia* 555 (1): 159–174.
- Franco A., Pérez-Ruzafa A., Drouineau H., Franzoi P., Koutrakis E.T., Lepage M., Verdiell-Cubedo D., Bouchoucha, M., López-Capel A., Riccato F., Sapounidis A., Marcos C., Oliva-Paterna F.J., Torralva-Forero M., Torricelli P. (2012). Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: Effect of sampling method. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 112: 115–125.
- Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P., & Torricelli, P. (2008a). Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series*, 354, 219-228.

- Franco, A., Franzoi, P., & Torricelli, P. (2008). Structure and functioning of Mediterranean lagoon fish assemblages: A key for the identification of water body types. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(3), 549-558.
- Franco, A., Franzoi, P., & Torricelli, P. (2008b). Structure and functioning of Mediterranean lagoon fish assemblages: A key for the identification of water body types. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(3), 549-558.
- Francour, P., Ganteaume, A. (1999). L'arrivée progressive de jeunes mérours (*Epinephelus marginatus*) en Méditerranée nord-occidentale. *Mar. Life*, 9: 37-45.
- Franzoi, P., Franco, A., & Torricelli, P. (2010). Fish assemblage diversity and dynamics in the Venice lagoon. *Rendiconti Lincei*, 21(3), 269-281.
- Friedlander, A. M., & Parrish, J. D. (1998). Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 224(1), 1-30.
- Froese, R., & Pauly, D. (2016). FishBase. Worldwide web electronic publication. 2014.
- Froese, R., Pauly, D. (2014). FishBase. Available at www.fishbase.org.
- Gabric, A. J., & Bell, P. R. (1993). Review of the effects of non-point nutrient loading on coastal ecosystems. *Marine and Freshwater Research*, 44(2), 261-283.
- Galzin, R. (1985). Ecologie des poissons récifaux de Polynésie Française. *Cybiurn*, 9(4), 403-407.
- García-Charton, J. A., & Pérez-Ruzafa, A. (2001). Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138(5), 917-934.
- García-Charton, J. A., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J. T., Reñones, O., & Moreno, D. (2004). Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144(1), 161-182.
- García-Rubies, A., & Macpherson, E. (1995). Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Marine biology*, 124(1), 35-42.
- Gattuso, J. P., Frankignoulle, M., & Wollast, R. (1998). Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), 405-434.
- Giakoumi, S., & Kokkoris, G. D. (2013). Effects of habitat and substrate complexity on shallow sublittoral fish assemblages in the Cyclades Archipelago, North-eastern Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 14(1), 58-68.
- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and planetary change*, 63(2-3), 90-104.
- Glasby, T.M. & Connell, S.D. (1999). Urban structures as marine habitats. *Ambio*, 28, 595-598.
- Goeden, G.B. (1982). Intensive fishing and "keystone" predator species: Ingredients for community instability. *Biol. Conserv.*, 22: 273-281.
- Golani, D., Orsi-Relini, L., Massuti, E., Quingnard, J.P., Dulčić, J., Azzurro, E. (2019). CIESM Atlas of Exotic Fishes in the Mediterranean. <http://www.ciesm.org/atlas/appendix1.html>, Accessed date: 15 April 2019.
- Goldberg, E. D. (1995). Emerging problems in the coastal zone for the twenty-first century. *Marine Pollution Bulletin*, 31(4-12), 152-158.
- Gönenç, I. E., Wolflin, J. P. (2005). Coastal Lagoons. *Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. London NewYork Washington: Boca Raton.
- Gratwicke, B., & Speight, M. R. (2005). Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 292, 301-310.

- Griffiths, S.P. and West, R.J. (1999). Preliminary assessment of shallow water fish in three small intermittently open estuaries in southeastern Australia. *Fisheries Management and Ecology* 6(4): 311–321.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J.M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319, 756-760.
- Guelorget, O. & Perthuisot, J.P. (1983). Le domaine paralique. Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. *Travaux du laboratoire de géologie* 16, 1-136.
- Guelorget, O., & Perthuisot, J. P. (1992). Paralic ecosystems. Biological organization and functioning. *Vie et milieu*, 42(2), 215-251.
- Guelorget, O.; Perthuisot, J.P.; Frisoni, G.F.; Et Monti, D. (1987). The role of confinement in the biogeographical organization of the Nador lagoon (Morocco). *Oceanol. Acta*. 10: 435–444.
- Guidetti, P., Sala, E. (2007). Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 335, 43–56.
- Hagan, S. and Able, K. 2003. Seasonal changes of the pelagic fish assemblage in a temperate estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 56(1):15-29.
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., ... & Walbridge, S. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature communications*, 6(1), 1-7.
- Halpern, B. S., Selkoe, K. A., Micheli, F., & Kappel, C. V. (2007). Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, 21(5), 1301-1315.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., ... & Fujita, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952.
- Hamley, J. M. (1975). Review of gillnet selectivity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32, 1943–1969.
- Harmelin J.G., Harmelin-Vivien, M. (1999). A review on habitat, diet and growth of the dusky grouper, *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). *Mar. Life*, 9: 11-20.
- Harmelin, H.G., Robert, P. (1992). Mérou brun. Ses origines, sa vie, sa protection. *Océanorama* 18 3–7.
- Harmelin, J.G. (2013). Le mérou brun et le corb : deux Grands Témoins de 50 ans de protection du milieu marin dans le Parc national de Port-Cros (France, Méditerranée). *Sci. Repts of Port-Cros natl Park, Fr.*, 27: 263-278.
- Harmelin, J.G., Bachet F., Garcia, F. (1995). Mediterranean marine reserve: fish indices as tests of protection efficiency. *PSZNI Mar. Ecol.*, 16: 233-250.
- Harmelin, J.G., Robert, P. (2001). Evolution récente de la population du mérou brun (*Epinephelus marginatus*) dans le Parc national de Port-Cros (France, Méditerranée). *Sci. Rep. Port-Cros Natl Park, Fr.*, 18: 149-161.
- Harmelin-Vivien, M. L., Harmelin, J. G., & Leboulleux, V. (1995). Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores. In *Space Partition within Aquatic Ecosystems* (pp. 309-320). Springer, Dordrecht.
- Harris, S. A., Cyrus, D., & Beckley, L. E. (2001). Horizontal trends in larval fish diversity and abundance along an ocean-estuarine gradient on the northern KwaZulu-Natal coast, South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53, 221–235.
- Heck, K. L., & Orth, R. J. (1980). Seagrass habitats: the roles of habitat complexity, competition and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages. In *Estuarine perspectives* (pp. 449-464).

