



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE



وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
جامعة باجي مختار - عنابة
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR - ANNABA

FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT DES SCIENCES DE LA MER

THESE PRESENTEE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT

**Spécialité: Sciences de la mer
Option : Sciences de la mer**

Intitulé

Composition et variations du peuplement ichthyologique côtier
dans la région Ouest du golfe d'Annaba (Algérie)

Par

BOUBEKEUR Mohamed Sofiane

Directeur de thèse :

M. DERBAL Farid Professeur, UBMA, Laboratoire Bioressources Marines.

Président :

M. KARA M. Hichem Professeur, UBMA, Laboratoire Bioressources Marines.

Examineurs :

M^{me} CHAOUI Lamya Professeur, UBMA, Laboratoire Bioressources Marines.

M. ROMDHANE M. Salah Professeur, INAT, Tunisie

Année universitaire: 2018/2019

Avec une bathymétrie maximale de 5267 m (moyenne: 1460 m), la Méditerranée est la plus profonde mer semi-fermée sur terre (Coll *et al.*, 2010). Située entre l'Afrique, l'Europe et l'Asie, elle est considérée comme un « *hot spot* » de biodiversité marine (Bianchi et Morri, 2000; Myers *et al.*, 2000; Coll *et al.*, 2010). Actuellement, elle est connue comme l'hôte de plus de 17000 espèces marines décrites et contribue ainsi à environ 7% à la biodiversité marine mondiale en incluant un taux élevé d'espèces endémiques (Coll *et al.*, 2010).

Les eaux du plateau continental couvrent presque 20% du total des eaux de la Méditerranée, par rapport au 7,6% des océans mondiaux, et jouent donc un rôle prépondérant comparés aux océans (Pinaridi *et al.*, 2006). Cette tranche bathymétrique héberge des habitats complexes, des espèces et des associations faunistiques d'une importance écologique particulière ainsi que des écosystèmes endémiques uniques et sensibles d'où l'importance de la biodiversité disponible (Boudouresque, 2004; Blondel et Aronson, 2005; Ballesteros, 2006; UICN-Med, 2009). Ces écosystèmes côtiers, extrêmement riches et productifs, d'un point de vue biologique, jouent un rôle essentiel pour le renouvellement des ressources halieutiques du plateau continental (Costanza *et al.*, 1997). Il s'agit principalement des petits fonds meubles (sableux) et durs (rocheux) ou mixtes (herbiers à magnoliophytes ou à coralligènes), indispensables à la faune ichthyologique côtière qui passe au cours de son cycle biologique (alevins, juvéniles) par des aires de nourriceries présentes dans ces secteurs (Beck *et al.*, 2001; Bell et Harmelin-Vivien, 1982; Harmelin-Vivien *et al.*, 1995; Guidetti et Bussotti, 1997; Vigliola *et al.*, 1998; Planes *et al.*, 1999; Catalan *et al.*, 2006; Guidetti *et al.*, 2009).

Actuellement, cette frange littorale est soumise à de multiples pressions anthropiques qui influent directement ou indirectement sur l'état de conservation de la Méditerranée, ce qui conduit inexorablement à la dégradation des écosystèmes côtiers et la perte de la diversité spécifique (Azzurro *et al.*, 2010; Malak *et al.*, 2011; Albouy *et al.*, 2012). Ces pressions peuvent prendre des formes différentes dont les principales sont:

(i) La dégradation des habitats côtiers due à une augmentation accrue de l'activité anthropique sur le littoral. La réduction de la surface ou la diminution de la qualité de ces habitats rend plus vulnérable l'installation des stades larvaires avec une augmentation de la prédation et, par conséquent, affectent le recrutement et la taille des populations adultes;

(ii) La surexploitation des ressources naturelles avec l'accroissement de l'effort de pêche, ce qui a conduit à la fragilisation des populations ichthyologiques, voire l'effondrement de certains stocks (Leonart, 2011), comme c'est le cas du mérrou brun *Epinephelus*

marginatus, une espèce emblématique en Méditerranée, considérée aujourd'hui en danger (Malak *et al.*, 2011);

(iii) Le changement climatique, dû au réchauffement rapide des eaux de la Méditerranée, a favorisé l'intrusion d'espèces exotiques et invasives par migration ou via les eaux de ballast liées au trafic maritime (Vargas Yañez, 2010). Ce phénomène très perceptible sur les côtes algériennes a engendré l'intrusion de nombreuses espèces de poissons côtiers au cours de ces dernières années (Hemida *et al.*, 2003; Kara et Oudjane, 2008; Francour *et al.*, 2010; Hannachi *et al.*, 2015; Kara *et al.*, 2012, 2015).

Dans une perspective de préserver et de réduire la perte de la diversité ichtyologique, la caractérisation des assemblages ichtyologiques apparaît donc comme une étape incontournable. Cette dernière a pour objectif de déterminer l'organisation des peuplements, d'identifier et de quantifier les facteurs qui les structurent. Cette caractérisation est basée sur la description des différentes populations ichtyologiques à l'aide d'attributs biologiques qualitatifs ou quantitatifs, qui sont utiles pour la définition de métriques (indices) qui permettent de mieux comprendre leurs degrés d'organisation et de fonctionnement. Le choix d'un indice écologique dépend bien évidemment de l'objectif de l'investigation menée à l'échelle spatio-temporelle. Selon Elliot *et al.* (2007), il existe plusieurs indices, soit qualitatifs, soit quantitatifs, qui reposent :

- Soit sur l'identification et le comptage des entités taxonomiques (familles, genres, espèces, etc.) présentes dans un milieu donné;
- Soit sur les catégories de taille, l'âge ou la biomasse des échantillons recueillis (Mouillot *et al.*, 2006).
- Soit sur l'utilisation de guildes fonctionnelles (Mouillot *et al.*, 2006).

Cette dernière décennie, plusieurs travaux ont été réalisés sur les assemblages ichtyologiques méditerranéens aussi bien en milieu non protégé (Orlando-Bonaca et Lipej, 2005; Moranta *et al.*, 2006; Deudero *et al.*, 2008; Bussotti et Guedetti, 2009; La Mesa *et al.*, 2010; Kalogirou *et al.*, 2010; Keskin *et al.*, 2011; Sahyoun *et al.*, 2012; Esposito *et al.*, 2015) qu'au sein des réserves marines protégées (Francour, 2000; Macpherson *et al.*, 2002; La Mesa *et al.*, 2006; Arechavala-Lopez *et al.*, 2008; Guidetti *et al.*, 2008, 2010; Bodilis *et al.*, 2010; Seytre et Francour, 2013). La majorité de ces investigations se sont focalisées sur les aspects suivants:

(i) La structure des peuplements ichtyologiques (Bell et Harmelin-Vivien, 1982; Harmelin-Vivien, 1984; Esposito *et al.*, 2015) et ses variations spatiales et temporelles (Harmelin-Vivien, 1982; Francour, 1997; Dulčić *et al.*, 2005; Moranta *et al.*, 2006) vis-à-vis des paramètres abiotiques (Raventos et Macpherson, 2005; Catalan *et al.*, 2006);

(ii) Les niches écologiques et les habitats spécifiques (Guidetti, 2000; Frau *et al.*, 2003; Orlando-Bonaca et Lipej, 2005; Clynick, 2006; Arechavala *et al.*, 2008; Bussotti et Guidetti, 2009; La Mesa *et al.*, 2010);

(iii) L'impact de la pêche (Sanchez-Jerez et Ramos Espla, 1996; Harmelin-Vivien, 2000; Henriques *et al.*, 2013);

(iv) Les contraintes d'échantillonnage des populations ichtyologiques littorales (Harmelin-Vivien et Francour, 1992 ; Francour *et al.*, 1999; Willis *et al.*, 2000);

(v) L'effet bénéfique des aires marines protégées et des récifs artificiels sur les écosystèmes limitrophes (Francour, 1994, 2000; Macpherson *et al.*, 2002; Francour et Bodilis, 2004; Forcada *et al.*, 2008; Bodilis *et al.*, 2010; Guidetti *et al.*, 2010; Sahyoun *et al.*, 2012; Seytre et Francour, 2013);

(vi) et l'impact de la pollution (Azzurro *et al.*, 2010; Farré *et al.*, 2015) et du changement climatique sur les écosystèmes et la biodiversité (Laubier, 2003; Albouy *et al.*, 2012).

Malheureusement, les connaissances sur l'écologie des populations ichtyologiques des petits fonds mixtes (rochers-herbiers-sable) restent limitées dans la rive sud de la Méditerranée, notamment sur les côtes de l'Afrique du Nord. Que se soit sur les côtes tunisiennes (Khemiri *et al.*, 2005; Cherif *et al.*, 2008; Haj-Taieb *et al.*, 2013a,b; Khoufi *et al.*, 2014) ou algériennes (Derbal et Kara, 2006, 2007a, 2008, 2013; Derbal *et al.*, 2010; Benchalel *et al.*, 2010; Chaoui *et al.*, 2009; Refes *et al.*, 2010; Benchalel et Kara, 2013; Derbal et Kara, 1995, 2010; Derbal *et al.*, 2013; Mohdeb *et al.*, 2015; Boughamou *et al.*, 2014, 2015, 2016 ; Hamida *et al.*, 2018; Rachedi *et al.*, 2018), l'essentiel des études sur les peuplements ichtyologiques côtiers et des fonds chalutables concernent la biologie halieutique, la dynamique et l'exploitation avec un intérêt limité pour les aspects écologiques. Sur les côtes algériennes, très peu de données sont disponibles sur la structure et le fonctionnement des populations ichtyologiques côtières (Kara et Derbal, 1999; Derbal et Kara, 2010; Hannachi *et al.*, 2014).

Notre étude est une continuité des travaux déjà entamés par nos prédécesseurs depuis plus de deux décennies sur la connaissance du peuplement ichtyologique des côtes est

algériennes. Elle s'inscrit dans le cadre de deux projets nationaux de recherche initiés par notre laboratoire (Kara, M., 2009, *CNEPRU* Code : F0112008013 ; Kara, M., 2015, *CNEPRU* Code : D00L03UN230120130095) qui visent la caractérisation du peuplement ichthyologique des petits fonds mixtes du golfe d'Annaba soumis aux influences anthropiques multiples et notamment aux activités de la pêche artisanale intense, souvent non contrôlée. L'objectif de cette étude est double:

(i) Actualiser l'inventaire du peuplement ichthyologique des petits fonds, aussi bien qualitativement que quantitativement en recherchant éventuellement la présence de nouvelles espèces exotiques et/ou invasives;

(ii) Rechercher d'éventuelles variations nycthémérales et spatio-temporelles vis-à-vis des facteurs environnementaux influençant la structure des peuplements. Cette approche intégrée d'un écosystème exploité devrait permettre d'apporter des éléments nouveaux dans la compréhension des mécanismes et des processus biologiques et écologiques impliqués dans la dynamique de l'ichtyofaune côtière.

Méthodologiquement, le manuscrit est organisé de la manière suivante: après une introduction générale qui expose la problématique de cette investigation, nous avons passé en revue dans la partie matériel et méthodes, la zone d'étude, la stratégie d'échantillonnage et les indices écologiques utilisés pour une meilleure connaissance du peuplement ichthyologique en fonction du temps (nycthémérale, mensuelle, saisonnière) et de l'espace. Les lieux de pêches expérimentales réalisées au moyen d'engins destructifs (senne de plage et trémail) ont été décrits et justifiés. Il en est de même pour la mesure *in situ* des paramètres environnementaux et l'effort de pêche. Les résultats ont été confortés par des analyses statistiques et comparés dans la discussion. Une partie des résultats a fait l'objet d'une publication de renommée établie qui est annexée à la fin du document. La thèse s'achève par une conclusion générale et des perspectives.

A la mémoire de mon père.

A mon oncle et mentor M. Hadj Moussa...

Liste des figures

N°	Titre	Page
01	Zone d'étude (Golfe d'Annaba). (Google Earth modifié, 2018)	5
02	Courantologie du golfe d'Annaba (Anonyme, 1996, modifié par Hannachi <i>et al.</i> , 2015).	6
03	Zone d'étude et localisation des sites échantillonnés (Boubekeur <i>et al.</i> , 2018).	9
04	Caractéristiques de la senne de plage.	10
05	Caractéristiques du filet trémail.	11
06	Photos montrant l'opération de pêche expérimentale au moyen du trémail.	12
07	Photographie montrant l'opération de tractage avec la senne de plage.	13
08	Nature du produit de capture avec la senne de plage.	14
09	Photographie montrant la méthode de mesure des paramètres environnementaux dans les eaux de surface.	14
10	Photographie montrant la méthode d'ensemencement en milieu liquide.	15
11	Variations Mensuelles des valeurs de la température de l'eau entre juin 2012 et mai 2013.	22
12	Variations Mensuelles des valeurs de salinité entre juin 2012 et mai 2013.	23
13	Variations Mensuelles des valeurs de l'oxygène dissous entre juin 2012 et mai 2013.	23
14	Variations Mensuelles des valeurs du pH entre juin 2012 et mai 2013.	24
15	Analyse en Composantes Principales (ACP) réalisée sur les données physico-chimiques enregistrées entre juin 2012 et mai 2013.	25
16	Variations Mensuelles du nombre de germes/100 ml d'eau de mer dans les sites échantillonnés.	26
17	Courbe de raréfaction représentant le nombre cumulé d'espèces en fonction de l'effort d'échantillonnage. Les courbes bleues correspondent à l'intervalle de confiance.	27
18	Composition et abondances spécifiques des échantillons pêchés à l'aide de la senne de plage. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances.	29
19	Composition et biomasses spécifiques des échantillons pêchés à l'aide de la senne de plage. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances.	30
20	Composition et abondances des guildes fonctionnelles. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances.	31
21	Composition et biomasses des guildes fonctionnelles. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances.	31
22	Variations nycthémerales des abondances totales des prises réalisées avec la senne de plage. Les valeurs entre parenthèses représentent les abondances.	33
23	Distribution nycthémerale des guildes fonctionnelles.	34
24	Cluster effectué sur la base d'une matrice de similarité d'abondances nycthémerales de Bray-Curtis	36
25	Analyse d'ordination (nMDS) effectuée sur une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis.	36
26	Abondances spécifiques Mensuelles (jour & nuit) dans les prises réalisées avec la senne de plage.	39
27	Variations Mensuelles des indices biocénotiques dans les 3 sites réunis (site A+ B+ C).	40
28	Variations Mensuelles des indices biocénotiques dans la plage la Caroube (site C).	40
29	Variations Mensuelles des indices biocénotiques dans la plage Belvédère (Site B).	40
30	Variations Mensuelles indices biocénotiques dans la plage Ain Achir (Site A).	40

31	Cluster effectué sur la base d'une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis.	41
32	Analyse d'ordination (nMDS) effectuée sur la base d'une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis.	41
33	Variations temporelles des guildes trophiques dans le golfe d'Annaba.	43
34	Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) réalisée à partir des données des guildes trophiques.	44
35	Abondance et composition spécifiques dans les 3 sites.	46
36	Distribution spatiale des guildes trophiques dans le golfe d'Annaba.	47
37	Structure démographique des principales espèces de poissons pêchées dans le golfe d'Annaba entre mai 2012 et juin 2013.	58
38	Analyse canonique des correspondances (ACC) basée sur les abondances d'espèces avec les facteurs environnementaux représentés par les vecteurs.	49
39	Composition et abondances spécifiques de l'échantillon global. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances.	51
40	Composition et biomasses spécifiques de l'échantillon global. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances	52
41	Composition et abondances des guildes fonctionnelles. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances.	53
42	Composition et biomasses des guildes fonctionnelles. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances.	53
43	Variations nyctémérales des abondances totales des prises réalisées avec le filet trémail. Les valeurs entre parenthèses représentent les abondances.	54
44	Distribution nyctémérale des guildes fonctionnelles.	55
45	Cluster effectué sur la base d'une matrice de similarité d'abondances nyctémérales de Bray-Curtis.	56
46	Analyse d'ordination (nMDS) effectuée sur la base d'une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis.	57
47	Abondances spécifiques Mensuelles globales (captures diurnes et nocturnes confondues).	59
48	Variations Mensuelles des indices biocénétiques dans les 3 sites réunis (site A+ B+ C).	61
49	Variations Mensuelles des indices biocénétiques dans site La Caroube (site C).	61
50	Variations Mensuelles des indices biocénétiques dans site Belvédère (site B)	61
51	Variations Mensuelles des indices biocénétiques dans site Ain Achir.	61
52	Cluster effectué sur la base d'une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis.	62
53	Analyse d'ordination (nMDS) effectuée sur la base d'une matrice de similarité d'abondances nyctémérales de Bray-Curtis.	62
54	Variations temporelles des guildes trophiques dans le golfe d'Annaba.	63
55	Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) réalisée à partir des données des guildes trophiques.	64
56	Abondances et composition spécifiques dans les trois sites.	66
57	Distribution spatiale des guildes trophiques dans le golfe d'Annaba.	67
58	Structure démographique des principales espèces de poissons pêchées au trémail dans le golfe d'Annaba entre mai 2012 et juin 2013.	68
59	Analyse canoniques des correspondances (ACC) basée sur les abondances spécifiques en relation avec les facteurs environnementaux représentés par les vecteurs.	69

Liste des tableaux

N°	Titre	Page
01	Comparaison nycthémerale des abondances, de la diversité spécifique et des indices écologiques du peuplement ichtyologique des petits fonds du golfe d'Annaba.	34
02	Comparaison nycthémerale des abondances, de la diversité spécifique, des indices écologiques du peuplement ichtyologique des petits fonds du golfe d'Annaba.	35
03	Composition et caractéristiques (longueur, poids, fréquence) des espèces pêchées sur les petits fonds du golfe d'Annaba.	37
04	Comparaison par paires des résultats de l'ANOSIM (R et P value) des assemblages saisonniers.	42
05	Dissimilarités moyennes et pourcentage de contribution spécifique pour chaque saison échantillonnée à partir de l'analyse de similarité SIMPER.	42
06	Dissimilarités moyennes et pourcentage de contribution de chaque guildes trophique pour chaque saison échantillonnée à partir de l'analyse de similarité SIMPER).	44
07	Comparaison inter-sites des abondances, de la diversité spécifique, des indices biocénétiques du peuplement ichtyologique des petits fonds du golfe d'Annaba.	45
08	Comparaison nycthémerale des abondances, de la diversité spécifique et des indices écologiques du peuplement ichtyologique des petits fonds du golfe d'Annaba.	55
09	Comparaison nycthémerale des abondances par site, de la diversité spécifique, des indices écologiques du peuplement ichtyologique des petits fonds du golfe d'Annaba.	56
10	Composition et caractéristiques linéaires, pondérales et fréquence d'occurrence des espèces pêchées au tremail sur les petits fonds du golfe d'Annaba.	58
11	Comparaison par paires des résultats de l'ANOSIM (R et P value) des assemblages ichtyologiques saisonniers.	63
12	Comparaison intersites des abondances et des indices écologiques du peuplement ichtyologique des petits fonds du golfe d'Annaba.	65

Sommaire

INTRODUCTION	1
MATERIEL ET METHODES	5
1. MILIEU ETUDE	5
1.1. Presentation du Golfe d'Annaba	5
1.2. Hydrodynamisme	5
1.3. Choix des stations	6
1.3.1. Plage Ain Achir (site A)	7
1.3.2. Plage Belvédère (Site B)	7
1.3.3. Plage La Caroube (Site C)	8
2. STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE	9
2.1. Senne de plage	10
2.2. Filet trémail	11
2.3. Mode opératoire et effort de pêche	11
2.4. Mesures physico-chimiques	14
2.5. Analyses bactériologiques	15
3. ANALYSE DES CAPTURES	16
3.1. Biométrie	16
3.2. Indices écologiques	16
<i>Richesse spécifique (S)</i>	16
<i>Abondance (A)</i>	16
<i>Dominance (Di)</i>	16
<i>Densité (D)</i>	17
<i>Biomasse</i>	17
<i>Fréquence d'occurrence (FO%)</i>	17

3.3. Analyse de l'effort d'échantillonnage	17
3.4. Traits fonctionnels	17
3.5. Analyse de la structure des assemblages	18
<i>Indice de Shannon (H')</i>	18
<i>Indice d'équitabilité de Pielou (J)</i>	19
3.6. Analyses statistiques	19
RESULTATS	22
1. PHYSICO-CHIMIE	22
1.1. Température	22
1.2. Salinité	22
1.3. Oxygène dissous	23
1.4. pH	24
1.5. Structure temporelle des facteurs environnementaux	24
2. BACTERIOLOGIE	25
3. EFFORT D'ECHANTILLONNAGE	27
4. ANALYSE DES CAPTURE PAR ENGIN DE PECHE	28
4.1. Senne de plage	30
4.1.1. Composition générale du peuplement	32
4.1.2. Variations spatio-temporelles	32
4.1.2.1. Variations nycthémérales	32
4.1.2.2. Variations mensuelles	36
4.1.2.3. Variations spatiales	45
4.1.3. Structure démographique	47
4.1.4. Influence des paramètres environnementaux	49
4.2. Filet trémail	50

4.2.1. Composition générale du peuplement	50
4.2.2. Variations spatio-temporelles	53
4.2.2.1. Variations nycthémerales	53
4.2.2.2. Variations mensuelles	57
4.2.2.3. Variations spatiales	65
4.2.3. Structure démographique	67
4.2.4. Influence des paramètres environnementaux	68
DISCUSSION	70
1. Paramètres physico-chimiques	70
2. Composition et diversité ichtyologique	74
3. Fréquence d'occurrence	77
4. Variations nycthémerales	78
5. Saisonnalité des abondances	79
6. Guildes écologiques	81
7. Répartition spatiale	82
8. Structure démographique	83
9. Zone d'alevinage et période de recrutement	84
10. Influence des paramètres environnementaux	84
CONCLUSION	86
RESUME	89
ABSTRACT	90
ملخص	91
BIBLIOGRAPHIE	92

Introduction

Avec une bathymétrie maximale de 5267 m (moyenne: 1460 m), la Méditerranée est la plus profonde mer semi-fermée sur terre (Coll *et al.*, 2010). Située entre l'Afrique, l'Europe et l'Asie, elle est considérée comme un « *hot spot* » de biodiversité marine (Bianchi et Morri, 2000; Myers *et al.*, 2000; Coll *et al.*, 2010). Actuellement, elle est connue comme l'hôte de plus de 17000 espèces marines décrites et contribue ainsi à environ 7% à la biodiversité marine mondiale en incluant un taux élevé d'espèces endémiques (Coll *et al.*, 2010).

Les eaux du plateau continental couvrent presque 20% du total des eaux de la Méditerranée, par rapport au 7,6% des océans mondiaux, et jouent donc un rôle prépondérant comparés aux océans (Pinaridi *et al.*, 2006). Cette tranche bathymétrique héberge des habitats complexes, des espèces et des associations faunistiques d'une importance écologique particulière ainsi que des écosystèmes endémiques uniques et sensibles d'où l'importance de la biodiversité disponible (Boudouresque, 2004; Blondel et Aronson, 2005; Ballesteros, 2006; UICN-Med, 2009). Ces écosystèmes côtiers, extrêmement riches et productifs, d'un point de vue biologique, jouent un rôle essentiel pour le renouvellement des ressources halieutiques du plateau continental (Costanza *et al.*, 1997). Il s'agit principalement des petits fonds meubles (sableux) et durs (rocheux) ou mixtes (herbiers à magnoliophytes ou à coralligènes), indispensables à la faune ichthyologique côtière qui passe au cours de son cycle biologique (alevins, juvéniles) par des aires de nourriceries présentes dans ces secteurs (Beck *et al.*, 2001; Bell et Harmelin-Vivien, 1982; Harmelin-Vivien *et al.*, 1995; Guidetti et Bussotti, 1997; Vigliola *et al.*, 1998; Planes *et al.*, 1999; Catalan *et al.*, 2006; Guidetti *et al.*, 2009).

Actuellement, cette frange littorale est soumise à de multiples pressions anthropiques qui influent directement ou indirectement sur l'état de conservation de la Méditerranée, ce qui conduit inexorablement à la dégradation des écosystèmes côtiers et la perte de la diversité spécifique (Azzurro *et al.*, 2010; Malak *et al.*, 2011; Albouy *et al.*, 2012). Ces pressions peuvent prendre des formes différentes dont les principales sont:

(i) La dégradation des habitats côtiers due à une augmentation accrue de l'activité anthropique sur le littoral. La réduction de la surface ou la diminution de la qualité de ces habitats rend plus vulnérable l'installation des stades larvaires avec une augmentation de la prédation et, par conséquent, affectent le recrutement et la taille des populations adultes;

(ii) La surexploitation des ressources naturelles avec l'accroissement de l'effort de pêche, ce qui a conduit à la fragilisation des populations ichthyologiques, voire l'effondrement de certains stocks (Leonart, 2011), comme c'est le cas du mérrou brun *Epinephelus*

marginatus, une espèce emblématique en Méditerranée, considérée aujourd'hui en danger (Malak *et al.*, 2011);

(iii) Le changement climatique, dû au réchauffement rapide des eaux de la Méditerranée, a favorisé l'intrusion d'espèces exotiques et invasives par migration ou via les eaux de ballast liées au trafic maritime (Vargas Yañez, 2010). Ce phénomène très perceptible sur les côtes algériennes a engendré l'intrusion de nombreuses espèces de poissons côtiers au cours de ces dernières années (Hemida *et al.*, 2003; Kara et Oudjane, 2008; Francour *et al.*, 2010; Hannachi *et al.*, 2015; Kara *et al.*, 2012, 2015).

Dans une perspective de préserver et de réduire la perte de la diversité ichtyologique, la caractérisation des assemblages ichtyologiques apparaît donc comme une étape incontournable. Cette dernière a pour objectif de déterminer l'organisation des peuplements, d'identifier et de quantifier les facteurs qui les structurent. Cette caractérisation est basée sur la description des différentes populations ichtyologiques à l'aide d'attributs biologiques qualitatifs ou quantitatifs, qui sont utiles pour la définition de métriques (indices) qui permettent de mieux comprendre leurs degrés d'organisation et de fonctionnement. Le choix d'un indice écologique dépend bien évidemment de l'objectif de l'investigation menée à l'échelle spatio-temporelle. Selon Elliot *et al.* (2007), il existe plusieurs indices, soit qualitatifs, soit quantitatifs, qui reposent :

- Soit sur l'identification et le comptage des entités taxonomiques (familles, genres, espèces, etc.) présentes dans un milieu donné;
- Soit sur les catégories de taille, l'âge ou la biomasse des échantillons recueillis (Mouillot *et al.*, 2006).
- Soit sur l'utilisation de guildes fonctionnelles (Mouillot *et al.*, 2006).

Cette dernière décennie, plusieurs travaux ont été réalisés sur les assemblages ichtyologiques méditerranéens aussi bien en milieu non protégé (Orlando-Bonaca et Lipej, 2005; Moranta *et al.*, 2006; Deudero *et al.*, 2008; Bussotti et Guedetti, 2009; La Mesa *et al.*, 2010; Kalogirou *et al.*, 2010; Keskin *et al.*, 2011; Sahyoun *et al.*, 2012; Esposito *et al.*, 2015) qu'au sein des réserves marines protégées (Francour, 2000; Macpherson *et al.*, 2002; La Mesa *et al.*, 2006; Arechavala-Lopez *et al.*, 2008; Guidetti *et al.*, 2008, 2010; Bodilis *et al.*, 2010; Seytre et Francour, 2013). La majorité de ces investigations se sont focalisées sur les aspects suivants:

(i) La structure des peuplements ichthyologiques (Bell et Harmelin-Vivien, 1982; Harmelin-Vivien, 1984; Esposito *et al.*, 2015) et ses variations spatiales et temporelles (Harmelin-Vivien, 1982; Francour, 1997; Dulčić *et al.*, 2005; Moranta *et al.*, 2006) vis-à-vis des paramètres abiotiques (Raventos et Macpherson, 2005; Catalan *et al.*, 2006);

(ii) Les niches écologiques et les habitats spécifiques (Guidetti, 2000; Frau *et al.*, 2003; Orlando-Bonaca et Lipej, 2005; Clynick, 2006; Arechavala *et al.*, 2008; Bussotti et Guidetti, 2009; La Mesa *et al.*, 2010);

(iii) L'impact de la pêche (Sanchez-Jerez et Ramos Espla, 1996; Harmelin-Vivien, 2000; Henriques *et al.*, 2013);

(iv) Les contraintes d'échantillonnage des populations ichthyologiques littorales (Harmelin-Vivien et Francour, 1992 ; Francour *et al.*, 1999; Willis *et al.*, 2000);

(v) L'effet bénéfique des aires marines protégées et des récifs artificiels sur les écosystèmes limitrophes (Francour, 1994, 2000; Macpherson *et al.*, 2002; Francour et Bodilis, 2004; Forcada *et al.*, 2008; Bodilis *et al.*, 2010; Guidetti *et al.*, 2010; Sahyoun *et al.*, 2012; Seytre et Francour, 2013);

(vi) et l'impact de la pollution (Azzurro *et al.*, 2010; Farré *et al.*, 2015) et du changement climatique sur les écosystèmes et la biodiversité (Laubier, 2003; Albouy *et al.*, 2012).

Malheureusement, les connaissances sur l'écologie des populations ichthyologiques des petits fonds mixtes (rochers-herbiers-sable) restent limitées dans la rive sud de la Méditerranée, notamment sur les côtes de l'Afrique du Nord. Que se soit sur les côtes tunisiennes (Khemiri *et al.*, 2005; Cherif *et al.*, 2008; Haj-Taieb *et al.*, 2013a,b; Khoufi *et al.*, 2014) ou algériennes (Derbal et Kara, 2006, 2007a, 2008, 2013; Derbal *et al.*, 2010; Benchalel *et al.*, 2010; Chaoui *et al.*, 2009; Refes *et al.*, 2010; Benchalel et Kara, 2013; Derbal et Kara, 1995, 2010; Derbal *et al.*, 2013; Mohdeb *et al.*, 2015; Boughamou *et al.*, 2014, 2015, 2016 ; Hamida *et al.*, 2018; Rachedi *et al.*, 2018), l'essentiel des études sur les peuplements ichthyologiques côtiers et des fonds chaluportables concernent la biologie halieutique, la dynamique et l'exploitation avec un intérêt limité pour les aspects écologiques. Sur les côtes algériennes, très peu de données sont disponibles sur la structure et le fonctionnement des populations ichthyologiques côtières (Kara et Derbal, 1999; Derbal et Kara, 2010; Hannachi *et al.*, 2014).

Notre étude est une continuité des travaux déjà entamés par nos prédécesseurs depuis plus de deux décennies sur la connaissance du peuplement ichthyologique des côtes est

algériennes. Elle s'inscrit dans le cadre de deux projets nationaux de recherche initiés par notre laboratoire (Kara, M., 2009, *CNEPRU* Code : F0112008013 ; Kara, M., 2015, *CNEPRU* Code : D00L03UN230120130095) qui visent la caractérisation du peuplement ichthyologique des petits fonds mixtes du golfe d'Annaba soumis aux influences anthropiques multiples et notamment aux activités de la pêche artisanale intense, souvent non contrôlée. L'objectif de cette étude est double:

(i) Actualiser l'inventaire du peuplement ichthyologique des petits fonds, aussi bien qualitativement que quantitativement en recherchant éventuellement la présence de nouvelles espèces exotiques et/ou invasives;

(ii) Rechercher d'éventuelles variations nycthémérales et spatio-temporelles vis-à-vis des facteurs environnementaux influençant la structure des peuplements. Cette approche intégrée d'un écosystème exploité devrait permettre d'apporter des éléments nouveaux dans la compréhension des mécanismes et des processus biologiques et écologiques impliqués dans la dynamique de l'ichtyofaune côtière.

Méthodologiquement, le manuscrit est organisé de la manière suivante: après une introduction générale qui expose la problématique de cette investigation, nous avons passé en revue dans la partie matériel et méthodes, la zone d'étude, la stratégie d'échantillonnage et les indices écologiques utilisés pour une meilleure connaissance du peuplement ichthyologique en fonction du temps (nycthémérale, mensuelle, saisonnière) et de l'espace. Les lieux de pêches expérimentales réalisées au moyen d'engins destructifs (senne de plage et trémail) ont été décrits et justifiés. Il en est de même pour la mesure *in situ* des paramètres environnementaux et l'effort de pêche. Les résultats ont été confortés par des analyses statistiques et comparés dans la discussion. Une partie des résultats a fait l'objet d'une publication de renommée établie qui est annexée à la fin du document. La thèse s'achève par une conclusion générale et des perspectives.

Matériel et Méthodes

1. MILIEU D'ETUDE

1.1. Présentation du golfe d'Annaba

Le golfe d'Annaba est situé à l'extrême Est des côtes algériennes. Il est limité par deux caps: Rosa à l'Est ($8^{\circ}15$ LE - $36^{\circ}38$ LN) et Garde ou Ras El-Hamra à l'Ouest ($7^{\circ}16$ LE - $36^{\circ}68$ LN). Ces derniers sont distants d'environ 40 km (à vol d'oiseau) l'un de l'autre avec une profondeur maximale inférieure à 65m (Anonyme, 1976). Au voisinage de ces deux caps, le plateau continental est accidenté et nettement restreint au nord du Cap de Garde (4,5 milles), puis s'élargit dans le golfe jusqu'à 27 km pour se rétrécir légèrement à l'Est au voisinage du Cap Rosa (Vaissière et Fredj, 1963). Le golfe reçoit les eaux douces par le biais de deux oueds: la Mafrag à l'Est et la Seybouse au Sud-Est, dont le débit est très irrégulier suivant les saisons. Ces oueds transportent des eaux riches en matières minérales et organiques de différentes origines terrigènes, agricoles, domestiques et industrielles (Khélifi-Touhami *et al.*, 2006; Ounissi, 2007). Par ailleurs, le secteur reçoit d'autres rejets des effluents urbains et industriels, comme les déchets phytosanitaires de l'usine FERTIAL située au voisinage de la rive au Sud du golfe (Aounallah, 2015).



Figure 1. Zone d'étude (Golfe d'Annaba). (Google Earth modifié, 2018)

1.2. Hydrodynamisme

La connaissance des caractéristiques hydrodynamiques est d'une importance primordiale dans les études écologiques et biologiques des organismes côtiers. Le régime

courantologique dans le golfe de Annaba (Fig. 2) est représenté par le schéma général suivant: à l'ouverture du golfe, après le cap de Garde (Ras El Hamra), se fait sentir une circulation générale méditerranéenne, orientée d'Ouest en Est avec une vitesse fluctuante selon les saisons et qui pourrait atteindre 0,50 à 1 m.s¹ (Anonyme, 1976). Ce courant relativement permanent, tend à se propager dans l'échancrure du golfe, en s'infléchissant vers le Sud-Est en diminuant d'intensité jusque vers 0,50 m.s¹. Le courant décolle de la façade maritime Sud-Est du cap de Garde en direction de l'embouchure de l'oued Mafragh. Toutefois, on retrouve l'existence de lents tourbillons plus ou moins vastes prenant naissance au cap de Garde et qui s'étendent au Sud et au Sud-Est du port.

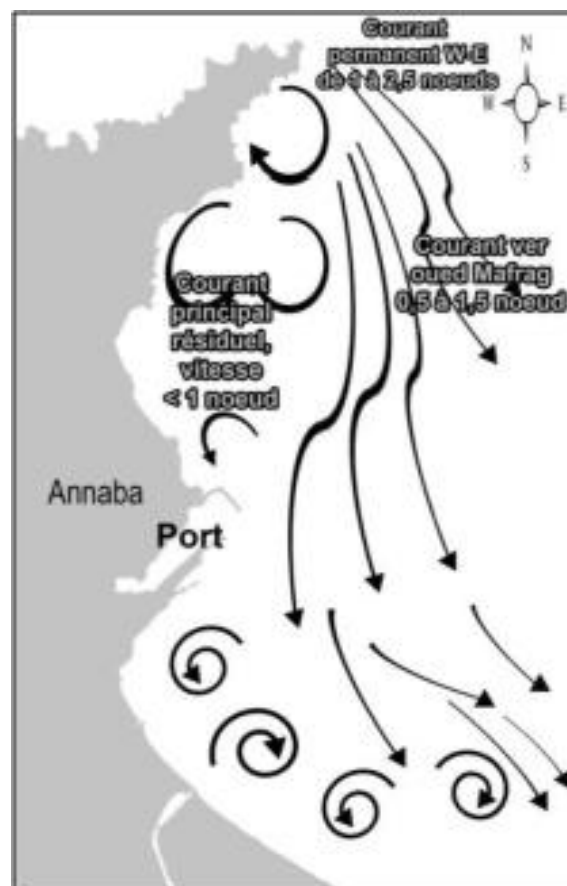


Figure 2. Courantologie du golfe d'Annaba (Anonyme, 1996, modifié par Hannachi, 2015).

1.3. Choix des stations

La présente étude a été réalisée dans le secteur Ouest du golfe d'Annaba, plus précisément le long de 3 plages contiguës communément appelées par la population bônoise Aïn-Achir (site A), Belvédère (site B) et La Caroube (site C) (Fig. 3). Pour couvrir

l'ensemble des trois plages près-citées, nous avons délimité pour chacune de ces plages, 3 stations bien distinctes (deux extrémités et le centre de la plage) au moyen d'un GPS.

1.3.1. Plage Aïn-Achir (site A)

La plage Aïn-Achir (site A), qui longe sur une distance d'environ 325 m, présente un fond mixte (rochers et sables) recouvert par un herbier très clairsemé aux 2 extrémités. Jusqu'à -10 m de profondeur, le fond est partiellement rocheux et sableux. Cette plage, éloignée des apports terrigènes et des rejets urbains, est protégée des vents dominants Nord-Ouest mais exposée à ceux de l'Est. Ce secteur est de mode légèrement agité à calme (Amarouyache, 1997). Les 3 stations délimitées présentent les caractéristiques suivantes:

- Station A1: Elle est située à l'extrême Est de la plage. Les observations *in situ* montrent que le fond est sableux et entrecoupé de petites zones rocheuses recouvertes par un herbier à posidonie très clairsemé.
- Station A2: Cette station située au centre de la plage est sableuse et parsemée de quelques galets.
- Station A3: Située à l'extrême Ouest, cette station est caractérisée par un fond sablo-rocheux.

1.3.2. Plage Belvédère (site B)

Le site B, protégé des vents dominants Nord-Ouest, est situé dans une série de sinuosités le long du littoral d'Annaba. Cette plage d'une longueur approximative de 187 m est épargnée de la pollution tellurique. Les observations en plongée montrent que le fond est généralement sableux (sable grossier) jusqu'à 3 m, puis il y succède un herbier à cymodocée *Cymodocea nodosa* et à posidonie *Posidonia oceanica*. Ce dernier se prolonge jusqu'à environ -10 m de profondeur. Quelques rochers plats répartis d'une manière discontinue viennent tapissés le long de cette plage.

Comme la plage Aïn-Achir, elle est protégée des vents dominants Nord-Ouest, mais exposée à ceux de l'Est. Les 3 stations sont délimitées de la manière suivante:

- Station B1: Située à l'extrémité Est, cette station est caractérisée par un fond mixte (sable, herbier à cymodocée et à posidonie, quelques bandes rocheuses).
- Station B2: Située au centre de la plage, cette station est caractérisée par un fond sableux recouvert partiellement de quelques touffes d'herbier à *P. oceanica* et à *C. nodosa*.

- Station B3: Cette station se trouve à l'extrémité ouest. Elle est sableuse et partiellement recouverte de quelques rochers plats.

1.3.3. Plage Caroube (site C)

La plage Caroube (site C), d'une longueur approximative de 275 m, est située juste après la plage Rizi-Amor (ex. Chapuis). Comme les 2 précédentes plages, elle est également protégée des vents dominants Nord-Ouest mais exposée à ceux de l'Est. C'est une plage qui est soumise à une pollution domestique temporaire et où s'y exerce une activité de pêche récréative et artisanale (Derbal et Kara, 2010). Les observations *in situ* montrent que le fond est généralement sableux et sur lequel s'installe un herbier entrecoupé à *P. oceanica*. Cet herbier est légèrement plus dense à l'Ouest de la plage pour apparaître à certains endroits jusqu'à la surface et se constituer en une véritable barrière.

Les 3 stations délimitées présentent les caractéristiques suivantes:

- Station C1: Située du côté Est à proximité de la plage Rizi-Amor, cette station est caractérisée par un fond mixte (sable, herbier, rochers).
- Station C2: Cette station est située au centre de la plage. On y trouve essentiellement du sable grossier recouvert d'un herbier à *P. oceanica* clairsemé.
- Station C3: Localisée à l'extrémité Ouest, cette station est recouverte d'un fond sableux et partiellement recouverte par un herbier dense dont la matse s'élève à certains endroits jusqu'à 1 m de hauteur. On y trouve aussi des rochers à certains endroits.

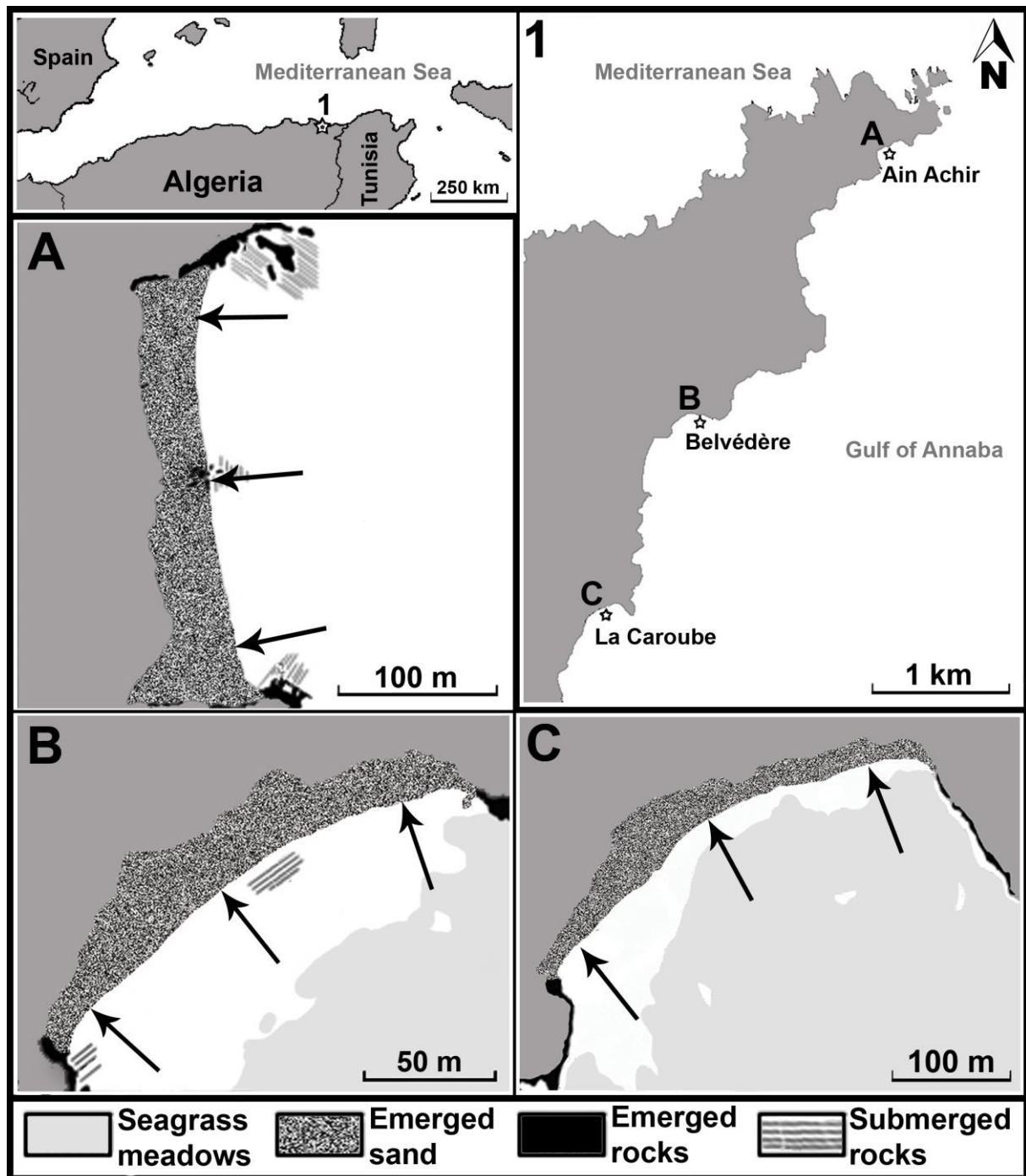


Figure 3. Zone d'étude et localisation des sites échantillonnés (source: Boubekeur *et al.*, 2018).

2. STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE

L'objectif d'une stratégie d'échantillonnage est de parvenir à une estimation la plus crédible possible des paramètres à étudier et de leur variabilité (dans notre cas: abondances, biomasses et richesses spécifiques) en prenant en compte les connaissances préalables du milieu et les aléas logistiques (conditions météorologiques, équipements d'échantillonnage et

de transport en mer, etc.). L'échantillonnage a été effectué, aussi bien de jour que de nuit, en utilisant 2 engins de pêche complémentaires aux caractéristiques différentes: un trémail, un engin passif supposé sélectif et une senne de plage, un engin actif plutôt non sélectif.

2.1. Senne de plage

La senne de plage a été utilisée pour la capture des petits poissons sédentaires et cryptiques ainsi que les formes larvaires et juvéniles qui colonisent les eaux peu profondes. Ainsi, cet engin de capture non sélectif s'avère donc intéressant pour répondre aux questions relatives aux zones d'alevinage et au processus de recrutement des espèces côtières d'intérêt halieutique. Il a aussi la faculté de nous renseigner sur le statut des espèces qui séjournent temporairement ou d'une manière permanente les petits fonds.

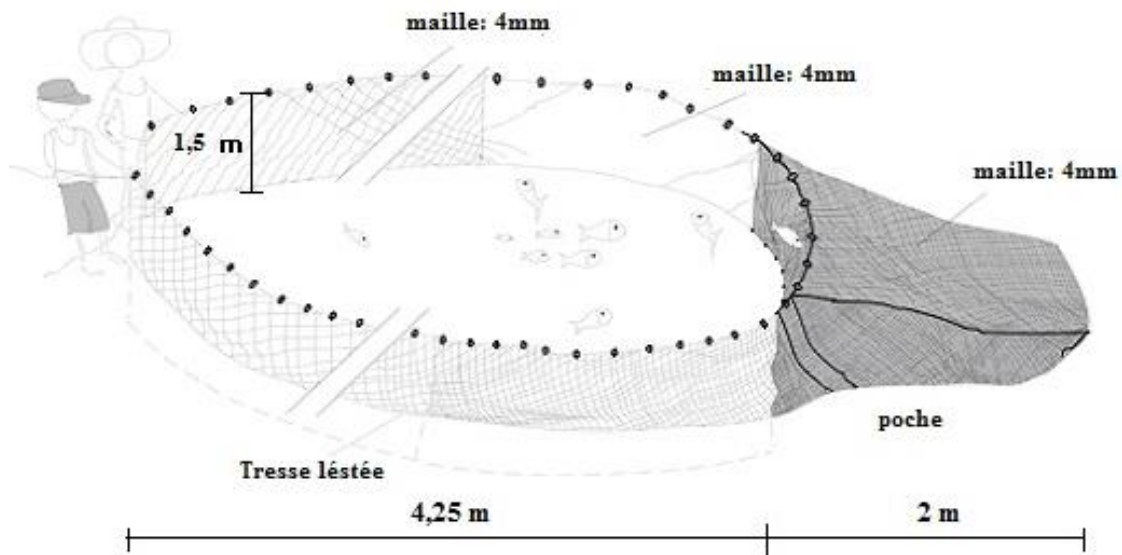


Figure 4. Caractéristiques de la senne de plage.

2.2. Filet trémail

Le trémail utilisé est un filet passif long de 50 m et haut de 1,5 m (Fig. 5). C'est le moins sélectif des filets maillants puisque cet engin peut capturer aussi bien des petits poissons que des individus de grande taille. Il est composé de 3 nappes juxtaposées, toutes lestées sur une ralingue inférieure avec une série de petits plombs de 60 g/unité. La ralingue supérieure qui assure la flottabilité est munie de flotteurs synthétiques de 5 cm de diamètre. Le maillage de la nappe centrale est 4 à 6 fois plus petit (22 mm) que celui des deux nappes extérieures (100 mm).

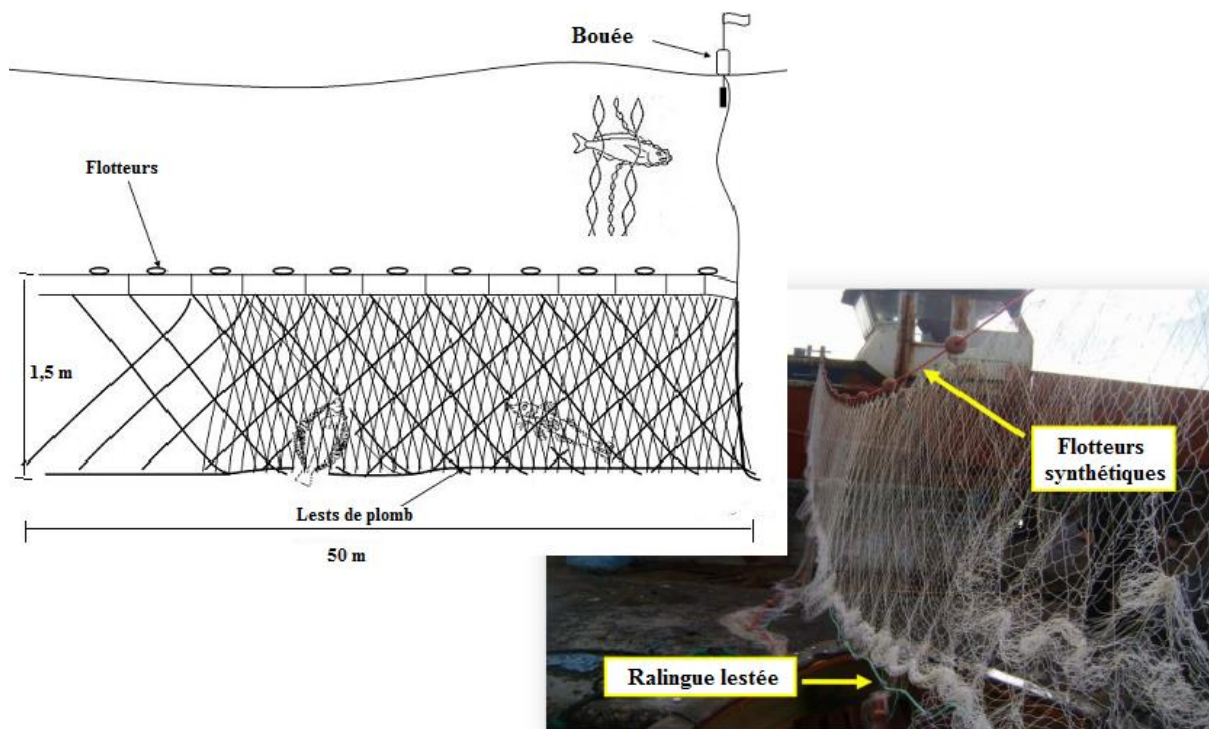


Figure 5. Caractéristiques du filet trémail.

2.3. Mode opératoire et effort de pêche

L'échantillonnage s'est effectué mensuellement, de jour comme de nuit, en utilisant séparément les deux engins de pêche que nous avons décrits précédemment. Entre juin 2012 et mai 2013, soit 12 mois d'échantillonnage, nous avons réalisé avec le trémail un total de 72 pêches expérimentales diurnes (36 pêches) et nocturnes (36 pêches) dans les 3 sites et 216 traits effectués avec la senne de plage à raison de 6 traits mensuels pour chaque plage (3 le jour et 3 la nuit).

La technique d'échantillonnage au moyen du trémail s'est effectuée de la manière suivante: à partir d'une embarcation motorisée ($L = 4,5$ m; force motrice : 30 Cv), le filet est immergé le matin entre 7 et 8 h à une profondeur de - 5 m sur un fond mixte (rocher et herbier). En plongée avec scaphandre, nous vérifions régulièrement que le filet est bien posé sur le fond et qu'il n'est pas accroché à des rochers. Après un séjour subaquatique de 12 h, l'engin est remonté en surface le soir (20 h) pour démailler les poissons capturés. Une fois l'opération de démaillage effectuée, le trémail est ré-immersé une heure après au même endroit pour effectuer une pêche nocturne (Fig. 6).



Figure 6. Photos montrant l'opération de pêche expérimentale au moyen du trémail.

La pêche avec la senne de plage s'effectue différemment. Son principe d'utilisation consiste à orienter les poissons par les ailes lors du tractage puis à les entrainer vers la poche centrale de l'engin pour les emprisonner. Après avoir préalablement rangé le filet, deux

personnes équipées de vêtements isothermiques (combinaison de plongée) se mettent à l'eau perpendiculairement au trait de côte et commencent à dérouler la senne sur une distance d'environ 12 m qui correspond à la profondeur maximale accessible pour le trait ($< 1,5$ m). Les flotteurs de la ralingue supérieure permettent de maintenir verticalement le filet en surface tandis que la partie inférieure du filet lestée plonge vers le fond (Fig. 7).



Figure 7. Photographie montrant l'opération de tractage avec la senne de plage.

La surface totale échantillonnée est estimée respectivement à 650 m² à Aïn-Achir, à 405 m² à Belvédère et à 1090 m² à La Caroube. Généralement, le trait s'entame quand les deux personnes arrivent à la distance prédéterminée. Ils commencent à trainer la senne vers la berge en balayant perpendiculairement la surface d'échantillonnage. Jusque là, les opérations effectuées ne nécessitent pas une grande rapidité d'exécution mais plutôt une certaine discrétion pour ne pas perturber les poissons dans leur milieu naturel. Une fois la senne proche de la berge, la procédure s'accélère pour éviter un comportement de fuite rapide des poissons notamment ceux de grande taille dont la mobilité est plus rapide que celle des jeunes poissons. Les deux personnes chargées du trait, faisaient en sorte de galber le filet et ainsi limiter la fuite des poissons. Une fois le filet hors de l'eau, les deux ailes sont soigneusement surélevées puis légèrement secouées afin de diriger tous les poissons capturés vers la poche centrale. Enfin, chaque prise est délicatement récupérée et mise dans un sac en plastique puis dans une glacière (Fig. 8).



Figure 8. Nature du produit de capture avec la senne de plage.

2.4. Mesures physico-chimiques

Dans chaque site échantillonné et à chaque trait, nous avons mesuré mensuellement dans l'eau de surface (< 1m) les paramètres environnementaux suivants: température, pH, salinité et oxygène dissous. Toutes les mesures ont été effectuées avec une sonde multi-paramètres de terrain de marque HANNA HI 9828 (Fig. 9).



Figure 9. Photographie montrant la méthode de mesure des paramètres environnementaux dans les eaux de surface.

2.5. Analyses bactériologiques

Les paramètres bactériologiques déterminés sont ouverts à la quantification des germes de contamination fécale (Coliformes totaux (CT) et fécaux (CF); streptocoques fécaux (SF). Les dénombrements des coliformes ont été déterminés par la méthode du Nombre le Plus Probable (NPP) décrite par Rodier (1996 et 2009). Les coliformes totaux sont dénombrés après une incubation de 24 h à 48 h à 37°C, les tubes contenant le milieu bouillon lactosé au pourpre de bromocrésol (BCPL), munis d'une cloche de Durham (test présomptif). Les tubes positifs (fermentation du lactose et production de gaz) sont repiqués pour un test confirmatif dans un milieu sélectif contenant l'eau peptonnée exempte d'indole puis incubés pendant 24 h à 48 h à 44°C. La production d'indole témoigne la présence de coliformes fécaux. Quant aux streptocoques, leur recherche est effectuée sur le milieu Rothe à 37°C pendant 24 h (Test présomptif). A partir des tubes de Rothe positifs, on effectue une subculture sur milieu Litsky à 37°C pendant 24 h (test confirmatif). Les résultats sont exprimés en nombre le plus probable de germe (NPP) par millilitre suivant la table statistique de Mac-Grady.



Figure 10 : Photographie montrant la méthode d'ensemencement en milieu liquide.

3. ANALYSE DES CAPTURES

3.1. Biométrie

Au laboratoire, les captures sont d'abord triées d'après des critères morphologiques classiques (forme, couleur, critères numériques, essentiellement) afin de séparer les différents taxa ichthyologiques au niveau des différents niveaux taxonomiques (ordre, famille, genre, espèce). La seconde étape consiste à identifier les espèces en utilisant des clés d'identification classiques (Witthehead *et al.*, 1986; Bauchot *et al.*, 1987; Louisy, 2002). Une attention particulière a été réservée aux juvéniles et formes larvaires qui doivent être manipulés délicatement pour ne pas les endommager ce qui pourrait compliquer l'identification de l'espèce. Une fois la position systématique déterminée, tous les poissons ont été mesurés au millimètre près et pesés au centième de grammes près avec une balance électronique (précision $\pm 0,01$ g). La longueur totale (Lt) a été mesurée avec un ichtyomètre pour les grands individus et avec un compas à pointes sèches pour les petits poissons (formes juvéniles et larvaires). Ces paramètres linéaires et pondéraux ont pour objectif de recueillir des informations essentielles sur la structure démographique du peuplement ichthyologique durant la période d'échantillonnage.

3.2. Indices écologiques

Les caractéristiques d'un peuplement dépendent à la fois du nombre d'espèces présentes et de la répartition du nombre d'individus par espèce. Afin de mieux comprendre la structure du peuplement ichthyologique, les descripteurs suivants, couramment utilisés en écologie, ont été sélectionnés:

- **Richesse spécifique**

La richesse spécifique (S) correspond au nombre total d'espèces dans l'échantillon.

- **Abondance**

L'abondance (A) est le nombre d'individus d'une espèce *i* dans un prélèvement.

- **Dominance**

La dominance (D_i) d'une espèce dans un prélèvement est le nombre d'individus d'une espèce *i* dans le prélèvement par rapport au nombre d'individus de toutes les espèces présentes dans ce même prélèvement. Elle est exprimée en pourcentage selon l'expression suivante :

$$D_i = N_i / (N_{ii} + N_{iii} + \dots + N_n)$$

D_i : dominance de l'espèce *i*.

($N_{ii} + N_{iii} + \dots + N_n$): nombre d'individus des espèces $i, ii, iii \dots n$.

- **Densité**

La densité (D) est le nombre d'individus d'une espèce i donnée par unité de surface dans un prélèvement.

$$D = N_i / S$$

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

S: unité de surface (m²).

- **Biomasse**

La biomasse dans le cas présent correspond au poids frais d'une espèce i .

- **Fréquence d'occurrence**

La fréquence (FO%) d'une espèce est exprimée en pourcentage du nombre de prélèvements dans lesquels se trouve l'espèce i sur le nombre total des prélèvements. Cet indice permet de déterminer le statut écologique ou la classe de la biocénose par rapport à son biotope. D'après Paiva (2008), la présence d'un taxon est considérée comme peu fréquent (PF) pour des valeurs inférieures à 50%, fréquent (F), pour des valeurs comprises dans l'intervalle $50\% < FO\% < 85\%$ et très fréquent (TF), lorsque les valeurs sont égales ou supérieures à 85%.

3.3. Analyse de l'effort d'échantillonnage

Afin d'apprécier l'effort, nous avons réalisé une courbe échantillon-raréfaction qui consiste à effectuer plusieurs relevés sur la zone à échantillonner et à calculer la richesse spécifique cumulée obtenue en fonction du nombre de prélèvements (Colwell *et al.*, 1994; Gotelli et Colwell 2001; Colwell *et al.*, 2004). Plus l'effort d'échantillonnage est important, plus la richesse spécifique sera importante. Les courbes de raréfaction permettent donc d'obtenir une estimation de la richesse cumulée en fonction de l'effort d'échantillonnage. Cette analyse a été effectuée en utilisant le logiciel PAST 2.17c (Hammer *et al.*, 2001).

3.4. Traits fonctionnels

Afin d'examiner les relations entre la variabilité spatio-temporelle des communautés ichtyologiques, des guildes ont été développées pour classer les espèces en groupes distincts sur la base de caractéristiques biologiques (modes trophiques). Chaque espèce pêchée tout au long de l'échantillonnage saisonnier a été assignée à une seule guildes. Les niveaux trophiques ont été déterminés pour chaque engin de pêche utilisé en respectant la classification de Franco

et al. (2008) et à partir d'informations recueillies de la base de données Fishbase (Froese et Pauly, 2016). Au total, 7 groupes trophiques ont été identifiés: 1) Omnivores (OV), se nourrissant principalement de macrophytes, de périphyton, d'épifaune et d'algues filamenteuses; 2) Planctivores (PL), se nourrissant principalement par filtration de zooplancton et occasionnellement de phytoplancton; 3) Détritivores (DV), se nourrissant de petits organismes présents dans ou sur la couche superficielle du substrat (par exemple, les algues benthiques telles, la microfaune y compris les foraminifères) et la matière organique associée d'origine végétale. Ces aliments sont ingérés généralement par aspiration de volumes relativement importants de sable ou de boue; 4) Hyperbenthos-Piscivores (HP), se nourrissant juste au-dessus du fond, principalement d'invertébrés vagiles et de poissons benthiques; 5) Herbivores (HV), broutant principalement sur des macroalgues et des macrophytes; 6) Piscivores (PS), se nourrissant principalement de poissons et 7) Invertivores (IN), se nourrissant d'invertébrés.

3.5. Analyse de la structure des assemblages

Cette étude traite des assemblages ichtyologiques côtiers. Les termes « assemblage », « peuplement » et « communauté » font référence à une entité multi-spécifique qui occupe un milieu à un moment donné et dont la structure, par exemple, la composition et la diversité spécifique, peuvent être décrite. Dans notre cas, la notion d'assemblage sera donc privilégiée. Elle sera synonyme de la notion de peuplement, ensemble d'espèces observées au même endroit au même moment, et se distinguera de la notion de communauté qui fait explicitement référence à la prise en compte des interactions entre espèces.

Selon Costello *et al.* (2004), les indices de diversité les plus utilisés sont l'indice de diversité de Shannon (H') (Shannon, 1948) et l'indice de régularité de Pielou (J) (Pielou, 1966). Le calcul des indices de diversité de Shannon et de la régularité (équitabilité) permet d'évaluer la diversité spécifique et l'état d'équilibre numérique des peuplements.

- **Indice de Shannon (H')**

L'indice de diversité spécifique de Shannon est une mesure de composition spécifique en relation avec la dominance (D_i) des différentes espèces de l'échantillon (Daget, 1976), la diversité spécifique permet de se rendre compte de la structure du peuplement et de son degré d'organisation et d'évaluer la situation d'un système par rapport à son milieu. 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'équi-répartition des

individus au sein de chaque taxon. L'indice de Shannon est noté H' et donné par la formule suivante :

$$H' = - \sum (q_i / q) \cdot \log_2 (q_i / q) \quad \text{où :}$$

S: nombre total d'espèces.

q_i : abondance de l'espèce.

q: abondance totale des individus

D'après Legendre et Legendre (1984), les valeurs de l'indice de Shannon sont nulles lorsque l'échantillon ne contient qu'une seule espèce. Les valeurs les plus élevées de H' correspondent à un prélèvement équilibré et diversifié. H' varie de 0 lorsque tous les individus appartiennent à la même espèce vers un nombre positif plus ou moins grand lorsque les individus sont répartis entre différentes espèces. Pour une même richesse spécifique, H' croît lorsque l'équitabilité augmente.

- **Indice d'équitabilité de Pielou (J)**

Cet indice exprime la répartition des individus entre espèces d'un même milieu. L'indice de régularité fluctue entre 0 et 1. Lorsque la valeur de J tend vers 1, le peuplement est en équilibre, la distribution des individus entre les espèces est équitable (Loyod et Gerald, 1964 *in* Legendre et Legendre, 1984). A l'inverse une équitabilité qui tend vers zéro caractérise un peuplement déséquilibré. L'indice d'équitabilité de Pielou (1977) est donné par la formule: $J = H' / H'_{\max}$

3.6. Analyse statistiques

Les richesses spécifiques, les indices de diversité, la biomasse ainsi que les principales variables environnementales (température, salinité, pH et oxygène dissous) ont été testés statistiquement en fonction des sites échantillonnés, du nyctémère (pêches diurne/nocturne) et du temps (variations mensuelles). En fonction de la distribution des données, des analyses de variance paramétrique (ANOVA) ou non-paramétrique (Kruskal-Wallis) ont été choisies. Toutes les analyses statistiques ont été testées à un niveau de significativité de 0,05.

La similarité des peuplements du golfe a été vérifiée avec l'analyse de similarité (ANOSIM). L'analyse de similarité donne un aperçu des relations de ressemblances entre les échantillons en termes d'abondance ou de biomasse spécifique (Clarke et Green, 1988). La matrice de similarité de Bray et Curtis (1957), qui est couramment utilisée en écologie (Clarke et Warwick, 2001), a été employée.

La structure des peuplement a été examinée au moyen d'analyses fondées sur une matrice de similarité (abondance x mois). La représentation bidimensionnelle du peuplement a été visualisée par une analyse d'ordination multidimensionnelle (nMDS). Plus les échantillons sont similaires en termes de composition ou d'abondance, plus ils sont proches l'un de l'autre sur la représentation graphique (Gray *et al.*, 1988). Cette méthode modélise les proximités (similarité ou dissimilarité) entre les "individus" de façon à pouvoir les représenter le plus fidèlement possible dans un espace de faible dimension (généralement 2 dimensions) (Frontier, 1983). L'analyse multidimensionnelle construit une carte des sites, dans laquelle plus deux échantillons se ressemblent en termes d'abondance ou de biomasse, plus ils sont proches l'un de l'autre sur la carte (Clarke & Green, 1988). Ce type d'analyse dépend seulement des renseignements de corrélation plutôt que des valeurs quantitatives, et utilise des affirmations telles que « l'échantillon 1 ressemble davantage à l'échantillon 2 qu'à l'échantillon 3 ». La mesure dans laquelle ces rapports peuvent être adéquatement représentés sur une carte bidimensionnelle est exprimée comme statistique de coefficient de stress. Le stress est un indicateur normalisé variant entre 0 et 1, la valeur nulle indiquant un ajustement parfait. Ainsi, 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).

La contribution de chaque espèce dans l'assemblage a été évaluée à l'aide de l'analyse SIMPER ou Similarity Percentage (Clarke, 1993; Clarke et Warwick, 2001). Ensuite, nous avons recherché les éventuelles relations entre la structure des assemblages et les facteurs environnementaux en utilisant l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC) (Dixon, 2003). Cette méthode dissymétrique a été développée afin d'expliquer la structure d'un tableau faunistique par un tableau de variables environnementales. L'ACC est également une méthode d'ordination sous contrainte car elle contraint les axes d'ordination à devenir des combinaisons linéaires des variables du tableau explicatif (Chessel, 2000). Ses propriétés de robustesse vis-à-vis des réponses non linéaires des espèces aux gradients environnementaux (Ter Braak, 1986) et de corrélations entre variables explicatives (Prodon et Lebreton, 1994) font de cette méthode la technique d'analyse directe de gradients la plus utilisée (ordination des relevés directement réalisée à partir des données du tableau de milieu). Un test de Monte-Carlo a permis de vérifier la significativité du lien entre la matrice faunistique et les paramètres environnementaux sélectionnés. Ce test non paramétrique, basé sur la permutation

des lignes de la matrice des variables faunistiques, permet de comparer les valeurs observées à des valeurs simulées (Fraile *et al.*, 1993).

Une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) a été réalisée en utilisant l'abondance des individus par guildes écologiques pour étudier la structure saisonnière de l'assemblage des guildes écologiques.

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) préliminaire a été réalisée sur les paramètres physico-chimiques dans le but de visualiser et d'analyser éventuellement les corrélations existantes entre les différentes variables. La représentation graphique obtenue en deux dimensions des mois permet d'identifier facilement l'organisation des saisons.

Pour la fiabilité des résultats et minimiser les aléas dus à l'échantillonnage, les espèces rares dont les fréquences d'occurrence sont inférieures à 33% ont été exclues des analyses.

Afin de réduire la force des densités numériques par rapport aux richesses spécifiques, les données des abondances des différents taxons ont été transformées en valeurs logarithmiques $\text{Log}_{10}(x+1)$ avant la réalisation de chaque test.

Les différentes analyses de données ont été effectuées grâce aux logiciels Primer-E version 6.1, R version 3.1.1 et XL STAT 2016-4 et Past V2.17.

Résultats

1. PHYSICO-CHIMIE

1.1. Température

Durant la période d'étude, les courbes de variation de la température de l'eau ($20,28 \pm 4,75^\circ\text{C}$) présentent la même allure dans les 3 sites prospectés (Fig. 11) et ne diffèrent pas significativement (ANOVA $P > 0,05$). Les valeurs extrêmes enregistrées sont de $14,02^\circ\text{C}$ (décembre, Aïn-Achir) et de $28,66^\circ\text{C}$ (août, site C). Toutefois, les valeurs varient significativement entre les mois (ANOVA, $P < 0,05^*$).

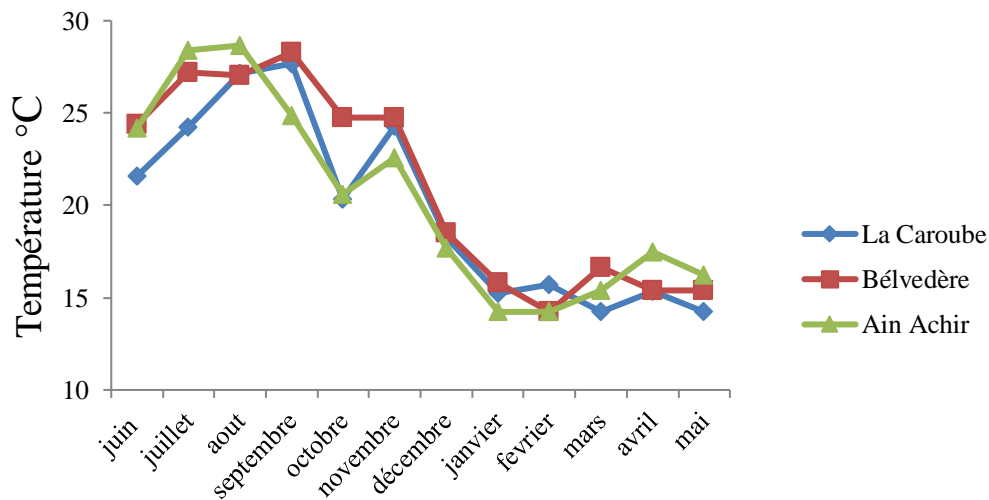


Figure 11. Variations mensuelles des valeurs de la température de l'eau de surface entre juin 2012 et mai 2013.

1.2. Salinité

L'analyse de la salinité enregistrée mensuellement entre juin 2012 et mai 2013 ($33,82 \pm 0,3$ PSU), nous révèle une certaine homogénéité spatiale (ANOVA, $P > 0,05$). Les salinités limites sont comprises entre 33,43 psu et 34,25 psu (Fig. 12) mais ne varient pas significativement entre les mois (ANOVA, $P > 0,05$).

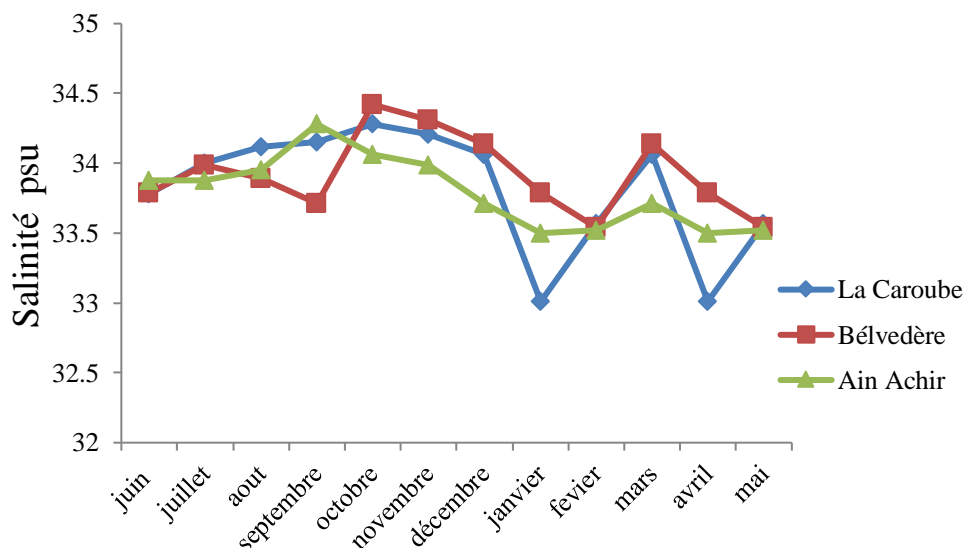


Figure 12. Variations mensuelles des valeurs de la salinité entre juin 2012 et mai 2013.

1.3. Oxygène dissous

Les valeurs de l’oxygène dissous ($6,83 \pm 1,2 \text{ mL.L}^{-1}$) ne varient pas significativement entre les sites durant la période d’échantillonnage (ANOVA $P > 0,05$) mais fluctuent en fonction du temps (Fig. 13). La plus faible valeur est enregistrée en août ($5,13 \text{ mg.L}^{-1}$) et la plus élevée en décembre ($9,88 \text{ mg.L}^{-1}$). Toutefois, les valeurs mensuelles ne varient pas significativement (ANOVA $P > 0,05$).

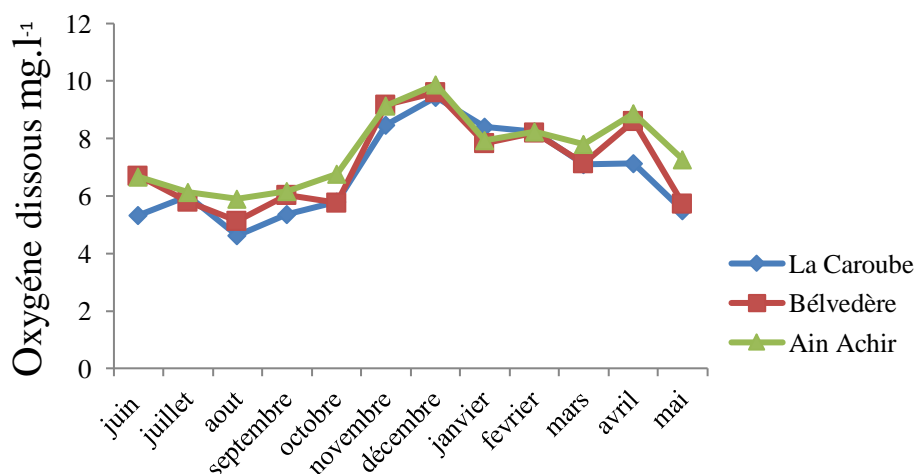


Figure 13. Variations mensuelles des valeurs l’oxygène dissous entre juin 2012 et mai 2013.

1.4. pH

Les valeurs du pH ($8,98 \pm 0,58$) ne varient pas significativement entre les sites (ANOVA $P > 0,05$). Le pH minimum a été enregistré en juillet 2012 (8,12) et le maximum en mai 2013 (9,67). Les valeurs ne montrent aucune différence significative au cours de la période d'échantillonnage (ANOVA, $P > 0,05$).

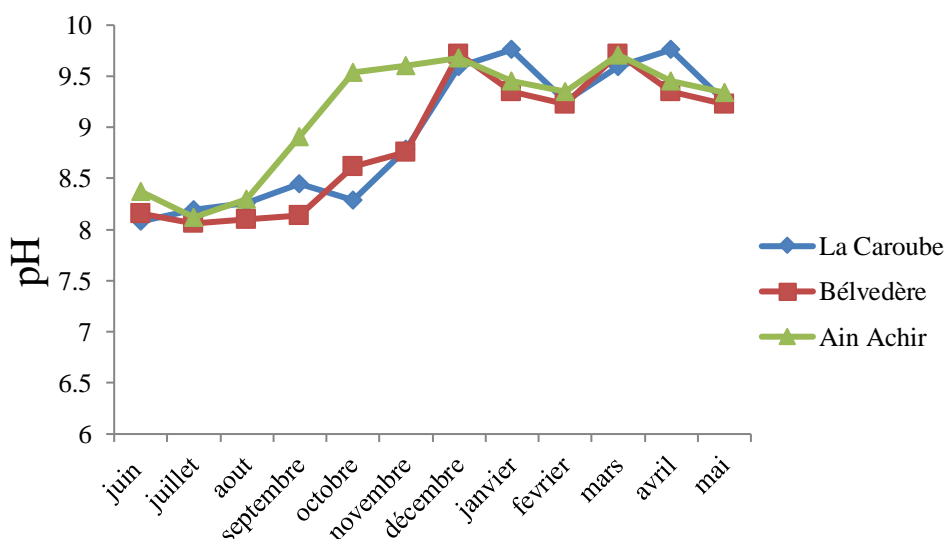


Figure 14. Variations mensuelles des valeurs du pH entre juin 2012 et mai 2013.

1.5. Structure temporelle des facteurs environnementaux

L'analyse en composantes principales effectuée sur les données physico-chimiques relevées dans la zone d'échantillonnage entre juin 2012 et mai 2013 nous a permis d'identifier des affinités mensuelles (Fig. 15). Les histogrammes des valeurs propres (Fig. 15A) montrent que les premiers axes sont les plus informatifs puisqu'ils représentent 43,7 % et 39,9 % de l'inertie totale. Les mois de juin, juillet et août sont corrélés positivement au vecteur température de l'eau (temp.), tandis que les mois de février, mars, avril et mai sont, eux, positivement corrélés au vecteur oxygène dissous (DO). L'ACP met en évidence la présence de 4 groupes distincts: les groupes 1 et 2, constitués respectivement des mois de juin, juillet, août, septembre, octobre et novembre, ainsi que les groupes 3 et 4 constitués respectivement des mois de décembre, janvier, février, mars, avril et mai. Nous observons une nette distinction des groupes 2 à 4.

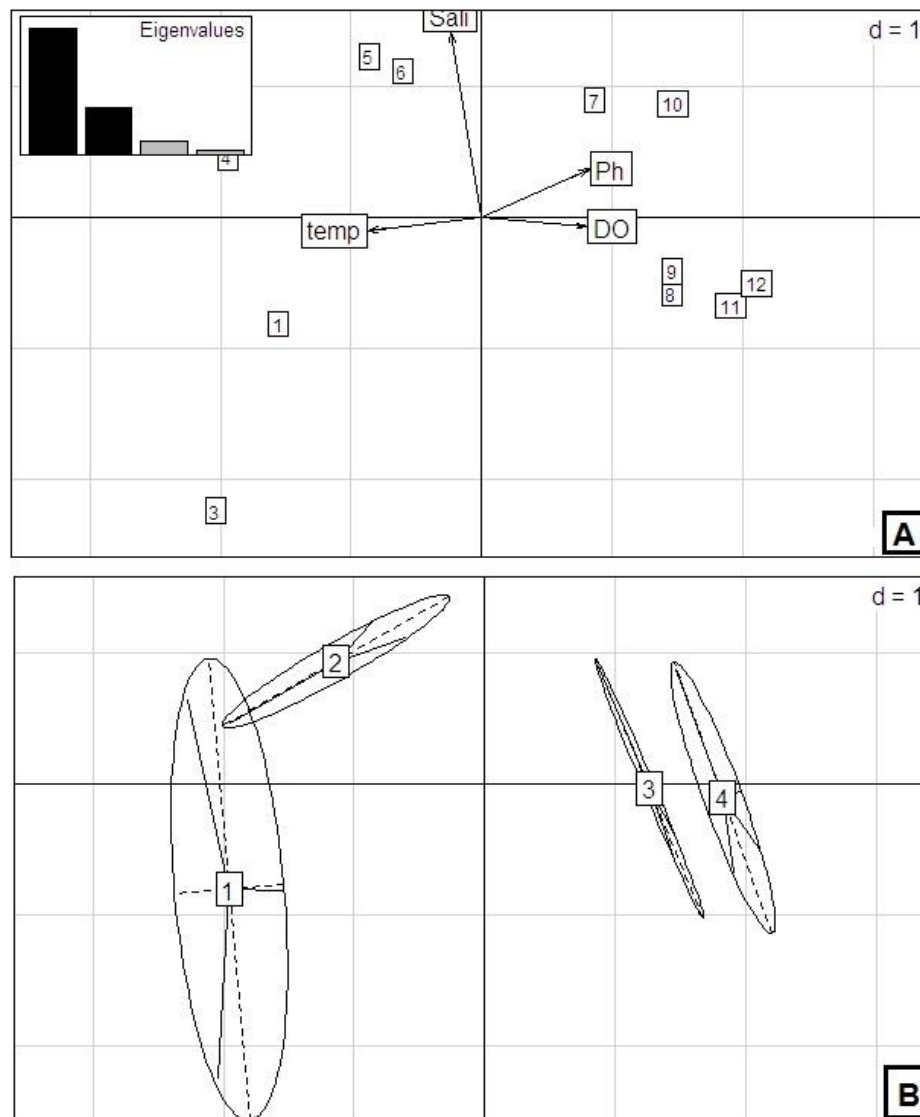


Figure 15 : Analyse en Composantes Principales réalisée sur les données physico-chimiques enregistrées entre juin 2012 et mai 2013. Les facteurs environnementaux sont représentés par des vecteurs: (temp.): température de l'eau, (Ph): pH, (DO): Oxygène dissous, (Sali): Salinité. a numérotation représente les mois suivants: 1: juin, 2: juillet, 3: aout, 4: septembre, 5: octobre, 6: novembre, 7: décembre, 8: janvier, 9: février, 10: mars, 11: avril, 12: mai.

2. BACTERIOLOGIE

L'étude bactériologique de l'eau de mer prélevée dans les trois sites a révélé une absence de germes, à savoir des coliformes sur toute la période estivale. En revanche, l'activité bactériologique débute dès le mois d'octobre (Fig. 16). Les valeurs minimales sont enregistrées dans la plage Aïn-Achir en décembre (39 germes/100ml) et les valeurs maximales dans la plage La Caroube et Belvédère (2400 germes/100ml), dépassant largement la valeur guide du décret exécutif n° 93-164 du 10/07/1993 (JORA n° 46). Le

nombre de germes/ 100ml enregistré varie significativement entre les sites (ANOVA, $P < 0,01^{**}$) et les mois échantillonnés (ANOVA, $P < 0,001^{***}$).

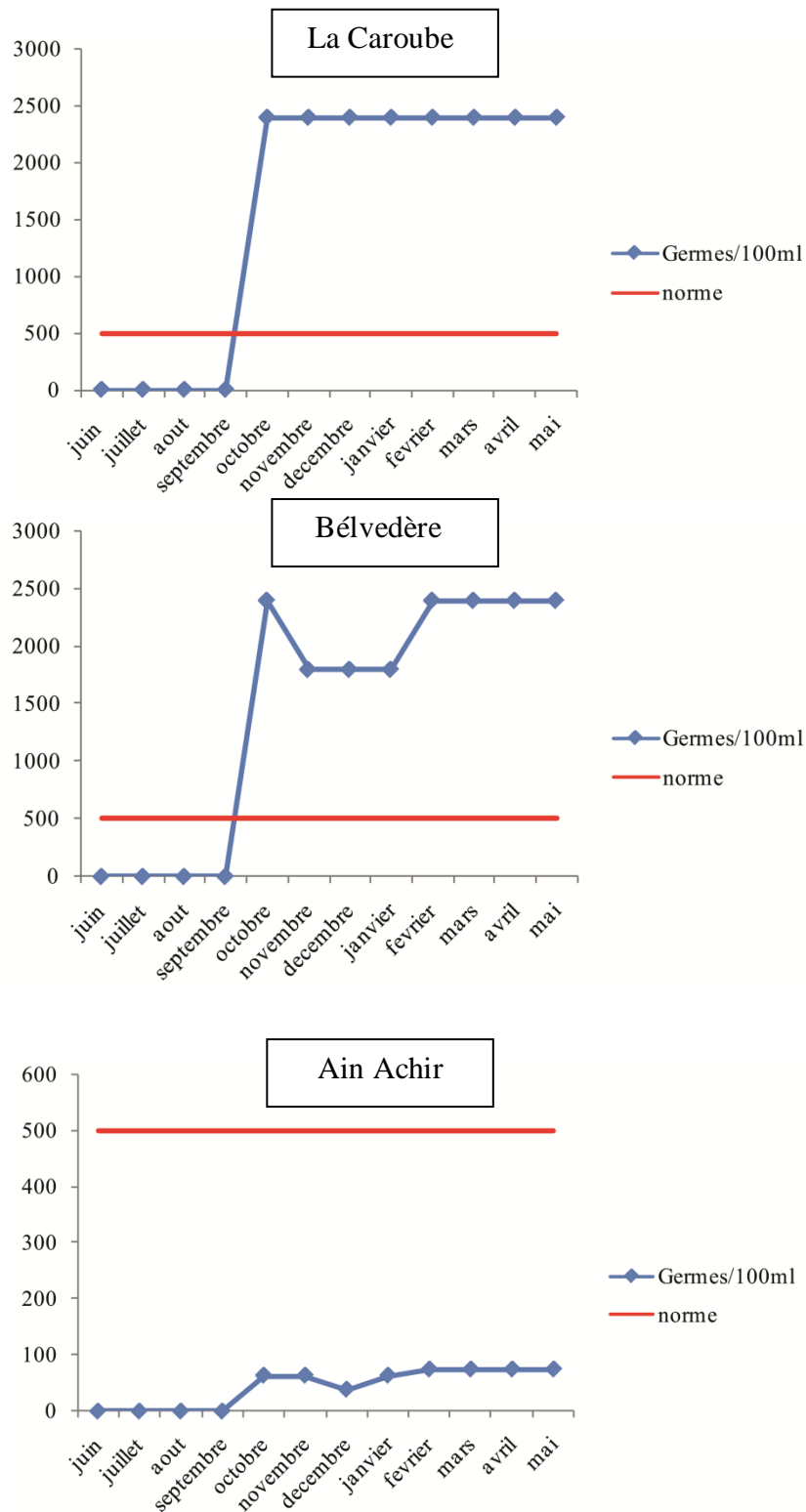


Figure 16. Variations mensuelles du nombre de germes/100 ml d'eau de mer dans les sites échantillonnés.

3. EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE

Les courbes de raréfaction montrent une ascendance qui présente une inflexion à partir du 4^{ème} échantillon pour la senne de plage et le 2^{ème} échantillon pour le filet trémail (Fig.17), sans toutefois atteindre le plateau; ce qui traduit un effort d'échantillonnage relativement satisfaisant et donc une richesse spécifique représentative de la faune échantillonnée.

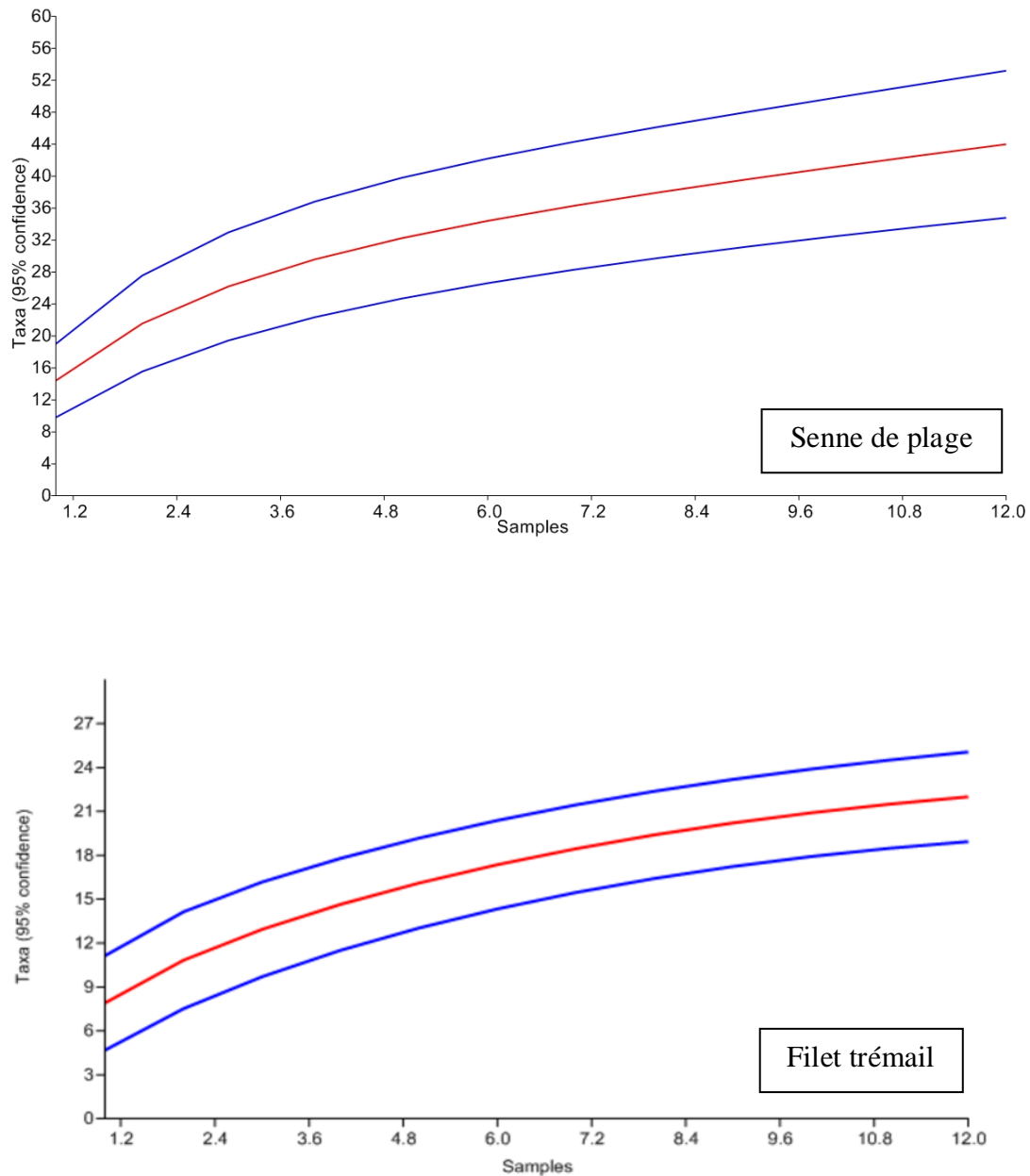


Figure 17. Courbe de raréfaction représentant le nombre cumulé d'espèces en fonction de l'effort d'échantillonnage. Les courbes bleues correspondent à l'intervalle de confiance.