- Heemstra, P.C., Randall, J.E. (1993). Groupers of the world (Family serranidae, subfamily epinephelinae). An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date. FAO Fish. Synop., 125, 382 p. Rome: FAO.
- Heyns-Veale, E. R., Bernard, A. T. F., Richoux, N. B., Parker, D., Langlois, T. J., Harvey, E. S., & Götz, A. (2016). Depth and habitat determine assemblage structure of South Africa's warm-temperate reef fish. *Marine biology*, 163(7), 158.
- Hilmi, K. (2005). Modélisation numérique de la circulation de deux milieux paraliques du littoral marocain : la lagune de Oualidia (Atlantique) et la lagune de Nador (Méditerranée), Thèse de doctorat. Université Hassan II Mohammedia, 186 p.
- Hilmi, K., Ahmed, M., Mohammed, I., & Benyounes, A. (2015). Circulation marine de la lagune de Nador (Maroc) par modélisation hydrodynamique. *European Scientific Journal*, ESJ, 11(32).
- Hilmi, K., Koutitonsky, V.G., et Orbi, A. (2003). Circulation et dispersion tridimensionnelle (3D) de la lagune de Nador durant l'automne 2001 (Septembre-Novembre 2001). *Travaux et Documents INRH (Maroc)*, N° 112, 47 p.
- Holbrook, S. J. and Schmitt, R.J. (1989). Resource overlap, prey dynamics, and the strength of competition. *Ecology* 70:1943-1953.
- Holmlund, C.M. and Hammer, M. (1999). Ecosystem services generated by fish populations. *Ecol. Econ.* 29, 253–268.
- Hutchings, J. A., & Reynolds, J. D. (2004). Marine fish population collapses: consequences for recovery and extinction risk. *AIBS Bulletin*, 54(4), 297-309.
- Hyndes, G. A., Platell, M. E., Potter, I. C., & Lenanton, R. C. J. (1999). Does the composition of the demersal fish assemblages in temperate coastal waters change with depth and undergo consistent seasonal changes? *Marine Biology*, 134(2), 335-352.
- Inani, I. (1995). Dynamique sédimentaire et état de la pollution dans la lagune de Nador (Doctoral dissertation, Université Mohammed V-Agdal, Faculté des sciences).
- INRH/DO/LMOE. (2019). Circulation marine de la lagune de Nador (Maroc) par modélisation hydrodynamique. Rapport inédite de l'Institut National de Recherche Halieutique, Département d'Océanographie.
- Ishitobi, Y., Hiratsuka, J. I., Kuwabara, H., & Yamamuro, M. (2000). Comparison of fish fauna in three areas of adjacent eutrophic estuarine lagoons with different salinities. *Journal of Marine systems*, 26(2), 171-181.
- IUCN. (2016). IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016.3. <www.iucnredlist.org> (15.01.2017).
- IUCN. (2019). The IUCN red List of Threatened Species. Ver-sion 2019. <http://www.iucnredlist.org>. (Access date: 03.03.2019).
- Jaafour, S., Yahyaoui, A., Sadak, A., Bacha, M., & Amara, R. (2015). Fish assemblages of a shallow Mediterranean lagoon (Nador, Morocco): an analysis based on species and functional guilds. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 45(2).
- Jenkins, G. P., May, H. M. A., Wheatley, M. J., and Holloway, M. G. (1997). Comparisons of fish assemblages associated with seagrass and adjacent unvegetated habitats of Port Philip Bay and Corner Inlet, Victoria, Australia. With emphasis on commercial species. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 44:569-588.
- Jennings, S., & Blanchard, J. L. (2004). Fish abundance with no fishing: predictions based on macroecological theory. *Journal of Animal Ecology*, 73(4), 632-642.
- Jeyar, M., Chaabelasri, E., & Salhi, N. (2015). Numerical investigation of new alternative Nador lagoon inlet relocation. *International Journal of Fluid Mechanics Research*, 42(5).

- Jones, G. P., McCormick, M. I., Srinivasan, M., & Eagle, J. V. (2004). Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(21), 8251-8253.
- Kapetsky, J.M. (1984). Coastal lagoon fisheries around the world: some perspectives on fishery yields, and other comparative fishery characteristics. In: Kapetsky, J.M., Lasserre, G. (Eds.), *Management of Coastal Lagoon Fisheries*. FAO Studies and Reviews, GFCM No. 61. FAO, Rome, pp. 97-139.
- Kara, M. H., & Quignard, J. P. (2018). *Les poissons des lagunes et des estuaires de Méditerranée 1: Diversité, bio-écologie et exploitation*. ISTE Group.
- Kempe, S. 1988. Estuaries—their natural and anthropogenic changes. In *Scales and global change*. SCOPE, ed. T. Rosswall, R.G. Woodmansee, and P.G. Risser, 251–285. New York: Wiley.
- Kennish M, Paerl HW (2010) *Coastal lagoons: critical habitats of environmental change*. CRC Press, Boca Raton.
- Kennish, M. J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental conservation*, 29(1), 78-107.
- Kitchell, J. F., O'Neill, R. V., Webb, D., Gallepp, G. W., Bartell, S. M., Koonce, J. F., & Ausmus, B. S. (1979). Consumer regulation of nutrient cycling. *BioScience*, 29(1), 28-34.
- Kjerfve, B. (1986). Comparative oceanography of coastal lagoons. In *Estuarine variability* (pp. 63-81).
- Kjerfve, B. (Ed.) (1994). *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Series 60. Elsevier, New York.
- Kleypas, J. A. (1996). Coral reef development under naturally turbid conditions: fringing reefs near Broad Sound, Australia. *Coral Reefs*, 15(3), 153-167.
- Knoppers, B. (1994). Aquatic primary production in coastal lagoons. In Kjerfve, B. (ed), *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Series 60, Elsevier Science Publishers: 243–285.
- Kok, H.M. and Whitfield, A.K. (1986). The influence of open and closed mouth phases on the marine fish fauna of the Swartvlei estuary. *South African Journal of Zoology* 21: 309–315.
- Koutitonsky, V.G, Orbi, A., Hilmi, K., and Ab. Berraho, Ab. (2006). Benefits of a proposed second inlet on water renewal in Nador lagoon, Morocco. The 1st International Conference: Environmental Change in lakes, lagoons & wetlands of the southern Mediterranean region, 4-7 January 2006, Cairo, Egypt.
- Koutrakis, E.T., Tsikliras, A.C., Sinis, A.I. (2005) Temporal variability of the ichthyofauna in a Northern Aegean coastal lagoon (Greece). Influence of environmental factors. *Hydrobiologia*, 543(1), 245-57.
- Koutsoubas, D., Arvanitidis, C., Dounas, C., & Drummond, L. (2000). Community structure and dynamics of the molluscan fauna in a Mediterranean lagoon (Gialova lagoon, SW Greece). *Belgian Journal of Zoology*, 130(1), 131-138.
- Kraïem, M. M., Chouba, L., Ramdani, M., Ahmed, M. H., Thompson, J. R., & Flower, R. J. (2009). The fish fauna of three North African lagoons: specific inventories, ecological status and production. *Hydrobiologia*, 622(1), 133-146.
- Krebs, C. J. (1989). *Ecological methodology* (No. QH541. 15. S72. K74 1999.). New York: Harper & Row.
- Kulczycki, G. R., Virnstein, R. W., & Nelson, W. G. (1981). The relationship between fish abundance and algal biomass in a seagrass-drift algae community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 12(3), 341-347.
- La Mesa, G., Di Muccio, S., Vacchi, M. (2006). Abundance, size distribution and habitat preferences in the grouper assemblage of the Ustica marine reserve (SW Mediterranean). *Cybium*, 30(4): 365-377.