4. ANALYSE DES CAPTURES ICHTYOLOGIQUES PAR ENGIN DE PÊCHE

4.1. Senne de plage

4.1.1. Composition générale du peuplement

Au cours d'un cycle annuel, de jour comme de nuit, nous avons recensé dans les trois sites (Aïn-Achir, Belvédère et la Caroube) un total de 46 espèces appartenant à 21 familles différentes. Les familles les plus diversifiées sont les Sparidae avec 6 genres et 8 espèces (*Diplodus annularis*, *D. vulgaris*, *D. sargus sargus*, *Boops boops*, *Lythognatus mormyrus*, *Sarpa salpa*, *Oblada melanura* et *Spondylisoma cantharus*) suivie par la famille des Mugilidae avec 3 genres et 5 espèces (*Mugil cephalus*, *Chelon labrosus*, *Liza aurata*, *L. saliens* et *L. ramada*). Les Serranidae viennent en troisième position avec 3 espèces (*Serranus cabrilla*, *S. scriba* et *Mycteroperca rubra*). Les Mullidae, les Atherinidae, les Carangidae, les Scorpaenidae, les Labridae et les Gobiidae sont représentés respectivement par 2 espèces. Les familles restantes (Trachinidae, Bothidae, Blenniidae, Belonidae, Triglidae et Pomacentridae) sont représentées par une seule espèce.

L'abondance totale a été estimée à 5687 individus, ce qui correspond à une biomasse globale de 16,8 kg, soit une densité approximative de 2,65 ind/m². Numériquement, les Sparidae sont toujours les mieux représentés (abondance: 3024 individus, biomasse: 4202,6 g, densité: 1,53 ind./m²), suivis des Atherinidae (abondance: 1884 individus, biomasse: 4752 g, densité: 0,87 ind./m²) puis des Mugilidae (abondance: 291 individus, biomasse: 1707 g, densité: 0,13 ind./m²). Les espèces qui dominent numériquement et pondéralement dans l'ensemble des pêches expérimentales sont, par ordre d'importance, le bogue *Boops boops* (2546 individus, dominances numérique et pondérale: 37,71% et 13%) suivis des athérines: *Atherina punctata* (1091 individus, dominances numérique et pondérale: 14,57% et 13,7%) et *A. boyeri* (795 individus, dominances numérique et pondérale: 13,93% et 14,3%), du poisson étoile *Trachinotus ovatus* (247 individus, dominances numérique et pondérale: 3,71 et 5,1%) et de la saupe *Sarpa salpa* (208 individus, dominances numérique et pondérale: 3,2% et 4%). Les figures 18 et 19 illustrent les abondances et les dominances des principales espèces de poissons pêchés de jour comme de nuit au moyen de la senne de plage.

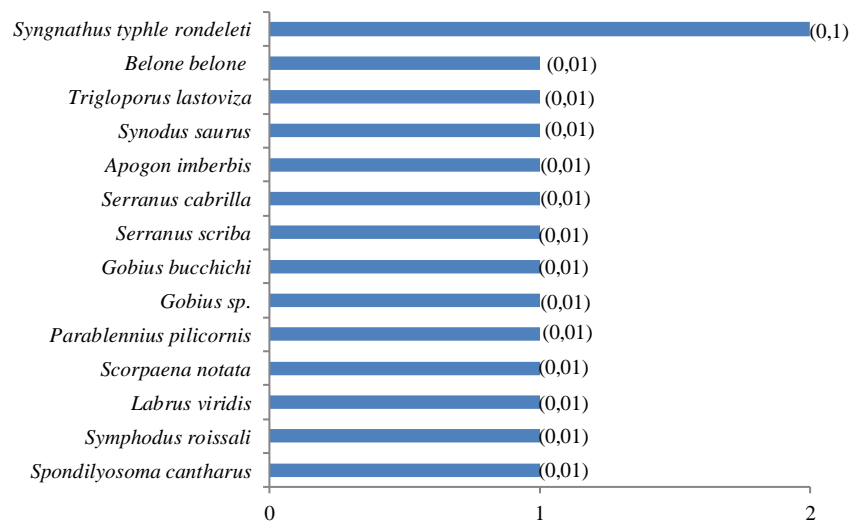
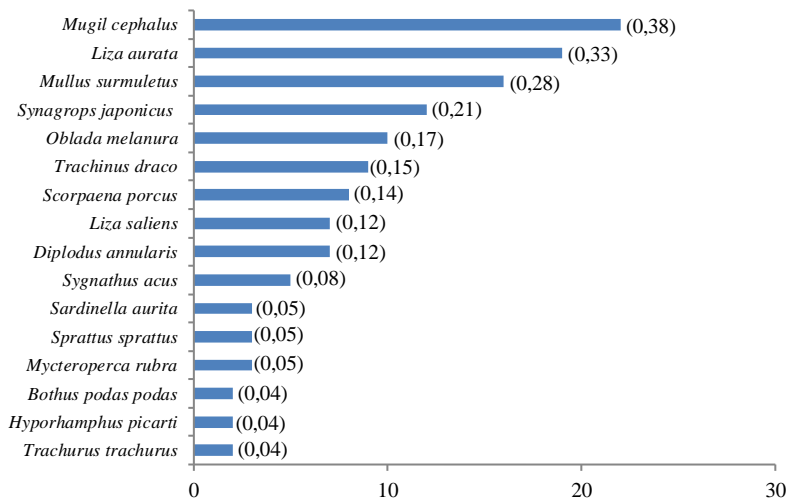
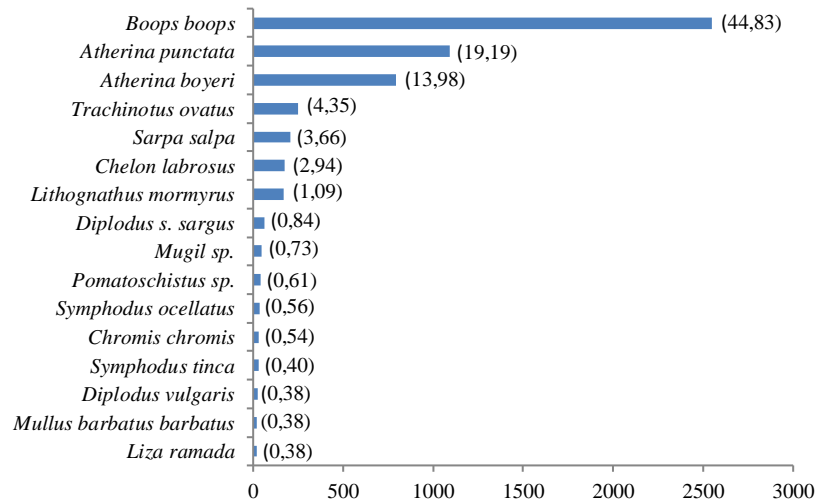


Figure 18. Composition et abondance spécifiques des échantillons pêchés avec la senne de plage. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances.

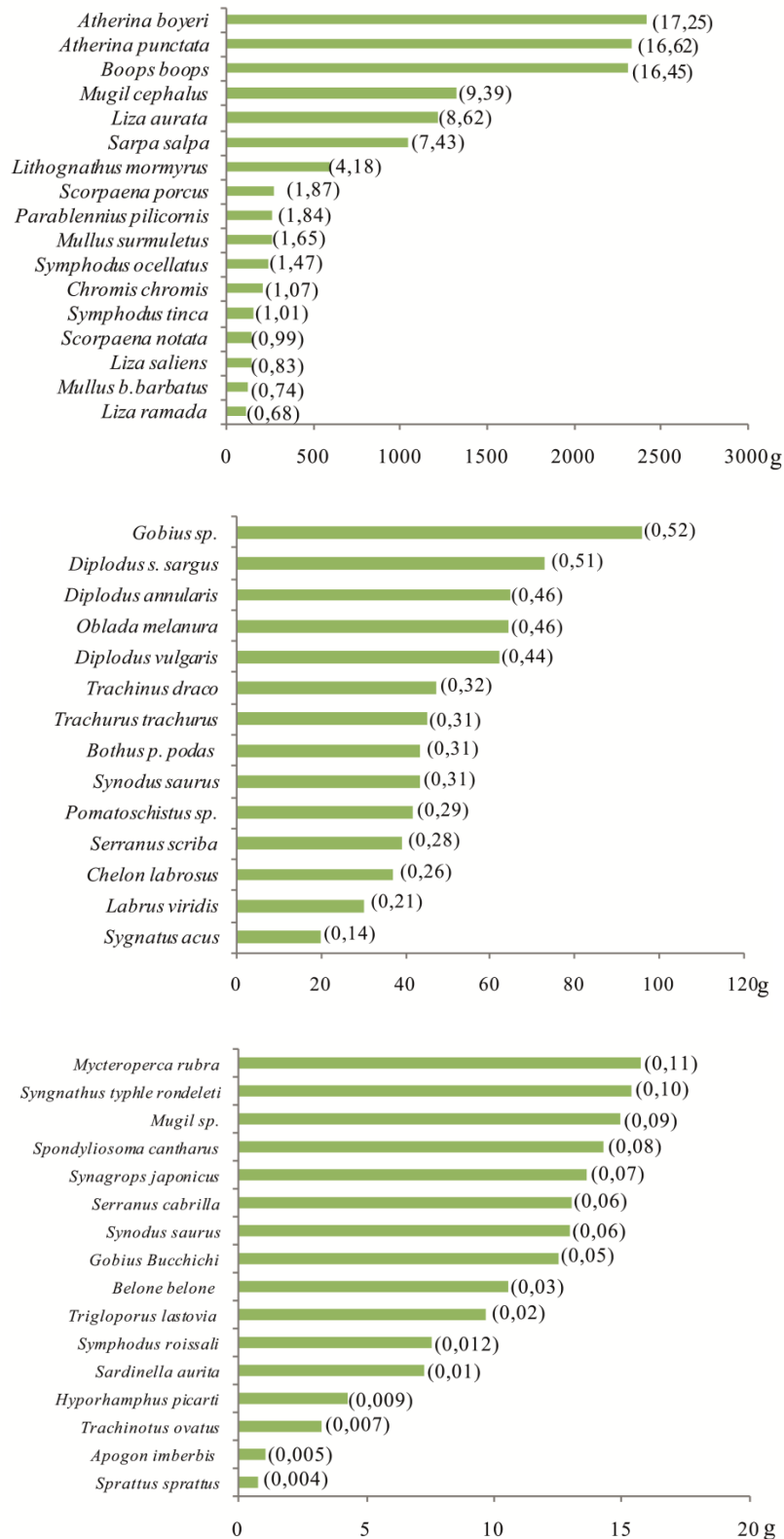


Figure 19. Composition et biomasse spécifiques des échantillons pêchés avec la senne de plage. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances.

En termes de catégories trophiques, nous observons une richesse élevée au sein des invertivores et des piscivores (respectivement 13 et 10 espèces), suivis des détritivores, des planctivores et des omnivores (respectivement 6, 5 et 4 espèces), tandis que les hyperbenthivores-piscivores (3 espèces) et les herbivores (2 espèces) sont les moins diversifiés (Tab. 1).

Numériquement les effectifs sont dominés par les omnivores, suivis des planctivores, les invertivores, les détritivores, les herbivores, les piscivores. Les hyperbenthivores-piscivores sont les moins abondants avec de l'abondance totale (Fig. 20). Pondéralement, les planctivores dominent l'assemblage (Fig. 21) suivis des détritivores, des omnivores, des invertivores, des herbivores, des hyperbenthivores et des piscivores.

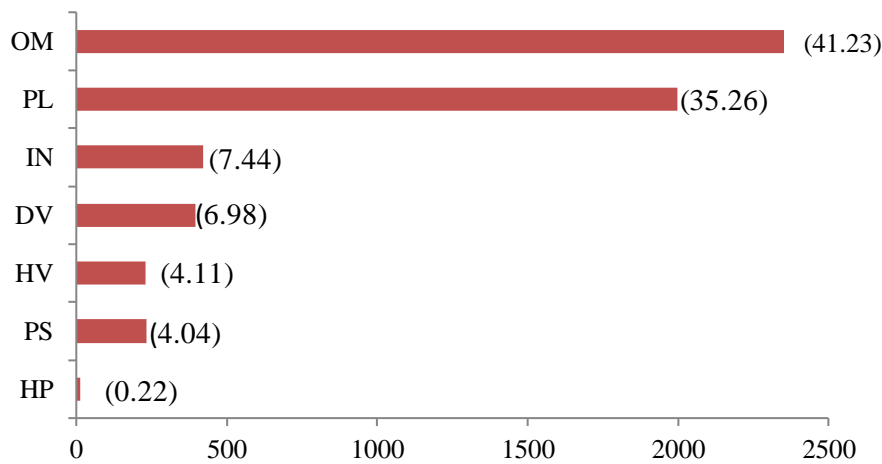


Figure 20. Composition et abondance des guildes fonctionnelles. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances.

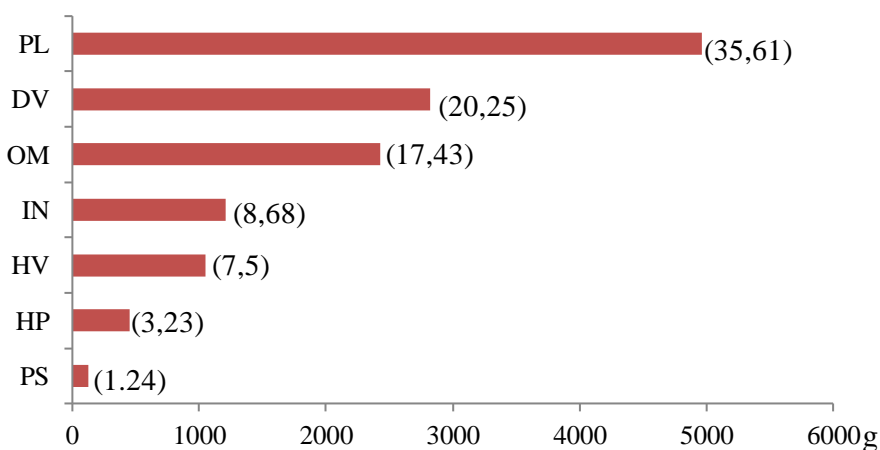


Figure 21. Composition et biomasse des guildes fonctionnelles. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances.

4.1.2. Variations spatio-temporelles

4.1.2.1. Variations nycthémérales

L'analyse des captures diurnes nous a permis de recenser 18 familles représentées par 41 espèces. Les captures sont représentées généralement par des alevins et des juvéniles. Les familles fréquentes le jour sur les petits fonds mixtes sont les Atherinidae, les Mugilidae et les Sparidae. Le mullet *C. labrosus* et l'atherine ponctuée *A. punctata* sont les deux espèces au statut écologique « très fréquent » (TF). Les autres espèces sont soit « fréquente » (F) (5 espèces: *Sarpa salpa*, *Boops boops*, *Atherina boyeri*, *Symphodus tinca*, *Lithognathus mormyrus*), ou « peu fréquente » (PF) (34 espèces: *Diplodus vulgaris*, *D. anularis*, *D. sargus sargus*, *Oblada melanura*, *Spondyllosoma cantharus*, *Symphodus ocellatus*, *S. roissali*, *Labrus viridis*, *Mugil cephalus*, *Liza aurata*, *L. saliens*, *L. ramada*, *Mugil sp.*, *Syngnathus acus*, *S. typhle rondeletti*, *Mullus surmuletus*, *M. barbatus barbatus*, *Trachinus draco*, *Trachurus trachurus*, *Trachinotus ovatus*, *Hyporhamphus picarti*, *Serranus scriba*, *S. cabrilla*, *Mycteroperca rubra*, *Apogon imberbis*, *Sardinella aurita*, *Sprattus sprattus*, *Bothus podas podas*, *Synodus saurus*, *Chromis chromis*, *Synagrops japonicus*, *Pomatoschistus sp.*, *Trigloporus lastoviza*, *Belone belone*) sur les petits fonds mixtes de la zone d'étude.

Les richesses familiales et spécifiques nocturnes sont estimées respectivement à 19 et à 27. De nuit, les espèces au statut « très fréquent » (TF) sont totalement absentes. Toutes les espèces répertoriées sont soit « fréquentes » (F) (4 espèces: *Boops boops*, *Atherina boyeri*, *Lithognathus mormyrus* et *Chelon labrosus*) ou « peu fréquentes » (PF) (23 espèces *Diplodus vulgaris*, *D. anularis*, *D. sargus sargus*, *Oblada melanura*, *Symphodus ocellatus*, *S. tinca*, *Liza ramada*, *L. aurata*, *L. saliens*, *Mugil cephalus*, *Mugil sp.*, *Scorpaena notata*, *S. porcus*, *A. punctata*, *Mullus barbatus barbatus*, *M. surmuletus*, *Parablennius pilicornis*, *T. ovatus*, *Pomatoschistus sp.*, *Gobius bucchichi*, *Gobius sp.*, *B. belone*).

L'abondance, la distribution des guildes fonctionnelles, et la biomasse montrent une différence significative entre les périodes du nyctémère (Kruskal-Wallis, $P < 0,05^*$, ANOVA, $P < 0,05^*$, ANOVA, $P < 0,05^*$ respectivement). La période (jour) est caractérisée par une forte abondance (Fig. 22), le nombre d'individus échantillonné a été estimé à 5187 pour un poids total de 11,71 kg. La nuit l'abondance totale a été évaluée à 504 individus, ce qui représente une biomasse de 5 kg, soit une densité de 0,23 individus/m².

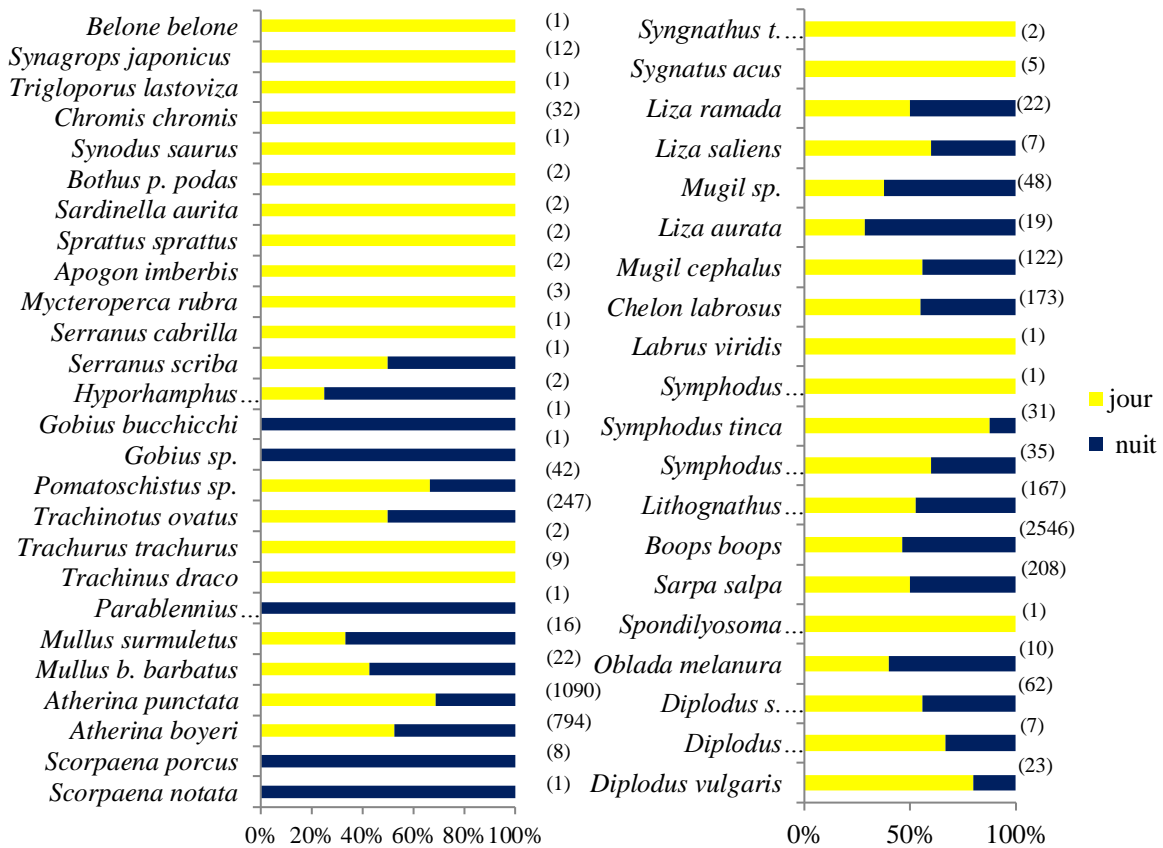


Figure 22. Variations nyctémérales des abondances totales des prises réalisées avec la senne de plage. Les valeurs entre parenthèses représentent les abondances.

D'un point de vue fonctionnel, l'assemblage diurne est dominé par les planctivores et les omnivores tandis que l'assemblage nocturne, est plus équilibré, même si les détritivores et les invertivores sont plus abondants (Fig. 23).

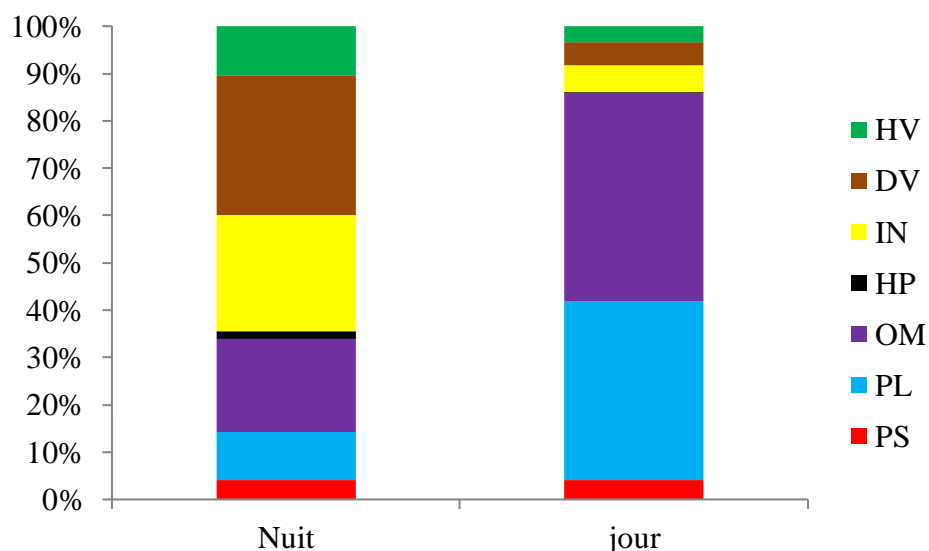


Figure 23. Distribution nyctémérale des guildes fonctionnelles.

L'analyse de la variance des principaux indicateurs écologiques utilisés montre une différence significative pour la richesse spécifique entre les différentes périodes du nyctémère. Les indices de diversité (H') et d'équitabilité (J) sont plus élevés la nuit (3,82 et 0,79) que le jour (2,54 et 0,47) même si les valeurs de la richesse spécifique et de l'abondance sont nettement plus importantes le jour ($S = 41$, $A = 5183$ ind.) que la nuit ($S = 28$, $A = 504$ ind.). Cette différence est conservée même lorsque nous considérons chaque saison indépendamment (Tab.1).

Tableau 1. Comparaison nyctémérale des abondances, de la diversité spécifique, des indices écologiques du peuplement ichthyologique des petits fonds du golfe d'Annaba (A : abondance, S : richesse spécifique, H' : indice de diversité, J : équitabilité, I.E: indices écologiques).

I.E	Été		Automne		Hiver		Printemps		Total		ANOVA
	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour	
A	187	1094	137	874	102	498	87	2720	504	5187	$P < 0,05^*$
S	22	15	24	15	17	11	17	15	27	41	$P < 0,05^*$
H'	2,12	1,80	1,28	2,35	0,67	0,86	1,04	2,74	2,54	3,82	$P < 0,05^*$
J	0,41	0,37	0,27	0,51	0,16	0,27	0,25	0,70	0,79	0,47	$P < 0,05^*$

L'analyse de la variance des différents indicateurs biocénotiques entre le jour et la nuit dans les trois sites séparément ne montre aucune différence significative (ANOVA, $P > 0,05^*$). Les richesses maximales ont été enregistrées de jour dans le site B

tandis que la valeur la plus faible a été enregistrée la nuit dans le site A. Ce site est le moins diversifié la nuit ($H' = 1,79$) alors que le site C est le plus diversifié. Quel que soit le site échantillonné, la richesse spécifique est plus élevée le jour que la nuit. Quant aux indices de biodiversité de Shannon et de Pielou, ils sont plus élevés le jour que la nuit dans les sites A et à l'inverse du site B et C (Tab. 2).

Tableau 2. Comparaison nyctémérale des abondances, de la diversité spécifique, des indices écologiques du peuplement ichthyologique des petits fonds du golfe d'Annaba (A: Abondance, S: richesse spécifique, H': indice de diversité, J: équitabilité, I.E: indices écologiques).

I.E	Aïn-Achir		Bélvédère		La Caroube		ANOVA
	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit	
A	245	62	3307	185	1632	260	$P > 0,05^*$
S	13	7	24	22	33	30	$P > 0,05^*$
H'	2,21	1,79	3,10	2,85	2,97	3,33	$P > 0,05^*$
J	0,74	0,68	0,70	0,43	0,75	0,71	$P > 0,05^*$

Le clustering, ainsi que l'analyse d'ordination (nMDS) réalisée sur une matrice de similarité de Bray-Curtis organisent les échantillons en deux groupes distincts (Figs. 24, 25). Les différences entre ces groupes sont confirmées par l'analyse ANOSIM (R global = 0,48, $P < 0,05^*$). Les espèces responsables de la discrimination entre les groupes sont identifiées à l'aide des résultats de l'analyse SIMPER. Les espèces qui contribuent sensiblement à la dissimilarité dans les deux groupes (nuit-jour) sont *B. boops*, *A. boyeri*, *A. punctata*, *C. labrosus*, *T. ovatus* et *L. mormyrus*. Ces 5 espèces à elles seules expliquent 26,69%, 21,48%, 19,87%, 6,66%, 5,44% et 4,87% de dissimilarité.

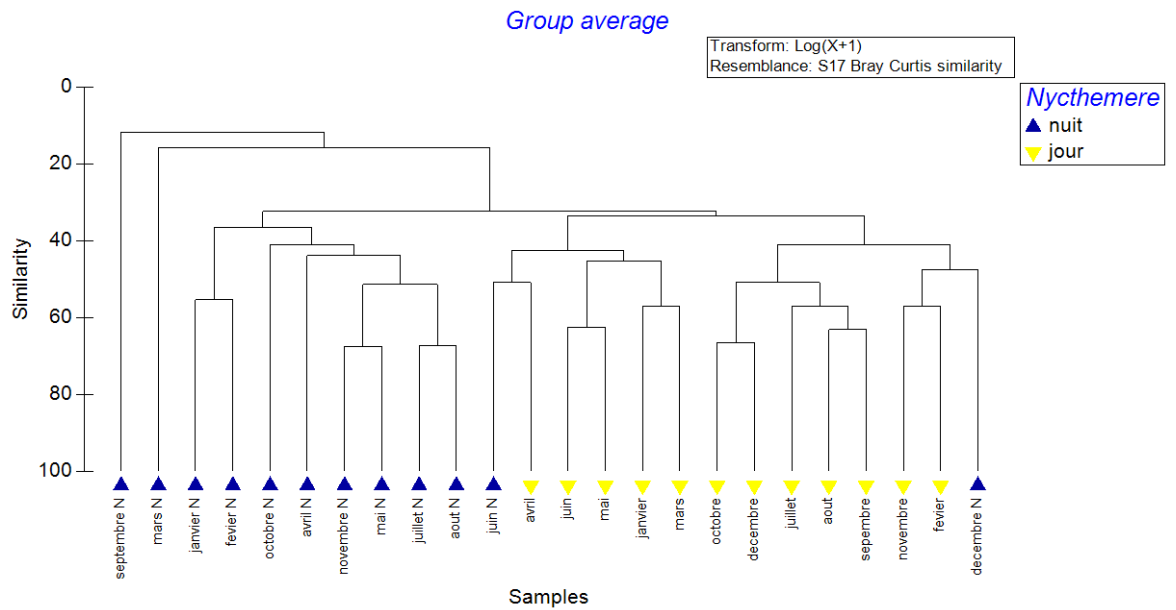


Figure 24. Cluster effectué sur la base d'une matrice de similarité d'abondances nycthémerales de Bray-Curtis.

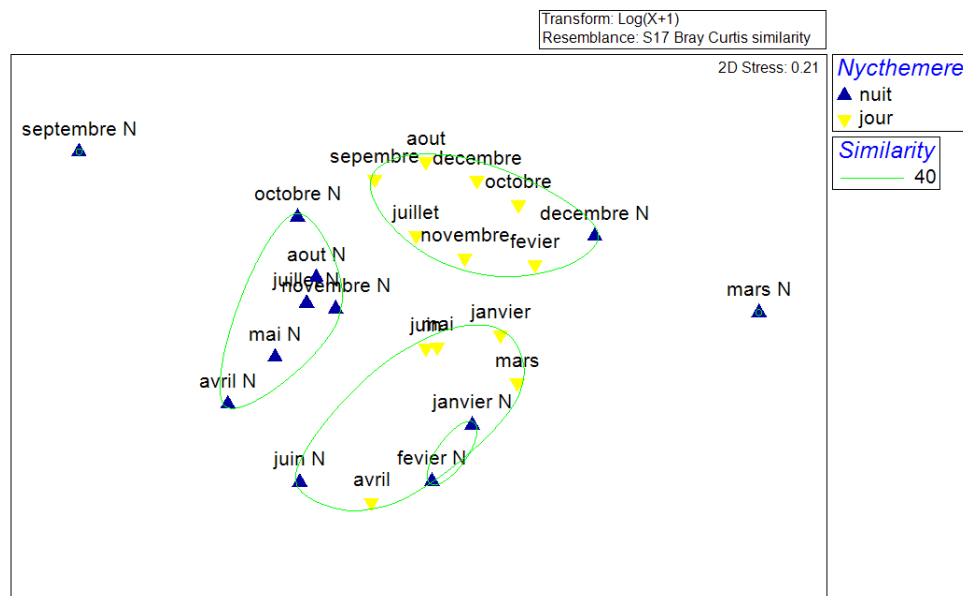


Figure 25. Analyse d'ordination (nMDS) effectuée sur une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis.

4.1.2.2. Variations mensuelles

L'abondance et la richesse spécifiques relevées sur l'ensemble des 216 traits diffèrent significativement en fonction des mois (Kruskal-Wallis, $P < 0,05^*$, ANOVA, $P < 0,05^*$). L'abondance maximale a été enregistrée en avril (1313 ind.) et en mai (1208 ind.), tandis que la valeur la plus faible a été enregistrée en novembre (94 ind.). Sur les 46 espèces pêchées, 3 seulement sont classées comme « très fréquentes » (TF) (*L. mormyrus*,

A. boyeri, *A. punctata*), 8 comme « fréquentes » (F) (*C. labrosus*, *L. ramada*, *M. cephalus*, *B. boops*, *S. salpa*, *D. sargus sargus*, *D. annularis*, *S. tinca*) et 35 comme « peu fréquentes » (Tab. 3).

Tableau 3. Composition et caractéristiques (longueur, poids, fréquence) des espèces pêchées sur les petits fond du golfe d'Annaba (Lt et Pt : longueur et poids totaux, Aut = Automne, hiv = Hiver, Prin = Printemps, CFO = Classe de fréquence d'occurrence, Pf : Peu fréquent, F : Fréquent, TF : Très fréquent).

Familles	Espèces	Codes	Guildes trophiques	Eté	Aut.	Hiv.	Prin.	Total	Lt (cm)		Pt (g)		FO%	CFO
									Min.	Max.	Min.	Max.		
Acropomatidae	<i>Synagrops japonicus</i>	SJP	-	12	0	0	0	12	4	4,8	0,6	1,22	8,33	Pf
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	AI	PS	0	1	0	0	1	-	-	-	-	8,33	Pf
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	AB	PL	358	139	133	165	795	2,27	13	7,2	11,76	91,66	Tf
	<i>Atherina punctata</i>	AP	PL	157	562	57	315	1091	7,1	9,8	3,21	4,75	91,66	Tf
Belonidae	<i>Belone belone</i>	BeBe	PS	1	0	0	0	1	-	-	-	-	8,33	Pf
	<i>Parablennius pilicornis</i>	PB	-	1	0	0	0	1	-	-	-	-	8,33	Pf
Bothidae	<i>Bothus podas podas</i>	BPP	OM	1	0	0	0	1	-	-	-	-	8,33	Pf
Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	TT	HP	2	0	0	0	1	3,2	17,4	4,25	35,17	8,33	Pf
	<i>Trachinotus ovatus</i>	TO	PS	233	14	0	0	247	7,5	8,4	4,56	4,89	33,33	Pf
Clupeidae	<i>Sardinella aurita</i>	SA	PL	0	3	0	0	3	2,8	3,6	0,17	0,58	8,33	Pf
	<i>Sprattus spratus</i>	Sspra	PL	0	0	3	0	3	6,7	7,1	3,43	4,98	8,33	Pf
	<i>Pomatoschistus</i> sp.	PM	IN	38	0	1	3	42	2,3	5,2	0,11	1,22	25	Pf
Gobiidae	<i>Gobius</i> sp.	GS	-	0	0	1	0	1	-	-	-	-	25	Pf
	<i>G. bucchichi</i>	GB	-	0	1	0	0	1	-	-	-	-	8,33	Pf
	<i>Hyporhamphus picarti</i>	HP	HV	0	1	1	0	2	8,3	16,4	0,38	6,91	16,66	Pf
	<i>Symphodus ocellatus</i>	SO	IN	0	2	0	33	35	5,8	10,6	2,6	15,6	33,33	Pf
Labridae	<i>Symphodus tinca</i>	ST	IN	20	4	3	4	31	8,3	9,7	8,98	10,12	66,66	F
	<i>Symphodus roissali</i>	SR	IN	0	0	0	1	1	-	-	-	-	8,33	Pf
	<i>Labrus viridis</i>	LV	IN	0	0	0	1	1	-	-	-	-	8,33	Pf
	<i>Chelon labrosus</i>	CL	DV	28	33	25	87	173	5,3	9,6	1,32	6,95	83,33	F
	<i>Mugil cephalus</i>	MC	DV	7	15	0	0	22	4,2	17,1	0,33	35,25	41,66	Pf
Mugilidae	<i>Liza aurata</i>	LA	DV	9	3	7	0	19	2,5	14,9	0,14	26,64	58,33	F
	<i>Mugil. sp.</i>	Msp	DV	0	5	21	22	48	3,9	18	0,46	39,41	50	F
	<i>Liza saliens</i>	LS	DV	2	4	1	0	7	3,9	18	0,46	39,41	25	Pf
	<i>Liza ramada</i>	LR	DV	1	2	1	18	22	3,5	11	0,35	9,06	41,66	Pf
Mullidae	<i>Mullus b.barbatus</i>	MBB	IN	6	14	0	2	22	3,4	13,6	0,16	32,47	41,66	Pf
	<i>Mullus surmuletus</i>	Msp	IN	15	0	0	1	16	9,9	16,8	8,81	65,85	33,33	Pf
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	CC	PL	0	32	0	0	32	5,4	9,2	0,24	8,24	8,33	Pf
Serranidae	<i>Serranus scriba</i>	Ssc	PS	0	0	1	0	1	-	-	-	-	8,33	Pf
	<i>Serranus cabrilla</i>	SC	PS	0	0	0	1	1	-	-	-	-	8,33	Pf
	<i>Mycteroperca rubra</i>	MR	PS	2	1	0	0	3	9,4	8,54	18,3	19,57	16,66	Pf
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	SP	HP	1	3	4	0	8	9,1	21,3	12,35	149,1	33,33	Pf
	<i>Scorpaena notata</i>	SN	HP	0	0	1	0	1	-	-	-	-	8,33	Pf
	<i>Diplodus vulgaris</i>	DP	IN	5	1	0	17	23	2,8	10,6	0,25	3,82	33,33	Pf
	<i>Diplodus annularis</i>	DA	IN	1	3	1	2	7	3,2	11,6	0,3	18,84	50	F
	<i>Diplodus sargus sargus</i>	DSS	IN	42	0	11	9	62	2,2	8	0,48	5,54	66,66	F
Sparidae	<i>Oblada melanura</i>	OM	OM	6	1	0	3	10	3,5	8,30	0,38	9,1	33,33	Pf
	<i>Spondilyosoma cantharus</i>	SC	OM	0	1	0	0	1	-	-	-	-	8,33	Pf
	<i>Sarpa salpa</i>	SS	HV	19	12	0	177	208	0,76	8,4	3,05	5,2	50	F
	<i>Boops boops</i>	BB	OM	457	2	313	1774	2546	2,1	8,3	0,22	5,16	75	F
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	LM	IN	83	47	21	16	167	4,1	9,4	0,44	9,27	100	Tf
Syngnathidae	<i>Syngnathus acus</i>	SA	IN	0	1	3	1	5	15,6	28,3	1,32	10,36	41,66	Pf
	<i>Syngnathus typhle rondeleti</i>	STR	HZ	0	1	1	0	2	15	0,84	21,88	1,15	16,66	Pf
Synodontidae	<i>Synodus saurus</i>	Ssau	-	0	0	0	1	1	-	-	-	-	8,33	Pf
Trachinidae	<i>Trachinus draco</i>	TD	-	1	0	2	6	9	6,5	9,1	2,32	4,35	41,66	Pf
Triglidae	<i>Trigloporus lastoviza</i>	TL	-	0	0	0	1	1	-	-	-	-	8,333	Pf

La richesse spécifique varie sensiblement au cours de l'année. La figure 25 illustre les variations mensuelles nyctémérales de la composition spécifique durant la période

d'échantillonnage. Les valeurs sont généralement faibles en période froide (9 en janvier) et élevées en période estivale (17 en juillet) (Fig. 26). En période estivale, la composition spécifique est dominée par *B. boops* en juin et par *T. ovatus* en aout. Les bogues abondent numériquement les mois qui succèdent et dominent dans les prises jusqu'en mai. Les Atherinidae, représentés soit par l'espèce *Atherina boyeri*, soit par *A. punctata*, sont présents dans les prises durant toute l'année. A la différence des Atherinidae, la présence du crénilabre *S. tinca*, du mullet *C. labrosus* et du castagnole *C. chromis* est ponctuelle.

Les indices de biocénétiques calculés ne varient pas significativement dans le temps (ANOVA, $P > 0,05$). Cependant, ils montrent une certaine tendance temporelle. Si nous considérons les 3 sites réunis, les valeurs minimales et maximales des indices de diversité sont observées en avril 2013 ($H' = 1,56$, $J = 0,59$) et novembre 2012 ($H' = 3,03$, $J = 0,79$). Si les 3 sites sont analysés séparément, l'analyse de la variance ne montre aucune différence significative des indices biocénétiques. Globalement, le site C est le plus diversifié en novembre ($H' = 3,56$) suivi du site B en juillet ($H' = 2,07$) puis du site A en mai ($H' = 1,3$). Quant aux valeurs minimales de la diversité, elles sont respectivement observées en avril 2013 pour le site B ($H' = 0,03$), en février pour le site C ($H' = 0,17$) et en octobre pour le site A ($H' = 0,19$). L'équitabilité varie entre 0,81 en mai et 0,19 entre (novembre, décembre et janvier) dans le site A, entre 0,89 (aout) et 0,19 (février) dans le site B et entre 0,81 (novembre) et 0,23 (juin) dans le site C (Figs. 27, 28, 29).

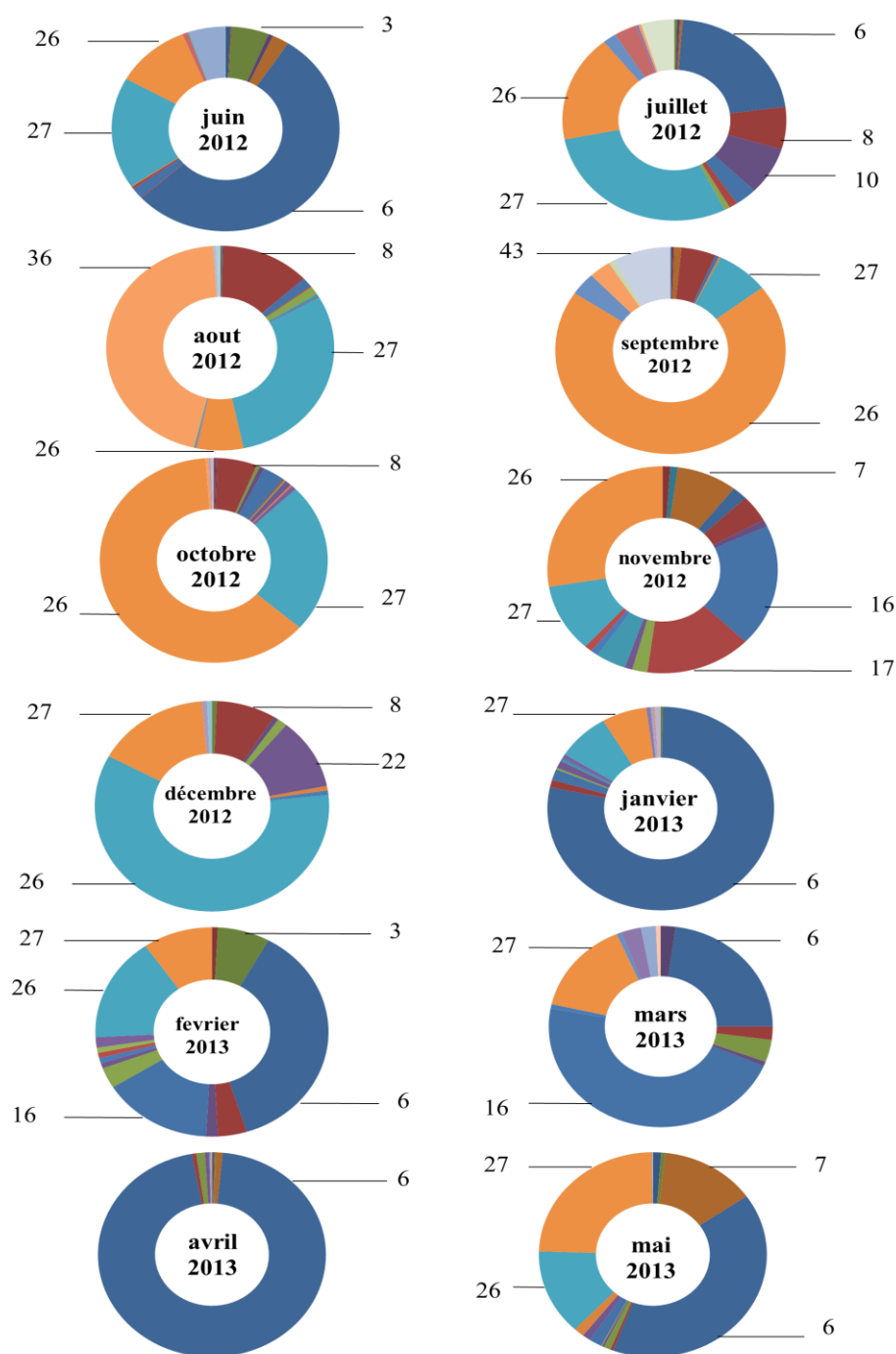


Figure 26. Abondance spécifique mensuelle (jour & nuit) dans les prises réalisées avec la senne de plage. (1) *Diplodus vulgaris*, (2) *D. annularis*, (3) *D. sargus sargus*, (4) *D. cervinus cervinus*, (5) *Oblada melanura*, (6) *Boops boops*, (7) *Sarpa salpa*, (8) *Lithognathus mormyrus*, (9) *Spondilyosoma cantharus*, (10) *Symphodus ocellatus*, (11) *S. tinca*, (12) *S. roissali*, (13) *Labrus viridis*, (15) *Coris julis*, (16) *Chelon labrosus*, (17) *Mugil cephalus*, (18) *Liza aurata*, (19) *L. saliens*, (20) *L. ramada*, (22) *Mugil sp.* (21) *Syngnathus acus*, (22) *S. typhle rondeleti*, (23) *Scorpaena notata*, (24) *S. porcus*, (26) *Atherina punctata*, (27) *A. boyeri*, (27) *Mullus surmuletus*, (28) *M. barbatus barbatus*, (29) *Parablennius pilicornis*, (30) *Trachinus draco*, (31) *Pomatoschistus sp.*, (32) *G. buccichi*, (33) *Gobius sp.*, (32) *Trachinotus ovatus*, (33) *Trachurus trachurus*, (34) *Hyporhamphus picarti*, (35) *Belone belone*, (36) *Sardinella aurita*, (37) *sprattus sprattus*, (38) *Synodus saurus*, (39) *Bothus podas podas*, (40) *Chromis chromis*, (41) *Mycteroperca rubra*, (42) *Serranus scriba*, (43) *Serranus cabrilla*, (44) *Apogon imberbis*, (45) *Trigloporus lastoviza*, (46) *Synagrops japonicus*.

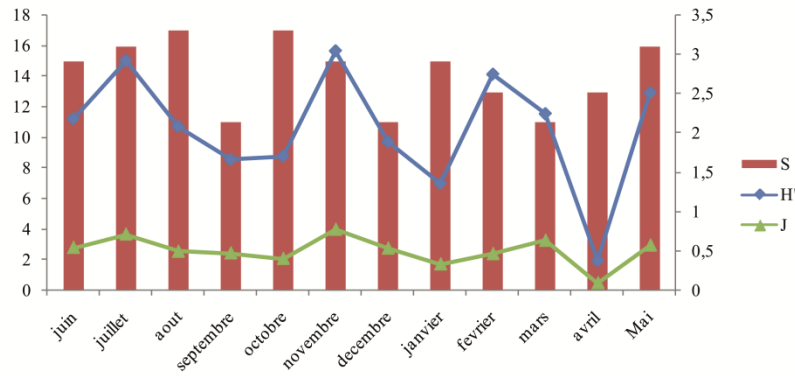


Figure 27. Variations mensuelles des indices biocénétiques dans les 3 sites réunis (A+ B+ C).

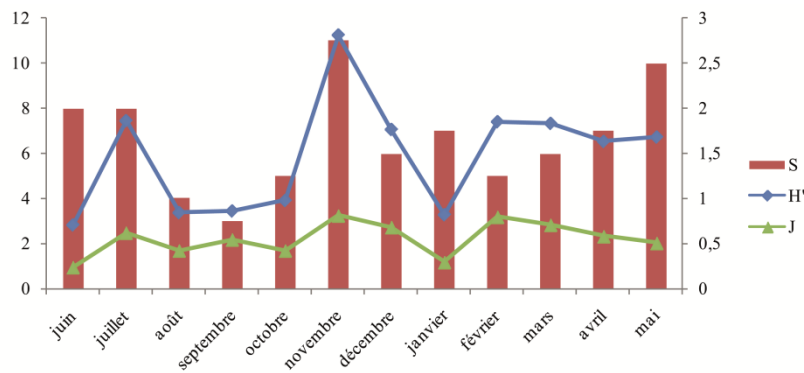


Figure 28. Variations mensuelles des indices biocénétiques dans la plage la Caroube (site C).

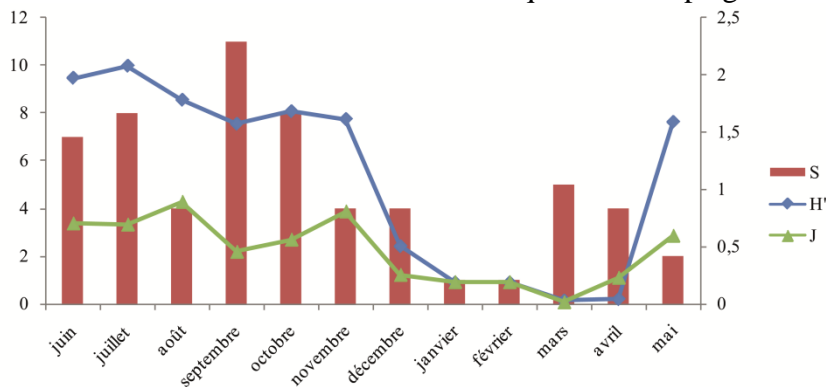


Figure 29. Variations mensuelles des indices biocénétiques dans la plage Bélvédère (site B).

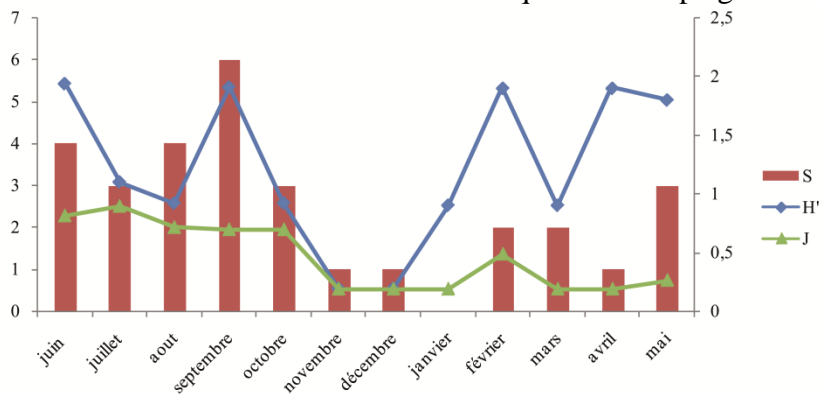


Figure 30. Variations mensuelles des indices biocénétiques dans le site Aïn-Achir .

Les résultats du clustering mettent en évidence des associations de 2 groupes mensuels avec une similarité intergroupe de 58% qui se décomposent en 2 sous groupes dont la similarité avoisine les 70% (Fig. 31). Le groupe 1 se compose de mars, avril, mai, juin, juillet, août et le groupe 2 de septembre, octobre, novembre décembre, janvier, février. Afin de préciser les fluctuations temporelles spécifiques, une nMDS a été effectuée sur une matrice d'abondance. Les résultats obtenus ont permis de distinguer 3 groupes, à l'exception des mois de mars et d'avril (Fig. 32).

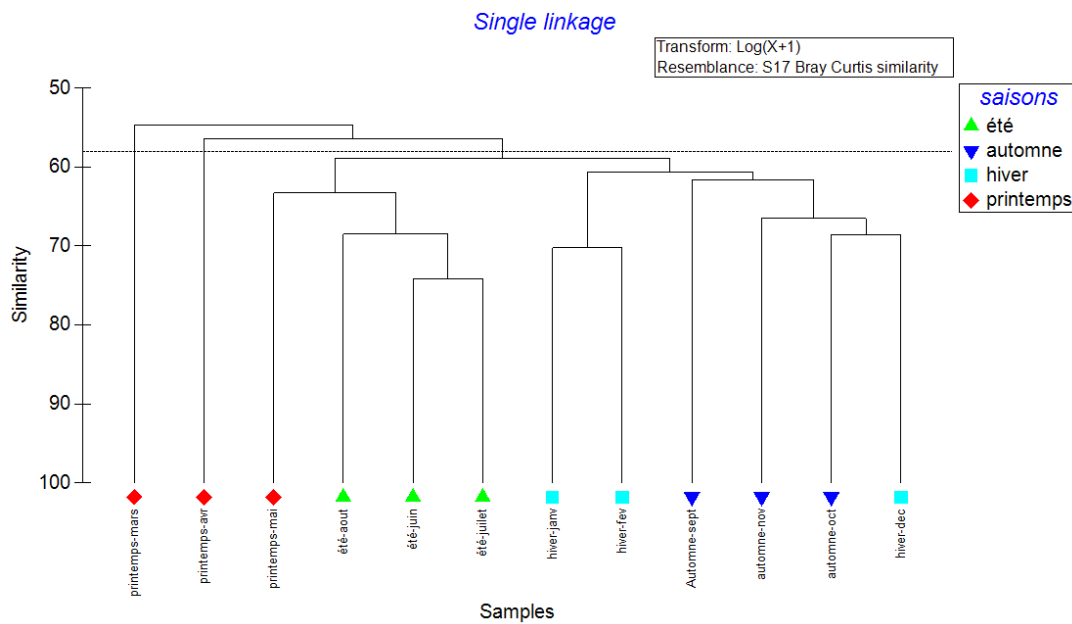


Figure 31. Cluster effectué sur la base d'une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis

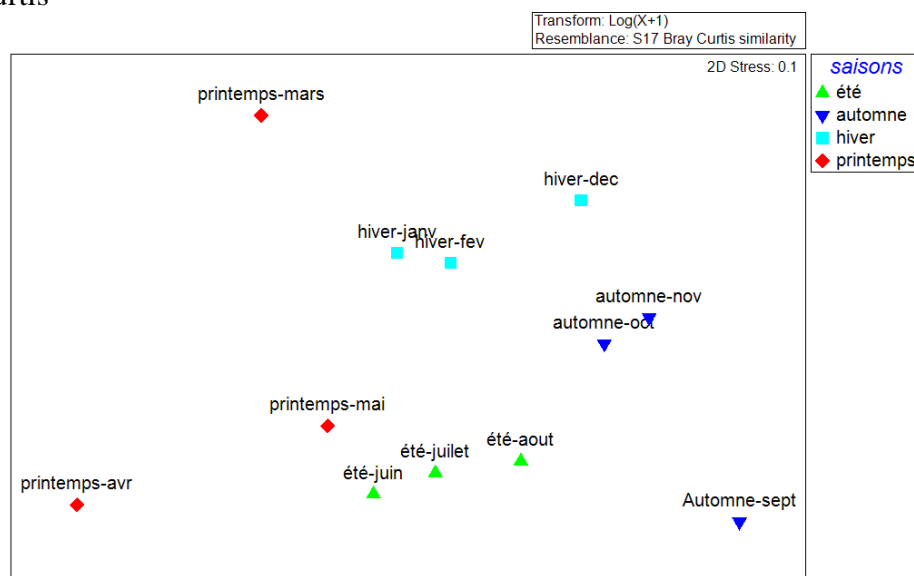


Figure 32. Analyse d'ordination (nMDS) effectuée sur la base d'une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis

La significativité de ces regroupements a été confirmée par une analyse de similarité (ANOSIM: R= 0,37, P < 0,05*). Les espèces responsables de la discrimination entre les groupes sont identifiées à l'aide des résultats de l'analyse SIMPER. Les espèces qui contribuent remarquablement à la dissimilarité dans les deux groupes (nuit-jour) sont *B. boops*, *A. boyeri*, *A. punctata*, *C. labrosus*, *T. ovatus* et *L. mormyrus*. Ces 5 espèces à elles seules expriment respectivement 39,18%, 19,04%, 12,07%, 6,67% et 4,43% de dissimilarité (Tab. 4).

Tableau 4: Comparaison par paires des résultats de l'ANOSIM (R et P value) des assemblages saisonniers.

Groupes	R statistics	P level
Été – Automne	0,22	$P > 0,05$
Été – hiver	0,48	$P < 0,01^{**}$
Été – printemps	0,55	$P < 0,01^{**}$
Automne – hiver	0,33	$P > 0,05$
Automne - Printemps	0,75	$P < 0,01^{**}$
Hiver - Printemps	0,85	$P < 0,001^{***}$

Tableau 5: Dissimilarités moyennes et pourcentage de contribution spécifiques de poisson pour chaque saison échantillonnée à partir de l'analyse de similarité SIMPER.

Espèces	Dissimilarité moyenne	Contribution %	Cumul %	Espèces	Dissimilarité moyenne	Contribution %	Cumul %
<i>B. boops</i>	28,66	39,18	39,18	<i>S. porcus</i>	0.1608	0.2198	98.81
<i>A. punctata</i>	13,93	19,04	58,22	<i>Gobius</i> sp.	0.1473	0.2014	99.01
<i>A. boyeri</i>	9,29	12,7	70,91	<i>D. annularis</i>	0.09846	0.1346	99.14
<i>T. ovatus</i>	4,88	6,67	77,59	<i>S. acus</i>	0.0834	0.114	99.26
<i>C. labrosus</i>	3,24	4,438	82,02	<i>S. aurita</i>	0.06711	0.09172	99.35
<i>S. salpa</i>	2,47	3,38	85,4	<i>S. spratus</i>	0.06586	0.09001	99.44
<i>L. mormyrus</i>	2,19	3,00	88,41	<i>S. typhle rondeleti</i>	0.06025	0.08234	99.52
<i>D. s. sargus</i>	0,98	1,346	89,76	<i>M. rubra</i>	0.05672	0.07752	99.6
<i>Mugil</i> sp.	0,81	1,119	90,87	<i>H. picarti</i>	0.04762	0.06508	99.66
<i>Pomatoschistus</i> sp.	0,70	0,9616	91,84	<i>S. cantharus</i>	0.04192	0.0573	99.72
<i>M. cephalus</i>	0,70	0,9615	92,8	<i>S. scriba</i>	0.03321	0.0454	99.76
<i>C. chromis</i>	0,70	0,9601	93,76	<i>G. bucchishi</i>	0.02237	0.03057	99.8
<i>S. tinca</i>	0,68	0,9353	94,69	<i>A. imberbis</i>	0.02091	0.02858	99.82
<i>S. ocellatus</i>	0,52	0,716	95,41	<i>P. pilicornis</i>	0.01988	0.02717	99.85
<i>M. b. barbatus</i>	0,47	0,6505	96,06	<i>B. belone</i>	0.01988	0.02717	99.88
<i>M. surmuletus</i>	0,37	0,5065	96,57	<i>B. p. podas</i>	0.01988	0.02717	99.91
<i>L. aurata</i>	0,31	0,4335	97	<i>T. trachurus</i>	0.01526	0.02086	99.93
<i>D. vulgaris</i>	0,26	0,3554	97,35	<i>L. viridis</i>	0.01097	0.015	99.94
<i>L. ramada</i>	0,25	0,3494	97,7	<i>S. roissali</i>	0.01097	0.015	99.96
<i>T. draco</i>	0,22	0,3053	98,01	<i>T. lastoviza</i>	0.01097	0.015	99.97
<i>O. melanura</i>	0,21	0,2958	98,31	<i>S. saurus</i>	0.01097	0.015	99.99
<i>L. saliens</i>	0,2048	0,2799	98,59	<i>S. cabrilla</i>	0.01026	0.01402	100

Du point de vue fonctionnel, La répartition des guildes trophiques montre aussi une variation mensuelle significative (ANOVA P < 0,05*). Les mois les plus froids (Automne-

Hiver) montrent une nette domination des planctivores (Fig. 33) tandis que les omnivores dominent les mois les plus doux (Printemps). La saison estivale montre une répartition plus équilibrée des guildes trophiques.

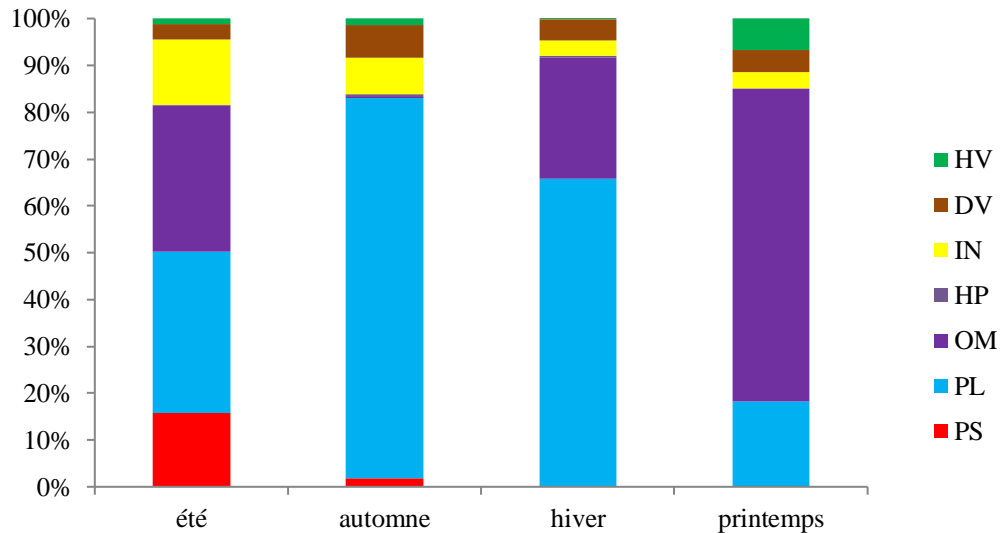


Figure 33. Variations temporelles des guildes trophiques dans le golfe d'Annaba.

Le résultat de l'analyse factorielle des correspondances (AFC) confirme la saisonnalité dans la distribution des guildes fonctionnelles (Fig. 34). Les axes 1 et 2 expliquent 99% de la variation totale (67,19 et 32,31 respectivement). Les groupes Hiver et Automne sont nettement séparés dans la partie positive des axes 1 et 2. Ils sont représentés par les planctivores. Le groupe Printemps est situé dans la partie négative de l'axe 1 et positive de l'axe 2. Il est représenté par les espèces omnivores. La guildes des détritivores est commune aux 2 saisons. Le groupe été est positionné dans la partie positive de l'axe 1 et négative de l'axe 2. Il est représenté par les invertivores et les piscivores.

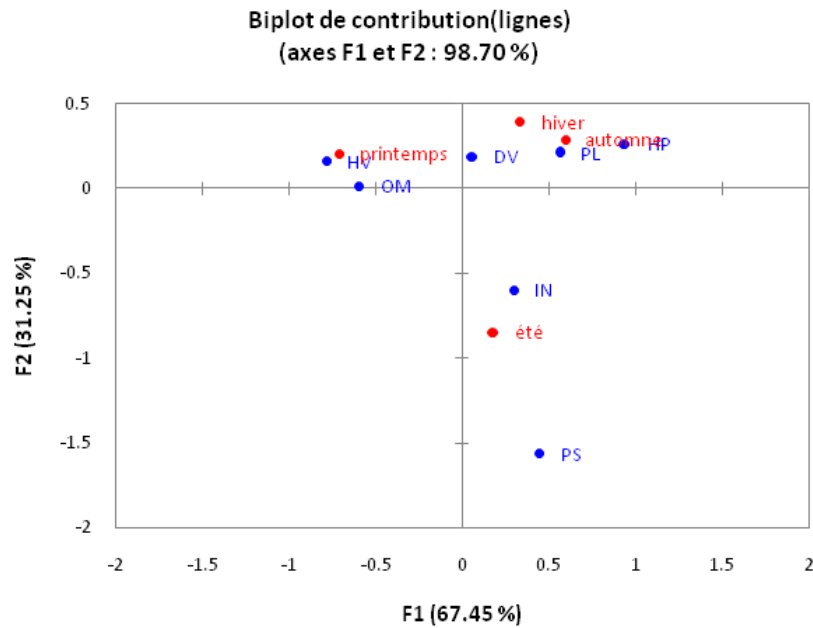


Figure 34. Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) réalisée à partir des données des guildes trophiques.

L’analyse SIMPER montre une dissimilarité moyenne de 65% entre les saisons (Tab. 6). Les guildes responsables de la dissimilarité sont dans un ordre décroissant: les omnivores, les planctivores, les piscivores, les invertivores, les détritivores, les herbivores, les hyperbenthivores- piscivores.

Tableau 6: Dissimilarité moyenne et pourcentage de contribution de chaque guildes trophique pour chaque saison échantillonnée à partir de l’analyse de similarité SIMPER.

Guildes trophiques	Dissimilarité moyenne %	Contribution %	Cumul%
OM	28.84	43.8	43.8
PL	21.68	32.93	76.74
PS	4.998	7.592	84.33
IN	4.165	6.325	90.66
DV	3.509	5.33	95.99
HV	2.476	3.761	99.75
HP	0.1666	0.253	100

4.1.2.3. Variations spatiales

Les individus pêchés sont répartis de manière presque équitable avec une abondance moyenne de 40 individus par site (Site A: 34, Site B: 47, Site C: 37). Le site A était le moins riche en espèces ($S = 13$) suivi du site B ($S = 20$) puis du site C avec 27 espèces enregistrées. La diversité maximale a été enregistrée dans le site C et le minimum dans le site B où nous enregistrons aussi une plus faible équitabilité. La composition dans les 3 sites est la même avec une dominance de 3 espèces aux proportions bien distinctes (fig. 35). Dans la plage Aïn-Achir, *A. boyeri* domine ($D = 30\%$), suivi de *A. punctata* (28%) et de *B. boops* (18%). Ces mêmes espèces dominent dans les 2 autres sites (Belvédère: *B. boops* 53%, *A. boyeri* 29%, *A. punctata* 12%; La Caroube: *B. boops* 41%, *A. punctata* 28%, *A. boyeri* 8%). L'analyse de similarité ne montre aucune différence significative entre les sites étudiés (ANOSIM: $R = 0,37$, $P > 0,05$).

Tableau 7. Comparaison inter-sites des abondances, de la diversité spécifique, des indices biocénotiques du peuplement ichthyologique des petits fonds du golfe d'Annaba (A : Abondance, S: richesse spécifique, H' : indice de diversité, J: équitabilité, I.E: indices écologiques).

I.E	Aïn-Achir	Bélvédère	La Caroube	ANOVA
A	307	3492	1892	$P < 0,05$
S	13	20	27	$P < 0,05$
H'	2,62	2,04	2,75	$P > 0,05$
J	0,55	0,47	0,58	$P > 0,05$

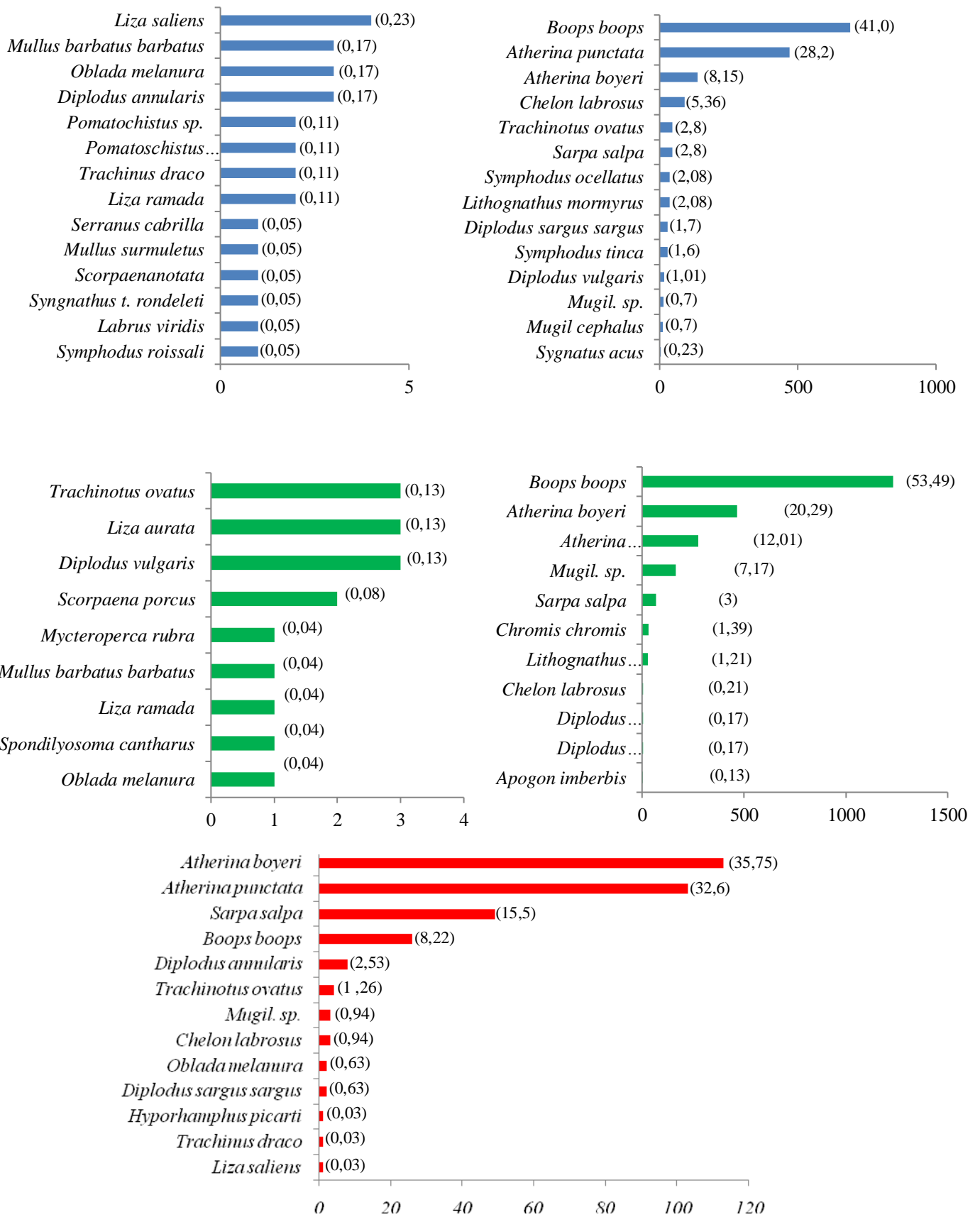


Figure 35. Abondance et composition spécifiques dans les 3 sites.

Concernant la distribution des guildes trophiques, l'analyse de la variance ne montre aucunes différences significatives entre les sites (ANOVA > 0,05). Toutefois, la répartition des poissons selon leur trait fonctionnel est différente en fonction des sites échantillonnés (Fig. 36). La plage Aïn-Achir est caractérisée par une nette dominance des planctivores, alors que les omnivores sont les plus abondants dans la plage Belvédère. La Caroube est la plage la plus équilibrée entre la distribution des guildes trophiques.

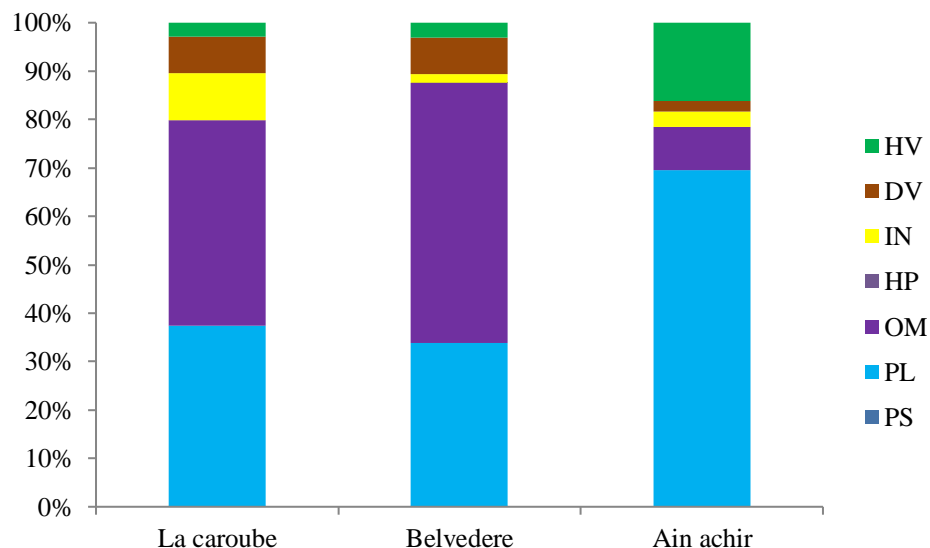


Figure 36. Distribution spatiale des guildes trophiques dans le golfe d'Annaba.

4.1.3. Structure démographique

La figure 37 illustre la structure démographique des principales espèces capturées dans le golfe d'Annaba entre juin 2012 et mai 2013. Nous constatons que la taille minimale des juvéniles de *D. vulgaris* ($L_{tm} = 5,27$ cm) est enregistrée en avril. Les plus petits individus de *D. sargus sargus* ($L_{tm} = 4,28$ cm) apparaissent abondamment dans les captures de juin. La bogue *B. boops* ($L_{tm} = 4,43$ cm) est essentiellement capturé au cours de la période avril - juin. La taille minimale de cette espèce coïncide avec un pic numérique observé en avril. Pour la saupe *S. salpa* ($L_{tm} = 6,46$ cm), l'abondance maximale des juvéniles est enregistrée en février. Le marbré *L. mormyrus* ($L_{tm} = 6,21$ cm) est présent tout le long de la période d'échantillonnage avec une taille minimale de 4,3 cm enregistrée en juillet. Les prises de *C. labrosus* ($L_{tm} = 8,25$ cm) sont importantes en mars et avril. Les athérines *A. punctata* et *A. boyeri* dont les tailles moyennes respectives sont estimées approximativement à 7,01 cm et 6,64 cm apparaissent surtout en octobre.

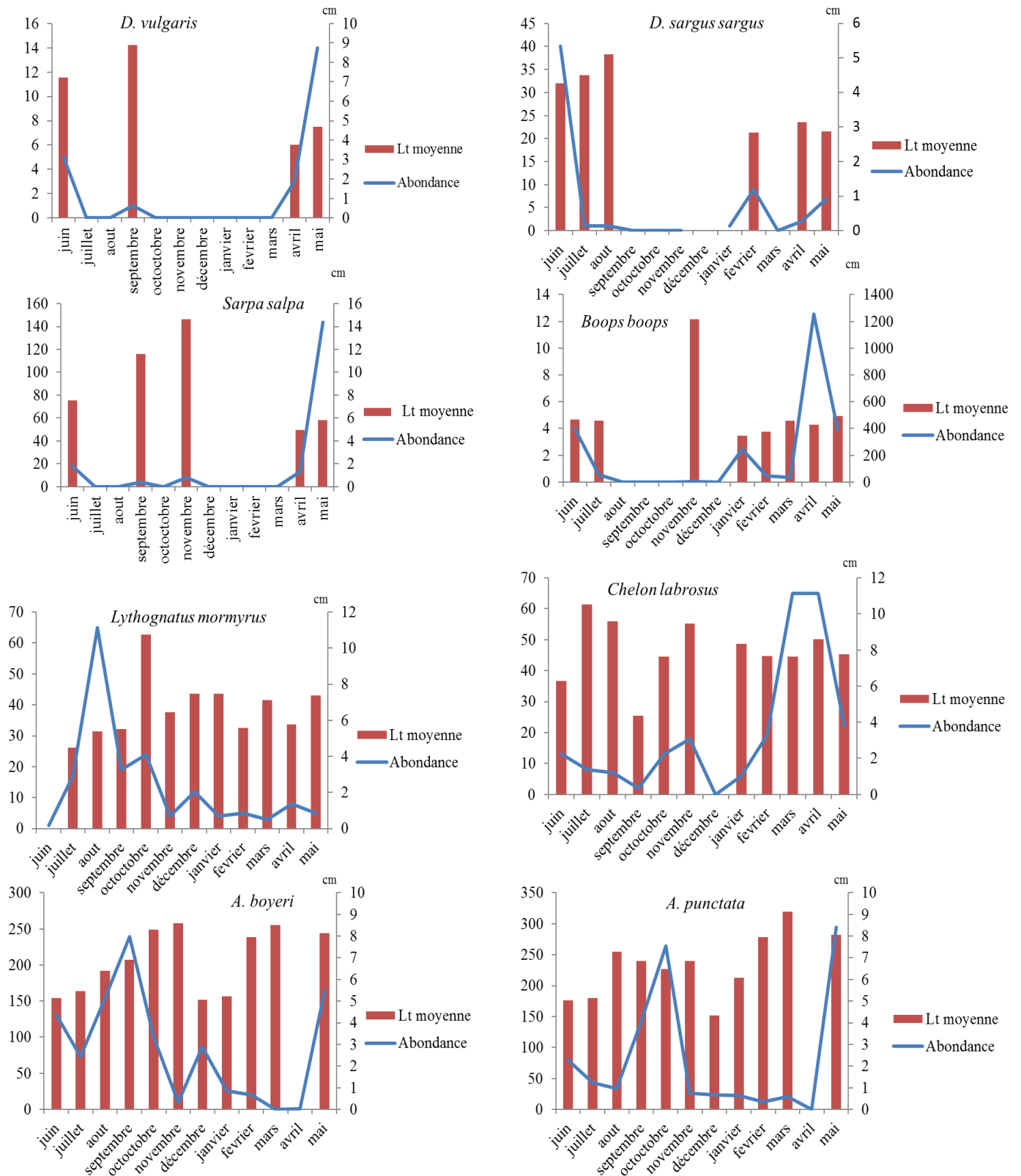


Figure 37. Structure démographique des principales espèces de poissons pêchées à la senne de plage dans le golfe d'Annaba entre mai 2012 et juin 2013.

4.1.4. Influence des paramètres environnementaux

Dans le but de rechercher la/les variables environnementale (s) qui peuvent influencer dans le temps sur le peuplement ichthyologique, une analyse canonique des correspondances a été réalisée sur les données ichthyologiques en considérant les 4 principales variables environnementales (température de l'eau, salinité, pH et oxygène dissous). Celles-ci ont été croisées avec l'abondance totale selon la période d'échantillonnage (Fig. 38).

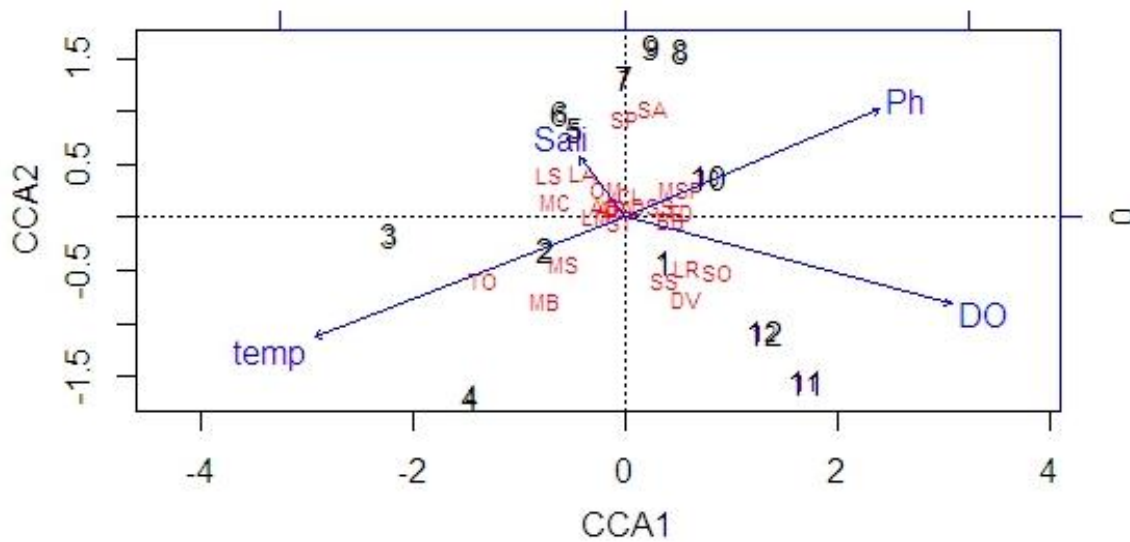


Figure 38. Analyse Canonique des Correspondances basée sur les abondances spécifiques en relation avec les facteurs environnementaux représentés par les vecteurs. Les facteurs environnementaux sont représentés par des vecteurs: (temp): température de l'eau, (Ph): pH, (DO): oxygène dissous, (Sali): salinité. Les numéros représentent les mois (1 = juin, 2 = juillet, 3 = août, 4 = septembre, 5 = octobre, 6 = novembre, 7 = décembre, 8 = janvier, 9 = février, 10 = Mars, 11 = Avril, 12 = Mai). Le code des espèces est donné dans le tableau (3).

L'ACC a permis de mettre en évidence l'influence de la température, de la salinité, du pH et de l'oxygène dissous sur la répartition saisonnière des poissons à raison de 49% de l'inertie totale. Le test de permutation a montré que les facteurs environnementaux ont un effet significatif ($P < 0,05^*$) sur le modèle de la structure des assemblages ichthyologiques (données d'abondance). Les valeurs propres des 4 premiers axes sont: ACC 1 (0,18), ACC 2 (0,09), ACC 3 (0,08), ACC 4 (0,05). Les premiers et les seconds axes modélisent 43,16% et 22,7% respectivement des données sur l'abondance des espèces. Par conséquent, les résultats obtenus à partir des 2 premiers axes ont été tracés (Fig. 38). L'axe 1 sépare les espèces influencées par la température de l'eau (temp) et celle influencées par l'oxygène dissous

(DO). L'axe 2 sépare les espèces influencées par la salinité (Sali) et celle influencées par l'oxygène dissous (DO).

La longueur du vecteur d'une variable donnée sur le graphique indique l'importance de cette variable. Plus une espèce est située proche du vecteur, plus elle est liée à la variable. Les espèces situées près du centre du graphique ne montrent aucune liaison avec l'une des variables.

La figure 38 montre que la température (17,04%, $P < 0,05^*$) est le vecteur le plus long, ce qui signifie qu'il représente le facteur abiotique le plus significatif de la distribution de l'abondance des différentes espèces. Des espèces telles que *T. ovatus* (TO), *M. barbatus barbatus* (MBB) et *Mullus surmuletus* (MS) sont positivement corrélées au vecteur température de l'eau avec des valeurs respectives de 0,64, 0,56, 0,46, tandis *S. ocellatus*, *S. salpa* et *D. vulgaris* sont positivement corrélées positivement au vecteur oxygène dissous (DO) avec des valeurs respectives de 0,86, 0,36, 0,33.

4.2. Filet trémail

4.2.1. Composition générale du peuplement

Au total 305 individus rattachés à 23 espèces et 11 familles ont été capturés au moyen du trémail, ce qui représente une biomasse globale de 18,6 kg, soit une densité approximative de 0,35 ind/h. Les familles les plus diversifiées sont les Sparidae (8 espèces : *D. annularis*, *D. vulgaris*, *D. s. sargus*, *O. melanura*, *S. salpa*, *B. boops*, *L. mormyrus*, *Spondylisoma cantharus*) et les Labridae (5 espèces: *S. melops*, *S. roissali*, *S. tinca*, *S. cinereus*, *Thalassoma pavo*). Les Scorpaenidae et les Mullidae ne sont représentés que par 2 espèces (*S. porcus*, *S. notata*) et (*M. surmuletus*, *M. b. barbatus*), respectivement. Les familles restantes (Mugilidae, Serranidae, Carangidae, Atherinidae, Muraenidae, Synodontidae) sont tous représentées par une seule espèce (*L. ramada*, *S. scriba*, *T. trachurus*, *A. boyeri*, *Muraena helena*, *Synodus saurus*), respectivement.

Les familles les mieux représentées numériquement sont les Labridae (abondance: 88 individus), les Mullidae (abondance: 76 ind.), les Scorpaenidae (abondance: 71 ind.) et les Sparidae (abondance: 59 ind.).

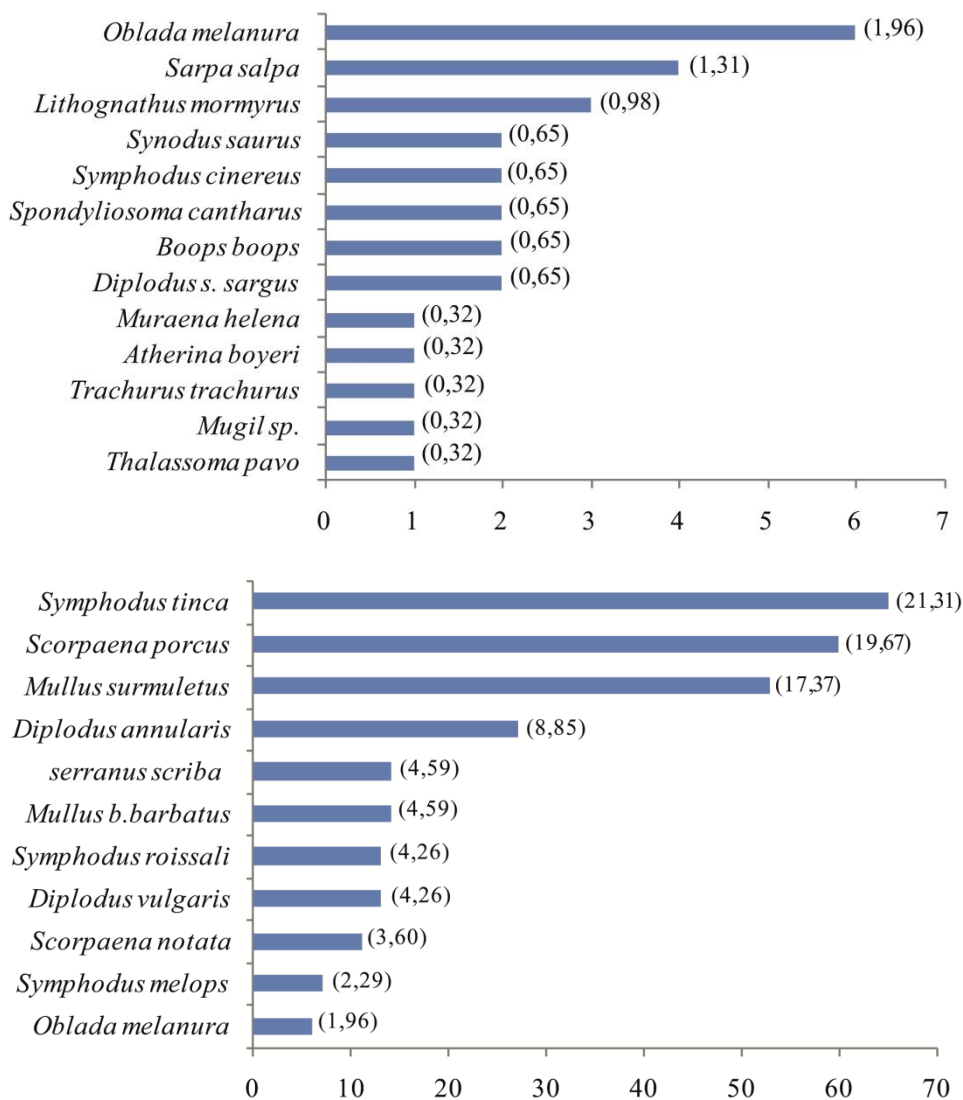


Figure 39. Composition et abondances spécifiques de l'échantillon global. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances.

Pondéralement, les Mullidae (6106,9 g), les Labridae (4902,68 g), les Scorpaenidae (4280,67 g) et les Sparidae (1706,6 g) dominent. Les figures 39 et 40 illustrent les abondances et les dominances (numériques et pondérales) des principales espèces de poissons pêchées de jour et de nuit au moyen du filet trémail.