- La Mesa, G., Louisy, P., & Vacchi, M. (2002). Assessment of microhabitat preferences in juvenile dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) by visual sampling. *Marine Biology*, 140(1), 175-185.
- La Mesa, G., Molinari, A., Gambaccini, S., Tunesi, L. (2011). Spatial pattern of coastal fish assemblages in different habitats in north-western Mediterranean. *Mar Ecol* 32: 104–114.
- Laffaille, P., Feunteun, E., & Lefeuvre, J. C. (2000). Composition of fish communities in a European macrotidal salt marsh (the Mont Saint-Michel Bay, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(4), 429-438.
- Lankford Jr., T. E. and Targett, T. E. (1994). Suitability of estuarine nursery zones for juvenile weakfish (*Cynoscion regalis*): effects of temperature and salinity on feeding, growth and survival. *Marine Biology* 119:611-620.
- LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J., Ree, R. (2015). Ecological connectivity research in urban areas. *Functional Ecology*, 29, 868-878.
- Lardicci, C., Abbiati, M., Crema, R., Morri, C., Bianchi, C. N., & Castelli, A. (1993). The Distribution of Polychaetes Along Environmental Gradients: An Example from the Orbetello Lagoon, Italy. *Marine Ecology*, 14(1), 35-52.
- Larkin G, Slaney, P.A. (1997). Implications of trends in marine-derived nutrient influx to south coastal British Columbia salmonid production. *Fisheries* 22:16–24.
- Lasiak, T. A. (1984). "Structural aspects of the surf-zone fish assemblage at King's Beach, Algoa Bay, South Africa: long-term fluctuations." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 18(4): 459-483.
- Lasserre, P. (1979). Les lagunes côtières. Ecosystèmes refuges, foyers de culture et cibles d'expansion économique. Nature et ressources. Nouvelles sur les recherches scientifiques relatives aux ressources et à la conservation de la nature Paris, 15(4), 2-21.
- Lau, J. D., Hicks, C. C., Gurney, G. G., & Cinner, J. E. (2019). What matters to whom and why? Understanding the importance of coastal ecosystem services in developing coastal communities. *Ecosystem services*, 35, 219-230.
- Lazzari, M. A., Sherman, S., & Kanwit, J. K. (2003). Nursery use of shallow habitats by epibenthic fishes in Maine nearshore waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(1), 73-84.
- Le Guen, J. C. (1972). Stock-échantillonnage, Effort de pêche–Puissance de pêche. Document du centre Orstom de pointe Noire, NS, 22, 42-140.
- Leatemia, S. P., Kopalit, H., & Pakilaran, E. L. (2017). Macrozoobenthos Abundance in Vegetated (Seagrass) and Un-vegetated Areas of Doreri Bay-Manokwari. *Jurnal Sumberdaya Akuatik Indopasifik*, (1), 15-26.
- Legendre, P., and Anderson, M. J. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs* 69:1–24.
- Lenfant P, Gudefin A, Fonbonne S, Lecaillon G, Aronson J, Blin E, Lourie SM, Boissery P, Loeuillard JL, Palmaro A, Herrouin G, Person J (2015). Restauration écologique des nurseries des petits fonds côtiers de Méditerranée. Orientations et principes.
- Lenfant, P., Louisy, P., Licari, M.L. (2003). Recensement des mérus bruns (*Epinephelus marginatus*) de la réserve naturelle de Cerbère-Banyuls (France, Méditerranée) effectué en Septembre 2001, après 17 années de protection. *Cybiuim* 27:27–36
- Levin, L.A., Boesch, D.F., Covich, A., Dahm, C., Erseus, C., Ewel, K.C., Kneib, R.T., Moldenke, A., Palmer, M.A., Snelgrove, P., Strayer, D., Weslawskil, J.M. (2001). The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems* 4, 430–451.
- Liquete, C., Piroddi, C., Drakou, E. G., Gurney, L., Katsanevakis, S., Charef, A., & Egoh, B. (2013). Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: a systematic review. *PloS one*, 8(7).

- Livingston, R. J. (1987). Field sampling in estuaries: the relationship of scale to variability. *Estuaries*, 10(3), 194-207.
- Lopes, R., & Videira, N. (2013). Valuing marine and coastal ecosystem services: an integrated participatory framework. *Ocean&Coastal Management*, 84, 153-162.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312, 1806-1809.
- Louisy, P., Ganteaume, A., & Francour, P. (2007). Les relations des espèces de mérous à leur habitat- *Epinephelus marginatus*, *E. costae* et *Mycteroperca rubra*-dans la région de Kas, Turquie, Méditerranée orientale. In 2nd Symposium on Mediterranean Groupers. Francour, P. & Gratiot (eds). Nice, France, May 10th-13th (pp. 121-123).
- Loy, A., Bertelletti, M., Costa, C., Ferlin, L., & Cataudella, S. (2001). Shape changes and growth trajectories in the early stages of three species of the genus *Diplodus* (Perciformes, Sparidae). *Journal of Morphology*, 250(1), 24-33.
- Lozano Cabo, F. (1953). Notas sobre una campana de prospección pesquera en la Mar Chica de Melilla. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*. NO 64, Madrid.
- Luckhurst, B. E., & Luckhurst, K. (1978). Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49(4), 317-323.
- Ly, A. (2009). Fonctionnement écologique et évolution du contexte socio-économique de la Baie de l'Etoile : une contribution à l'aménagement du littoral mauritanien et au développement d'un réseau d'aires marines protégées en Afrique de l'Ouest (Doctoral dissertation, Paris, Muséum national d'histoire naturelle).
- Macpherson, E. (1998). Ontogenetic shifts in habitat use and aggregation in juvenile sparid fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 220(1), 127-150.
- Macpherson, E., Biagi, F., Francour, P., García-Rubies, A., Harmelin, J., Harmelin-Vivien, M., Jouvenel, J.Y., Planes, S., Vigliola, L., Tunesi, L. (1997). Mortality of juvenile fishes of the genus *Diplodus* in protected and unprotected areas in the western Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 160, 135-147.
- Maes, J., van Damme, P., Taillieu, A. and Ollevier, F. (1998). Fish communities along an oxygen-poor salinitygradient (Zeeschelde Estuary, Belgium). *Journal of Fish Biology* 52(3):534-546.
- Magalhães, M. F., Ramalho, C. E., & Collares-Pereira, M. J. (2008). Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. *Fisheries Management and Ecology*, 15(4), 273-289.
- Mahjoubi R. (2001). Nature et origine des flux de matière particulaire et son enregistrement dans un milieu paralique microtidal : cas de la lagune de Nador (Maroc nord oriental). Thèse Doctorat d'Etat ès Sciences, Univ Moulay Ismail, Meknès, 273 p.
- Maicu, F., Abdellaoui, B., Bajo, M., Hilmi, K., & Umgiesser, G. (2018, April). The use of the SHYFEM numerical model to assess the improvement in the hydrodynamics and in the water renewal of the Nador Lagoon (Morocco) after the construction of a new inlet. In EGU General Assembly Conference Abstracts (Vol. 20, p. 12657).
- Malouli I.M., Zahri Y., Houssa, R., Abdelaoui, B., El Ouamari, N., (2002). Pêche artisanale dans la lagune de Nador : Exploitation et aspects socio-économiques. INRH. 81 pages.
- Malouli, I. (1999). Situation actuelle de la pêche artisanale en Méditerranée Marocaine. INRH, Centre Régional de Nador.
- Marchand, J. (1993). The influence of seasonal salinity and turbidity maximum variations on the nursery function of the Loire estuary (France). *Netherlands Journal of Sea research* 27:427-436.
- Marginatus*. (2011). Journal annuel du Groupe d'Etude du Mérou (www.gemlemerou.org), n° 11 : 1-8.