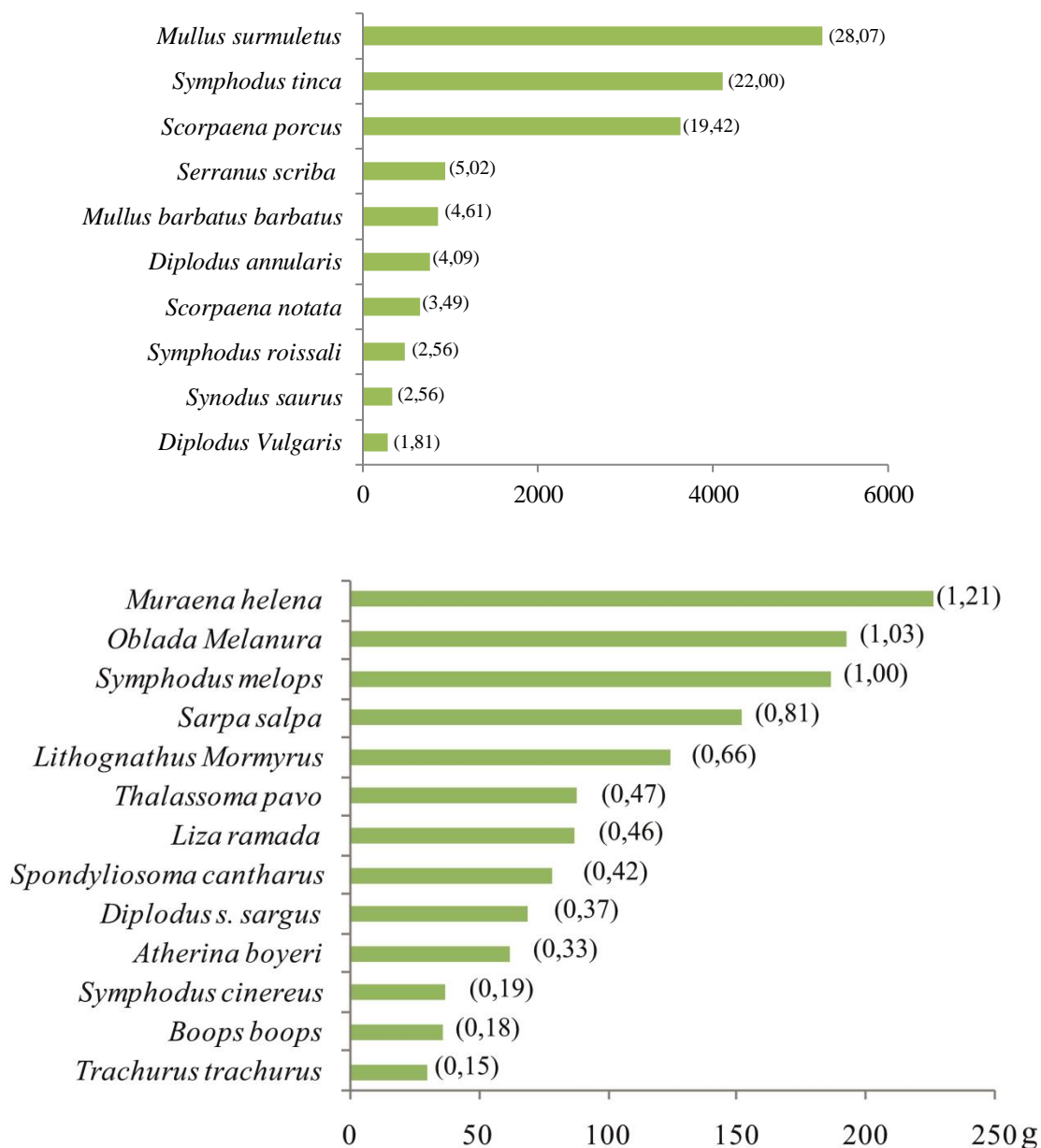


Figure 40. Composition et biomasses spécifiques de l'échantillon global. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances.

En termes de catégories trophiques, les invertivores sont la guildes la plus riche (8 espèces), suivis des omnivores et des piscivores (3 espèces chacune). toutes les autres guildes (herbivores, planctivores, détritivores et hyperbenthos-piscivores) ne sont représentées que par une seule espèce (Tab. 10)

L'assemblage ichthyologique est dominé par les invertivores, suivis des hyperbenthos-piscivore, des piscivores, des omnivores, les herbivores. Les planctivores (Figs. 41 et 42).

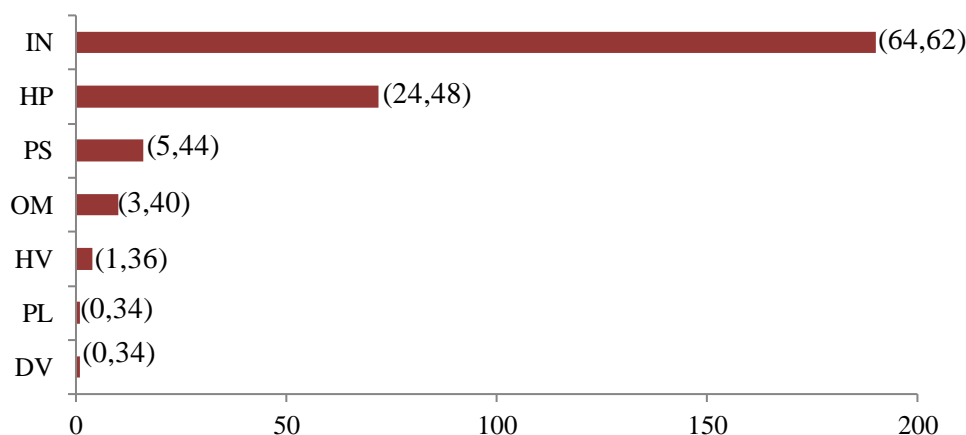


Figure 41. Composition et abondance des guildes fonctionnelles. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances

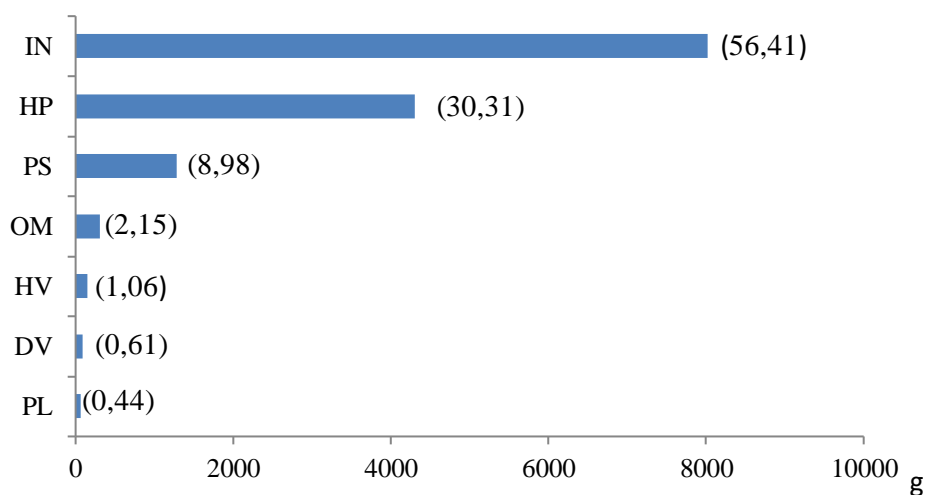


Figure 42. Composition et biomasse des guildes fonctionnelles. Les valeurs entre parenthèses représentent les dominances

4.2.2. Variations spatio-temporelles

4.2.2.1. Variations nyctémérales

L'analyse des captures diurnes nous a permis de recenser 8 familles représentées par 20 espèces. Les familles fréquentes le jour sur les petits fonds mixtes sont les Scorpaenidae, les Mullidae et les Labridae. Le rouget *M. surmuletus* est la seule espèce au statut écologique «très fréquent» (TF). Les autres espèces sont soit «fréquentes» (F) (3 espèces: *D. annularis*, *S. tinca* et *S. roissali*), ou «peu fréquentes» (PF) (16 espèces *D. vulgaris*, *D. s. sargus*, *S. salpa*, *O. melanura*, *S. cantharus*, *S. melops*, *S. cinereus*, *T. pavo*, *S. porcus*, *S. notata*,

L. ramada, *M. b. barbatus*, *A. boyeri*, *M. helena*, *S. scribe* et *S. saurus*) sur les petits fonds mixtes de la zone d'étude.

Les richesses familiales et spécifiques nocturnes sont estimées respectivement à 11 et à 18. De nuit, le statut spécifique «très fréquent» (TF) est absent. Toutes les espèces répertoriées sont considérées soit «fréquentes» (F) (5 espèces: *D. annularis*, *S. tinca*, *S. porcus*, *S. notata*, *M. surmuletus*) ou «peu fréquentes» (PF) (13 espèces *D. vulgaris*, *D. s. sargus*, *O. melanura*, *S. salpa*, *S. melops*, *S. roissali*, *M. b. barbatus*, *L. ramada*, *T. trachurus*, *A. boyeri*, *M. helena*, *S. scribe* et *S. saurus*).

L'abondance, biomasse, ainsi que pour la distribution des guildes fonctionnelles, les prises ne montrent aucune différence significative entre les 2 périodes nyctémérales (Kruskal-Wallis, $P > 0,05$, ANOVA, $P > 0,05$, ANOVA $P > 0,05$). Le jour, le nombre d'individus échantillonné est estimé à 147 pour un poids total de 9 kg, ce qui représente une densité de 0,51 individus/h. La nuit, l'abondance totale est évaluée à 158 individus, ce qui représente une biomasse de 9,6 kg, soit une densité de 0,56 individus/h.

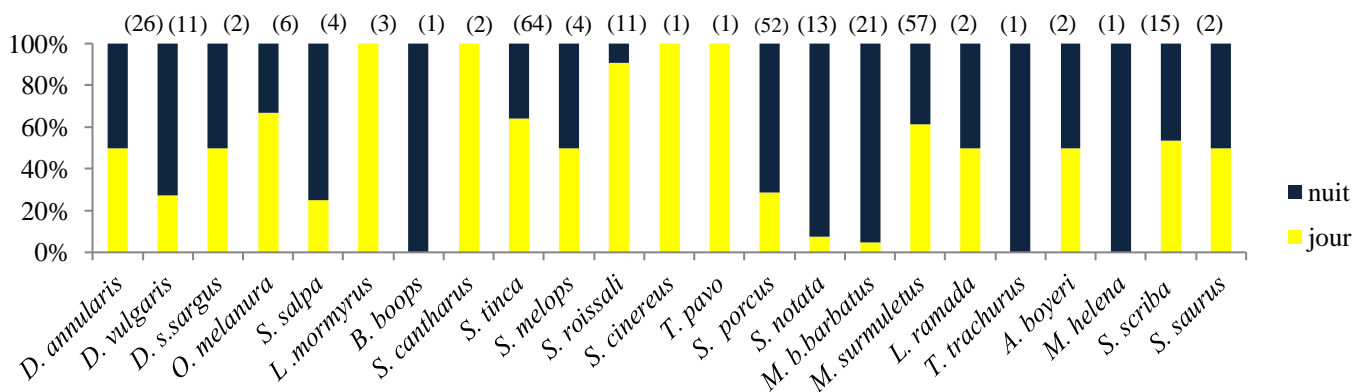


Figure 43. Variations nyctémérales des abondances totales des prises réalisées avec le filet trémail. Les valeurs entre parenthèses représentent les abondances.

D'un point de vue fonctionnel, l'assemblage est dominé par les invertivores de jour comme de nuit, même si la période nocturne est plus équilibrée avec une nette augmentation des hyperbenthos-piscivores (Fig. 44).

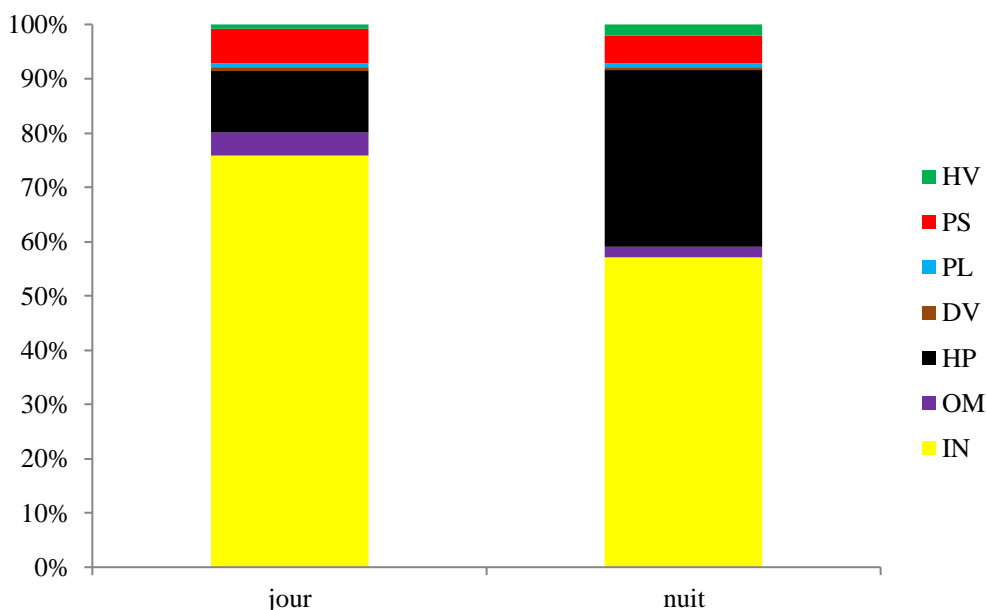


Figure 44. Distribution nyctémérale des guildes fonctionnelles.

L'analyse de la variance des principaux indicateurs écologiques utilisés montre une différence significative de l'équitabilité (J) (ANOVA, $P < 0,05^*$) entre les différentes périodes du nyctémère. L'abondance, la richesse spécifique, l'indices de diversité (H') et l'indice d'équitabilité (J) sont plus élevées la nuit ($A = 158, S = 12, H' = 3,40$ et $J = 0,94$) que le jour ($A = 147, S = 8, H' = 2,39$ et $J = 0,75$). Cette différence est conservée même lorsque nous considérons chaque saison indépendante (Tab.5).

Tableau 8. Comparaison nyctémérale des abondances, de la diversité spécifique, des indices écologiques du peuplement ichtyologique des petits fonds du golfe d'Annaba (A: abondance, S: richesse spécifique, H' : indice de diversité, J : équitabilité, I.E: indices écologiques).

I.E	Été		Automne		Hiver		Printemps		Total		ANOVA
	Nuit	jour	Nuit	jour	Nuit	jour	Nuit	jour	Nuit	jour	
A	38	43	41	31	31	41	38	32	158	147	$P > 0,05$
S	9	10	12	8	8	11	12	8	19	20	$P > 0,05$
H'	2,73	2,50	3,40	2,69	2,51	2,93	2,99	2,39	3,31	3,15	$P > 0,05$
J	0,87	0,75	0,94	0,89	0,83	0,84	0,83	0,79	0,79	0,72	$P < 0,05^*$

Les différents indicateurs biocénétiques ne varient pas significativement entre le jour et la nuit et entre les trois sites (ANOVA, $P > 0,05$). L'abondance est maximale la nuit dans le site B et minimale le jour dans le site A. La nuit, ce dernier site est moins diversifié

par rapport au site B. Dans ces 2 sites, la richesse spécifique et les indices écologiques (H' et J) sont plus élevés la nuit que le jour comparé au site C (Tab.6).

Tableau 9. Comparaison nyctémérale des abondances par sites de la diversité spécifiques, des indices écologiques du peuplement ichthyologique des petits fonds du golfe d'Annaba (S: richesse spécifique, H': indice de diversité, J: équitabilité, I.E: indices écologiques).

I.E	Site A		Site B		Site C		ANOVA
	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour	
A	42	38	75	52	56	42	P > 0,05
S	17	11	20	16	13	16	P > 0,05
H'	3,43	2,88	3,61	3,15	2,94	3,2	P > 0,05
J	0,8	0,75	0,84	0,83	0,81	0,83	P > 0,05

Le clustering ainsi que l'analyse d'ordination (nMDS) réalisée sur une matrice de similarité de Bray-Curtis classent les échantillons en 2 groupes (Fig. 45, 46) est confirmée par l'analyse ANOSIM (R global = 0,23, P < 0,05*). Les espèces responsables de cette discrimination entre les groupes sont ainsi identifiées à l'aide des résultats de l'analyse SIMPER; il s'agit de *S. porcus*, *S. tinca*, *M. surmuletus* et *M. b. barbatus* ainsi que *D. annularis*. Ces 5 espèces à elles seules expriment respectivement 18,4%, 13,14%, 12,1%, 10,23% et 8,85% de dissimilarité.

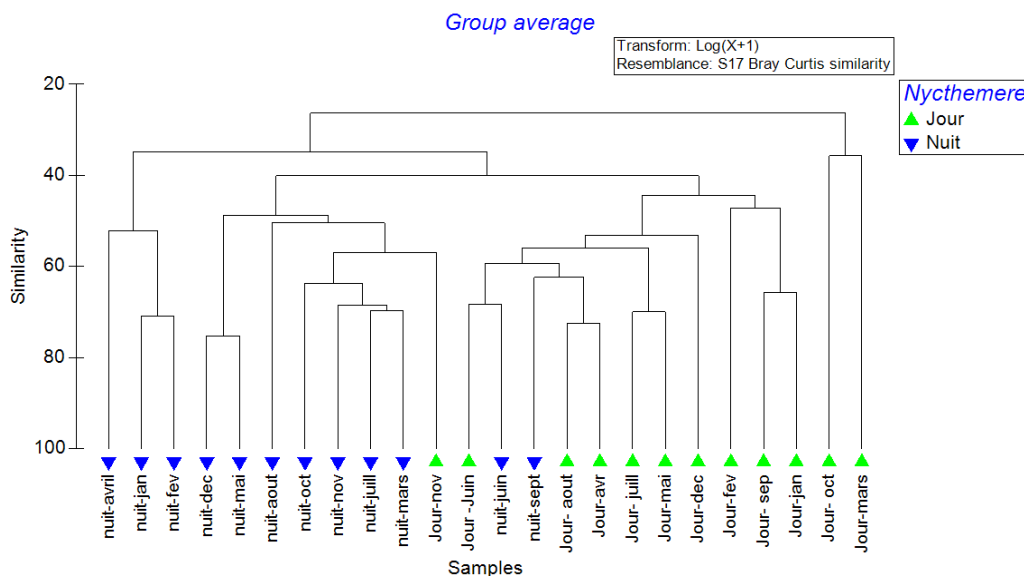


Figure 45. Cluster effectué sur la base d'une matrice de similarité d'abondances nyctémérales de Bray-Curtis.

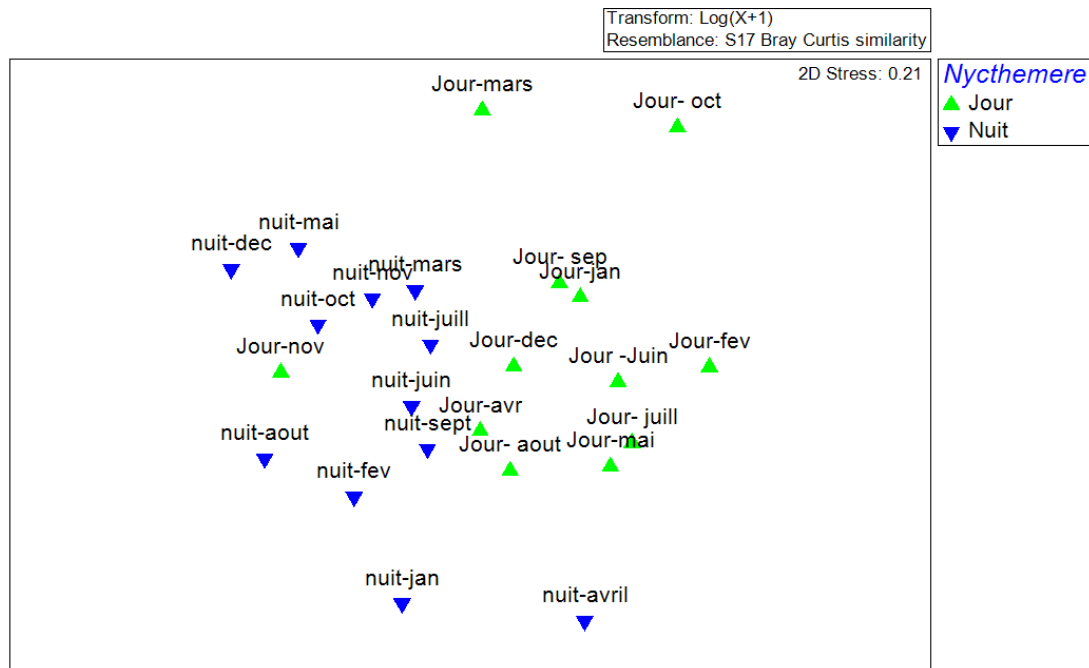


Figure 46. Analyse d'ordination (nMDS) effectuée sur la base d'une matrice de similarité d'abondances nycthémerales de Bray-Curtis.

4.2.2.2. Variations mensuelles

Au cours de la période d'échantillonnage, les abondances et les biomasses mensuelles ne varient pas significativement (Kruskal-Wallis, $P > 0,05$, ANOVA, $P > 0,05$). Les abondances maximales et minimales sont observées respectivement en période automnale (81 ind.) et hivernale (71 ind.). Sur les 23 espèces pêchées, 3 seulement sont classées comme «très fréquentes» (TF) (*S.tinca*, *M. surmuletus* et *S.porcus*), 5 comme «fréquentes» (F) (*S. roissali*, *S. notata*, *S. scriba*, *D. annularis*, *D. vulgaris*) et 15 comme «peu fréquentes» (Tab. 10).

Tableau 10. Composition et caractéristiques linéaires, pondérales et fréquence d'occurrence des espèces pêchées au tremail sur les petits fond du golfe d'Annaba (Lt et Pt : longueur et poids totaux, Aut. = Automne, Hiv. = Hiver, Print. = Printemps, CFO = Classe de fréquence d'occurrence, Tf : Très fréquente, F : Fréquente, Pf : Peu fréquente).

Famille	Espèce	Guilde Trophique	Code	Eté	Aut	Hiv	Print.	Total	Lt (cm)		Pt (g)		FO%	CF O
									Min	Max	Min	Max		
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	PL	AB	1	0	0	0	1	10.6	12.2	22.1	40.5	8,33	PF
Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	HP	TT	0	1	0	0	1	-	-	-	-	8,33	PF
Labridae	<i>Symphodus tinca</i>	IN	ST	23	9	14	19	65	20	30.1	12.84	400.21	100	TF
	<i>Symphodus melops</i>	IN	SM	0	0	4	3	7	12.6	16.9	31.47	74.09	25	PF
	<i>Symphodus roissali</i>	IN	SR	1	3	4	5	13	9.3	17.5	14.38	58.63	75	F
	<i>Symphodus cinereus</i>	-	SB	0	0	1	1	2	-	-	-	-	16,67	PF
	<i>Thalassoma pavo</i>	-	TP	0	0	0	1	1	-	-	-	-	8,33	PF
Mugilidae	<i>Liza ramada</i>	DV	LM	0	0	0	1	1	-	-	-	-	8,33	PF
Mullidae	<i>Mullus b. barbatus</i>	IN	MMB	4	0	10	0	14	15.1	19	38.22	79.26	25	PF
	<i>Mullus surmuletus</i>	IN	MS	12	9	11	21	53	12.9	25	35.3	236.01	91,6	TF
Mureanidae	<i>Muraena helena</i>	-	MH	0	0	1	0	1	-	-	-	-	8,33	PF
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	HP	SP	13	23	14	10	60	15.3	22.5	17.89	156.42	100	TF
	<i>Scorpaena notata</i>	HP	SN	2	4	2	3	11	9.8	18	17.97	149.22	58,3	F
Serranidae	<i>Serranus scriba</i>	PS	SSc	5	4	1	4	14	7.6	17	5.66	82.76	66,67	F
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	IN	DA	7	15	2	3	27	11	15.2	16.8	73.99	83,33	F
	<i>Diplodus vulgaris</i>	IN	DV	6	3	0	4	13	10.5	15.6	12.35	38.58	50	F
	<i>Diplodus s. sargus</i>	IN	DSS	0	1	1	0	2	12.4	13.5	28.31	69.59	16,67	PF
	<i>Oblada melanura</i>	OM	OM	1	1	4	0	6	5.6	16.2	21.33	41.5	25	PF
	<i>Sarpa salpa</i>	HV	SS	0	3	1	0	4	13.5	14.5	29.37	43.39	16,67	PF
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	IN	LM	0	3	0	0	3	11.7	19.5	25.48	72.75	8,33	PF
	<i>Boops boops</i>	OM	BB	0	1	0	1	2	9.4	11.7	8.18	27.93	16,67	PF
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	OM	SC	1	1	0	0	2	12	14.5	30.28	48.56	16,67	PF
Synodontidae	<i>Synodus saurus</i>	PS	Ssau	0	0	1	1	2	22.5	31.4	83.63	255.38	16,67	PF

Globalement, 4 espèces sont presque toujours présentes dans nos échantillons mais avec des proportions numériques mensuelles différentes (Fig. 47). Le crénilabre tanche *S. tinca* domine dans les prises entre juin et août, suivis de la rascasse brune *S. porcus*, d'octobre à décembre. Si le rouget-barbet de roche *M. surmuletus* domine dans les captures entre février et mars, le sparailon *D. annularis* est représenté par un effectif réduit qui passe de 2 individus (juin et juillet 2012) à 6 individus (novembre 2012).

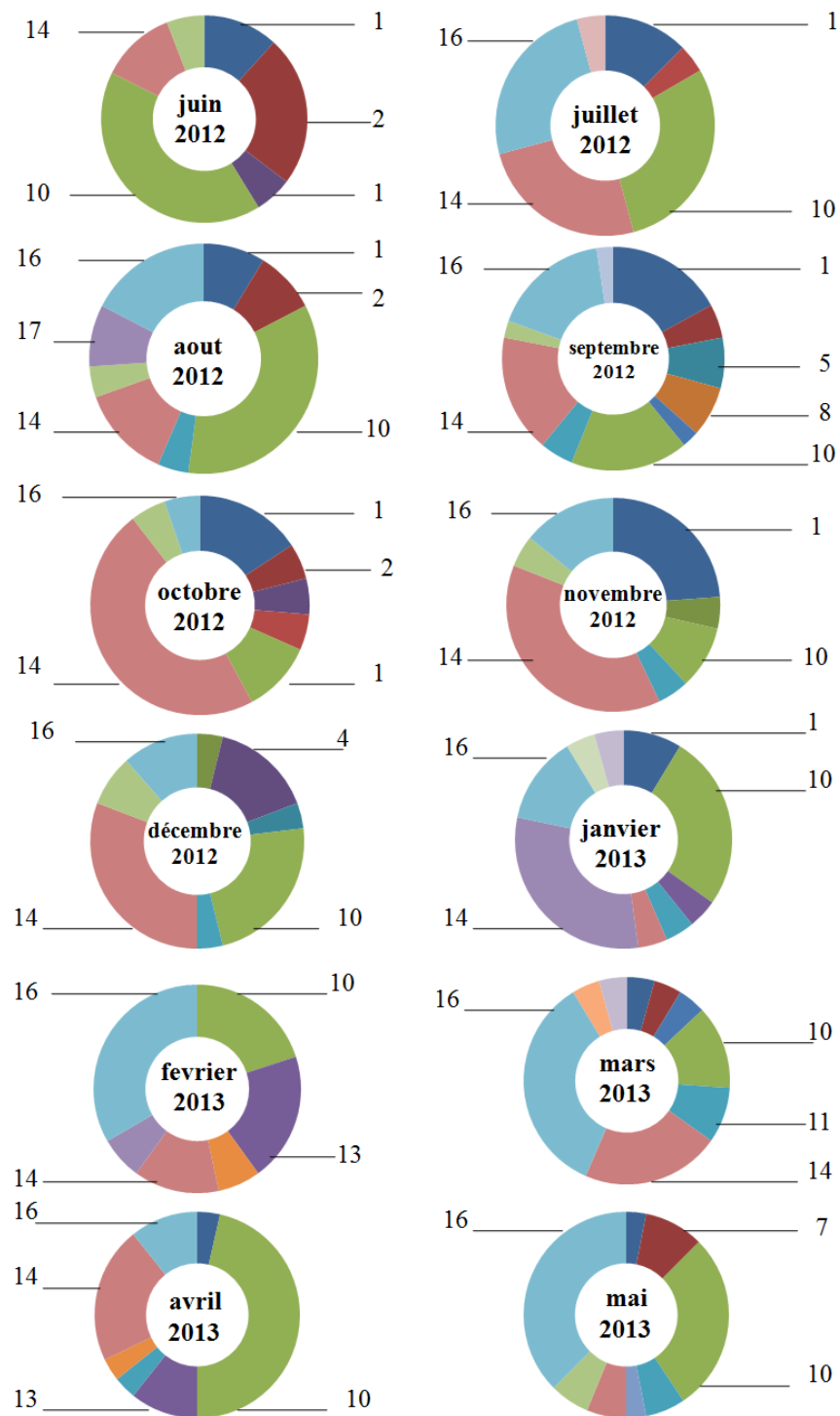


Figure 47. Abondances spécifiques mensuelles globales (captures diurnes et nocturnes confondues). (1) *D. vulgaris*, (2) *D. annularis*, (3) *D. s. sargus*, (4) *O. melanura*, (5) *B. boops*, (6) *S. salpa*, (7) *L. mormyrus*, (8) *S. cantharus*. (9) *S. cinereus*, (10) *S. tinca*, (11) *S. melops*, (12) *T. pavo*, (13) *S. roissali*. (14) *S. porcus*, (15) *S. notata*. (16) *M. surmuletus*, (17) *M. b. barbatus*. (18) *L. ramada*. (19) *A. boyeri*. (20) *T. trachurus*. (21) *S. saurus*, (22) *S. scriba*. (23) *M. helena*.

Les indices de diversité calculés ne varient pas significativement dans le temps (ANOVA, $P > 0,05$) mais ils montrent une certaine tendance temporelle (Fig. 48). Si nous considérons les trois sites réunis, la valeur maximale de l'indice de diversité (H') est observée en septembre 2012 ($H' = 3,17$) et la minimale en juillet 2012 ($H' = 2,27$), tandis que l'indice d'équitabilité (J) atteint sa valeur minimale en juin ($J = 0,87$) et sa valeur maximale en février ($J = 0,94$). L'analyse de la variance ne montre aucune différence significative des indices biocénétiques pour les trois sites analysés séparément. Globalement, les sites C et A sont plus diversifiés en septembre 2012 ($H' = 3,16$, $H' = 3,15$, respectivement) puis le site B en décembre 2012 ($H' = 3,03$). Quant aux valeurs minimales de la diversité, elles sont respectivement observées en décembre 2012 pour le site A ($H' = 1,06$), en août 2012 pour le site B ($H' = 1,07$) et en février 2013 pour le site C ($H' = 1,84$). L'équitabilité varie entre 0,89 en mai et 0,76 entre septembre et juin dans le site A, entre 0,84 (mai) et 0,64 (octobre) dans le site B et entre 0,83 (juillet) et 0,23 (mars) dans le site C (Fig. 49).

Les résultats du clustering mettent en évidence des associations de 2 groupes mensuels avec une similarité intergroupe de 40% qui se décomposent en 2 sous groupes dont la similarité avoisine les 60% (Fig. 52). Le groupe 1 se compose de janvier, février, mars, avril et mai et le groupe 2 de juillet, août, septembre, octobre, novembre, décembre juin et juillet. Afin de préciser les fluctuations temporelles spécifiques, une analyse d'ordination (nMDS) a été effectuée sur une matrice d'abondance. Cette ordination organise les mois échantillonnés en 4 groupes, à l'exception du mois d'avril (Fig. 53). La significativité de ces regroupements a été confirmée par une analyse de similarité (ANOSIM: $R = 0,31$, $P < 0,05^*$) (Tab. 11).

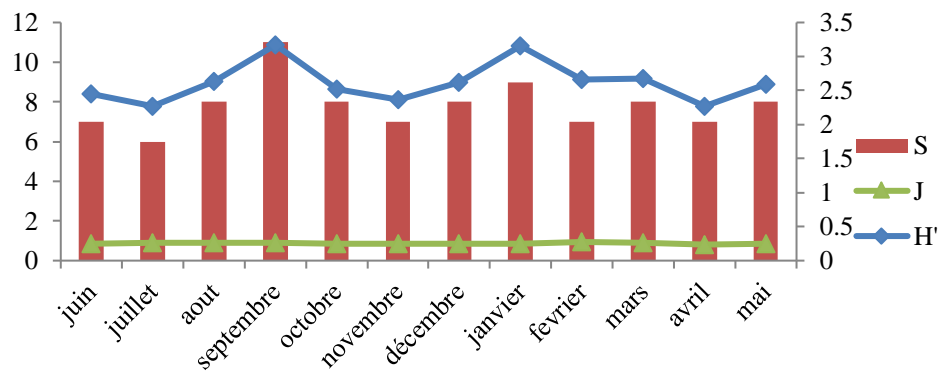


Figure 48. Variations mensuelles des indices biocénétiques dans les 3 sites confondus

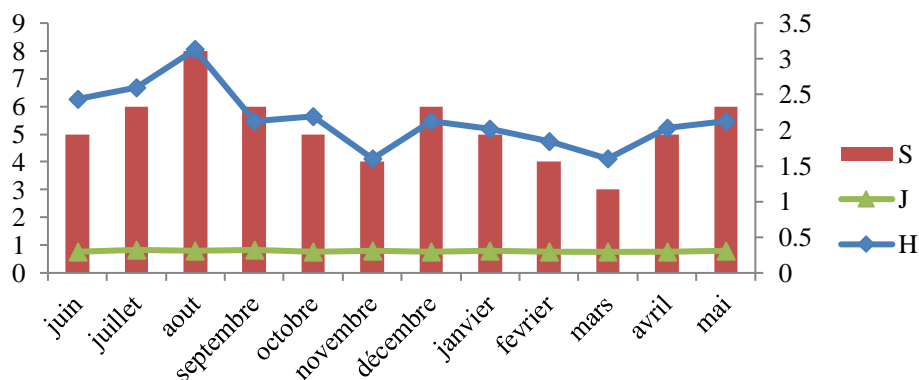


Figure 49. Variations mensuelles des indices biocénétiques dans la plage la Caroube (site C).

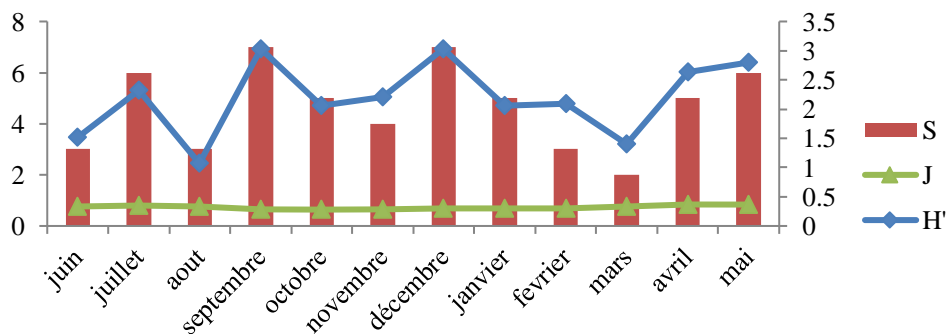


Figure 50. Variations mensuelles des indices biocénétiques dans la plage Belvédère (site B).

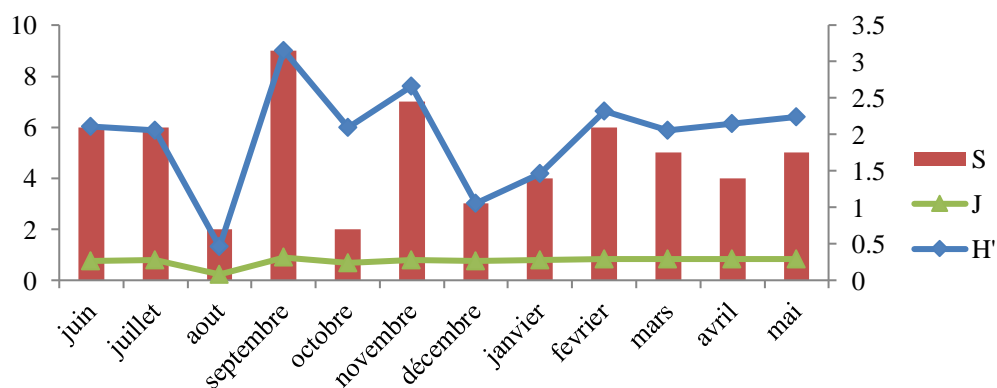


Figure 51. Variations mensuelles des indices biocénétiques dans la plage Aïn-Achir (Site A).

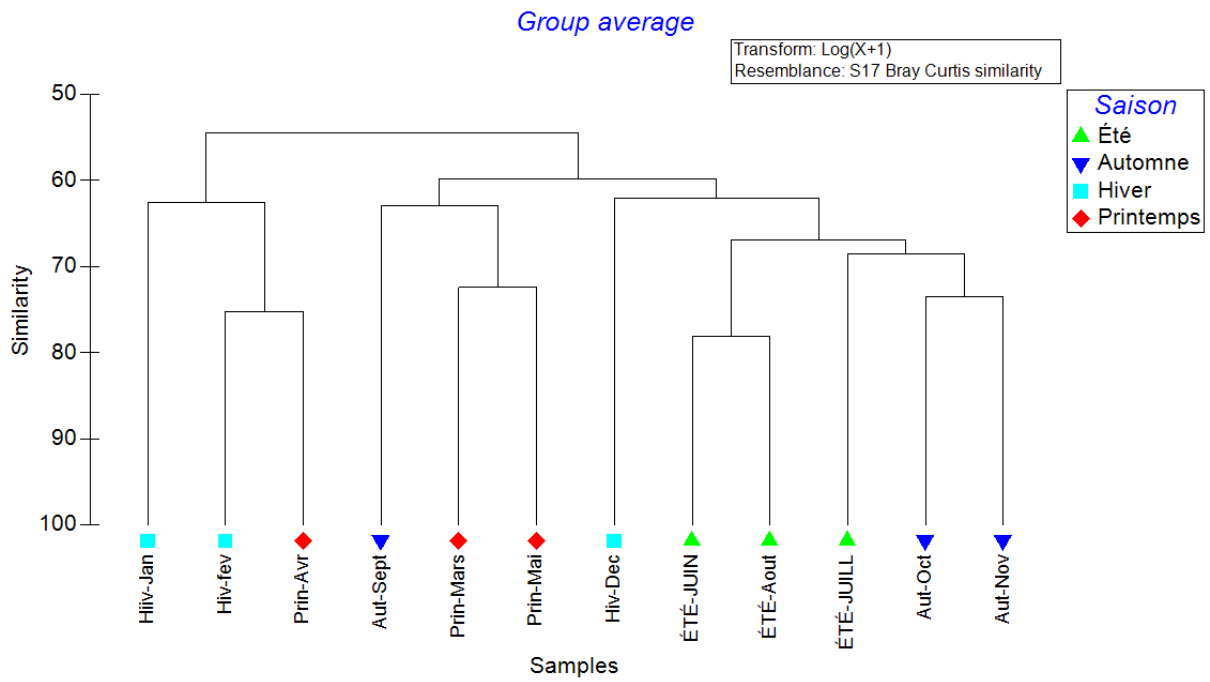


Figure 52. Cluster effectué sur la base d'une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis.

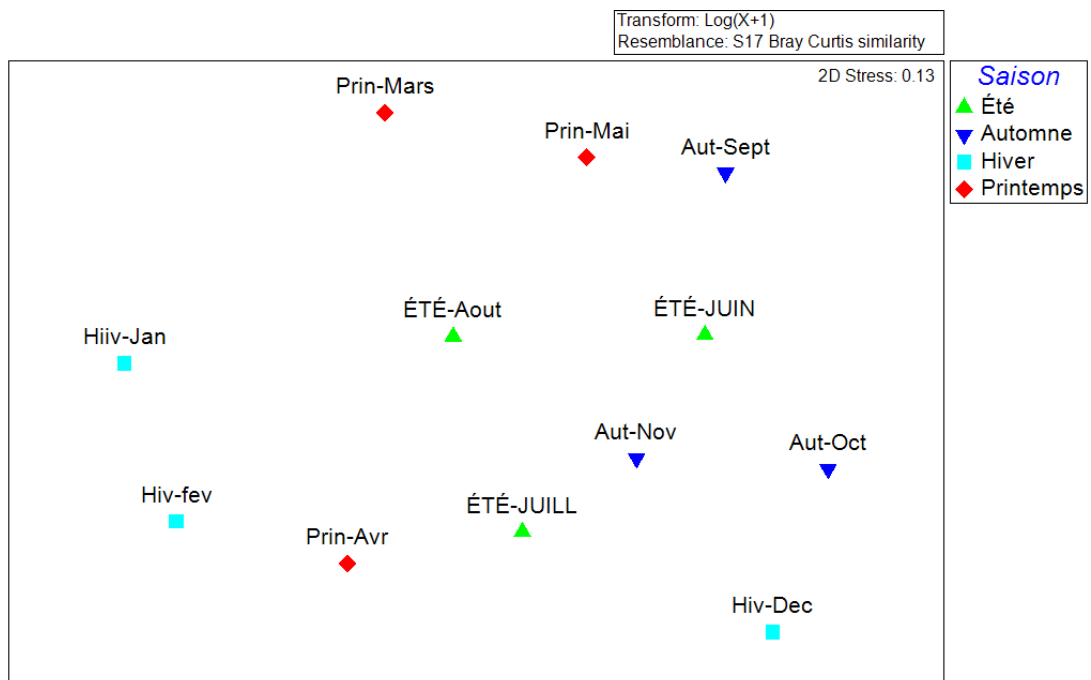


Figure 53. Analyse d'ordination (nMDS) effectuée sur la base d'une matrice de similarité d'abondances mensuelles de Bray-Curtis.

Tableau 11: Comparaison par paires des résultats de l’ANOSIM (R et P value) des assemblages ichthyologiques saisonniers.

Groupes	R statistics	P level
Eté –Automne	0,24	P > 0,05
Eté – Hiver	0,40	P < 0,01 **
Eté –Printemps	0,29	P > 0,05
Automne – Hiver	0,33	P > 0,05
Automne - Printemps	0,51	P < 0,01 **
Hiver – Printemps	0,11	P > 0,05

Les espèces responsables de la discrimination entre les groupes sont identifiées en utilisant les résultats de l'analyse Simper. Il s’agit de: *S.tinca*, *S. porcus*, *M. surmuletus*, *D. annularis* et *M. b. barbatus*. Ces cinq espèces à elles seules expriment respectivement 14,92%, 14,31%, 12,01%, et 9,23% de dissimilarité.

Du point de vue fonctionnel, La répartition des guildes trophiques ne varie pas significativement (ANOVA P > 0,05). Les invertivores dominent nettement l’assemblage suivis des hyperbenthos-piscivores tout le long de l’année (Fig. 54).

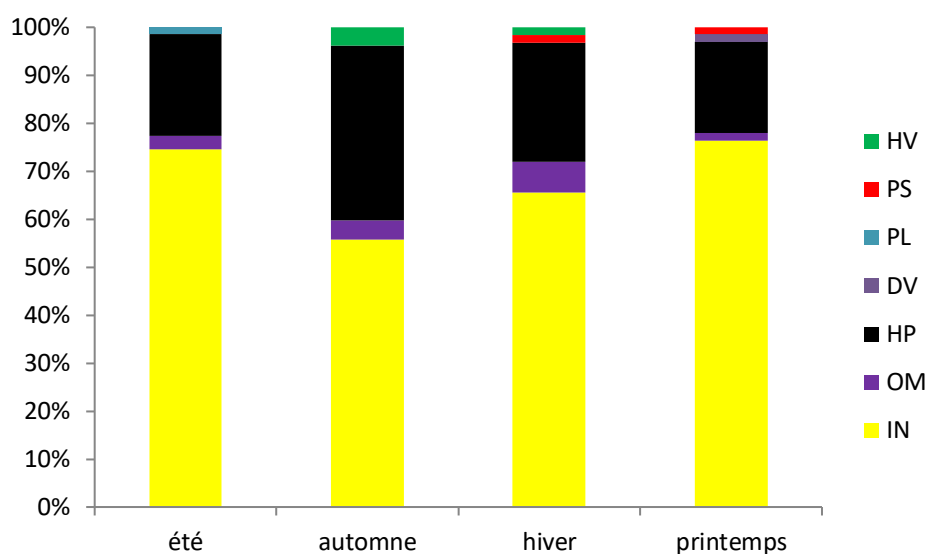


Figure 54. Variations temporelles des guildes trophiques dans le golfe d’Annaba.

Le résultat de l’analyse factorielle des correspondances (AFC) montre une saisonnalité dans la distribution des guildes fonctionnelles (Fig. 55). Les axes 1 et 2 expliquent 88,11% de la variation totale (66, 26 et 21,85 respectivement). Les groupes hiver et automne sont nettement séparés dans la partie positive des axes 1 et 2. Ils sont représentés par les herbivores

et les omnivore. Le groupe printemps est situé dans la partie négative de l'axe 1 et positive de l'axe 2. Il est représenté par les espèces détritatives. La guildes des piscivores est commune aux 2 saisons (printemps hiver). Le groupe été est positionné dans la partie négative des axes 1 et 2. Il est représenté par les planctivores.

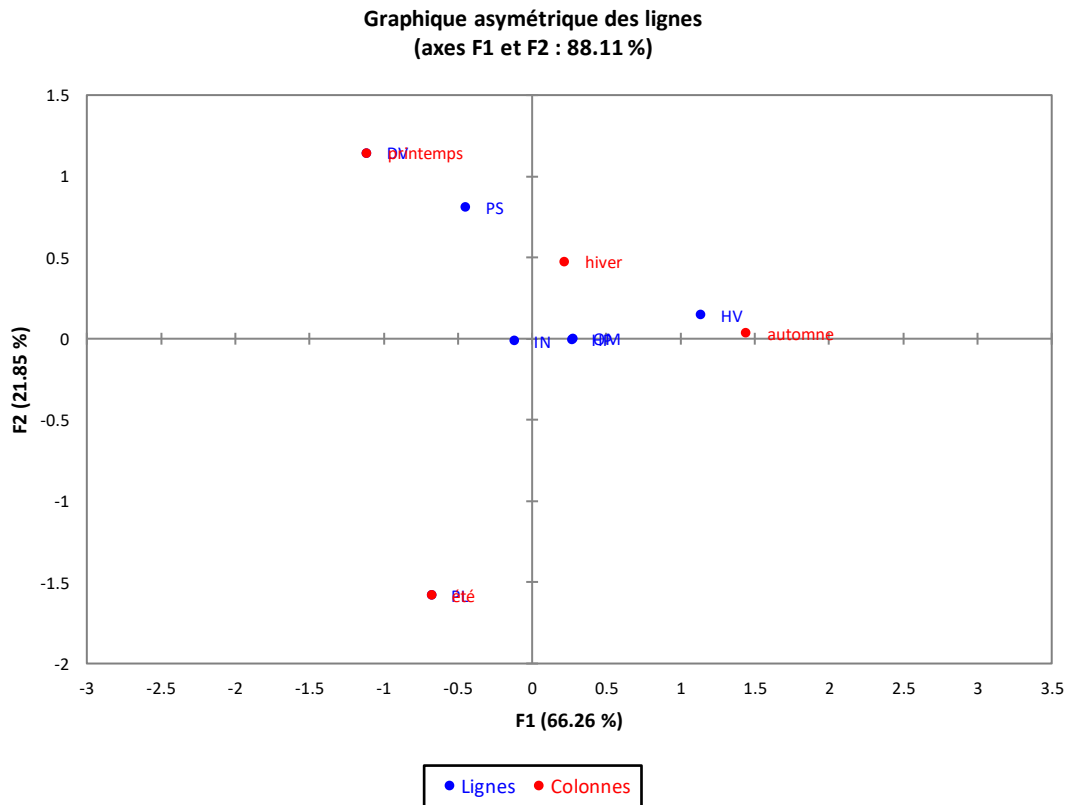


Figure 55. Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) réalisée à partir des données des guildes trophiques.

L'analyse SIMPER montre une dissimilarité moyenne de 13% entre les saisons (Tab. 6). Les guildes responsables de la dissimilarité sont dans un ordre décroissant: les hyperbenthos-piscivoes (5,3 %), les invertivores (5,01%), les omnivores (1,2%), les herbivores (1,16%), les piscivores (0,47%), les détritatives (0,36 %), les planctivores (0,1%).

4.2.2.3. Variations spatiales

Les individus pêchés sont répartis de manière presque équitable avec une abondance moyenne de 101 individus par site (Site A: 89, Site B: 116, Site C: 100). Le site A est le moins riche en espèces ($S = 13$) suivi du site C ($S = 18$) puis du site B avec 20 espèces enregistrées. La diversité maximale est enregistrée dans le site B et le minimum dans le site C où on enregistre aussi une équitabilité maximale.

Tableau 12. Comparaison intersites des abondances et des indices écologiques du peuplement ichtyologique des petits fonds du golfe d'Annaba (A : Abondance, S: richesse spécifique, H' : indice de diversité, J: équitabilité, I.E: indice écologiques).

I.E	Site A	Site B	Site C
A	89	116	100
S	13	20	18
H'	3,3	3,44	3,21
J	0,8	0,83	0,76

La composition dans les trois sites (A+B+C) est similaire avec une dominance de 3 espèces aux proportions bien distinctes (Fig. 56). Dans le site A, *S. porcus* domine ($D = 32\%$), suivi de *S. tinca* (20%) et de *M. surmuletus* (14%). Ces mêmes espèces dominent dans les 2 autres sites (Site B: *S. porcus* 20%, *S. tinca* 16%, *M. surmuletus* 14%, site C: *S. porcus* 33%, *S. tinca* 18%, *M. surmuletus* 9 %). L'analyse de similarité ne montre aucune différence significative entre les 3 sites étudiés (ANOSIM: $R = 0,37$, $P > 0,05$).

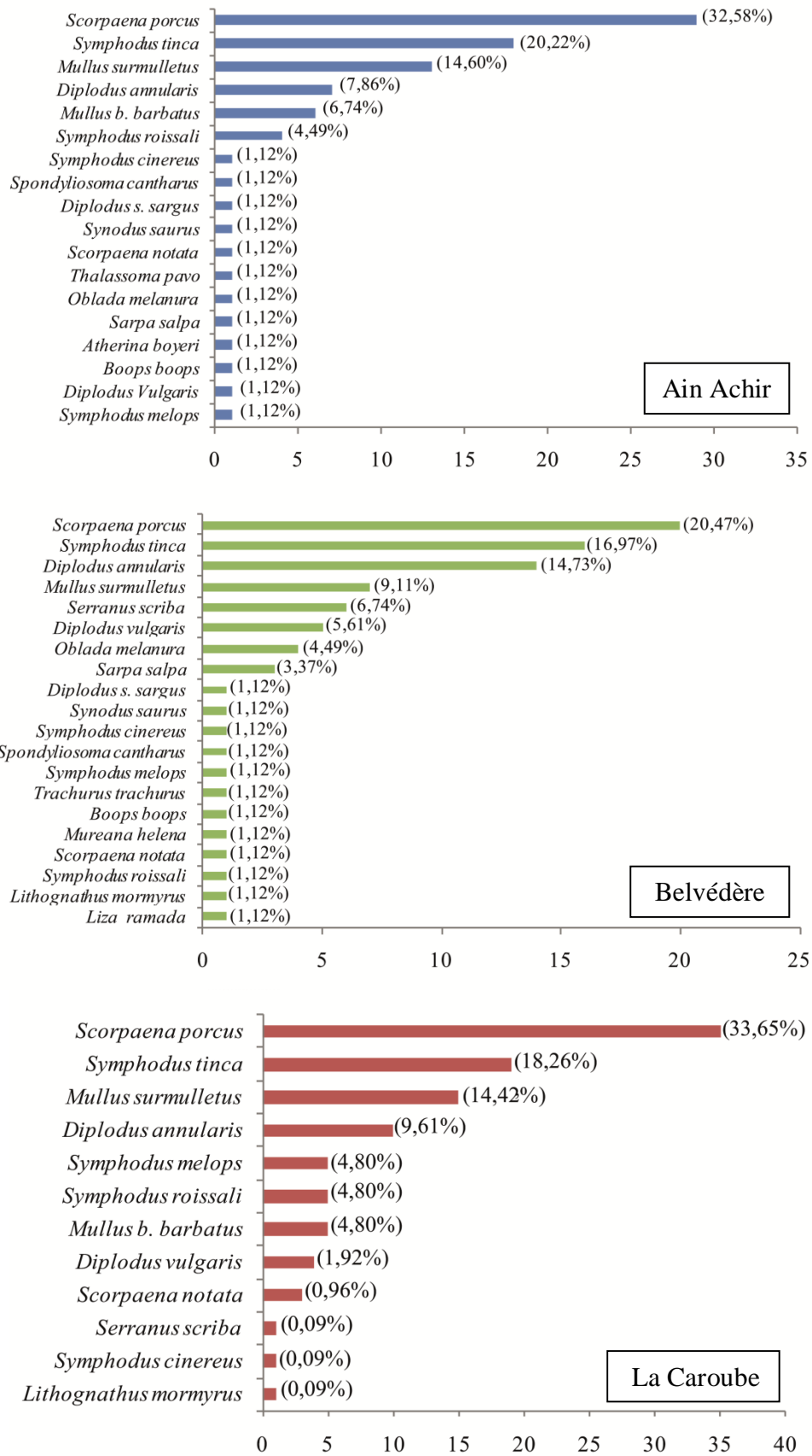


Figure 56. Abondances et composition spécifiques dans les trois sites.

Concernant la distribution des guildes trophiques, l'analyse de la variance ne montre aucunes différences significatives entre les sites (ANOVA $P > 0,05$). Les invertivores sont la guildes la plus représenté sur l'ensemble des 3 plages suivis des hyperbenthivores-piscivore. La plage Belvédère est le site ou on retrouve le plus de diversité fonctionnelle.

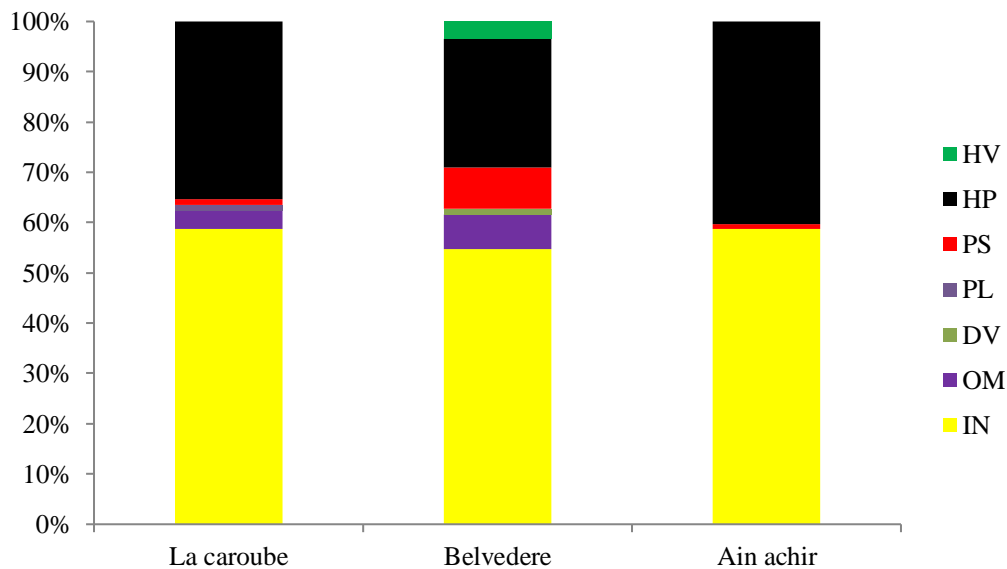


Figure 57. Distribution spatiale des guildes trophiques dans le golfe d'Annaba

4.2.3. Structure démographique

L'étude la structure démographique a permis de mettre en évidence une abondance du sparailon *D. annularis* sur les petits fonds du golfe d'Annaba en septembre avec une taille minimale en juin et en septembre. Le crénilabre *S. tinca* abonde en aout où la majorité des individus sont de petite taille. Quant à la rascasse brune *S. porcus*, celle-ci est présente en quantité importante en octobre avec des tailles minimales en mars. Enfin, le rouget barbet de roche *M. surmuletus* est capturé régulièrement tout le long de l'année, et particulièrement en mai. Toutefois, la taille minimale de capture de cette espèce est observée en octobre et novembre (Fig. 58).

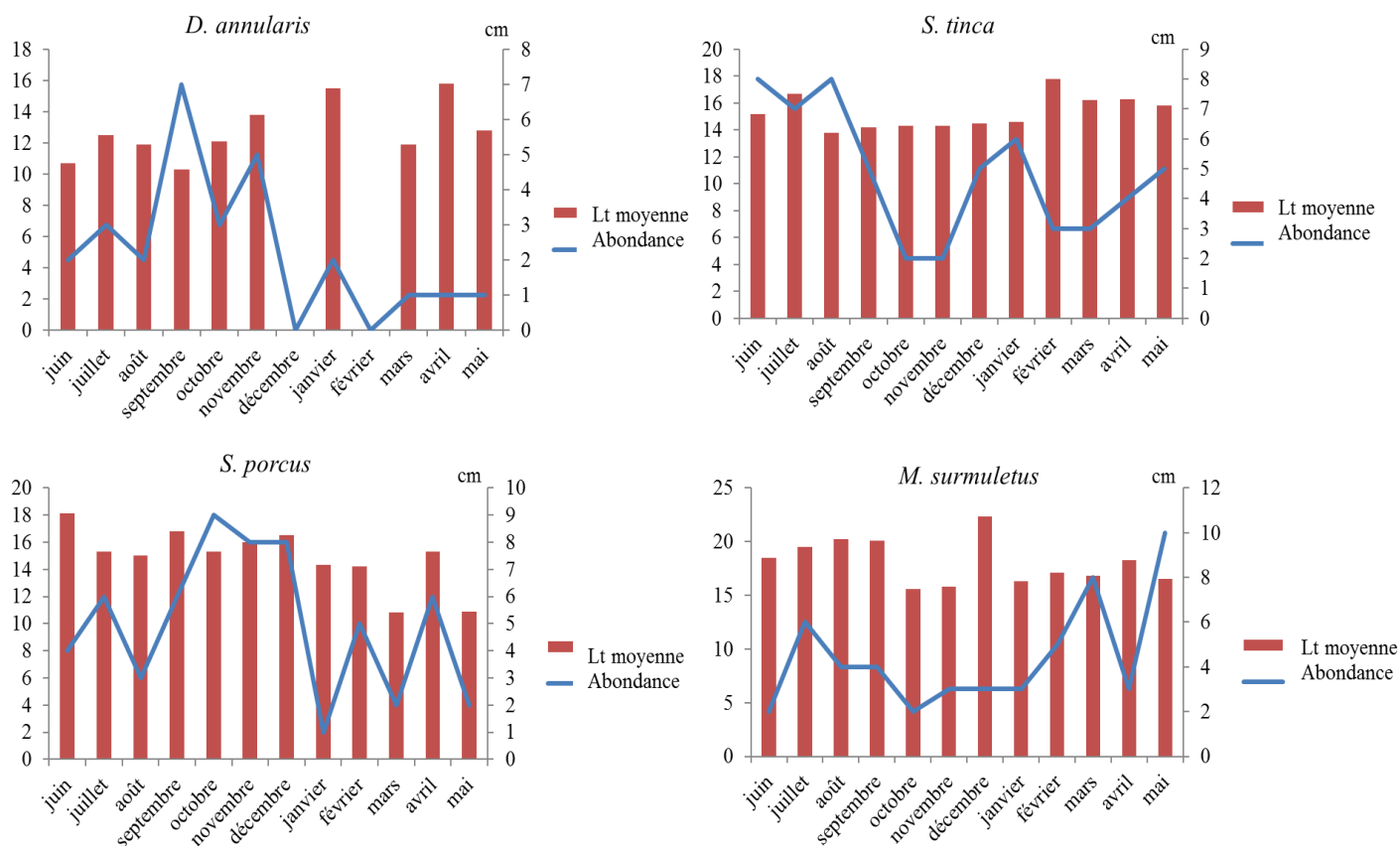


Figure 58. Structure démographique des principales espèces de poissons pêchées au trémail dans le golfe d'Annaba entre mai 2012 et juin 2013.

4.2.4. Influence des paramètres environnementaux

La mise en relation des variables environnementales et les abondances mensuelles a été réalisée à l'aide d'une analyse canonique de correspondance (ACC) (Fig. 59). Les variables environnementales considérées sont la température, la salinité, l'oxygène dissous et le pH. Seuls les axes I (0,146) et II (0,124) qui expriment 74,07% des valeurs de la variance cumulée pour les données relatives aux espèces, ont été considérés dans l'interprétation des résultats. Le test de Monte Carlo (999 permutations) indique que la variabilité expliquée par les axes canoniques est significative ($F= 9,871$; $P < 0,05^*$). Le premier axe canonique est fortement significatif ($F =6,10$; $P <0,05^*$) et explique à lui seul 44,32% de la variance de la relation entre le peuplement ichtyologique et les variables environnementales. Cet axe est positivement corrélé aux vecteurs température (Temp) et salinité (Sali) et négativement corrélé au vecteur oxygène dissous (DO). L'axe 2 est positivement corrélé au vecteur salinité (Sali) et négativement au vecteur oxygène dissous (DO). Des espèces telles que *S. salpa* (SS), *D. annularis* (DA) sont positivement corrélées au vecteur salinité avec des valeurs respectives

de 0,25 et 0,25, tandis *S. roissali* et *S. melops* sont positivement corrélées positivement au vecteur oxygène dissous (DO) avec des valeurs respectives de 0,48 et 0,45.

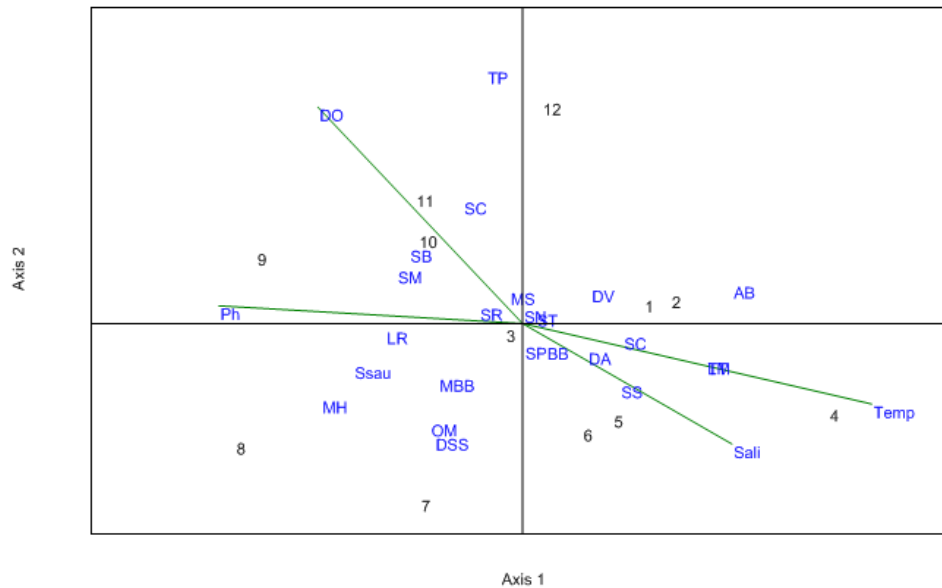


Figure 59. ACC basée sur les abondances spécifiques en relation avec les facteurs environnementaux représentés par les vecteurs. Les facteurs environnementaux sont représentés par des vecteurs: (temp): température de l'eau, (Ph): pH, (DO): oxygène dissous, (Sali): salinité. Les chiffres de 1 à 12 représentent les mois (1 = juin, 2 = juillet, 3 = aout, 4 = septembre, 5 = octobre, 6 = novembre, 7 = décembre, 8 = janvier, 9 = février, 10 = Mars, 11 = Avril, 12 = Mai). Le code des espèces est donné par le tableau 7.

Discussion

1. Paramètres physico-chimiques

Les données sur la température de surface recueillies au niveau des 3 stations échantillonnées dans le golfe d'Annaba montrent une certaine homogénéité des eaux avec l'existence de deux périodes bien distinctes: une période chaude allant de février à août avec un pic thermique de 28,66°C enregistré à la plage la Caroube en août, et une seconde période froide qui s'étale de septembre à janvier avec un minimum thermique de 14,02°C enregistré en décembre au niveau de la plage Ain Achir. Des résultats similaires sont rapportés dans le golfe d'Annaba par Fréhi *et al.* (2007), Khélifi-Touhami *et al.* (2007) et Ayada *et al.* (2018) qui signalent des fluctuations thermiques dans l'ensemble du golfe (hiver: 14,0°C, été: 28,7°C). Dans la région ouest qui est sous l'influence des eaux atlantiques, Rouane-Hacene *et al.* (2015) a enregistré sur les côtes oranaises une moyenne de températures oscillant entre 17,17°C en hiver et 29,33°C en été. A Oran et à Mostaganem, les températures limites des eaux varient entre 12 et 30°C (Remili et Kerfouf, 2013). Et entre 37 et 38.8 psu dans la baie de Tunis (Koched, 2015)

La température est l'un des facteurs écologiques qui conditionne le fonctionnement des systèmes écologiques et biologiques de la planète (Beaugrand et Goberville, 2010), notamment la répartition de la faune et de la flore marines. En effet, elle revêt une importance capitale dans l'activité métabolique des organismes, ou indirectement en modifiant les facteurs écologiques du milieu, et par conséquent, leur répartition biogéographique (Rodier, 1984). C'est aussi l'un des paramètres qui influe indirectement sur l'augmentation du niveau de la mer (Pethick, 2001), sur la circulation atmosphérique et océanique (Scavia *et al.*, 2002; Harley *et al.*, 2006), ou encore sur les précipitations et les apports des rivières (Milliman *et al.*, 2008). Des travaux récents menés en Méditerranée ont montré que le changement climatique (+ 2,8°C à la fin du 21^{ème} siècle) pourraient affecter le degré de connectivité des populations ichtyologiques avec un impact direct sur la dispersion des larves et le processus de colonisation des côtes par les juvéniles avec pour conséquence des répercussions probables sur les nurseries et le recrutement au niveau des pêcheries côtières. Au niveau des AMP, par exemple, cette situation entrainerait une diminution de la capacité de ces zones côtières à essaimer des larves de poissons vers les zones exploitables. Globalement, l'augmentation de la température diminuerait la durée de vie larvaire et donc les distances parcourues au gré des courants alors que les modifications de courantologie attendues en Méditerranée pourraient modifier les trajectoires de ces larves (Anonyme, 2015). Par ailleurs, l'influence de la température sur la croissance (Meekan *et al.*, 2003) et sur le métabolisme des larves (Clarke et Fraser, 2004) pourrait influencer leur survie et, indirectement, la variation

temporelle de leurs abondances (Wilson et Meekan, 2001). La température semble donc agir sur de multiples processus: la reproduction des adultes (Davies et Bromage, 2002; Monteiro *et al.*, 2005), l'alimentation des larves (Islam et Tanaka, 2004) et leur croissance (McCormick et Molony, 1995), tous ces facteurs étant susceptibles d'entraîner des variations spatiales et temporelles de la survie des larves et donc de leurs abondances.

Comme la température, la salinité conditionne la répartition et la dynamique des espèces (Teske et Wooldridge, 2003). Les variations halines dans la zone d'étude font ressortir des fluctuations saisonnières en relation directe avec les variations climatiques de la région. En effet, le suivi temporel de ce facteur met en évidence une phase haline croissante d'avril à septembre en relation directe avec la période sèche et chaude englobant la saison estivale, et une phase haline décroissante de septembre à février, coïncidant avec la période humide. Des constations similaires ont été rapportées par Khélifi-Touhami *et al.* (2007) et Ayada *et al.* (2018), mais avec des valeurs halines extrêmes plus élevées (36,5 - 36,6 et 35 - 37,1 psu respectivement), alors que nous avons enregistré une valeur maximale de l'ordre de 34,25 et une valeur minimale de l'ordre de 33,43 psu. Ces dissimilitudes halines sont aussi observées le long des côtes ouest, comme c'est le cas dans l'Oranie où Rouane-Hacene *et al.* (2015) enregistre des fluctuations qui varient entre 36,33 et 37,67 psu.

L'influence de la salinité sur la structure des assemblages dans les écosystèmes côtiers n'a été que rarement abordée (Islem *et al.*, 2006; Carassou *et al.*, 2008). La plupart des études faisant état de l'influence de la salinité sur la structure des assemblages ichthyologiques ont en effet été réalisées à petite échelle spatiale en milieu estuarien (Akin *et al.*, 2005, Plombo *et al.*, 2005 ; Franco *et al.*, 2009 ; Solari *et al.*, 2015), milieux dans lesquels la pluviométrie influence fortement la salinité des masses d'eau. Cependant, Sponaugle et Pinkard (2004) ont observé un effet de la salinité de l'eau sur la croissance des larves en milieu marin au large du Brésil. Les larves de *Thalassoma bifasciatum* (Labridae) qui avaient rencontré des masses d'eau dessalées présentaient des croissances généralement plus faibles que les autres. L'apparition saisonnière de ces eaux dessalées a également une influence sur la période de ponte et d'installation des larves de différentes cohortes (Sponaugle et Pinkard, 2004). Cette situation est différente de la notre puisque la salinité du Golfe d'Annaba fluctue entre 33 et 34 psu. En effet, la salinité est susceptible d'influencer la reproduction des adultes (Leis et McCormick, 2002). Comme pour la température, la salinité agit donc sur de multiples processus biologiques et physiologiques à différentes échelles spatiales et temporelles pour expliquer les patrons de distribution ichthyologique.

La concentration en oxygène dissous est paramètre fondamental, qui intervient dans de nombreux processus et est considéré comme un excellent indicateur de l'état de santé d'un écosystème (Bourlange, 2000). Les teneurs en oxygène dissous mesurées dans les eaux du Golfe d'Annaba présentent des fluctuations saisonnières. En effet, le taux d'oxygène dissous moyen minimal est enregistré en août (5,13 mg.L⁻¹) et la teneur moyenne maximale en décembre (9,88 mg.L⁻¹). La forte oxygénation du milieu, relevée en période froide, est due, vraisemblablement, aux basses températures et aux agitations physiques éoliennes. Selon Khattabi (2002), la teneur en oxygène dissous dépendrait de l'activité biologique du milieu, c'est à dire l'équilibre photosynthèse-respiration, des vents et de la température. La baisse du taux d'oxygène dissous relevées en période estivale serait, en revanche, liée non seulement à la forte élévation de la température et la salinité mais aussi à la respiration des organismes aquatiques et au calme hydrodynamique, qui empêche le brassage de l'eau (Lacaze, 1996). A cela s'ajoute la dégradation bactérienne des détritiques qui consomment énormément d'oxygène, à raison de 1 g de 2 /Kg de matière sèche (Belaud, 1996). Les teneurs en oxygène dissous enregistrés dans la zone d'étude sont proches de celles trouvées par Hafsaoui *et al.* (2016) et dans la même zone d'étude, de Bachari-Houma (2011) dans la baie d'Alger. Des résultats similaires ont été apportés par de Rouane-Hacene *et al.* (2015) dans la côte Oranaise.

Il a été démontré que l'exposition de poissons à l'hypoxie affecte le métabolisme (Pichavant *et al.*, 2000), l'alimentation (Almeida-Val *et al.*, 2011) ainsi que la croissance (Almeida-Val *et al.*, 2011; Vanderplancke, 2015). Le manque d'oxygène dissous peut affecter le développement embryonnaire et le succès d'éclosion, ce qui entraîne des malformations et des taux de mortalité élevés à des stades larvaires et juvéniles (Roussel, 2007). Bien qu'il soit généralement admis que les stades de développement embryonnaire sont particulièrement sensibles aux contraintes (Cameron et VonWesternhagen, 1997), le développement post-éclosion a également des fenêtres de sensibilité à l'hypoxie. Les effets de l'exposition à l'hypoxie à des stades larvaires varient considérablement en fonction des espèces de poissons, de la période d'exposition et d'adaptation individuelle (Anjos *et al.*, 2008; Bickler et Buck, 2007).

Le pH ou l'expression de l'acidité du milieu, compte parmi les paramètres physicochimiques qui conditionne le milieu aquatique, et influence un grand nombre de processus biologiques et chimiques (Pezo *et al.*, 1985). Il est lié aux variations de la température, de la salinité, de l'oxygène dissous et du taux de CO² (Ben Bouih, 2000). Comparé aux valeurs mesurées dans les eaux côtières méditerranéennes (7,9 – 8,3) (Barnabé, 1991) les eaux du Golfe sont plus alcalines ; les données collectées dans ce travail donnent

des valeurs comprises entre 8,12 et 9,6. Des études récentes ont enregistré les mêmes résultats pour la même zone (Hafsaoui *et al.*, 2016). Selon Barnabé (1991), les eaux côtières méditerranéennes ont un pH qui varie entre 7,9 et 8,3. La tendance basique du pH rencontrée dans les eaux du Golfe d'Annaba peut être expliquée par les composés contenus dans les rejets urbains.

Bien que l'acidification des eaux est connue pour influencer la diversité des organismes marins (Kroeker *et al.*, 2010), il est une préoccupation particulière pour les stades larvaires vulnérables essentiels à la reconstitution de la population. Des études ont montré que l'acidification du milieu réduit le taux de survie (Baumann *et al.*, 2012), augmente les risques de malformations (Frommel *et al.*, 2012) et réduit les capacités sensorielles et cognitives (Devine *et al.*, 2011). Des espèces clés non tolérantes aux conditions de faible pH pourraient perturber tout un écosystème si elles disparaissaient (Schindler *et al.*, 1996). Rosa et Seibel (2008) ont démontré que le taux et l'activité métabolique du calmar géant *Gigas disidicus* ont été considérablement affectés dans les eaux acidifiées peu profondes. Un changement global dans le pH des mers et des océans pourrait causer plus de tort aux espèces cibles que généralistes, ce qui conduirait à un changement des écosystèmes et à une réduction de la diversité.

Dans cette étude nous nous sommes intéressés aussi à la présence des microorganismes, notamment des bactéries coliformes en vue d'apprécier la qualité des eaux marines côtières du golfe d'Annaba et de rechercher éventuellement leur effet attractif ou répulsif sur l'ichtyofaune côtière. En effet, le nombre de coliformes totaux est l'un des paramètres microbiologiques fondamentaux pris en compte dans le contrôle de la qualité des eaux puisque leur présence en quantité abusive suffit à confirmer la présence d'une pollution bactérienne. Les charges bactériennes les plus faibles ont été enregistrées dans la plage Ain Achir (38 germes/100 ml). La plage la Caroube qui représente la charge la plus élevée par les bactéries coliformes dépassent les normes acceptées de 500 germes/100 ml pour les coliformes totaux (Brisstou et Denis, 1980). Cette pollution est directement liée à une pollution domestique et aux afflux d'eaux usées qui déversent directement dans le secteur ouest de la baie d'Annaba. La présence temporaire de quelques effluents domestiques à ce niveau, notamment le long des plages Rizi Amor et la Caroube, pourrait affecter le comportement et la structure de la population des peuplements ichthyologiques côtiers en place (Guidetti, 2002). En effet, l'augmentation de l'abondance a été observée par de nombreux auteurs au voisinage des rejets d'eaux usées (Guidetti *et al.*, 2002 ; Guidetti *et al.*, 2003; Azzurro *et al.*, 2010), comme c'est le cas des espèces tolérantes à la pollution, à savoir les espèces planctonophages et détritivores (Bell et Harmelin-Vivien 1982 ; Azzurro, 2010). De

tels changements peuvent être attribués aux éléments nutritifs ajoutés et les particules de la matière organique introduite dans la colonne d'eau de mer par les eaux usées des effluents (Scanes et Philip 1995). Dans la zone d'étude nous avons constaté une dominance numérique des Mugilidae, notamment dans les eaux de la plage « La Caroube » qui reçoit des rejets domestiques. Une augmentation de la densité des poissons détritivores a également été observée par Bell et Harmelin-Vivien (1982), qui ont étudié l'influence d'un émissaire des eaux usées sur l'ichtyofaune associée à la posidonie *Posidonia oceanica* des cotes marseillaises (France). Cependant, certaines espèces côtières peuvent répondre négativement à l'impact provoqué par la décharge d'eaux usées (Guidetti *et al.*, 2002). Au niveau infra-individuel, ils peuvent provoquer des changements métaboliques tels que la modification de l'expression ou de l'activité enzymatique (Takacs *et al.*, 2016) ou la modification du système endocrinien (Xie *et al.*, 2005 ; Pinto *et al.*, 2009). Les impacts des rejets d'eaux usées sur les populations ichtyiques sont également associés à une modification des autres composantes biotiques, comme les invertébrés benthiques et les macroalgues (Fabricius *et al.*, 2005), causant de graves altérations aux caractéristiques structurelles et fonctionnelles de l'écosystème (Reopanichkul *et al.*, 2009). Aussi, il est admis que les stades précoces de la vie et les jeunes stades (larves et juvéniles) sont généralement plus sensibles aux perturbations de l'environnement que les adultes (Stephens *et al.*, 1988) et que la pollution des eaux usées peut avoir des conséquences dramatiques sur la survie de ces étapes de vie avec comme résultat la modification de la structure la taille de l'espèce (Kingsford et Gray, 1996).

2. Composition et diversité ichtyologiques

Le suivi d'un cycle annuel de la diversité spécifique et de la structure des peuplements ichtyologiques du golfe d'Annaba a révélé d'importantes variations. L'inventaire quantitatif et qualitatif réalisé durant 4 saisons en utilisant deux engins complémentaires nous a permis de recenser 5992 individus représentant 50 espèces appartenant à 22 familles. Cette richesse familiale est supérieure à celle trouvée par Hannachi *et al.* (2014) dans la même zone d'étude (20 familles, 46 espèces). Néanmoins, les familles les plus diversifiées restent presque inchangées: Sparidae (8 espèces: *D. annularis*, *D. s. sargus*, *D. vulgaris*, *O. melanura*, *B. boops*, *S. salpa*, *L. mormyrus*, et *S. cantharus*), Labridae (7 espèces: *L. viridis*, *S. ocellatus*, *S. roissali*, *S. melops*, *S. tinca*, *T. pavo*, *S. cinereus*) et Mugilidae (5 espèces: *C. labrosus*, *M. cephalus*, *L. aurata*, *L. ramada*, *L. saliens*). Les représentants de ces 3 familles constituent l'essentiel du peuplement ichtyologique côtier de la Méditerranée occidentale (Bell et Harmelin-Vivien, 1982; Moranta *et al.*, 2006; Deudero *et al.*, 2008; Derbal et Kara, 2010;

Hannachi *et al.*, 2014), aussi bien en zone ouverte non protégée (Guidetti et Bussotti, 2000; Frau *et al.*, 2003; Orlando Bonaca et Lipej, 2005; Moranta *et al.*, 2006; Deudero *et al.*, 2008; Azzurro *et al.*, 2010; La Mesa *et al.*, 2010; Koulouri *et al.*, 2016) qu'au sein des réserves marines (Francour, 2000; Arechavala-lopez *et al.*, 2008 ; Consoli *et al.*, 2013) et des récifs artificiels (Charbonnel *et al.*, 2002; Relini *et al.*, 2007; Bodilis *et al.*, 2010; Henriques *et al.*, 2013; Seytre et Francour, 2013). Sur les côtes algériennes, ces trois familles sont représentées respectivement par 22, 19 et 5 espèces (Refes *et al.*, 2010) et par 25, 24 et 7 espèces en Méditerranée (Quignard et Tomasini, 2000). L'abondance de la majorité de ces espèces dans la zone d'étude peut être attribuée en partie à la structure et la complexité topographique de l'habitat favorisant ainsi la disponibilité de la nourriture et d'abris favorables (micro habitats) contre la prédation, notamment chez les juvéniles et les adultes qui mènent une vie presque sédentaire au voisinage du fond (Harmelin-Vivien *et al.*, 1995; Bonin *et al.*, 2009). En effet, la nature du substrat (meubles/durs) constitue un facteur déterminant affectant la structure et la composition des assemblages ichthyologiques (nombre d'espèces, abondance et biomasse) (Giakoumi et Kokkoris, 2013).

Le nombre total d'espèces inventoriées durant un cycle annuel dans les trois sites est nettement supérieur (50 espèces) à celui obtenu par Hannachi *et al.* (2014) (46 espèces) et Derbal et Kara (2010) (32 espèces) dans la même zone d'étude. Ces auteurs ont utilisé respectivement la senne de plage et le trémail. En utilisant une senne de plage de plus grande envergure (L = 22 m, vide de maille = 1,5 - 4 mm), Dulčić *et al.* (2005) ont dénombré 61 espèces à Duçe-Glava (mer Adriatique), comme c'est le cas de Keskin *et al.* (2007) dans la baie d'Erdek (mer Marmara) avec une senne de 35 m de longueur. Au moyen d'une senne plus longue (40 m), Esposito *et al.* (2015) n'ont pu capturer que 42 espèces entre les caps d'Orlando et de Calavà sur la côte nord de la Sicile (Italie). De nombreux autres inventaires sont disponibles en Méditerranée, mais utilisent des moyens d'échantillonnage différents: chalut (Kallianiotis *et al.*, 2000; Colloca *et al.*, 2003; Carpentieri *et al.*, 2005; Catalan *et al.*, 2006; Moranta *et al.*, 2006; García-Rodríguez *et al.*, 2011; Ourgaud *et al.*, 2015 ; Bilecenoglu *et al.*, 2016), inventaires visuels (Guidetti et Bussotti, 2000; Guidetti *et al.*, 2002; Frau *et al.*, 2003; Harmelin-Vivien *et al.*, 2005; Orlando-Bonaca et Lipej, 2005; Arechavala-Lopez *et al.*, 2008; Forcada *et al.*, 2008; Bussotti *et al.*, 2009; Azzurro *et al.*, 2010; Bodilis *et al.*, 2010; Kalougirou *et al.*, 2012; Cheminée *et al.*, 2013; Guidetti *et al.*, 2014; Bussoti *et al.*, 2015 ; Koulouri, 2015; Glavicic *et al.*, 2016), vidéo sous-marine (Stobart *et al.*, 2007; Marra *et al.*, 2016), senne de plage (Esposito *et al.*, 2016) ou par campagne océanographique (Koched *et al.*, 2016) L'ensemble de ces résultats ne sont pas directement comparables

puisque la richesse et la composition spécifiques dépendent en partie de la méthode utilisée et aussi de l'effort d'échantillonnage dans l'espace et dans le temps (Gray et Bell, 1986; Bouchon-Navaro *et al.*, 1992).

Au cours de cette présente étude, nous avons constaté que le peuplement ichtyologique échantillonné au moyen de la senne de plage est dominé numériquement et pondéralement par la bogue *B. boops*, suivi par les Athérines *A. punctata* et *A. boyeri*. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Hannachi *et al.* (2014) dans la même région, en utilisant le même engin de pêche durant la période s'étalant de mars 2011 à mars 2012. En mer Adriatique, les captures effectuées par Dulčić *et al.* (2005) au moyen d'une senne de plage sont nettement dominées par ordre décroissant par la bogue *B. boops*, la saupe *S. salpa* et les athérines *A. boyeri* et *A. punctata*.

A l'inverse, l'utilisation du trémail nous a permis de capturer moins d'individus (305 individus) mais de plus grande taille (18,6 kg) que ceux pêchés avec la senne. Cette différence numérique et de biomasse ichtyque observées dans les prises est liée directement à la méthodologie d'échantillonnage (mode d'utilisation) et aussi au degré de sélectivité des 2 engins de pêche. En effet, la senne de plage utilisé est un engin actif au maillage réduit (vide de maille: 4 mm dans notre cas) qui s'est montré plus efficace dans la capture des juvéniles comparé au trémail qui est un engin passif qui piège beaucoup plus les adultes que les jeunes individus qui arrivent à s'échapper aisément du maillage du filet. De nombreuses observations démontrent d'ailleurs que les captures à la senne de plage artisanale peuvent atteindre jusqu'à 90 % de juvéniles prouvant que ces filets ne sont absolument pas sélectifs ou au contraire ne sont sélectifs que pour des individus immatures (Anonyme, 2013). Dans notre cas, les Labridae (abondance: 88 ind.) dominent numériquement dans les prises à la senne de plage, suivis des Mullidae (abondance: 76 ind.) puis des Scorpaenidae (abondance: 71 ind.). En utilisant un engin similaire, dans la même zone, Derbal et Kara (2010) trouvent une abondance de 446 individus. Cette dernière est dominée par les Labridae (193 ind.), les Scorpaenidae (80 ind.), les Sparidae (76 ind.) et les Mullidae (57 ind.), soit environ 87% de l'abondance totale. Spécifiquement, les espèces dominantes sont *S. tinca*, *S. porcus*, *M. surmuletus* et *D. annularis*. En utilisant un petit chalut entre Majorque et Formentor (Espagne), Moranta *et al.* (2006) trouvent une abondance de 5740 individus dominée par les Labridae (49%) et les Sparidae (19%).

3. Fréquence d'occurrence

Parmi les 50 espèces capturées dans le golfe d'Annaba, 39 espèces sont considérées peu fréquentes (soit 76% des captures avec la senne et 65% avec le trémail), 5 fréquentes (soit 22% des captures avec la senne et 17% avec le trémail) et 6 très fréquentes (soit 13% des captures avec la senne et 6% avec le trémail). Ces résultats sont proches de ceux trouvés par Hannachi *et al.* (2014) dans la même zone d'étude et ceux obtenus par Bell et Harmelin-Vivien (1982) sur le peuplement ichtyologique des herbiers des côtes marseillaises, où 61% des captures étaient occasionnelles, 22% temporaires et 16% résidentes. Des résultats similaires ont été obtenus aussi sur le peuplement ichtyologique des herbiers du Parc National de Port-Cros (occasionnelles: 60%, temporaires: 22%, résidents: 19%) (Harmelin-Vivien, 1982). Cette dominance d'espèces temporaires et occasionnelles dans la zone d'étude s'expliquerait en partie par l'instabilité du milieu qui est soumis aux différentes actions anthropiques, notamment aux activités abusives de la pêche artisanale au voisinage de ces 2 plages d'échouage ainsi qu'aux rejets domestiques et des eaux de ruissellement durant les périodes automnales et hivernales. Toutefois, la forte présence du marbré *L. mormyrus* dans la zone étude serait intimement liée à la présence d'un substrat sablonneux le long des 2 plages tandis que la fréquence élevée du mullet lippu *C. labrosus* pourrait être attribuée par l'abondance dans l'eau d'éléments particuliers et organiques provenant essentiellement des effluents domestiques locales (Hannachi *et al.*, 2014). Cette matière organique et inorganique présente dans la colonne d'eau et dans le sédiment attirerait particulièrement les jeunes muges qui ont des habitudes alimentaires suspensivores et détritivores (Cardona, 2001) La présence de juvéniles de *S. tinca* et *Diplodus s. sargus* sur des petits fonds accidentés recouverts d'algues et d'herbiers est observée très fréquemment sur les côtes de l'est algérien (Derbal et Kara, 2001, 2010; Hannachi *et al.*, 2014) et sur les côtes méditerranéennes d'une manière générale (Harmelin-Vivien *et al.*, 1995; Forcada *et al.*, 2008; La Mesa *et al.*, 2010 ; Giakoumi et Kokkoris, 2012; Ourgaud *et al.*, 2015). La présence, quoique temporaire et/ou occasionnelle, du crénilabre *L. viridis* (espèce vulnérable, Malak *et al.*, 2011) et des deux Syngnathidae *S. acus* et *S. typhle rondeleti* (espèces quasi menacées, Malak *et al.*, 2011) peut être considérée comme étant un signe de stabilité de la zone d'échantillonnage qui d'ailleurs constitue durant les saisons clémentes (printemps et été), une zone d'abri propice et probablement une zone d'alevinage à de nombreux autres téléostéens côtiers, comme c'est le cas d'*A. boyeri*, d'*A. punctata*, *B. boops*, *B. p. podas*, *C. labrosus*, *D. annularis*, *D. s. sargus*, *D. vulgaris*, *L. aurata*, *L. mormyrus*, *L. ramada*, *L. saliens*, *S. salpa*, *M. surmuletus*, *M. b. barbatus*, *M. cephalus*, *M. rubra*, *O. melanura*, *S. saurus*, *S. tinca*, *S. ocellatus*, *T. draco* et

T.ovatus. L'analyse des captures nous a donc permis de qualifier la zone d'étude d'équilibrée où l'abondance et la diversité spécifiques sont élevées.

4. Variations nycthémerales

Les variations nycthémerales du peuplement ichthyologique diffèrent en fonction de l'engin de capture. En effet, en utilisant le filet trémail, nous avons constaté que la structure du peuplement montre des variations significatives entre le jour et la nuit. Contrairement, les indices écologiques ne varient pas significativement entre les différentes périodes du nyctémère. Les analyses effectuées sur la base des données de la senne de plage, montrent une différence significative entre le jour et la nuit aussi bien pour les indices écologiques que pour la variation nycthémerale de la structure du peuplement. Bien que les résultats obtenus avec les 2 engins ne soient pas comparables, ils sont toutefois en concordance avec certains travaux réalisés dans le bassin méditerranéen nord (Harmelin-Vivien, 1982, 1984) et sud (Derbal et Kara, 2010; Hannachi *et al.*, 2014). Des auteurs tels que Stoner (1991) ainsi que Casey et Myers (1998) attribuent ces différences d'abondance et de richesse spécifique au phénomène d'engrenage visuel et d'évitement par les poissons pendant la journée, réduisant ainsi la chance de capture. Les différences nycthémerales du peuplement ichthyologique concernent non seulement sa composition spécifique mais aussi la taille des individus de certaines espèces, comme c'est le cas d'*A. boyeri*, d'*A. punctata*, de *S. ocellatus*, de *B. boops*, de *S. salpa* et de *M. b. barbatus*. La pêche des gros individus la nuit s'expliquerait par la disparité des rythmes d'activité trophique observés entre les adultes et les jeunes individus. Des observations similaires de la structure du peuplement ichthyologique côtier ont été rapportées par Ross *et al.* (1987) et Gibson *et al.* (1996) qui ont constaté que les plus grands individus étaient plus actifs la nuit en quête de nourriture (Hobson *et al.*, 1981). A l'inverse, les plus jeunes individus (larves et juvéniles) ont un rythme d'activité trophique diurne alors que la nuit ils seraient plutôt à la recherche d'abris et de refuges contre la prédation nocturne.