- Mariani, S. (2001). Can spatial distribution of ichthyofauna describe marine influence on coastal lagoons? A central Mediterranean case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(2), 261-267.
- MATEE. (2005). Rapport sur le diagnostic de la lagune de Nador, Version provisoire. 68p.
- Matias, M. G., Underwood, A. J., & Coleman, R. A. (2010). Effects of structural diversity and identity of patches of habitat on diversity of benthic assemblages. *Austral Ecology*, 35(7), 743-751.
- Matoir, M., Belabed, A., Najih, M., Kada, O., & Rezzoume, N. (2015). Surrounding influence on the ecological state of the lagoon of Marchica. *J. Mater. Environ. Sci.* 6 (5): 1260, 1265.
- McArdle, B.H. & Anderson, M.J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82, 290–297.
- McCormick, M. I. and B. W. Molony (1995). "Influence of water temperature during the larval stage on size, age and body condition of a tropical reef fish at settlement." *Marine ecology progress series*. Oldendorf 118(1): 59-68.
- McCoy, E. D., & Bell, S. S. (1991). Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In *Habitat structure* (pp. 3-27). Springer, Dordrecht.
- McKinney, M.L. (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11, 161-176.
- McLusky, D. S. and Elliott, M. (2004). *The estuarine ecosystem*. John Wiley and Sons, New York.
- MEDAM. (2015). Inventaire et impact des aménagements gagnés sur le domaine marin. www.medam.org.
- Mehta, A. J. (1996). A perspective on process related research needs for sandy inlets. *Journal of Coastal Research*, 3-21.
- Mercader, M., Foncuberta, A., Mercière, A., Saragoni, G., Boissery, P., Bérenger, L., Dubas, R., Lecaillon, G., pastor, J., Lenfant, P. (2016). Observation of juvenile dusky groupers (*Epinephelus marginatus*) in artificial habitats of North-Western Mediterranean harbors. *Marine Biodiversity, Oceanarium*, pp. 1-2. Doi:10.1007/s12526-016-0498-x.
- Mercader, M., Fontcuberta, A., Mercière, A., Saragoni, G., Boissery, P., Bérenger, L., ... & Lenfant, P. (2017a). Observation of juvenile dusky groupers (*Epinephelus marginatus*) in artificial habitats of North-Western Mediterranean harbors. *Marine Biodiversity*, 47(2), 371-372.
- Mercader, M., Mercière, A., Saragoni, G., Cheminée, A., Crec'hriou, R., Pastor, J., Rider, M., Dubas, R., Lecaillon, G., Boissery, P., Lenfant, P. (2017b). Small artificial habitats to enhance the nursery function for juvenile fish in a large commercial port of the Mediterranean, *Ecological Engineering*, Volume 105, Pages 78-86, ISSN 0925-8574.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystem and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Miller, J. M. (1988). Physical processes and the mechanisms of coastal migration of immature marine fishes. In *Am. Fish. Soc. Symp.* (Vol. 3, pp. 68-76).
- Miller, J.M., Crowder, L.B., and Moser, M.L. (1985). Migration and utilization of estuarine nurseries by juvenile fishes: an evolutionary perspective. *Contrib. Mar. Sci.* 27: 338–351.
- Miller, P. J. (1979). Adaptiveness and implications of small size in teleosts. In *Symp. Zool. Soc. Lond* (Vol. 44, pp. 263-306).
- Mistri, M., Fano, E. A., Rossi, G., Caselli, K., & Rossi, R. (2000). Variability in macrobenthos communities in the Valli di Comacchio, Northern Italy, a hypereutrophized lagoonal ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(5), 599-611.
- Molles, Jr, M. C. (1978). Fish species diversity on model and natural reef patches: experimental insular biogeography. *Ecological Monographs*, 48(3), 289-305.

- Mont'Alverne, R., Pereyra, P. E. R., & Garcia, A. M. (2016). Trophic segregation of a fish assemblage along lateral depth gradients in a subtropical coastal lagoon revealed by stable isotope analyses. *Journal of fish biology*, 89(1), 770-792.
- Monteiro, N. M., V. C. Almada and M. N. Vieira (2005). "Temporal patterns of breeding and recruitment in *Nerophis lumbriciformis* (Pisces; Syngnathidae) related to seawater temperatures." *Journal of fish biology* 67(5): 1475-1480.
- Moreau, S., Peron, C., Pitt, K. A., Connolly, R. M., Lee, S. Y., & Méziane, T. (2008). Opportunistic predation by small fishes on epibiota of jetty pilings in urban waterways. *Journal of Fish Biology*, 72(1), 205-217.
- Mostarihi, M. M. M., Madani, F. E., & Ali, H. S. (2016). Evaluation physico-chimique de la qualité de l'eau de la lagune de Nador - Nord du Maroc oriental – après l'ouverture de la nouvelle passe Physicochemical assessment of the Nador lagoon's water quality – North of the Eastern Morocco – after the opening of the new inlet. *J. Mater. Environ. Sci.* 7 (12) 4795-5809.
- Munday, P. L., Dixon, D. L., Donelson, J. M., Jones, G. P., Pratchett, M. S., Devitsina, G. V., & Døving, K. B. (2009). Ocean acidification impairs olfactory discrimination and homing ability of a marine fish. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(6), 1848-1852.
- Myers, R. A., & Worm, B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423(6937), 280-283.
- Naiman, R. J. (1988). Animal influences on ecosystem dynamics. *BioScience* 38:750-752.
- Najih, M., Berday, N., Lamrini, A., Nachite, D., & Zahri, Y. (2015). Situation de la pêche aux petits métiers après l'ouverture du nouveau chenal dans la lagune de Nador. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 3(1), 19-30.
- Najih, M., Driss, N., Nadia, B., Roberto, P., Abdeljaouad, L., & Nor-dine, R. (2017). Characterization of the New Status of Nador Lagoon (Morocco) after the Implementation of the Management Plan. *Journal of Marine Science and Engineering*, 5(1), 7.
- Najih, M., Nadia, B., Nor-dine, R., Fouad, M., Abdeljaouad, L., & Driss, N. (2016). Evolution Temporelle et Spatiale De La Macroflore Benthique De L'écosystème Lagunaire De Nador. *European Scientific Journal*, ESJ,
- Najih, M.; Mounir, F. (2013). Macroflora and Bathymetry of Nador Lagoon; INRH: Nador, Morocco; p. 61.
- Nakamura, Y., & Sano, M. (2004). Overlaps in habitat use of fishes between a seagrass bed and adjacent coral and sand areas at Amitori Bay, Iriomote Island, Japan: importance of the seagrass bed as juvenile habitat. *Fisheries Science*, 70(5), 788-803.
- Nakhli, S. (2010). Environmental pressures and new management strategies on the Moroccan coast (Doctoral dissertation, Ph. D. thesis Center for Studies and Research in Urban Development and Planning).
- Nash, R. D. (1988). The effects of disturbance and severe seasonal fluctuations in environmental conditions on north temperate shallow-water fish assemblages. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 26(2), 123-135.
- Nelson J.S. (2006). *Fishes of the world*, 4th Edition. John Wiley and Sons, Inc. Hoboken, New Jersey, USA, 601p.
- Newton, A., Brito, A. C., Icely, J. D., Derolez, V., Clara, I., Angus, S., ... & Béjaoui, B. (2018). Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons.
- Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Brito, A., Cardoso, A. C., Colijn, F., ...& Ivanova, K. (2014). An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 95-122.

- North, E. W. and Houde, E. D. (2003). Linking ETM physics, zooplankton prey, and fish early-life histories to striped bass *Morone saxatilis* and white perch *M. americana* recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 260:219-236.
- Oden, B. (1914). *Notas sobre Biología y aprovechamiento de Mar Chica*. Anuario de pesca y estadístico de la marina mercante y de la pesca del año 1911, Madrid, 1012.
- Ogburn-Matthews, V. and Allen, D. M. (1993). Interactions among some dominant estuarine nekton species. *Estuaries* 16:840-850.
- Öhman, M. C., & Rajasuriya, A. (1998). Relationships between habitat structure and fish communities on coral. *Environmental biology of fishes*, 53(1), 19-31.
- Orth, R. J., Heck, K. L., & van Montfrans, J. (1984). Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries*, 7(4), 339-350.
- Österblom, H., Gårdmark, A., Bergström, L., Müller-Karulis, B., Folke, C., Lindegren, M., ... & Humborg, C. (2010). Making the ecosystem approach operational—Can regime shifts in ecological and governance systems facilitate the transition? *Marine Policy*, 34(6), 1290-1299.
- Pallaoro, A., Santic, M., & Jardas, I. (2006). Feeding habits of the common two-banded sea bream, *Diplodus vulgaris* (Sparidae), in the eastern Adriatic Sea. *Cybium*, 30(1), 19-25.
- Parrish, J.D. (1987). The trophic biology of snappers and groupers. In: *Tropical Snappers and Groupers: Biology and Fisheries Management*. J.J. Polovina, S. Ralston (eds), Westview Press, Boulder, Colorado, pp: 405-463.
- Pastor, J., Koeck, B., Astruch, P., & Lenfant, P. (2013). Coastal man-made habitats: potential nurseries for an exploited fish species, *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758). *Fisheries research*, 148, 74-80.
- Pastro, G., Dias, G.M., Pereira-Filho, G.H., Gibran, F.Z. (2017). The consequences of small-scale variations in habitat conditions driven by a floating marina on reef fish assemblages of SE Brazil, *Ocean & Coastal Management*. 141, 98-106.
- Paterson, A. W., & Whitfield, A. K. (2000). Do shallow-water habitats function as refugia for juvenile fishes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(3), 359-364.
- Patranella, A., Kilfoyle, K., Pioch, S., & Spieler, R. E. (2017). Artificial reefs as juvenile fish habitat in a marina. *Journal of Coastal Research*, 33(6), 1341-1351.
- Pauly, D., Christensen, V., & Walters, C. (2000). Ecosim, Ecospace, and Ecopath as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES journal of Marine Science*, 57(3), 697-706.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., & Torres, F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279(5352), 860-863.
- Pauly, D., Watson, R., & Alder, J. (2005). Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 360(1453), 5-12.
- Pérez-Ruzafa A, Fernández AI, Marcos C, Gilabert J, Quispe JI, García-Charton JA (2005) Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550:11–27.
- Pérez-Ruzafa, A., Campillo, S., Fernández-Palacios, J. M., García-Lacunza, A., García-Oliva, M., Ibañez, H., ... & Sala-Mirete, A. (2019b). Long-Term dynamic in nutrients, chlorophyll a, and water quality parameters in a coastal lagoon during a process of eutrophication for decades, a sudden break and a relatively rapid recovery. *Frontiers in Marine Science*, 6, 26.
- Pérez-Ruzafa, A., De Pascalis, F., Ghezzi, M., Quispe-Becerra, J. I., Hernández-García, R., Muñoz, I., ... & Marcos, C. (2019a). Connectivity between coastal lagoons and sea: Asymmetrical effects on assemblages' and populations' structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 216, 171-186.

- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., & Pérez-Ruzafa, I. M. (2011). Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(5-6), 160-166.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., & Pérez-Ruzafa, I. M. (2011). Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(5-6), 160-166.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I. M., & Pérez-Marcos, M. (2010). Coastal lagoons: “transitional ecosystems” between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation*, 15(3), 369-392.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I. M., & Pérez-Marcos, M. (2011). Coastal lagoons: “transitional ecosystems” between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation*, 15(3), 369-392.
- Pérez-Ruzafa, A., Mompeán, M. C., & Marcos, C. (2007). Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. In *Lagoons and Coastal Wetlands in the Global Change Context: Impacts and Management Issues* (pp. 107-125). Springer, Dordrecht.
- Pérez-Ruzafa, A., Pérez-Ruzafa, I. M., Newton, A., & Marcos, C. (2019). Coastal Lagoons: Environmental Variability, Ecosystem Complexity, and Goods and Services Uniformity. In *Coasts and Estuaries* (pp. 253-276). Elsevier.
- Peterson, A. W., & Whitfield, A. K. (2000). Do shallow water habitats function as refugia for juvenile fishes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51, 359–364.
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of theoretical biology*, 13, 131-144.
- 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(3), 377-390.
- Pizzolon, M., Cenci, E., & Mazzoldi, C. (2008). The onset of fish colonization in a coastal defence structure (Chioggia, Northern Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78(1), 166-178.
- Pollard, D.A. (1994). Opening regimes and salinity characteristics of intermittently opening and permanently open coastal lagoons on the south coast of New South Wales. *Wetlands, Australia* 13: 16–35.
- Potter, I. C., Beckley, L. E., Whitfield, A. K., & Lenanton, R. C. (1990). Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate Western Australia and Southern Africa. In *Alternative life-history styles of fishes* (pp. 143-178). Springer, Dordrecht.
- Potter, I., Bird, D., Claridge, P., Clarke, K., Hyndes, G. and Newton, L. (2001). Fish fauna of the Severn Estuary. Are there long-term changes in abundance and species composition and are the recruitment patterns of the main marine species correlated? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 258(1):15-37.
- Power, M., Attrill, M. and Thomas, R. (2000). Environmental factors and interactions affecting the temporal abundance of juvenile flatfish in the Thames Estuary. *Journal of Sea Research* 43(2):135-149.
- Pratt, T. C., & Fox, M. G. (2001). Biotic influences on habitat selection by young-of-year walleye (*Stizostedion vitreum*) in the demersal stage. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(6), 1058-1069.
- Priede, I. G., Bagley, P. M., Smith, A., Creasey, S., & Merrett, N. R. (1994). Scavenging deep demersal fishes of the Porcupine Seabight, north-east Atlantic: observations by baited camera, trap and trawl. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 74(3), 481-498.