Les analyses nMDS effectuées sur les données de la senne de plage et du filet trémail révèlent l'existence de 2 groupements bien distincts entre le jour et la nuit. L'augmentation de l'abondance et de la richesse observée pendant la nuit est en accord avec d'autres études qui ont montré que l'abondance des espèces relativement rares peut augmenter la nuit, mais les principaux changements dans structure du peuplement concernent essentiellement les espèces les plus courantes (Romer, 1990; Gibson *et al.*, 1996). Selon Gibson *et al.* (1998) les principales variations nycthémerales d'un peuplement ichthyologique sont liées à l'activité

trophique, à l'évitement des prédateurs et surtout la recherche des conditions environnementales appropriées, comme la salinité, la température et l'intensité lumineuse qui sont autant de facteurs qui peuvent fluctuer durant le nyctémère (Boujard, 2001; Carpentieri *et al.*, 2005).

5. Saisonnalité des abondances

Les 12 mois d'échantillonnage réalisés dans la baie Annaba de juin 2012 à mai 2013 ont permis de mettre en évidence une saisonnalité marquée dans la structure du peuplement ichtyologique du golfe d'Annaba. Les fluctuations saisonnières de l'abondance et la richesse des espèces sont typiques 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 minimale en hiver lorsque les poissons migrent vers le large en quête de meilleures conditions. Cette migration saisonnière est habituellement associée au modèle cyclique des températures qui affecte de manière significative l'abondance des espèces (Lasiak, 1984; Ross *et al.*, 1987; Nash, 1988; Santos et Nash, 1995; Dulčić *et al.*, 2005). Cependant, d'autres espèces ont été collectées pendant la saison fraîche, comme c'est le cas du labre *S. tinca* et du mullet *L. ramada* ainsi que la rascasse brune *S. porcus* dont les individus sont présentes dans les captures d'octobre à mars. Enfin, la bogue *B. boops*, les Atherines *A. boyeri* et *A. punctata* ainsi que le marbré *L. mormyrus* sont présentes abondamment dans les prises tout au long de l'année. L'augmentation de l'abondance des juvéniles de *L. mormyrus* entre décembre et juin est probablement liée à l'augmentation de la température de l'eau qui attire les juvéniles de cette espèce près du rivage pour y séjourner jusqu'à ce qu'à la maturité sexuelle avant de rejoindre les eaux plus profondes et plus froides (Kallianotis *et al.*, 2005).

Les résultats des analyses multivariées montrent l'existence de différents groupes ichtyques mensuels, ce qui indique clairement une transition saisonnière au cours de l'année. Ces groupes se séparent à un niveau de similarité de 40 %. Ce faible niveau s'explique par le peu d'espèces communes à tous ces groupes, comme c'est le cas des Athérines *A. boyeri* et *A. punctata* et du mullet lippu *C. labrosus*. C'est généralement l'abondance de quelques espèces dominantes qui différencient les groupes. En effet, 23% de la dissimilarité est associée à la bogue *B. boops*. De fait, l'abondance de la bogue diminue au cours de la période hivernale alors que celle du marbré a montré une augmentation en période hivernale. De telles modifications structurelles des assemblages, induites par des variations d'abondance de quelques espèces dominantes, ont déjà été décrites par Dulcic *et al.* (2005) et Esposito *et al.* (2015). Ces tendances saisonnières sont clairement mises en évidence par l'analyse de

similarité ANOSIM. Plusieurs espèces ont été identifiées comme étant des espèces "clés" caractérisant chaque saison, comme c'est le cas de *T. ovatus* où les densités moyennes sont observées essentiellement en été, tandis que les densités de *C. chromis* et *A. punctata* sont plus élevées en automne. Le pic d'abondance rencontré en mai pourrait être lié à l'afflux massif de la bogue *B. boops* dont la période de reproduction s'étale de janvier à avril (Derbal *et al.*, 2011).

Les valeurs des indices de diversité ($0,38 < H' < 3,17$) et d'équitabilité ($0,1 < J < 0,94$) obtenues dans la zone d'étude sont très variables. Cette gamme de valeurs reflète la saisonnalité du peuplement ichthyologique du golfe d'Annaba avec une diversité des espèces comparable à celle de nombreuses zones côtières de Méditerranée : à Duće-Glava en adriatique ($1,56 < H' < 3,03$; $0,59 < J < 0,79$) (Dulčić *et al.*, 2005) (Est de l'Adriatique), Deudero *et al.* (2008) ont trouvé des valeurs de $1,75 < H' < 2,5$; $0,74 < J < 0,81$ à Majorque et à l'est des côtes est Algériennes, Hannachi *et al.* (2014) ont trouvé des valeurs de l'ordre de $0,1 < H' < 3,7$; $0,1 < J < 0,7$). Les faibles valeurs de diversité (H') et d'équitabilité (J) enregistrées en avril sont attribuées à la forte abondance de *B. boops*. Par contre, les valeurs élevées obtenues en novembre résultent de l'homogénéité relative et de l'abondance des espèces les plus fréquentes. Ces patrons saisonniers concordent avec ceux observés chez de nombreuses communautés ichthyques des petits fonds méditerranéens où les périodes d'abondance maximale sont souvent observées en périodes printanière et estivale (Dulčić, 2005; Hannachi *et al.*, 2014; Esposito *et al.*, 2015). A l'inverse, les plus faibles abondances enregistrées en hiver sont observées lorsque les poissons migrent vers les eaux du large. Ces similitudes dans les patrons temporels d'abondance (augmentation en été puis diminution en hiver) entre différentes zones géographiques suggèrent que des facteurs environnementaux communs influencent la dynamique des assemblages (Sponaugle et Cowen, 1996). Les pics d'apparition des jeunes stades en zone côtière sont en effet liés à la biologie de la reproduction des adultes (Leis et McCormick, 2002). La présence ou bien l'absence d'une espèce au cours d'une période donnée est tributaire en partie du processus de recrutement, qui est lui-même très variable dans l'espace et dans le temps en raison de l'influence de différents processus physiques et écologiques environnementaux (Sale *et al.*, 2005; Félix-Hackradt *et al.*, 2014). Généralement, la plupart des espèces se reproduisent dans des zones découvertes peu profondes le long de la côte, ou émigrent vers les zones de frayères (Abdennadher *et al.*, 2003). Ces espèces viennent du large ou bien passent toute leur vie ontogénique dans les petits fonds. Dans notre cas, les adultes sont capturés essentiellement avec le filet trémail à l'inverse de la senne qui cible les jeunes individus (alevins et juvéniles).

Le peuplement ichthyologique ciblé par ces deux engins est représenté surtout par les Sparidae, les Labridae, les Mugilidae, les Mullidae et les Atherinidae. Félix-Hackradt *et al.* (2014) signalent la présence d'un nombre plus élevé de Sparidae et de Labridae avec leurs deux formes de vie (juvéniles et adultes). Ces familles semblent passer partiellement leur vie ontogénique sur les petits fonds mixtes. Plusieurs auteurs confirment que certaines communautés ichthyiques du littoral peuvent utiliser les grottes à la recherche d'un abri (Harmelin *et al.*, 1985; Bussotti *et al.*, 2002), en particulier pendant la saison froide (Bussotti et Guidetti, 2009), ce qui pourrait expliquer les faibles valeurs d'abondance enregistrées durant la saison froide dans le golfe d'Annaba.

6. Guildes fonctionnelles

L'assemblage ichthyologique du golfe d'Annaba est largement dominé par les espèces omnivores et planctivores lorsqu'on utilise la senne de plage. Au moyen du filet trémail, la guildes invertivore est la plus abondante. Cette constatation est rapportée aussi par Kalogirou *et al.* (2012) autour de l'île de Rhodes (Grèce) et par Esposito *et al.* (2015) au Nord des côtes Siciliennes (Italie).

La composition des guildes trophiques montre une variation significative entre les périodes nyctémérales. La période nocturne était plus riche et plus équilibrée que la période diurne. Les omnivores tels que les Atherines sont plus abondants durant le jour tandis que les espèces invertivores et hyper-benthivores (Gobiidae) et les benthopélagiques sont plus fréquentes la nuit. De telles tendances reflètent une grande disponibilité de nourriture pour ces espèces, compte tenu de l'activité accrue des organismes d'invertébrés benthiques la nuit (Yeoh *et al.*, 2017).

La variation saisonnière significative de l'assemblage des guildes fonctionnelles est en contraste avec les études menées en Méditerranée septentrionale où l'abondance était plus élevée en été (Kalogirou *et al.*, 2012; Esposito *et al.*, 2015) alors que dans le golfe d'Annaba, l'abondance et la diversité des espèces atteignent leur maximum au printemps, une période où les températures de l'eau sont précocement clémentes atteignant 20,5°C en avril et 22,5°C en mai (Ayada *et al.*, 2018) favorisant ainsi la reproduction des espèces côtières. En période plus froide (automne et hiver), l'assemblage est caractérisé par la dominance des planctivores, le printemps par les omnivores, tandis que l'été est plus équilibré. Cette variation saisonnière de l'assemblage ichthyologique a été signalée dans de nombreuses mers et lagunes de méditerranéennes (Franco *et al.*, 2008; Esposito *et al.*, 2015; Jaafour *et al.*, 2015).

7. Répartition spatiale

Les résultats de cette présente étude mettent clairement en évidence que les peuplements ichthyologiques ne se répartissent pas aléatoirement dans le golfe d'Annaba, mais que certaines familles occupent préférentiellement certains habitats. Les différentes mosaïques d'habitats disponibles dans la zone d'étude favorisent la persistance de certaines espèces de poissons qui peuvent coloniser une multitude d'habitats au cours de leur cycle de vie, y compris les habitats appropriés pour les stades juvéniles (Beck *et al.*, 2001; Bussotti et Guidetti, 2009). Ces mosaïques d'habitats offertes par les extrémités des plages bônoises, constituées non seulement de sable mais aussi de rochers, de galets et d'herbiers à cymodocée et à posidonie, expliquent la forte productivité des stations situées aux extrémités des plages par rapport aux stations médianes. Cette forte productivité atteint sa valeur maximale dans les stations C1, C3 et B3 qui diffèrent des autres stations. En effet, celles-ci stations se caractérisent par un herbier à posidonie assez dense, mélangé partiellement avec de petites roches, ce qui suppose l'importance de l'hétérogénéité de ces écosystèmes mixtes en tant que habitats propices aux jeunes stades. Globalement, les fonds accidentés ou ceux recouverts partiellement d'herbiers à posidonie sont plus riches qualitativement et quantitativement (notamment en téléostéens), que les fonds meubles (Derbal et Kara, 2001). Les faibles biomasses ichthyques fournies par la plage Ain-Achir s'expliqueraient non seulement par l'homogénéité du substrat mais aussi par l'exposition de ce site à l'action hydrodynamique, ce qui a réduit certainement l'efficacité des engins de pêche utilisés durant notre période d'échantillonnage. Comparé au site A, le site B (Belvédère) est plus productif en termes d'abondance (2301 ind.), tandis que la plage la Caroube reste la plus diversifiée en termes et d'espèces ($S = 27$). En utilisant le filet trémail, nous avons constaté que la richesse spécifique dans le site A et C ($S=13$ et $S= 18$, respectivement) était inférieure par rapport au site B ($S = 20$). Cette supériorité de la richesse spécifique s'explique par le fait que ce site se situe à proximité d'une zone épargnée de l'action anthropique (zone militaire). La composition spécifique et/ou familiale dans les trois sites est presque similaire avec une dominance de trois espèces (*S. porcus*, *S. tinca*, *M. surmuletus*) aux proportions bien distinctes. Dans les 2 sites A et B, *S. porcus* est la plus abondante. Cette espèce affectionne généralement les fonds peu profonds et fréquente souvent les crevasses et les failles rocheuses (Hureau et Litvinenko, 1986) qui constituent des abris propices à de nombreuses proies (crustacés et petits poissons) qui servent de nourriture de base à ce prédateur (Carpentieri *et al.*, 2001; Morte *et al.*, 2001). Dans ces 2 sites, le crénilabre *S. tinca* vient en seconde position. Son abondance sur les petits fonds rocheux et mixtes (rochers et posidonie) est signalée aussi sur les côtes tunisiennes où

elle est figure parmi les 12 espèces les plus communes et qui a un régime alimentaire carnivore à base d'oursins, de bivalves, de crevettes et des crabes (Quignard et Pras, 1986; Bauchot, 1987). Le rouget surmulet *M. surmuletus* qui occupe la troisième position domine dans le site C, suivi du crénilabre *S. tinca* et de la rascasse brune *S. porcus*. Ce site est caractérisé par une grande grotte semi-immersée dont le fond est généralement sableux. Selon García-Charton et Pérez-Ruzafa (1998), *M. surmuletus* est connue comme étant une espèce aux affinités pour les fonds sableux et qu'on observe fréquemment à l'intérieur des grottes (Bussotti et Guidetti, 2009). Cette association avec les habitats rupestres nous laisse croire que *M. surmuletus* pourrait trouver un habitat idéal dans les étages des sédiments des grottes qui peuvent être considérés comme une sorte de patch de l'habitat de sable (Bussotti et Guidetti, 2009). Les grottes marines, par conséquent, pourrait représenter un habitat d'alevinage intéressant (Bussotti *et al.*, 2003) et abriter aussi certaines espèces de poisson pendant l'hiver comme *O. melanura* (Kotrschal, 1983; Bussotti et Guidetti, 2009), quoique cette espèce fût signalée comme étant associée principalement aux substrats rocheux peu profonds (García-Charton et Pérez-Ruzafa, 1998). Le sar à tête noire *D. vulgaris* que considèrent Bussotti et Guidetti (2009) comme abondant dans les grottes (adultes et individus de petite taille), a été pêché dans sa forme adulte par le filet trémail dans les trois sites échantillonnés. Quant aux juvéniles, ils ont été considérés abondants dans les stations C3 et B3 entre avril et juin.

8. Structure démographique

En comparant les captures des 2 engins que nous avons utilisé, nous remarquons que la senne de plage, qui est un engin actif, capture surtout les individus de petite taille ($2,7 < Lt < 28,3$ cm ; $Lt \text{ moy} = 9,5 \pm 2,02$ cm), tandis que le filet trémail, plus sélectif, capture des individus de plus grande taille ($5,6 < Lt < 31,4$ cm; $Lt \text{ moy} = 15,4 \pm 3$ cm). Ces différences sont certainement inhérentes aux caractéristiques techniques de chaque type d'engin de pêche, notamment aux dimensions de la maille utilisée. Un vide de maille réduit augmenterait le phénomène de colmatage et de refoulement de l'eau vers l'extérieur (effet parachute), ce qui expliquerait l'absence des individus de grande taille qui ont plus de facilité à s'échapper. A l'inverse, la capacité de fuite des petits individus face à un engin actif au vide de maille limité (4 mm) est très réduite, ce qui explique l'abondance des jeunes stades de développement des poissons dans les captures. Néanmoins, ces deux engins de pêche sont considérés comme complémentaires. Ce comportement de fuite est réduit davantage la nuit ce qui explique en partie la différence de taille observée chez de nombreuses espèces pêchées

avec la senne de plage entre le jour et la nuit. D'ailleurs, ces variations nyctémérales ont été très peu abordées chez les peuplements ichtyologiques des petits fonds (Carpentieri *et al.*, 2005; Azzurro *et al.*, 2007 ; Derbal et Kara, 2010; Hannachi *et al.*, 2014).

9. Zone d'alevinage et périodes de recrutement

Cette étude nous a permis de déterminer la période de recrutement d'autres espèces, comme le poisson étoile *T. ovatus*, assez présent dans l'ensemble des stations avec une abondance exceptionnelle en juillet. On retrouve aussi les petits rougets de sable *M. b. barbatus* qui sont très abondants dans les captures estivales (août), notamment dans les stations C3 et B3. En ce qui concerne le mérrou royal *M. rubra*, 3 individus ont été pêchés dans la station C3 durant les mois d'août et d'octobre. Enfin, la forte présence des jeunes individus (alevins et juvéniles) de presque toutes les espèces capturées dans la zone d'étude suppose le succès de la reproduction et l'importance du secteur en tant que zone d'alevinage, notamment pour les Sparidae, les Mugilidae et les Atherinidae qui sont les mieux représentés numériquement et pondéralement. L'importance capitale des petits fonds en tant que zones d'alevinage est rapportée par de nombreux auteurs (Francour, 1997; Guidetti et Bussotti, 1997). Cependant, un échantillonnage plus serré et étalé dans le temps permettrait de confirmer: (i) le rôle de nurserie de la zone d'étude comparée à d'autres secteurs côtiers du golfe, (ii) son maintien et sa durabilité dans le temps, (iii) la croissance favorable des alevins et des stades juvéniles, et enfin (iv) leur migration vers les habitats adultes comme le suggère Beck *et al.* (2001).

10. Influence des facteurs environnementaux sur les assemblages

L'analyse de gradient directe, en utilisant l'analyse ACC, a permis de mettre en évidence l'influence des variables environnementales sur la structuration du peuplement ichtyologique des petits fonds d'Annaba. Le test de signification ($P = 0,05$) de l'ensemble des axes et des valeurs canoniques indique que les variables environnementales sélectionnées ont une influence sur la variation des assemblages ichtyologiques du golfe d'Annaba. Les facteurs physico-chimiques, comme la salinité et la température sont souvent considérés responsables du contrôle des tendances saisonnières (Thiel *et al.*, 1995). Dans cette présente étude, les résultats indiquent que la variabilité des assemblages de poissons peut être expliquée principalement par l'effet de la température de l'eau. L'augmentation de la température pendant la période printemps-été a été accompagnée par une augmentation des abondances de poissons comme cela a été observé dans différentes régions de Méditerranée (Dulcic *et al.*,

2005; Catalán *et al.*, 2006; Esposito *et al.*, 2015). Comparé à d'autres facteurs abiotiques, la température a souvent été décrite comme un facteur structurant les assemblages ichtyologiques (Lasiak, 1984; Ross *et al.*, 1987; Nash, 1988; Santos et Nash, 1995; Dulčić *et al.*, 2005) en influençant 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).

Cependant, le pourcentage cumulé de la variabilité de la composition ichtyque expliquée par les 4 variables mesurées (température, salinité, pH, oxygène dissous) était estimé à 49% en utilisant les données de la senne de plage et à 45% en utilisant celles du trémail. Seule une partie peut-être attribuée directement aux facteurs environnementaux mesurés. Par conséquent, le rôle des variables étudiées dans la structuration du peuplement ichtyque peut être raisonnablement supposé, mais il est certain que d'autres variables physiques, chimiques ou biologiques non incorporées dans la présente étude pourraient probablement expliquer ces variations spatio-temporelles. Autant de facteurs comme la bathymétrie, la structure et la couverture végétales peuvent influencer sur la structure des communautés (Guidetti et Boero, 2004). Outre la variation des facteurs environnementaux, la variabilité peut émerger à la suite de processus biologiques, tels que la ponte (Sampey *et al.*, 2004), les interactions interspécifiques, la dispersion et la colonisation (Garcia-Charton et Perez-Ruzafa, 1999). Globalement, l'interaction de l'ensemble de ces caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'environnement marin côtier sont déterminant dans la structure des assemblages faunistiques (De Raedemaeker *et al.*, 2010).

Conclusion

L'étude présentée ici nous a permis de mieux connaître la composition, la structure et les variations du peuplement ichtyologique des petits fonds mixtes (< 10 m) du golfe d'Annaba (Est Algérie). Les résultats recueillis à partir de pêches expérimentales (diurnes & nocturnes), réalisées au moyen de deux engins de pêche côtiers (senne de plage et trémail), entre juin 2012 et mai 2013, montrent que le peuplement ichtyologique est jeune, diversifié et moyennement riche en espèces, comparés aux résultats recueillis dans d'autres régions méditerranéennes.

Qualitativement, le peuplement ichtyologique de la baie d'Annaba est dominé par la famille des Sparidae et des Labridae, deux familles qui constituent souvent la base du peuplement ichtyologique côtier du bassin méditerranéen, aussi bien en zone ouverte non protégée qu'au sein des réserves marines. La dominance d'espèces dont le statut écologique « fréquent » ou « peu fréquent » quel que soit l'engin utilisé, s'expliquerait en partie par l'anthropisation du milieu (activités abusives de la pêche artisanale, rejets des eaux de ruissellement durant les périodes automnales et hivernales). Malgré cette anthropisation, la présence d'espèces remarquables, telles que *M. rubra*, *S. viridis*, *S. typhle rondeleti*, *S. acus* et *D. punctatus*, peut être considérée comme étant un signe de stabilité de la zone d'échantillonnage qui, d'ailleurs, constitue durant les saisons clémentes (printemps et été), une zone d'abri et probablement une pépinière pour les alevins et les juvéniles de nombreuses espèces de téléostéens d'intérêt économique. Les familles des Sparidae, des Labridae, des Mugilidae, des Mullidae et des Atherinidae semblent passer partiellement leur vie ontogénique sur les petits fonds mixtes.

Comparé au trémail, la senne de plage est un engin actif qui cible essentiellement les jeunes individus (alevins et juvéniles) qui sont mieux représentés numériquement et pondéralement de jour que de nuit. Cet engin nous a permis de capturer de jour, et pour la première fois sur les côtes algériennes, une nouvelle espèce *Synagrops japonicus*, originaire de l'océan indien. Son intrusion inexplicée dans les eaux méditerranéennes et la présence inhabituelle des individus juvéniles uniquement dans le site Belvédère et en période estivale (juin et juillet) méritent un intérêt particulier pour une meilleure compréhension des voies d'arrivée des espèces exotiques ou nouvelles le long des côtes algériennes et de l'évolution récente de l'ichtyodiversité méditerranéenne d'une manière générale.

Parallèlement, nous avons constaté que la majorité des juvéniles préféraient se cantonner aux extrémités des plages (habitat de prédilection), et surtout en périodes

printanière et estivale. Seul un effort d'échantillonnage plus étalé dans le temps et l'espace pourrait permettre de mieux expliquer le niveau de résilience des différents stades ontogénétiques vis-à-vis des perturbations environnementales et de dégager des conclusions pertinentes quant à l'importance capitale des petits fonds mixtes en tant que zones d'alevinage. D'autre part, les variations temporelles (nycthémérales, mensuelles et saisonnières) ou spatiale observées durant cette étude seraient attribuées essentiellement à la stratégie d'échantillonnage (effort de pêche, méthode de prélèvement) et à la nature des fonds (bathymétrie, topographie et texture). Pour une meilleure compréhension de l'organisation, de la structure et des variations spatio-temporelles du peuplement ichtyologique d'une région donnée, il serait donc souhaitable d'obtenir au moment de la capture toutes les catégories de poissons, indépendamment de leur taille, de leur habitat et de leur niveau d'activité. Pour cela, cette investigation devrait être élargie à d'autres secteurs littoraux de la région d'Annaba en utilisant plusieurs méthodes d'échantillonnage destructives (pêche au moyen d'arts fixes ou traînants) et non destructives (relevés visuels) à des fins de comparaison. De nombreux travaux ont montré que les méthodes d'estimations visuelles en plongée sous-marine sont les mieux adaptées à l'étude des peuplements ichtyologiques côtiers et présentent un intérêt indéniable par rapport à l'emploi des engins de capture (filets). En effet, l'efficacité des filets est très souvent limitée, du fait de l'hétérogénéité structurale des biotopes et l'échantillonnage du peuplement des poissons seront donc biaisés si le prélèvement s'effectue uniquement au moyen du filet. D'autre part, les méthodes d'évaluation par relevés visuels ne perturbent pas les peuplements en place et tiennent avant tout compte du comportement des différentes espèces présentes (mobilité, éthologie), de leur taille et abondance (individus isolés ou grégaires). Elles permettent donc d'échantillonner les espèces à domaine vital étendu (Sparidae, Serranidae) ou à plus faible déplacement spatial (Labridae, Scorpaenidae) ainsi que les espèces à crypticité diurne (Sciaenidae).

L'importance de la conservation et de la gestion des zones côtières n'est plus à démontrer à l'échelle de la Méditerranée. Cette portion maritime est connue pour renfermer une multitude d'habitats complexes et remarquables abritant non seulement une biodiversité appréciable mais constituant aussi des zones de frayères et de nurseries à de nombreuses communautés animales, notamment ichtyologiques. Sur les côtes de l'est algérien, ces espaces sont soumis non seulement aux actions anthropiques multiples (pollution domestique et

industrielle) mais aussi à une pêche artisanale très intense où 75% de la flotte sont représentés par des petites embarcations exerçant une pêche côtière, parfois mal contrôlée. Notre contribution à la connaissance des peuplements ichtyologiques côtiers pourrait non seulement éclairer nos gestionnaires et décideurs mais apporter probablement quelques réponses à leurs préoccupations majeures en matière de protection, de conservation et de gestion des espaces littoraux qui constituent un outil incontournable préconisé pour protéger la diversité et la restauration des habitats épuisés.

Résumés

Résumé

Cette étude entre dans le cadre d'un projet national qui vise la caractérisation du peuplement ichtyologique côtier du golfe d'Annaba qui sont soumis aux influences anthropiques multiples et notamment aux activités de la pêche artisanale intense, souvent non contrôlée. Dans le cas présent, elle vise (i) l'actualisation de l'inventaire des poissons des côtes Est algériennes (ii) la recherche d'éventuelles variations spatiales et temporelles au sein des peuplements ichtyologiques qui colonisent les petits fonds du golfe d'Annaba (iii) le renforcement du dispositif de protection et de conservation des principaux stocks halieutiques côtiers en vue d'une exploitation raisonnée et durable par la pêche artisanale.

Le peuplement ichtyologique des petits fonds mixtes de la baie Ouest d'Annaba (Algérie) a été étudié par une approche qualitative et quantitative. Entre juin 2012 et mai 2013, un total de 48 pêches expérimentales diurnes et nocturnes ont été réalisées au moyen de deux engins de pêche (senne de plage, filet trémail), dans trois sites côtiers contigus (Aïn-Achir, Belvédère et La Caroube). La composition qualitative et quantitative a été déterminée globalement et séparément en utilisant les deux engins de capture. Au total, 50 espèces, appartenant à 26 familles, ont été identifiées, soit une abondance totale de 6191 individus représentant une biomasse de 20,6 kg. Les familles dominantes sont les Sparidae (41,68%) suivies des Atherinidae (26,20%) et des Mugilidae (18,31%). Les espèces les plus abondantes sont par ordre d'importance: le bogue *Boops boops* (2546 individus) suivie des atherines *Atherina punctata* (1091 individus), et *Atherina boyeri* (795 individus) et le poisson étoile *Trachinotus ovatus* (247 individus).

L'étude des comparaisons spatio-temporelles, globalement et avec les deux engins séparément, met en évidence des variations entre la méthode de prélèvement, le nyctémère, les saisons et les sites. En utilisant la senne, la richesse spécifique est estimée à 46 espèces appartenant à 21 familles dont les mieux représentées sont les Sparidae (8 espèces) puis les Labridae (7 espèces) et les Mugilidae (5 espèces). Les Sparidae dominent dans les captures (42,78%) suivies des Athérinidae (27,32%) puis des Mugilidae (16,9%). Les espèces les plus abondantes sont : *B. boops* (2546 individus), *A. punctata* (1091 individus), *A. punctata* (795 individus) et *T. ovatus* (275 individus). Les pêches expérimentales réalisées au trémail ont permis d'identifier 37 espèces rattachées à 16 familles dont les plus diversifiées sont les Sparidae (11 espèces) et les Labridae (7 espèces). Les familles dominantes dans les prises sont les Labridae (24,5%), les Mullidae (24%), les Scorpaenidae (22,3%) et les Sparidae (16,8%), soit 88% des captures totales. La rascasse brune *Scorpaena porcus* est la plus abondante (79 individus) suivie du labre *Symphodus tinca* (74 individus) et du rouget de roche *Mullus surmuletus* (73 individus).

Le peuplement ichtyologique nocturne est plus diversifié et plus équilibré que le diurne, quel que soit l'engin utilisé. L'analyse canonique (ACC) appliquée sur les échantillons capturés avec la senne de plage, montre que la température de l'eau était le paramètre environnemental le plus important influençant la richesse et l'abondance des espèces de poissons. L'analyse ANOSIM met en évidence une différence de structuration entre le jour et la nuit. D'ailleurs, cette différence est conservée même au sein des saisons lorsqu'on utilise une analyse des classifications CLUSTER. Le site A (Aïn-achir), le plus exposé à l'action hydrodynamique, produit le moins d'individus ($A = 414$ ind.) et d'espèces ($S = 16$ espèces). Malgré sa faible diversité ($H' = 2,73$), c'est pourtant le site le plus équilibré ($J = 0,70$). Comparé au site A, le site B (Belvédère) est plus productif en termes d'individus (3056 ind.) et d'espèces (34 espèces). Les indices de diversité et d'équitabilité sont respectivement de 3,27 et de 0,65. L'analyse spatiale fait ressortir le site de la Caroube comme étant le plus productif en termes d'abondance ($A = 5726$ ind.) et d'espèces ($S = 38$). Dans ce site, l'indice d'équitabilité ($J = 0,55$) est inférieur à ceux obtenus dans les sites A et B. Quel que soit le site échantillonné les plus faibles valeurs de la richesse et de l'abondance sont relevées aux niveaux des stations médianes. Cette étude nous a permis de signaler pour la première fois sur les côtes algériennes, la présence d'une nouvelle espèce exotique *Synagrops japonicus*, originaire de l'océan indien. Son intrusion inexplicée dans les eaux méditerranéennes et la présence inhabituelle d'individus juvéniles uniquement dans le site Belvédère et en période estivale (juin et juillet) méritent une attention toute particulière.

Mots clés : assemblages ichtyologiques, composition, variations, golfe d'Annaba, Algérie, Méditerranée.

Abstract

This study enters in the framework of a national project which aims at the characterization of coastal fish populations in the Gulf of Annaba, being subject to multiple anthropogenic influences including activities of intense artisanal fishing, often uncontrolled. In our study, the objectives were to (i) update the survey of the Algerian Eastern coast fish (ii) to search for possible spatial and temporal variations in the fish populations that colonize the shallow waters in the Gulf of Annaba and (iii) to strengthen the protection and conservation of coastal fish stocks leading to a rational and sustainable exploitation by artisanal fisheries.

The fish populations of the mixed shallow waters of the West Bay of Annaba (Algeria) were studied by qualitative and quantitative approaches. Between May 2012 and June 2013, a total of 48 experimental fishing were conducted during day and night using two gears (beach seine, trammel nets), at three contiguous coastal sites (Ain-Achir, Belvédère and La Caroube beaches). The qualitative and quantitative composition was determined overall and separately using both fishing gear. In total, 50 species belonging to 26 families were identified, with a total abundance of 6191 individuals representing a biomass of 20.6 kg. The dominant families are the Sparidae (41.68%) followed by Atherinidae (26.20%) and Mugilidae (18.31%). The most abundant species are in order of importance: *Boops boops* (2546 individuals), *Atherina punctata* (1091 individuals) and *A. punctata* (795 individuals) and *Trachinotus ovatus* (247 individuals).

The spatio-temporal variations, highlights variations between the sampling method, the nycthemeral, seasons and sites. Using beach seine, species richness is estimated at 46 species belonging to 21 families. The most important families are: Sparidae (8 species), Labridae (7 species) and Mugilidae (5 species). The Sparidae dominate the catch (42.78%) followed by Atherinidae (27.32%) and Mugilidae (16.9%). The most abundant species were: *B. boops* (2546 individuals), *A. punctata* (795 individuals), *A. boyeri* (1091 individuals), and *T. ovatus* (247 individuals). Experimental fishing's carried-out by trammel nets allowed the identification of 37 species related to 16 families, however the more diversified are the Sparidae (11 species) and Labridae (7 species). The dominant families in the catch are the Labridae (24.5%), Mullidae (24%), Scorpaenidae (22.3%) and Sparidae (16.8%) that is the equivalent of 88% of the total catch. *Scorpaena porcus* is the most abundant (79 individuals), followed by *Symphodus tinca* (74 individuals) and *Mullus surmuletus* (73 individuals). The fish assemblage is more diversified and balanced in the night than in the day, regardless of the gear used. At night, the diversity is of 3.74 with the beach seine and of 3.7 with the trammel nets, against 2.96 with beach seine and 3.45 with trammel nets on the day. For Pielou's index, it was 0.71 (beach seine) and 0.75 (trammel nets) at night, and 0.55 (beach seine) and 0.74 (trammel nets) in the day. ANOSIM analysis applied on samples with beach seine, highlights a difference in structure between day and night. Moreover, this difference is maintained even in seasons when using an analysis of CLUSTER analysis. Site A (Ain-achir), the most exposed to hydrodynamic action, produces fewer individuals ($A = 414$ ind.) and species ($S = 16$ species). Despite its low diversity ($H' = 2.73$), it is still the most balanced ($J = 0.70$) site. Compared to site A, site B (Belvédère) is more productive in terms of individuals (3,056 ind.) and species (34 species).

Diversity indexes and evenness are respectively 3.27 and 0.65. The spatial analysis shows that La Caroube was the most productive in terms of abundance ($A = 5,726$ ind.) and species ($S = 38$). In this site, the equitability index ($J = 0.55$) is lower than those obtained in sites A and B. Whatever the sampled site, the lowest values of wealth and abundance are found to median levels stations. This study allowed us to signal for the first time on the Algerian coast, a new species *Synagrops japonicus*, native to the Indian Ocean. Its unexplained intrusion in the Mediterranean waters and the unusual presence of juvenile individuals only in Belvédère and in summer (June and July) site deserve special attention.

Key words: fish assemblage, composition, variation, gulf of Annaba, Algeria, Mediterranean.

هذه الدراسة هي جزء من مشروع وطني يهدف إلى توصيف الاسماك الساحلية لخليج عنابة التي تخضع لتأثيرات بشرية متعددة وبالأخص أنشطة الصيد الحرفي المكثفة، وغالبا بدون مراقبة. وتهدف هذه الدراسة الى تحديث مخزون أسماك السواحل الشرقية الجزائرية (ب) البحث عن امكانية وجود اختلافات مكانية وزمانية في الأسماك التي تستعمر اعماق خليج عنابة (3) تعزيز وسائل حماية وحفظ الأرصد. السمكية الساحلية الرئيسية بهدف الاستغلال العقلاني والمستدام للصيد الحرفي

تمت دراسة تسوية الاسماك الساحلية للاعماق المختلطة للخليج الغربي لعنابة. (الجزائر) من خلال مقارنة النوعية والكمية بين يونيو 2012 ومايو 2013، تمت 48 مصائد اسماك تجريبية ليلية ونهارية بواسطة نوعين من المعدات الصيدية (الجرافة الشاطئية، والشبكات المثلثة) في ثلاثة مواقع ساحلية متجاورة (عين عشير، Belvedere والخروب). تم تحديد التركيب النوعي والكمي على المستوى الاجمالي والمنفصل باستخدام الجهازين للالتقاط. في المجموع تم تحديد نوعا ، تنتمي إلى 26 عائلة ، مما يمثل وفرة إجمالية قدرها 6191 فردا يمثل كتلة حيوية تبلغ 20.6 كجم. الأسر المهيمنة Sparidae (%18.31) Mugilidae (%26.20).

الأهمية حسب مصنفة الوفيرة الأنواع boops boops (2546 فردا) , A. punctata (1091 فردا) و A. boyeri (795 فردا) T. ovatus (247 فردا).

إن تعداد الأسماك الليلية أكثر تنوعا وأكثر توازنا من السلالة النهارية، أيا كانت المطبق على العينات التي تم التقاطها باستخدام (CCA) المعدات المستخدمة. انبن تحليلجرافة الشاطئي، أن درجة حرارة المياه كانت المعلمة البيئية الأكثر أهمية التي تؤثر على يسلط الضوء على الفرق في الهيكلة بين ANOSIM ثراء ووفرة أنواع الأسماك. تحليل الليل والنهار، ويحتفظ بهذا الاختلاف حتى في المواسم عند استخدام تحليل التصنيفات(عين عشير)، والأكثر تعرضا للعمل الهيدروديناميكية ينتج أقل A الموقع CLUSTER. (نوعا S = 16 والأنواع) إنديانا (A = 414)

مقارنة (J = 0.70) هو الموقع الأكثر توازنا (H' = 2.73) رغم قلة تنوعها A مع الموقع Belvedere هو الأكثر إنتاجية من حيث الأفراد (3056 فرد). والأنواع موقع B (34 نوعا). مؤشرات التنوع والانصاف هي على التوالي 3.27 و 0.65. ويظهر التحليل المكاني ان موقع الخروب والأكثر إنتاجية من ناحية الوفرة 0.55 أقل من تلك التي A و B. تم الحصول عليها في مواقع مهما كان موقع العينة يتم تحديد أقلية قيم الثراء والوفرة على مستوى المحطات المتوسطة.

سمحت لنا هذه الدراسة بالإشارة ولأول مرة على الساحل الجزائري، بوجود واصله من المحيط الهندي، وهذا التسلل *Synagrops japonicus* أنواع غريبة جديدة غير مبرر في مياه البحر الأبيض المتوسط ووجود افراد صغيرة في Belvedere

لكلمات المفتاحية: تجميع الأسماك ، تكوينها ، تباينها ، خليج عنابة ، الجزائر ، البحر الأبيض المتوسط

Références bibliographiques

- Abdennadher, A., D. Zouiten, R. Besbes, A. El Abed, H. Missaoui and I. Ben Khemis (2003). "Elevage larvaire du Mulet lippu (*Chelon labrosus*) en conditions semi-extensives en mesocosme: croissance et developpement, Tunis:" INSTM.
- Akin, S., E. Buhan, K. Winemiller and H. Yilmaz (2005). "Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon–Estuary, Turkey: Spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64(4): 671-684.
- Albouy, C., F. Guilhaumon, M. B. Araújo, D. Mouillot and F. Leprieur (2012). "Combining projected changes in species richness and composition reveals climate change impacts on coastal Mediterranean fish assemblages." *Global Change Biology* 18(10): 2995-3003.
- Almeida-Val, V. M. F., A. R. Oliveira, M. d. N. P. d. Silva, M. S. Ferreira-Nozawa, R. M. Araújo, A. L. Val and S. R. Nozawa (2011). "Anoxia-and hypoxia-induced expression of LDH-A* in the Amazon Oscar, *Astronotus crassipinis*". *Genetics and molecular biology* 34(2): 315-322.
- Anjos, M., R. De Oliveira and J. Zuanon (2008). "Hypoxic environments as refuge against predatory fish in the Amazonian floodplains." *Brazilian Journal of Biology* 68(1): 45-50.
- Aounallah, O. (2015). "Distribution and Fluxes of Biogeochemical Variables in the Seybouse River Estuary, SW Mediterranean." *Advances in Environmental Biology* 9(11): 101-108.
- Arechavala-López, P., J. Bayle-Sempere, P. Sánchez-Jerez, C. Valle, A. Forcada, D. Fernández-Jover, C. Ojeda-Martínez, M. Vázquez-Luis and B. Luna-Pérez (2008). "Biodiversity and structure of rocky reef fish assemblages in the Sierra Helada Natural Park (South-western Mediterranean Sea)." *Arxius de Miscel·lània Zoològica* 6: 234-256.
- Ayada, M., A. B. Amira and A. Retima (2018). "Distribution of the *Triplos* species (dinoflagellata) from Annaba Bay (Southwestern Mediterranean Sea." *Journal of Biodiversity and Environmental sciences* 12(2): 40-50.
- Azzurro, E., M. Matiddi, E. Fanelli, P. Guidetti, G. La Mesa, A. Scarpato and V. Axiak (2010). "Sewage pollution impact on Mediterranean rocky-reef fish assemblages." *Marine Environmental Research* 69(5): 390-397.
- Azzurro, E., A. Pais, P. Consoli and F. Andaloro (2007). "Evaluating day–night changes in shallow Mediterranean rocky reef fish assemblages by visual census." *Marine Biology* 151(6): 2245-2253.
- Bachari-Houma F. (2011). "Monitoring et étude de la pollution dans les eaux marines et les sédiments superficiels de la côte algéroise: modélisation et impact sur l'environnement". *Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral*, 23p.
- Ballesteros, E. (2006). "Mediterranean coralligenous assemblages: A synthesis of present knowledge" (in *Oceanography and marine biology: An annual review*-Volume 48, pp. 123-195), USA: CRC Press; ISBN 0-8493-7044-2 or 978-0-8493-7044-1.
- Barnabé, G. (1991). "Bases biologiques et écologiques de l'aquaculture."

Bauchot, M. (1987). "Poissons osseux." Fiches FAO d'identification pour les besoins de la pêche.(rev. 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37: 891-1421.

Baumann, H., S. C. Talmage and C. J. Gobler (2012). "Reduced early life growth and survival in a fish in direct response to increased carbon dioxide." *Nature Climate Change* 2(1): 38-41.
Beaugrand, G. and E. Goberville (2010). "Conséquences des changements climatiques en milieu océanique." *Vertigo-La revue électronique en sciences de l'environnement*(Hors-série 8).

Beck, M. W., K. L. Heck Jr, K. W. Able, D. L. Childers, D. B. Eggleston, B. M. Gillanders, B. Halpern, C. G. Hays, K. Hoshino and T. J. Minello (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.

Belaud, A. (1996). "Oxygénation de l'eau en aquaculture intensive". Cépaduès éditions.

Bell, J. and M. Harmelin-Vivien (1982). "Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 1. Community structure." *Tethys*. 10(4): 337-347.

Ben Bouih H., (2000). Contribution à l'évaluation de la pollution métallique des zones humides de la région du Gharb, cas du lac Fouarat. Thèse de Doctorat, Université Ibn Tofaïl, kénitra, 200p.

Ben Rais Lasram, F., F. Guilhaumon, C. Albouy, S. Somot, W. Thuiller and D. Mouillot (2010). "The Mediterranean Sea as a 'cul-de-sac' for endemic fishes facing climate change." *Global Change Biology* 16(12): 3233-3245.

Benchalel, W., F. Derbal and M. H. Kara (2010). "Régime alimentaire du sar commun *Diplodus sargus sargus* (Sparidae) des côtes de l'est algérien." *Cybium* 34(3): 231-242.

Benchalel, W. and M. Kara (2013). "Age, growth and reproduction of the white seabream *Diplodus sargus sargus* (Linnaeus, 1758) off the eastern coast of Algeria." *Journal of Applied Ichthyology* 29(1): 64-70.

Bethoux, J., B. Gentili, J. Raunet and D. Tailliez (1990). "Warming trend in the western Mediterranean deep water." *Nature* 347(6294): 660-662.

Bianchi, C. N. and C. Morri (2000). "Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research." *Marine pollution bulletin* 40(5): 367-376.

Bianchi, C. N., C. Morri, M. Chiantore, M. Montefalcone, V. Parravicini and A. Rovere (2012). "Mediterranean Sea biodiversity between the legacy from the past and a future of change." *Life in the Mediterranean Sea: a look at habitat changes*. New York: Nova Science Publishers: 1-55.

Bickler, P. E. and L. T. Buck (2007). "Hypoxia tolerance in reptiles, amphibians, and fishes: life with variable oxygen availability." *Annual Review of Physiology*. 69: 145-170.

- Bilecenoğlu, M. (2016). "Demersal Lessepsian fish assemblage structure in the northern Levant and Aegean Seas." *Journal of Black Sea Mediterranean Environment* 22(1): 46-59.
- Blondel, J. and J. Aronson (1999). "Biology and wildlife of the Mediterranean region." Oxford University Press, USA.
- Bodilis, P., E. Dombrowski, C. Seytre and P. Francour (2010). "Monitoring of the Artificial Reef Fish Assemblages of the Marine Protected Areas Along the Alpes-Maritimes Coast (France, North-Western Mediterranean)." *Global Change: Mankind-Marine Environment Interactions*, Springer: 55-59.
- Bonaca, M. O. and L. Lipej (2005). "Factors affecting habitat occupancy of fish assemblage in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea)." *Marine Ecology* 26(1): 42-53.
- Bonin, M., M. Srinivasan, G. Almany and G. Jones (2009). "Interactive effects of interspecific competition and microhabitat on early post-settlement survival in a coral reef fish." *Coral Reefs* 28(1): 265-274.
- Boubekeur M.S., F. Derbal, M.S. Hannachi and M.H. Kara (In press). "Structure of nearshore fish assemblages in Annaba coastal waters, Algeria (SW Mediterranean sea). *Life and Environment*.
- Bouchon-Navaro, Y., C. Bouchon and M. Louis (1992). "L'ichtyofaune des herbiers de phanérogames marines de la baie de Fort-de-France (Martinique, Antilles française)." *Cybiurn* 16(4): 307-330.
- Boudouresque, C.-F. (2004). "Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities." *Travaux scientifiques du Parc national de Port-Cros* 20: 97-146.
- Boughamou, N., F. Derbal and M. Kara (2015). "Age, growth and reproduction of the black sea bream *Spondyliosoma cantharus* (Linnaeus,)(Sparidae) in the Gulf of Annaba (Algeria)." *Journal of Applied Ichthyology* 31(4): 773-779.
- Boughamou, N., F. Derbal and M. H. Kara (2014). "Otolithometry and scalimetry-two valid methods to describe the growth of peacock wrasse, *Symphodus tinca* (Actinopterygii: Perciformes: Labridae) from Eastern Algeria." *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 44(4): 285.
- Boughamou, N., F. Derbal and M. H. Kara (2016). "Feeding habits of the peacock wrasse *Symphodus tinca* (Linnaeus, 1758)(Actinopterygii: Perciformes: Labridae) from Eastern Algeria." *Cahiers De Biologie Marine* 67(1): 25-33.
- Boujard, T. (2001). "Daily feeding rhythms and fish physiology." *Vie et milieu* 51(4): 237-245.
- Bourlange, S. (2000). "Modélisation hydraulique et écologique d'une rivière amont: le Grand-Morin, Mémoire du DEA Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie." Université Pierre et Marie Curie-Mines ParisTech-École Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts.