- Raffaelli, D., Conacher, A., McLachlan, H., & Emes, C. (1989). The role of epibenthic crustacean predators in an estuarine food web. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 28(2), 149-160.
- Rakocinski, C. F., Lyczkowski-Shultz, J. and Richardson, S. L. (1996). Ichthyoplankton assemblage structure in Mississippi sound as revealed by canonical correspondence analysis. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 43:237-257.
- Ramdani, M., Sahnouni, F., Haloui, B., Roger, N. E., Mesfioui, F. A., & Ramdani, M. (2015). Macroepiphytes and macroalgae (Phaeophyceae, rhodophyceae and chlorophyceae) in the nador lagoon (Morocco). *J Biodivers Env Sci*, 7, 252-61.
- Raymundo, L. J., Maypa, A. P., Gomez, E. D., & Cadiz, P. (2007). Can dynamite-blasted reefs recover? A novel, low-tech approach to stimulating natural recovery in fish and coral populations. *Marine Pollution Bulletin*, 54(7), 1009-1019.
- Re, V. (2010). Groundwater in urban coastal areas: Hydrogeochemical based approach for managing the transition areas. The example of the lagoon of Nador (Morocco). PhD Programme in Analysis and Governance of Sustainable Development Universita Ca' Foscari Venezia 153p.
- Reizopoulou, S., & Nicolaidou, A. (2004). Benthic diversity of coastal brackish-water lagoons in western Greece. *Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems*, 14(S1), S93-S102.
- Reñones, O., Goñi, R., Pozo, M., Deudero, S., Moranta, J. (1999). Effects of protection on the demographic structure and abundance of *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). Evidence from Cabrera Archipelago National Park (West-Central Mediterranean). *Mar. Life*, 9: 45-53.
- Rhodes, K. L. (1998). Seasonal trends in epibenthic fish assemblages in the near-shore waters of the western yellow sea, Qingdao, People's Republic of China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46, 629-643.
- Rhomad, H., Khalil, K., Egdadi, A., & Elkalay, K. (2017, November). Preliminary Analysis of the Nador Lagoon (NE Morocco) Trophic Network with the Ecopath Model. In Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration (pp. 1653-1654). Springer, Cham.
- Ribeiro, J., Bentes, L., Coelho, R., Gonçalves, J.M.S., Lino, P.G., Monteiro, P., Erzini, K. (2006). Seasonal, tidal and diurnal changes in fish assemblages in the Ria Formosa lagoon (Portugal). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 67, 461-474.
- Risk, M. J. (1972). Fish diversity on a coral reef in the Virgin Islands. *Atoll Research Bulletin*.
- Roberts, C. M., & Ormond, R. F. (1987). Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 1-8.
- Rochette, S., Rivot, E., Morin, J., Mackinson, S., Riou, P., Le Pape, O. (2010). Effect of nursery habitat degradation on flatfish population: application to Solea solea in the Eastern Channel (Western Europe). *J. Sea Res.* 64, 34-44.
- Ross, S. T., McMichael, R. H. and Rupple, D. L. (1987). "Seasonal and diel variation in the standing crop of fishes and macroinvertebrates from a Gulf of Mexico surf zone." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 25(4): 391-412.
- Ross, S.W. (2003). The relative value of different estuarine nursery areas in North Carolina for transient juvenile marine fishes. *Fish. Bull.* 101 (2), 384- 404.
- Ruitton, S. (1999). Les communautés benthiques et nectobenthiques associées aux aménagements littoraux en Méditerranée nord-occidentale : structure et fonctionnement (Doctoral dissertation, Aix-Marseille 2).
- Ruiz, F., Abad, M., Olías, M., Galán, E., González, I., Aguilá, E., ...& Cantano, M. (2006). The present environmental scenario of the Nador Lagoon (Morocco). *Environmental Research*, 102(2), 215-229.
- Sale, P. F. (1980). The ecology of fishes on coral reefs. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 18: 367-421.

- Santos, R. S., & Nash, R. D. (1995). Seasonal changes in a sandy beach fish assemblage at Porto Pim, Faial, Azores. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 41(5), 579-591.
- Seaman, W. (2007). Artificial habitats and the restoration of degraded marine ecosystems and fisheries. *Hydrobiologia* 580, 143e155.
- Selfati, M., El Ouamari, N., Lenfant, P., Fontcuberta, A., Lecaillon, G., Mesfioui, A., ...&Bazairi, H. (2018). Promotingrestoration of fishcommunitiesusing artificial habitats in coastal marinas. *BiologicalConservation*, 219, 89-95.
- Selfati, M., Ouamari, N. E., Crocetta, F., Mesfioui, A., Boissery, P., & Bazairi, H. (2017). Closing the circle in the Mediterranean Sea: Bursatella leachii Blainville, 1817 (Mollusca: Gastropoda: Anaspidea) has reached Morocco. *BioInvasions Record*, 6(2).
- Shannon, C. E., & Wiener, W. (1963). The mathematical theory of Communication University. Urbana: Illinois Press.
- Sheaves, M., Baker, R., Nagelkerken, I., & Connolly, R. M. (2015). True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. *Estuaries and Coasts*, 38(2), 401-414.
- Sierszen, M. E., Hrabik, T. R., Stockwell, J. D., Cotter, A. M., Hoffman, J. C., & Yule, D. L. (2014). Depth gradients in food-web processes linking habitats in large lakes: L ake S uperior as an exemplar ecosystem. *Freshwater Biology*, 59(10), 2122-2136.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688-688.
- Smith, C.L. (1961). Synopsis of biological data on groupers (Epinephelusand allied genera) of the Western North Atlantic. *FAO Fish. Biol. Synop.*, 23, 61 p. Rome: FAO.
- Somot, S., Sevault, F., Déqué, M., & Crépon, M. (2008). 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere–ocean regional climate model. *Global and Planetary Change*, 63(2-3), 112-126.
- Sousa, L. P., Lillebø, A. I., Gooch, G. D., Soares, J. A., & Alves, F. L. (2013). Incorporation of local knowledge in the identification of Ria de Aveiro lagoon ecosystem services (Portugal). *Journal of Coastal Research*, (65), 1051-1056.
- Stein, R. A., DeVries, D. R., & Dettmers, J. M. (1995). Food-web regulation by a planktivore: exploring the generality of the trophic cascade hypothesis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(11), 2518-2526.
- Strain, E.M.A., Olabarria, C., Mayer-Pinto, M., Cumbo, V., Morris, R.L., Bugnot, A.B., Dafforn, K.A., Heery, E., Firth, L.B., Brooks, P.R., Bishop, M.J. (2017). Ecoengineering urban infrastructure for marine and coastal biodiversity: which interventions have the greatest ecological benefit? *J. Appl. Ecol.* 1e16.
- Strydom, N., Whitfield, A. and Wooldridge, T. (2003). The role of estuarine type in characterizing early stagefish assemblages in warm temperate estuaries, South Africa. *African Zoology* 38(1):29-43.
- Taï, I., Masski, H., Benchoucha, S., Yahyaoui, A., Chaghif, A., & Bazairi, H. (2013). Diversité et répartition des espèces demersales et benthiques des fonds chalutables de la côte nord atlantique marocaine : cap Spartel (35 47’N)-baie d’Agadir (30 26’N). *Bull. Soc. zool. Fr*, 138(1-4), 305-322.
- Tandler, A., Har’el, M., Wilks, M., Levinson, A., Brickell, L., Christie, S., Avital, E., Barr, Y. (1989). Effect of environmental temperature on survival, growth and population structure in the mass rearing of the gilthead seabream, *Sparus aurata*. *Aquaculture* 78, 277–284.
- Taylor, B. W., Flecker, A. S., & Hall, R. O. (2006). Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science*, 313(5788), 833-836.
- Tesson, M. (1977). Régime hydrologique ct hydrodynamique de la Sebkha Bou Areg (Lagune de Nador, Maroc). *Bilan du printemps 1976. Truv. Doc. Dev. Pêches Maroc*, 27,67 p.

- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31(1), 79-92.
- Thompson, R. C., Crowe, T. P., & Hawkins, S. J. (2002). Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation*, 29(2), 168-191.
- Thompson, R., Munro, J.L. (1978). Aspects of the biology and ecology of Caribbean reef fishes: serranidae (hinds and groupers). *J. Fish Biol.*, 12: 115-146.
- Tokeshi, M., & Arakaki, S. (2012). Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. *Hydrobiologia*, 685(1), 27-47.
- Umgiesser, G., Ferrarin, C., Cucco, A., De Pascalis, F., Bellafiore, D. Ghezzi, M. and Bajo, M. (2014). Comparative hydrodynamics of 10 Mediterranean lagoons by means of numerical modeling. *J. Geophys. Res. Oceans*, 119, 2212–2226.
- UNEP/MAP. (2012). State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment. United Nations Environment Program—Mediterranean Action Plan.
- UNEP/MAP–Plan Bleu. (2009). State of the Environment and Development in the Mediterranean—2009. Plan Bleu, Athens, Greece, 200 pp.
- Vanni, M. J. (2002). Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1), 341-370.
- Vant, W.N. (1990). Causes of light attenuation in nine New Zealand estuaries. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 31: 125–137.
- Vasconcelos, J. T., & Galyean, M. L. (2007). Nutritional recommendations of feedlot consulting nutritionists: The 2007 Texas Tech University survey. *Journal of animal science*, 85(10), 2772-2781.
- Velasco, A. M., Pérez-Ruzafa, A., Martínez-Paz, J. M., & Marcos, C. (2018). Ecosystem services and main environmental risks in a coastal lagoon (Mar Menor, Murcia, SE Spain): The public perception. *Journal for Nature Conservation*, 43, 180-189.
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F. J., Andreu-Soler, A., & Torralva, M. (2007). Characterisation of the nursery areas for YOY Sparidae fish species in a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). In *Anales de Biología* (Vol. 29, pp. 3-11).
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F. J., Ruiz-Navarro, A., & Torralva, M. (2013). Assessing the nursery role for marine fish species in a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *Marine Biology Research*, 9(8), 739-748.
- Victor, B. C. (1991). Settlement strategies and biogeography of coral reef fishes. In *The ecology offishes on coral reefs*. (Sale, P. F., ed.). London: Academic Press.
- Vigliola, L., Harmelin-Vivien, M., Meekan, M.G. (2000). Comparison of techniques of backcalculation of growth and settlement marks from the otoliths of three species of *Diplodus* from the Mediterranean Sea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 1291-1299.
- Wakefield, C. B., Lewis, P. D., Coutts, T. B., Fairclough, D. V., & Langlois, T. J. (2013). Fish assemblages associated with natural and anthropogenically-modified habitats in a marine embayment: comparison of baited videos and opera-house traps. *PloS one*, 8(3).
- West, R. J. and King, R. J. (1996). Marine, brackish, and freshwater fish communities in vegetated and bare shallows of an Australian coastal river. *Estuaries* 19:31-41.
- Whitfield, A. K. (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9(2):151-186.

- Whitfield, A.K. and Elliott, M. (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries – a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61(Suppl. A), 229–250.
- Williams, A., & Bax, N. J. (2001). Delineating fish-habitat associations for spatially based management: an example from the south-eastern Australian continental shelf. *Marine and Freshwater Research*, 52(4), 513-536.
- Wilson, D. T. and Meekan, M. G. (2001). "Environmental influences on patterns of larval replenishment in coral reef fishes". *Marine Ecology Progress Series* 222: 197-207.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., ... & Sala, E. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *science*, 314(5800), 787-790.
- World Register of Marine Species (WoRMS), <http://www.marinespecies.org>
- Yanez-Arancibia, A., & Nugent, R. S. (1977). The ecological role of fish in estuaries and coastal lagoons. In *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnologia* (Vol. 4, No. 1, pp. 107-114).
- Zabala, M., Garcia-Rubies, A., Louisy, P., Sala, E. (1997). Spawning behavior of the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Sci. Mar.* 61, 65–77.
- Zerrouqi, Z., Sbaa, M., Chafi, A., & Aqil, H. (2013). Contribution to the study of the Nador lagoon's water quality: anthropogenic impact. *Bulletin de l'Institut Scientifique : Section Sciences de la Vie*, 35, 51-59.
- Zine, N. (2003). Diagnostic de la Faune aquatique : Lagune de Nador. Rapp. Inédit, projet MedWetCoast-Maroc, PNUE/Socr. Etat Envir./Départ. Eaux & Forêts, Maroc.

ANNEXES

Annexe 1 : Densités (nombre d'individus par trois coups de sennes ; 3*800m²) des espèces échantillonnées dans les 32 stations (S2-S33) en juin 2015.

	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17
<i>Boops boops</i>	164	2	1	15	266	31	0	0	0	1	0	1	4	0	0	0
<i>Diplodus annularis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Diplodus pantazzo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus sargus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus vulgaris</i>	0	3	41	72	14	0	0	0	0	5	3	2	0	0	0	0
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pagellus acarne</i>	0	0	0	0	189	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pagellus erythrinus</i>	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sarpa salpa</i>	0	1	0	13	0	0	0	0	0	2	6	3	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	3	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coris julis</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Symphodus cinereus</i>	23	26	23	17	1	0	0	4	0	161	206	42	22	2	1	0
<i>Symphodus ocellatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thalassoma pavo</i>	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0
<i>Mycteroperca rubra</i>	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serranus scriba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salaria pavo</i>	0	17	0	0	0	0	0	0	0	43	51	18	1	0	0	0
<i>Trachinotus ovatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1
<i>Belone belone gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bothus podas</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Angilla anguilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mullus surmuletus</i>	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Callionymus risso</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dactylopterus volitans</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemiramphus far</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gobius cobitis</i>	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	25	114	10	0	0	0
<i>Gobius cruentatus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	137	36	40	204	30	2	0
<i>Gobius niger</i>	77	740	201	129	4	11	12	3	3	139	41	109	36	13	20	1
<i>Gobius paganellus</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatoschistus minutus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hippocampus hippocampus</i>	0	0	4	0	1	0	0	0	0	2	1	0	1	0	0	0
<i>Syngnathus abaster</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	8	11	6	0
<i>Syngnathus typhle</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trigloporus lastoviza</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sardinella maderensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	7	0	0
<i>Atherina boyeri</i>	85	76	78	75	0	0	28	1	0	212	495	67	1	0	0	0
<i>Sardina pilchardus</i>	0	0	21	7	0	0	0	0	0	0	0	0	27	0	0	0
<i>Engraulis encrasicolus</i>	1	0	0	12	189	159	1252	6	0	0	0	1	0	0	0	0

Annexe 1 (suite et fin) : Densités (nombre d'individus par trois coups de sennes ; 3*800m²)
des espèces échantillonnées dans les 32 stations (S2-S33) en juin 2015.

	S18	S19	S20	S21	S22	S23	S24	S25	S26	S27	S28	S29	S30	S31	S32	S33
<i>Boops boops</i>	0	0	2	17	0	33	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus annularis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Diplodus pantazzo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Diplodus sargus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Diplodus vulgaris</i>	0	0	0	3	3	2	6	4	2	2	1	0	0	77	14	128
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1	0
<i>Pagellus acarne</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pagellus erythrinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sarpa salpa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Spondylisoma cantharus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coris julis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Symphodus cinereus</i>	0	0	0	5	0	9	8	0	1	0	0	3	2	28	7	21
<i>Symphodus ocellatus</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thalassoma pavo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epinephelus costae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Serranus scriba</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salapia pavo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Trachinotus ovatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	3	1	1	0	0	0
<i>Belone belone gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bothus podas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Angilla anguilla</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	6	0	5
<i>Mullus surmuletus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Callionymus risso</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dactylopterus volitans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemiramphus far</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	5	1
<i>Gobius cobitis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gobius cruentatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	33	105	120	0	0	0
<i>Gobius niger</i>	1	2	0	22	17	40	12	159	23	28	16	33	38	1550	343	231
<i>Gobius paganallus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatoschistus minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hippocampus hippocampus</i>	0	0	1	0	1	3	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0
<i>Syngnathus abaster</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	1	5	0	0
<i>Syngnathus typhle</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trigloporus lastoviza</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sardinella maderensis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0
<i>Atherina boyeri</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	81	0	15	5	55	285	7	0
<i>Sardina pilchardus</i>	9	1	1544	3	306	7	0	0	953	0	6081	4750	0	337	3	0
<i>Engraulis encrasicolus</i>	40	604	0	6	4	130	1	6	1	8	20	1	11	493	80	16

Annexe 2 : Jeux de données environnementales pour la campagne de juin 2015 : Temperature de l'eau en surface (T, °C) ; salinité (S, psu) ; Profondeur (P, mètre) ; pH ; Oxygène dissous (OD, mg/l) ; la saturation en Oxygène Dissous (O%), la Matière en suspension (MES, mg/l), Matière minérale particulaire (MMP, mg/l), Matière organique particulaire (MOP, mg/l), Couverture végétale en % (CV, %) et la nature du substrat exprimée en taille moyenne des particules (Sub, µm) .

	P	CV	Sub	Sal	PH	T°	O	O%	MES	MMP	MOP
S2	4	20	0.029	37.1	8.33	26.9	8.15	97.4	6.5	0.8	5.7
S3	2.3	65	0.22	36.9	8.32	26.4	7.7	93.7	5.6	0.35	5.25
S4	3.9	65	0.079	36.8	8.34	26	9.18	108.8	7.34	2.6	4.74
S5	5.2	0	0.079	36.7	8.36	25.7	9.78	115	6.37	0.37	6
S6	6.3	0	0.125	36.6	8.35	25.9	9.5	115.9	15	8	7
S7	6.6	0	0.079	36.5	8.35	26.2	9.55	116.8	13.02	6.32	6.7
S8	6.7	20	0.079	36.4	8.38	25.8	9.68	118.3	9.12	3.47	5.65
S9	6.7	20	0.029	36.8	8.2	25.7	9.71	119.4	7.39	2.57	4.82
S10	6.8	65	0.029	36.9	8.18	25.8	10.01	130	5.98	1.42	4.56
S11	2.3	20	0.079	37	8.17	26	11.07	137.5	8.6	2.79	5.81
S12	1.6	7.5	0.22	37	8.28	26.4	11.65	143.7	5.6	0.36	5.24
S13	2.3	20	0.22	37.1	8.4	26.9	11.83	145.7	2	0.35	1.65
S14	4.8	20	0.029	36.9	8.25	26.9	9.79	122.5	5.6	0	5.6
S15	7	40	0.029	37	8.22	26.4	10.5	131.3	11.6	5.22	6.38
S16	7.1	0	0.029	37.1	8.2	26	9.78	121.3	8.44	3.65	4.79
S17	7.3	0	0.029	36.9	8.22	25.9	9.82	122.3	10.17	2.6	7.57
S18	7.2	0	0.029	36.9	8.2	25.8	9.71	120	10.6	3.62	6.98
S19	7.2	0	0.029	36.6	8.27	25.6	9.6	117.8	11.05	4.65	6.4
S20	7.3	0	0.029	36.2	8.41	25.5	9.75	115	9.2	1.6	7.6
S21	6.6	7.5	0.029	36.6	8.36	25.9	9.67	115.6	8.6	1.4	7.2
S22	6.2	40	0.079	36.8	8.3	26.2	9.32	112.5	8.87	3.62	5.25
S23	5.1	40	0.079	36.7	8.34	26.2	8.96	108.7	10.72	3.98	6.74
S24	5.7	20	0.029	36.7	8.38	26.3	9.6	116.3	8	1.2	6.8
S25	5.2	65	0.029	36.6	8.29	25.7	9.42	112.5	8.39	1.6	6.79
S26	5.6	65	0.029	36.7	8.13	25.2	9.6	115.6	6.6	0.96	5.64
S27	5.6	65	0.029	36.8	8.22	25.9	9.87	121	11.91	4.84	7.07
S28	5.6	20	0.029	36.8	8.28	26.4	9.7	118.8	12.54	6.92	5.62
S29	5.6	20	0.029	36.9	8.25	26.3	9.2	112.6	6.13	2.88	3.25
S30	3.9	40	0.079	36.8	8.27	26.7	9.6	117.5	5.21	1.99	3.22
S31	2.7	40	0.079	36.7	8.3	26.4	9.21	113.1	13.67	6.37	7.3
S32	2.9	20	0.079	36.6	8.3	26.4	8.22	101.2	8.38	1.78	6.6
S33	2.3	0	0.125	36.7	8.24	26	8.8	106.8	8.46	5.6	2.86