- Bray, J. R. and J. T. Curtis (1957). "An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin." *Ecological monographs* 27(4): 325-349.
- Brisou, J. and F. A. Denis (1980). "Techniques de surveillance de l'environnement maritime." Masson.
- Bussotti, F., A. Cozzi, E. Cenni, D. Bettini, C. Sarti and M. Ferretti (2009). "Measurement errors in monitoring tree crown conditions: entity, control, evolution and implications for results." *Journal of Environmental Monitoring* 11: 769-773.
- Bussotti, F., A. Cozzi, E. Cenni, D. Bettini, C. Sarti and M. Ferretti (2009). "Quality Assurance and measurement errors in monitoring tree crown conditions in Italy." *Journal of Environmental monitoring* 11(4): 769-773.
- Bussotti, F., E. Gravano, P. Grossoni, C. Tani and B. Mori (2003). "Ultrastructural responses of a Mediterranean evergreen shrub (*Arbutus unedo* L.) fumigated with ozone." *Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millennium. Developments in Environmental Science* 3: 269e276.
- Bussotti, S., F. Denitto, P. Guidetti and G. Belmonte (2002). "Fish assemblages in shallow marine caves of the Salento Peninsula (Southern Apulia, SE Italy)." *Marine Ecology* 23(s1): 11-20.
- Bussotti, S., A. Di Franco, P. Francour and P. Guidetti (2015). "Fish assemblages of Mediterranean marine caves." *PloS one* 10(4): e0122632.
- Bussotti, S. and P. Guidetti (2009). "Do Mediterranean fish assemblages associated with marine caves and rocky cliffs differ?" *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81(1): 65-73.
- Cameron, P. and H. Von Westernhagen (1997). "Malformation rates in embryos of North Sea fishes in 1991 and 1992." *Marine Pollution Bulletin* 34(2): 129-134.
- Carassou, L., D. Ponton, C. Mellin and R. Galzin (2008). "Predicting the structure of larval fish assemblages by a hierarchical classification of meteorological and water column forcing factors." *Coral Reefs* 27(4): 867-880.
- Cardona, L. (2001). "Non-competitive coexistence between Mediterranean grey mullet: evidence from seasonal changes in food availability, niche breadth and trophic overlap." *Journal of Fish Biology* 59(3): 729-744.
- Carpentieri, P., F. Colloca and G. Ardizzone (2005). "Day–night variations in the demersal nekton assemblage on the Mediterranean shelf-break." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63(4): 577-588.
- Carpentieri, P., F. Colloca, A. Belluscio and G. Ardizzone (2001). "Preliminary notes on feeding habits of *Scorpaena porcus* (Linnaeus, 1758) in the central Tyrrhenian Sea." *Biological and Marine Mediterranean*. 8(1): 699-703.
- Casey, J. M. and R. A. Myers (1998). "Diel variation in trawl catchability: is it as clear as day and night?" *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(10): 2329-2340.

- Catalán, I. A., M. Jiménez, J. Alconchel, L. Prieto and J. L. Muñoz (2006). "Spatial and temporal changes of coastal demersal assemblages in the Gulf of Cadiz (SW Spain) in relation to environmental conditions." *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 53(11): 1402-1419.
- Chaoui, L., M. H. Kara, J. P. Quignard, E. Faure and F. Bonhomme (2009). "Forte différenciation génétique de la daurade *Sparus aurata* (L., 1758) entre les deux rives de la Méditerranée occidentale." *Comptes Rendus Biologies* 332(4): 329-335.
- Charbonnel, E., C. Serre, S. Ruitton, J.-G. Harmelin and A. Jensen (2002). "Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast)." *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 59(suppl): S208-S213.
- Charton, J. and A. P. Ruzafa (1998). "Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in the southwest Mediterranean." *Marine Ecology* 19(2): 111-128.
- Charton, J. and Á. P. Ruzafa (1999). "Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves." *Fisheries research* 42(1): 1-20.
- Cheminée, A., E. Sala, J. Pastor, P. Bodilis, P. Thiriet, L. Mangialajo, J.-M. Cottalorda and P. Francour (2013). "Nursery value of *Cystoseira* forests for Mediterranean rocky reef fishes." *Journal of experimental marine biology and ecology* 442: 70-79.
- Chessel, D. (2000). "Données spatio-temporelles en écologie et analyses multitableaux: examen d'une relation." Université Claude Bernard-Lyon I.
- Clarke, A. and K. Fraser (2004). "Why does metabolism scale with temperature?" *Functional Ecology* 18(2): 243-251.
- Clarke, K. and R. Green (1988). "Statistical design and analysis for a biological effects" study." *marine ecology progress series*. 46(1): 213-226.
- Clarke, K. and R. Warwick (1994). "An approach to statistical analysis and interpretation." *Change in Marine Communities* 2.
- Clarke, K. R. (1993). "Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure." *Australian journal of ecology* 18(1): 117-143.
- 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(04): 847-852.
- Cochrane, K., C. De Young, D. Soto and T. Bahri (2009). "Climate change implications for fisheries and aquaculture." *FAO Fisheries and aquaculture technical paper* 530: 212.
- Coll, M., C. Piroddi, J. Steenbeek, K. Kaschner, F. B. R. Lasram, J. Aguzzi, E. Ballesteros, C. N. Bianchi, J. Corbera and T. Dailianis (2010). "The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats." *PloS one* 5(8): e11842.

Colloca, F., M. Cardinale, A. Belluscio and G. Ardizzone (2003). "Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean Sea." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56(3): 469-480.

Colwell, R. K. and J. A. Coddington, (1994) "Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation." *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B.* 345(1311): 101-118.

Colwell, R.K., Mao, C.X and J. Chang, (2004) "Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves." *Ecology* (85): 2717–2727.

Costanza, R., R. d'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill and J. Paruelo (2016). "The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital (1997)." *The Globalization and Environment Reader*: 117.

Daget, J. and J.-M. Ecoutin (1976). "Modeles mathematiques de production applicables aux poissons tropicaux subissant un arret annuel prolonge de croissance." *Revue des travaux de l'Institut des pêches maritimes* 40 (3 et 4) : 425-437

Davies, B. and N. Bromage (2002). "The effects of fluctuating seasonal and constant water temperatures on the photoperiodic advancement of reproduction in female rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*." *Aquaculture* 205(1): 183-200.

De Paiva, A. C., P. d. T. d. C. Chaves and M. E. d. Araújo (2008). "Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical." *Revista brasileira de Zoologia* 25(4): 647-661.

De Raedemaeker, F., A. Miliou and R. Perkins (2010). "Fish community structure on littoral rocky shores in the Eastern Aegean Sea: Effects of exposure and substratum." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 90(1): 35-44.

Derbal, F., P. Francour, T. Thibaut and M. H. Kara (2013). "Ecologie des sars *Diplodus cervinus cervinus* (Lowe, 1838) et *Diplodus puntazzo* (Cetti, 1777), de la badèche *Epinephelus costae* (Steindachner, 1875) et du corb *Sciaena umbra* (Linnaeus, 1758) dans le golfe d'Annaba (Est, Algérie)." *Revue «Nature & Technologie»*. C-Sciences de l'Environnement 3.

Derbal, F. and H. Kara (2007). "Régime alimentaire du corb *Sciaena umbra* (Sciaenidae) des côtes de l'est algérien." *Cybium* 31(2): 189-197.

Derbal, F. and M. Kara (1995). "Habitat et comportement du mérrou *Epinephelus marginatus* dans la région d'Annaba (Algérie)." *Cahiers de biologie marine* 36(1): 29-32.

Derbal, F. and M. Kara (2001). "Inventaire des poissons des côtes de l'Est algérien." *Rapport Comité International de la Mer Méditerranée* 36: 258.

Derbal, F. and M. Kara (2010). "Composition et variations du peuplement ichtyologique de l'herbier superficiel à *Posidonia oceanica* (L.) Delile, dans la baie d'Annaba (Algérie)." *Revue d'écologie* 65(2): 139-149.

- Derbal, F. and M. H. Kara (2006). "Régime alimentaire du sar tambour, *Diplodus cervinus cervinus* (Sparidae) des côtes de l'est algérien." *Cybium* 30(2): 161-170.
- Derbal, F. and M. H. Kara (2008). "Composition du régime alimentaire du bogue *Boops boops* (Sparidae) dans le golfe d'Annaba (Algérie)." *Cybium* 32(4): 325-333.
- Derbal, F., S. Madache, N. Boughamou and M. H. Kara (2010). "Length-weight relationships and reproduction of three coastal Sparidae (*Diplodus cervinus cervinus*, *Boops boops*, and *Spondyliosoma cantharus*) of the eastern coast of Algeria." *Global Change: Mankind-Marine Environment Interactions*, Springer: 367-369.
- Derbal, F., S. Nouacer and M. H. Kara (2007). "Composition et variations du régime alimentaire du sparillon *Diplodus annularis* (Sparidae) du golfe d'Annaba (Est de l'Algérie)." *Cybium* 31(4): 443-450.
- Derbal, F., S. Slatni And M. H. Kara (2010). "Variations du régime alimentaire du rouget de roche, *Mullus surmuletus* (Mullidae) des côtes de l'est de l'Algérie." *Cybium* 34(4): 373-380.
- Deudero, S., G. Morey, A. Frau, J. Moranta and I. Moreno (2008). "Temporal trends of littoral fishes at deep *Posidonia oceanica* seagrass meadows in a temperate coastal zone." *Journal of Marine Systems* 70(1): 182-195.
- Devine, B. M., P. L. Munday and G. P. Jones (2012). "Homing ability of adult cardinalfish is affected by elevated carbon dioxide." *Oecologia* 168(1): 269-276.
- Dixon, P. and M. Palmer (2003). "VEGAN, a package of R functions for community ecology." *Journal of Vegetation Science* 14(6): 927-930.
- 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." *Cybium* 29(1): 57-63.
- 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.
- Derbal farid. (2007). "L'ichtyofaune des côtes de l'est algérien: écologie de quatre téléostéens (*diplodus cervinus cervinus*, *D. puntazzo*, *Sciaena umbra*, *Epinephelus costae*) et contribution à la biologie du sar tambour *Diplodus cervinus cervinus* (lowe, 1838), Université Badji Mokhtar de Annaba.
- Dimitriadis, C., Sini, M., Trygonis, V., Gerovasileiou, V., Sourbès, L., and Koutsoubas, D. (2018). "Assessment of fish communities in a Mediterranean MPA: Can a seasonal no-take zone provide effective protection." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 207: 223-231.
- Elliott M. and F. Dewailly (1995). "The structure and components of European estuarine fish assemblages." *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 29(3-4): 397-417.

- Farré, M., V. M. Tuset, J. E. Cartes, E. Massutí and A. Lombarte (2016). "Depth-related trends in morphological and functional diversity of demersal fish assemblages in the western Mediterranean Sea." *Progress in Oceanography* 147: 22-37.
- Félix-Hackradt, F., C. Hackradt, J. Treviño-Otón, Á. Pérez-Ruzafa and J. García-Charton (2014). "Habitat use and ontogenetic shifts of fish life stages at rocky reefs in South-western Mediterranean Sea." *Journal of Sea Research* 88: 67-77.
- Fischer, W. (1973). Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et Mer noire (Zone de pêche 37): Volume II, FAO.
- Forcada, A., J. T. Bayle-Sempere, C. Valle and P. Sánchez-Jerez (2008). "Habitat continuity effects on gradients of fish biomass across marine protected area boundaries." *Marine Environmental Research* 66(5): 536-547.
- Fraile, L., Y. Escoufier and A. Raibaut (1993). "Analyse des correspondances de données planifiées: Etude de la chémotaxie de la larve infestante d'un parasite." *Biometrics*: 1142-1153.
- Franco, A., F. Riccato, P. Torricelli and P. Franzoi (2010). "Fish assemblage response to environmental pressures in the Venice lagoon." *Transitional Waters Bulletin* 3(1): 29-44.
- Francour, P. (1994). "Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean)." *Oceanologica Acta* 17(3): 309-317.
- Francour, P. (1997). "Fish assemblages of *Posidonia oceanica* beds at Port-Cros (France, NW Mediterranean): assessment of composition and long-term fluctuations by visual census." *Marine Ecology* 18(2): 157-173.
- Francour, P. (1999). "A critical review of adult and juvenile fish sampling techniques in *Posidonia oceanica* seagrass beds." *Naturalista sicil* 23: 33-57.
- Francour, P. (2000). "Evolution spatio-temporelle à long terme des peuplements de poissons des herbiers à *Posidonia oceanica* de la réserve naturelle de Scandola (Corse, Méditerranée nord-occidentale)." *Cybium* 24(3): 85-95.
- Francour, P., C.-F. Boudouresque, J. Harmelin, M. Harmelin-Vivien and J. Quignard (1994). "Are the Mediterranean waters becoming warmer? Information from biological indicators." *Marine Pollution Bulletin* 28(9): 523-526.
- Francour, P., C. Liret and E. Harvey (1999). "Comparison of fish abundance estimates made by remote underwater video and visual census." *Naturalista Sicil* 23: 155-168.
- Francour P., Ehrhold, A., A. Blanchet and D. Hamon (2006). "Approche sectorielle subtidale: Identification et caractérisation des habitats benthiques du secteur Glénan (Réseau de surveillance benthique-Région Bretagne)."

- Frau, A., S. Deudero, S. Cerdeño and L. Alou (2003). "No habitat preference in mixed meadows and rocky bottoms for Mediterranean Labridae and Sparidae fish species." *Boletín-Instituto Español De Oceanografía* 19(1/4): 483.
- Frehi, H., M. Ayada, M. Kara and A. Coute (2004). "Hydrologie de la baie d'Annaba: caractères physico-chimique et biomasse chlorophy-lieenne." *Rapport Comité International de la Mer Méditerranée*.
- Frommel, A. Y., R. Maneja, D. Lowe, A. M. Malzahn, A. J. Geffen, A. Folkvord, U. Piatkowski, T. B. Reusch and C. Clemmesen (2012). "Severe tissue damage in Atlantic cod larvae under increasing ocean acidification." *Nature Climate Change* 2(1): 42-46.
- Frontier, S. (1983). "Stratégies d'échantillonnage en écologie." Masson.
- García-Rodríguez, M., P. Abelló, A. Fernández and A. Esteban (2011). "Demersal assemblages on the soft bottoms off the Catalan-Levante coast of the Spanish Mediterranean." *Journal of Marine Biology* 2011.
- Giaccone, G. (1999). "L'origine della biodiversità vegetale del Mediterraneo." *Notiziario della Società Italiana di Biologia Marina* 35: 35-51.
- Giakoumi, S. and G. Kokkoris (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.
- Gibson, R., R. Atkinson and J. Gordon (2006). "Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge." *Oceanography and marine biology: an annual review* 44: 123-195.
- Glavičić, I., D. Paliska, A. Soldo and M. Kovačić (2016). "A quantitative assessment of the cryptobenthic fish assemblage at deep littoral cliffs in the Mediterranean." *Scientia Marina* 80(3): 329-337.
- Gotelli N. J and R. K Colwell (2001) "Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness." *Ecology Letters* (4):379–391.
- Goren, M., K. Gayer and N. Lazarus (2009). "First record of the Far East chameleon goby *Tridentiger trigonocephalus* (Gill, 1859) in the Mediterranean Sea." *Aquatic Invasions* 4(2): 413-415.
- Gray, C. A. and J. D. Bell (1986). "seagrass *Zostera capricorni*." *Marine Ecology Progress Series* 28: 43-48.
- Gray, J., M. Aschan, M. Carr, K. Clarke, R. Green, T. Pearson, R. Rosenberg and R. Warwick (1988). "Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment." *Marine Ecology Progress Series* 46: 151-165.

- Guidetti, P. (2000). "Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* seagrass beds, rocky–algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50(4): 515-529.
- Guidetti, P., P. Baiata, E. Ballesteros, A. Di Franco, B. Hereu, E. Macpherson, F. Micheli, A. Pais, P. Panzalis and A. A. Rosenberg (2014). "Large-scale assessment of Mediterranean marine protected areas effects on fish assemblages." *PLoS One* 9(4): e91841.
- Guidetti, P. and S. Bussotti (1997). "Recruitment of *Diplodus annularis* and *SpondylIOSoma cantharus* (Sparidae) in shallow seagrass beds along the Italian coasts (Mediterranean Sea)." *Marine life* 7(1-2): 47-52.
- Guidetti, P. and S. Bussotti (2000). "Fish fauna of a mixed meadow composed by the seagrasses *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii* in the Western Mediterranean." *Oceanologica Acta* 23(7): 759-770.
- Guidetti, P., G. Fanelli, S. Frascetti, A. Terlizzi and F. Boero (2002). "Coastal fish indicate human-induced changes in the Mediterranean littoral." *Marine Environmental Research* 53(1): 77-94.
- Guidetti, P., M. Milazzo, S. Bussotti, A. Molinari, M. Murenu, A. Pais, N. Spano, R. Balzano, T. Agardy and F. Boero (2008). "Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter?" *Biological Conservation* 141(3): 699-709.
- Guidetti, P., E. Sala, E. Ballesteros, A. Di Franco, B. Hereu, E. MacPherson, F. Micheli, A. Pais, P. A. Panzalis and A. Rosenberg (2010). "Fish assemblages across the Mediterranean Sea and the effects of protection from fishing." *Biologia marina mediterranea* 17(1): 39-42.
- Hadj-Taieb, A., M. Ghorbel, N. B. Hadj-Hamida and O. Jarboui (2013). "Sex ratio, reproduction, and growth of the gilthead sea bream, *Sparus aurata* (Pisces: Sparidae), in the Gulf of Gabes, Tunisia." *Ciencias Marinas* 39(1): 101-112.
- Hafsaoui, I., R. Bouaziz, B. Draredja and H. Beldi (2016). "Reproduction cycle of *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) in the gulf of Annaba (Northeast Algeria)." *Advances in Environmental Biology* 10(5): 82-96.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., and P. D Ryan (2001). "PAST-palaeontological statistics, version. 1.89." *Palaeontologia electronica* 4(1): 1-9.
- Hannachi, M., F. Derbal, M. S. Boubekeur And M. H. Kara (2014). "Composition et variations nyctémérales des peuplements ichtyologiques des petits fonds mixtes du golfe d'Annaba, Algérie." *Cybium* 38(4): 243-253.
- Hannachi, M. S., M. S. Boubekeur, F. Derbal and M. H. Kara (2015). "Unusual presence of juveniles of the Indo-Pacific blackmouth splitfin *Synagrops japonicus* in the southwest Mediterranean coast." *Acta Adriatica* 56(2): 297-303.
- Harley, C. D., A. Randall Hughes, K. M. Hultgren, B. G. Miner, C. J. Sorte, C. S. Thornber, L. F. Rodriguez, L. Tomanek and S. L. Williams (2006). "The impacts of climate change in coastal marine systems." *Ecology letters* 9(2): 228-241.

Harmelin-Vivien, M. (1982). "Ichtyofaune des herbiers de posidonies du parc national de Port-Cros: Composition et variations spatio-temporelles."

Harmelin-Vivien, M. (1984). "Ichtyofaune des herbiers de posidonies du parc naturel régional de Corse." International Workshop Posidonia oceanica Beds.

Harmelin-Vivien, M. (2000). "Influence of fishing on the trophic structure of fish assemblages in the Mediterranean seagrass beds." I n: 39-41.

Harmelin-vivien M., Harmelin J., Chauvet C., Duval C., Galzin R., Lejeune P., Barnabé G., Blanc F., Chevalier R., and J. Duclerc (1985). » Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons méthodes et problèmes. »

Harmelin-Vivien, M., J. Harmelin and V. Leboulleux (1995). "Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores." Space Partition within Aquatic Ecosystems, Springer: 309-320.

Harmelin-Vivien, M. L., G. Bitar, J.-G. Harmelin and P. Monestiez (2005). "The littoral fish community of the Lebanese rocky coast (eastern Mediterranean Sea) with emphasis on Red Sea immigrants." Biological Invasions 7(4): 625-637.

Harmelin-Vivien, M. L. and P. Francour (1992). "Trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds." Marine Ecology 13(1): 41-51.

Hemida F., Golani D. Diatta Y. & Capapé C. (2003). "On the occurrence of the tripletail, *Lobotes surinamensis* (Bloch, 1790) (Osteichthyes: Lobotidae), off the coast of Algeria (Southern Mediterranean)." Annales Series Historia Naturalis. 13. 145-148.

Hamida C., Derbal F. and M. H. Kara. "Diet composition and variations of the striped seabream *Lithognathus mormyrus* (Teleostei: Sparidae) in Eastern coast of Algeria." Cahiers De Biologie Marine. 59.1: (2018): 9-17.

Henriques, S., M. P. Pais, M. I. Batista, M. J. Costa and H. N. Cabral (2013). "Response of fish-based metrics to anthropogenic pressures in temperate rocky reefs." Ecological indicators 25: 65-76.

Hillebrand, H., J. Soininen and P. Snoeijs (2010). "Warming leads to higher species turnover in a coastal ecosystem." Global Change Biology 16(4): 1181-1193.

Hobson, E. S., W. N. McFarland and J. R. Chess (1981). "Crepuscular and nocturnal activities of Californian nearshore fishes, with consideration of their scotopic visual pigments and the photic environment." Fish Bulletin 79(1): 1-17.

Islam, M. S. and M. Tanaka (2004). "Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis." Marine pollution bulletin 48(7): 624-649.

Islam, M. S., H. Ueda and M. Tanaka (2005). "Spatial distribution and trophic ecology of dominant copepods associated with turbidity maximum along the salinity gradient in a highly

embayed estuarine system in Ariake Sea, Japan." *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 316(1): 101-115.

Kallianiotis, A., K. Sophronidis, P. Vidoris and A. Tselepides (2000). "Demersal fish and megafaunal assemblages on the Cretan continental shelf and slope (NE Mediterranean): seasonal variation in species density, biomass and diversity." *Progress in oceanography* 46(2): 429-455.

Kallianiotis, A., M. Torre and A. Argyri (2005). "Age, growth, mortality, reproduction and feeding habits of the striped seabream, *Lithognathus mormyrus* (Pisces: Sparidae) in the coastal waters of the Thracian Sea, Greece." *Scientia Marina* 69(3): 391-404.

Kalogirou, S., M. Corsini-Foka, A. Sioulas, H. Wennhage and L. Pihl (2010). "Diversity, structure and function of fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* beds in an area of the eastern Mediterranean Sea and the role of non-indigenous species." *Journal of fish biology* 77(10): 2338-2357.

Kalogirou, S., H. Wennhage and L. Pihl (2012). "Non-indigenous species in Mediterranean fish assemblages: Contrasting feeding guilds of *Posidonia oceanica* meadows and sandy habitats." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 96: 209-218.

Kara, M. H. and F. Derbal (1999). "Données biologiques sur le mérour *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) des côtes algériennes." *Marine Life* 9(2): 21-27.

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

Kara, M. H. and F. Oudjane (2009). "First observations of the Indo-Pacific bluespotted cornetfish *Fistularia commersonii* (Fistulariidae) from Algerian coasts." *Marine Biodiversity Records* 2: e83.

Kara, M., (2009). Diversité des téléostéens côtiers de l'Est algérien. Ecologie, biologie et exploitation de quelques espèces d'intérêt commercial. *Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique (CNEPRU)*. Code : F0112008013.

Kara, M. H., F. Rouag and L. Laouira (2012). "Westward range expansion of the lessepsian spotted halfbeak *Hemiramphus far* (Hemiramphidae) in the Mediterranean Sea." *Marine Biodiversity Records* 5: e45.

Kara, M. H., E. B. Lamine and P. Francour (2015). "Range expansion of an invasive pufferfish, *Lagocephalus sceleratus* (Actinopterygii: Tetraodontiformes: Tetraodontidae), to the south-western Mediterranean." *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 45(1): 103.

Kara, M., (2015). L'ichtyofaune des côtes algériennes: diversité, biologie et exploitation. *Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique (CNEPRU)*. Code : D00L03UN230120130095.

- Keskin, C. (2007). "Temporal variation of fish assemblages in different shallow-water habitats in Erdek Bay, Marmara Sea, Turkey." *Journal of Black Sea/Mediterranean Environment* 13(3).
- Keskin, C., F. Ordines, B. Guijarro and E. Massutí (2011). "Comparison of fish assemblages between the Sea of Marmara and the Aegean Sea (north-eastern Mediterranean)." *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 91(06): 1307-1318.
- Khattabi, H. (2002). "Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etuefont (Belfort, France)". Université de Franche-comté. UFR des sciences et techniques.
- Khélifi-Touhami, M., M. Ounissi, I. Saker, A. Haridi, S. Djorfí and C. Abdenour (2006). "The hydrology of the Mafrag estuary (Algeria): transport of inorganic nitrogen and phosphorus to the adjacent coast." *Journal of Food Agriculture and Environment* 4(2): 340.
- Khelifi-Touhami, M., R. Semroud, E. H. Hamdi, M. Ounissi, A. Haridi, M. Nejib Daly and P. Aissa (2007). "The planktonic copepod communities from the southern Mediterranean Sea (Algeria, Tunisia) with a re-description of *Paracalanus indicus* Wolfenden 1905 (Copepoda: Calanoida)." *Cahiers de biologie marine* 48(4): 327-337.
- Khemiri, S., A. Gaamour, L. Zylberberg, F. Meunier and M. S. Romdahane (2005). "Age and growth of bogue, *Boops boops*, in Tunisian waters." *Acta adriatica* 46(2): 159-175.
- Khoufi, W., J.-L. Dufour, H. Jaziri, S. Elfehri, R. Elleboode, E. Bellamy, S. Ben Meriem, M. S. Romdhane and K. Mahe (2014). "Growth estimation of *Merluccius merluccius* off the northern coast of Tunisia." *Cybiurn* 38(1): 53-59.
- Khoury, C. (1987). "Ichtyofaune des herbiers de posidonies du Parc National de Port-Cros: composition, éthologie alimentaire et rôle dans le réseau trophique." Université d'Aix-Marseille II. Faculté des sciences.
- Kingsford, M. J. and C. A. Gray (1996). "Influence of Pollutants and Oceanography on Abundance and Deformities of Wild Fish Larvae-Chapter 12."
- Koched, W., F. Alemany, S. B. ISMAIL, R. Benmessaoud, A. Hattour and A. Garcia (2015). "Environmental conditions influencing the larval fish assemblage during summer in the Gulf of Gabes (Tunisia: South central Mediterranean)." *Mediterranean Marine Science* 16(3): 666-681.
- Kotrschal, K. (1983). "Northern Adriatic rocky reef fishes at low winter temperatures." *Marine Ecology* 4(3): 275-286.
- Koulouri, P., S. Kalogirou, M. Maidanou, D. Koutsoubas and C. Dounas (2016). "Fish and cephalopod assemblage structure of green alga *Caulerpa prolifera* (Chlorophyta) meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island)." *Regional Studies in Marine Science* 3: 33-41.

Kroeker, K. J., R. L. Kordas, R. N. Crim and G. G. Singh (2010). "Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms." *Ecology letters* 13(11): 1419-1434.

La Mesa, G., S. Di Muccio and M. Vacchi (2006). "Structure of a Mediterranean cryptobenthic fish community and its relationships with habitat characteristics." *Marine Biology* 149(2): 149-167.

La Mesa, G., A. Molinari, S. Gambaccini and L. Tunesi (2011). "Spatial pattern of coastal fish assemblages in different habitats in North-western Mediterranean." *Marine Ecology* 32(1): 104-114.

Lacaze, J.-C. (1993). "La dégradation de l'environnement côtier". Masson.

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.

Laubier, L. (2003). "Changement et vulnérabilité des peuplements marins côtiers." *Comptes Rendus Geoscience* 335(6): 561-568.

Legendre, L. and P. Legendre (1984). "Ecologie numérique: 2. La structure des données écologiques." Masson.

Leis, J. M. and M. I. McCormick (2002). "The biology, behavior, and ecology of the pelagic, larval stage of coral reef fishes." *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*: 171-199.

Lleonart, J. "La pêche en Méditerranée. Stocks, évaluations et état d'exploitation."

Louisy, P. (2002). "Guide d'identification des poissons marins: Europe de l'ouest et Méditerranée." Les Editions Eugen Ulmer.

Macpherson, E., A. Gordo and A. Garcia-Rubies (2002). "Biomass size spectra in littoral fishes in protected and unprotected areas in the NW Mediterranean." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55(5): 777-788.

Malak, D. A. (2011). "Overview of the conservation status of the marine fishes of the Mediterranean Sea." IUCN.

Mastrototaro, F., R. Carlucci, F. Capezzuto and L. Sion (2007). "First record of dwarf flathead *Elates ransonnetii* (Platycephalidae) in the Mediterranean Sea (North-western Ionian Sea)." *Cybio* 31(3): 393-394.

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.

- Milliman, J. D., K. Farnsworth, P. Jones, K. Xu and L. Smith (2008). "Climatic and anthropogenic factors affecting river discharge to the global ocean, 1951–2000." *Global and planetary change* 62(3): 187-194.
- Mohdeb, R. and M. H. Kara (2015). "Age, growth and reproduction of the Morocco dentex *Dentex maroccanus* of the eastern coast of Algeria." *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 95(06): 1261-1270.
- 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.
- Moranta, J., M. Palmer, G. Morey, A. Ruiz and B. Morales-Nin (2006). "Multi-scale spatial variability in fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows in the Western Mediterranean Sea." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68(3): 579-592.
- Morte, S., M. J. Redon and A. Sanz-Brau (2001). "Diet of *Scorpaena porcus* and *Scorpaena notata* (Pisces: Scorpaenidae) in the western Mediterranean." *Cahiers de biologie marine* 42(4): 333-344.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca and J. Kent (2000). "Biodiversity hotspots for conservation priorities." *Nature* 403(6772): 853-858.
- Nash, R., R. Santos, A. Geffen, G. Hughes and T. Ellis (1994). "Diel variability in catch rate of juvenile flatfish on two small nursery grounds (Port Erin Bay, Isle of Man and Porto Pirn Bay, Faial, Azores)." *Journal of Fish Biology* 44(1): 35-45.
- Ounissi, M. (2007). Devenir et incidences des flux de matières continentales enrichissantes et polluantes dans le littoral d'Annaba. Bilan final du projet de recherche ONEDD, MATE/05/04: 11p.
- Ourgaud, M., S. Ruitton, J. D. Bell, Y. Letourneur, J. Harmelin and M. Harmelin-Vivien (2015). "Response of a seagrass fish assemblage to improved wastewater treatment." *Marine pollution bulletin* 90(1): 25-32.
- Pethick, J. (2001). "Coastal management and sea-level rise." *Catena* 42(2): 307-322.
- Pezo R., Maco J. et Canepa J., (1985). "Cambial por actividades petroleras en los ríos ospastaza, Tigre, Corrientes, Samiria y Amazonas. Instituto de investigaciones de la Amazonia peruana". (IIAP), Iquitos, Peru, 59p.
- Pichavant, K., J. Person-Le-Ruyet, N. Le Bayon, A. Severe, A. Le Roux, L. Quemener, V. Maxime, G. Nonnotte and G. Boeuf (2000). "Effects of hypoxia on growth and metabolism of juvenile turbot." *Aquaculture* 188(1): 103-114.
- Pielou, E. (1977). "Mathematical ecology.[2d ed.]."
- Pielou, E. C. (1966). "Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession." *Journal of theoretical biology* 10(2): 370-383.

- Pierpaolo, C., S. Gianluca, M. Gianfranco, B. Pietro, R. Teresa, I. Vincenzo and A. Franco (2013). "The effects of protection measures on fish assemblage in the Plemmirio marine reserve (Central Mediterranean Sea, Italy): A first assessment 5 years after its establishment." *Journal of sea research* 79: 20-26.
- Pinto, A. L., S. Varandas, A. M. Coimbra, J. Carrola and A. Fontaínhas-Fernandes (2010). "Mullet and gudgeon liver histopathology and macroinvertebrate indexes and metrics upstream and downstream from a wastewater treatment plant (Febros River—Portugal)." *Environmental monitoring and assessment* 169(1): 569-585.
- Planes, S., E. Macpherson, F. Biagi, A. García-Rubies, J. Harmelin, M. Harmelin-Vivien, J.-Y. Jouvenel, L. Tunesi, L. Vigliola and R. Galzin (1999). "Spatio-temporal variability in growth of juvenile sparid fishes from the Mediterranean littoral zone." *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 79(01): 137-143.
- Pombo, L., M. Elliott and J. E. Rebelo (2005). "Environmental influences on fish assemblage distribution of an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal)." *Scientia marina* 69(1): 143-159.
- Prodon, R. and J. Lebreton (1994). "Analyses multivariées des relations espèces-milieu structure et interprétation écologique." *Vie et milieu* 44(1): 69-91.
- Quignard, J.-P. (2011). "Biodiversité: la Méditerranée, évolution de sa xénodiversité ichtyologique, les poissons lessepsiens et herculéens." *Bulletin mensuel de l'Académie des Sciences et des Lettres de Montpellier NS* 42: 105-124.
- Quignard, J. and A. Pras (1986). "Labridae." *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean* 2: 919-942.
- RACHEDI, M., DERBAL, F., & M.H. KARA. (2018). "Feeding habits of the comber *Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758)(Teleostei, Serranidae) from the gulf of Annaba (Eastern coast of Algeria)". *Cahier de Biologie Marine* 59: 149-158.
- Raventós, N. and E. Macpherson (2005). "Environmental influences on temporal patterns of settlement in two littoral labrid fishes in the Mediterranean Sea." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63(4): 479-487.
- Refes, W., N. Semahi And M. Boulahdid (2010). "Bionomie benthique des peuplements ichtyologiques des fonds chalutables du secteur oriental de la côte algérienne". *Rapport Comité international de la Mer Méditerranée.*, 39: 645.
- Relini, G., M. Relini, G. Palandri, S. Merello and E. Beccornia (2007). "History, ecology and trends for artificial reefs of the Ligurian sea, Italy." *Hydrobiologia* 580(1): 193-217.
- Reopanichkul, P., T. A. Schlacher, R. Carter and S. Worachananant (2009). "Sewage impacts coral reefs at multiple levels of ecological organization." *Marine Pollution Bulletin* 58(9): 1356-1362.

- Rodier, J., C. Bazin and J. Broutin (1996). "L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires et de mer: chimie, physico-chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats." Dunod.
- Romer, G. (1990). "Surf zone fish community and species response to a wave energy gradient." *Journal of Fish Biology* 36(3): 279-287.
- Rosa, R. and B. A. Seibel (2008). "Synergistic effects of climate-related variables suggest future physiological impairment in a top oceanic predator." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(52): 20776-20780.
- Ross, S. T., R. H. McMichael and D. L. Ruple (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.
- Rouane-Hacene, O., Z. Boutiba, B. Belhaouari, M. E. Guibbolini-Sabatier, P. Francour and C. Risso-de Faverney (2015). "Seasonal assessment of biological indices, bioaccumulation and bioavailability of heavy metals in mussels *Mytilus galloprovincialis* from Algerian west coast, applied to environmental monitoring." *Oceanologia* 57(4): 362-374.
- Sahyoun, R., S. Bussotti, A. Di Franco, A. Navone, P. Panzalis and P. Guidetti (2013). "Protection effects on Mediterranean fish assemblages associated with different rocky habitats." *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93(02): 425-435.
- Sale, P. F., R. K. Cowen, B. S. Danilowicz, G. P. Jones, J. P. Kritzer, K. C. Lindeman, S. Planes, N. V. Polunin, G. R. Russ and Y. J. Sadovy (2005). "Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves." *Trends in ecology & evolution* 20(2): 74-80.
- Sampey, A., M. G. Meekan, J. Carleton, A. McKinnon and M. McCormick (2004). "Temporal patterns in distributions of tropical fish larvae on the North West Shelf of Australia." *Marine and Freshwater Research* 55(5): 473-487.
- Sánchez-Jerez, P. and A. R. Esplá (1996). "Detection of environmental impacts by bottom trawling on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows: sensitivity of fish and macroinvertebrate communities." *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 5(4): 239-253.
- Scanes, P. R. and N. Philip (1995). "Environmental impact of deepwater discharge of sewage off Sydney, NSW, Australia." *Marine Pollution Bulletin* 31(4): 343-346.
- Schindler, D. W., S. E. Bayley, B. R. Parker, K. G. Beaty, D. R. Cruikshank, E. J. Fee, E. U. Schindler and M. P. Stainton (1996). "The effects of climatic warming on the properties of boreal lakes and streams at the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario." *Limnology and Oceanography* 41: 1004-1017.
- Seytre, C. and P. Francour (2014). "A long-term survey of *Posidonia oceanica* fish assemblages in a Mediterranean marine protected area: emphasis on stability and no-take area effectiveness." *Marine and Freshwater Research* 65(3): 244-254.

- Solari, A., A. J. Jaureguizar, A. C. Milessi and M. L. García (2015). "Fish assemblages in a small temperate estuary on the Argentinian coast: spatial variation, environmental influence and relevance as nursery area." *Brazilian Journal of Oceanography* 63(3): 181-194.
- Sponaugle, S. and D. Pinkard (2004). "Impact of variable pelagic environments on natural larval growth and recruitment of the reef fish *Thalassoma bifasciatum*." *Journal of Fish Biology* 64(1): 34-54.
- Stephens Jr, J. S., J. E. Hose and M. S. Love (1988). "Fish assemblages as indicators of environmental change in nearshore environments." *Marine organisms as indicators*, Springer: 91-105.
- Stobart, B., J. A. García-Charton, C. Espejo, E. Rochel, R. Goñi, O. Reñones, A. Herrero, R. Crec'hriou, S. Polti and C. Marcos (2007). "A baited underwater video technique to assess shallow-water Mediterranean fish assemblages: Methodological evaluation." *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 345(2): 158-174.
- Taieb, A. H., M. Ghorbel, N. B. H. Hamida and O. Jarboui (2013). "Reproductive biology, age and growth of the two-banded seabream *Diplodus vulgaris* (Pisces: Sparidae) in the Gulf of Gabes, Tunisia." *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93(05): 1415-1421.
- Takács, P., E. Balogh, T. Erős and S. A. Nagy (2016). "Stabilizing effect of WWTP discharge on water quality and fish assemblage structure." *Environmental Engineering and Management Journal* 15(7): 1561-1570.
- Ter Braak, C. J. (1986). "Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis." *Ecology* 67(5): 1167-1179.
- Teske, P. R. and T. H. Wooldridge (2003). "What limits the distribution of subtidal macrobenthos in permanently open and temporarily open/closed South African estuaries? Salinity vs. sediment particle size." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57(1): 225-238.
- Thiel, R., A. Sepulveda, R. Kafemann and W. Nellen (1995). "Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary." *Journal of Fish Biology* 46(1): 47-69.
- Tortonese, E. (1985). "Distribution and ecology of endemic elements in the Mediterranean fauna (fishes and echinoderms)." *Mediterranean marine ecosystems*, Springer: 57-83.
- Vaissière, R. and G. Fredj (1963). "Contribution à l'étude de la faune benthique du plateau continental de l'Algérie." *Bulltin de l'Institut Océanographique de Monaco* 60(1272): 83p.
- Vanderplancke, G., G. Claireaux, P. Quazuguel, C. Huelvan, C. Corporeau, D. Mazurais and J.-L. Zambonino-Infante (2015). "Exposure to chronic moderate hypoxia impacts physiological and developmental traits of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae." *Fish physiology and biochemistry* 41(1): 233-242.
- Vargas-Yáñez, M., J. Salat, M. Luz Fernández de Puelles, J. L. López-Jurado, J. Pascual, T. Ramírez, D. Cortés and I. Franco (2005). "Trends and time variability in the northern

continental shelf of the western Mediterranean." *Journal of Geophysical Research: Oceans* 110(C10).

Vigliola, L., M. L. Harmelin-Vivien, F. Biagi, R. Galzin, A. Garcia-Rubies, J.-G. Harmelin, J.-Y. Jouvenel, L. Le Direach-Boursier, E. Macpherson and L. Tunesi (1998). "Spatial and temporal patterns of settlement among sparid fishes of the genus *Diplodus* in the northwestern Mediterranean." *Marine Ecology Progress Series* 168: 45-56.

Whitehead, P. J. P., M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese (1986). "Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean, volume 3, United Nations Educational Scientific and Cultural Organization.

Willis, T. J., R. B. Millar and R. C. Babcock (2000). "Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling, and baited underwater video." *Marine Ecology Progress Series* 198: 249-260.

Wilson, D. T. and M. G. Meekan (2001). "Environmental influences on patterns of larval replenishment in coral reef fishes". *Marine Ecology Progress Series* 222: 197-207.

Xie, L., Y. Sapozhnikova, O. Bawardi and D. Schlenk (2004). "Evaluation of wetland and tertiary wastewater treatments for estrogenicity using *in vivo* and *in vitro* assays." *Archives of environmental contamination and toxicology* 48(1): 81-86.

Yeoh, D. E., Valesini, F. J., Hallett, C. S., Abdo, D. A and J. Williams (2017). "Diel shifts in the structure and function of nearshore estuarine fish communities". *Journal of fish biology*, 90(4), 1214-1243.

*Publication
Scientifique*

STRUCTURE OF NEARSHORE FISH ASSEMBLAGES IN ANNABA COASTAL WATERS, ALGERIA (SW MEDITERRANEAN SEA)

M. S. BOUBEKEUR, F. DERBAL S. HANNACHI, M. H. KARA*

Marine Bioresources Laboratory, Annaba University Badji-Mokhtar, Annaba, Algeria

* Corresponding author: kara_hichem@yahoo.com

SHALLOW
WATER NURSERY
JUVENILE FISH ASSEMBLAGE
SPATIO-TEMPORAL VARIATIONS
ENVIRONMENTAL VARIABLES
ALGERIA
MEDITERRANEAN SEA

ABSTRACT. – Nearshore shallow waters are important ecosystems. They fulfill many different vital functions for fishes, providing food and shelter from predators, and a nursery ground for numerous species. The aim of this study was to investigate spatial and temporal variations of fish assemblages in the nearshore waters along Annaba coast. Monthly beach seine hauls were performed between 0 and 1.5 m depth at 3 sites: Ain Achir, Belvédère and La Caroube. Fish diversity, spatiotemporal variations in fish assemblages, and relationships between environmental variables and ecological factors were analyzed. A total of 5687 individuals, representing 46 species from 21 families, were collected during the 12 months of sampling. Juveniles represent more than 90 % of fish assemblages. Species richness and abundance were highest during late spring and summer, and lowest in winter and early spring. However, there were no significant differences in the fish assemblage at the spatial scale. Water temperature was the most important environmental factor influencing fish species richness and abundances. The combination of the fish assemblages and environmental variables determined in this study contribute to a better understanding of the ecological networks of Annaba nearshore, thus providing useful data for its conservation and management.

INTRODUCTION

All around the world, nearshore marine ecosystems and estuarine systems are of primary importance; they fulfill many different vital functions for fishes, providing food and shelter from predators and a nursery ground (de la Morinière *et al.* 2002). Such zones display high productivity and high physical dynamics (Planes *et al.* 2000). For these reasons, the ichthyofaunal distribution and species composition in these areas are highly variable over spatial and temporal scales. In addition, increasing anthropogenic pressures (urbanization, tourism, fishing, etc.) along coastal areas impact the distribution and abundance of temporary and resident fishes.

Fish assemblages in coastal areas has been well studied in the north-western Mediterranean, both in protected (e.g. Keskin *et al.* 2011, Esposito *et al.* 2015) and unprotected open areas (e.g. Moranta *et al.* 2006, Cheminée *et al.* 2013), in relation to the influence of environmental factors (Catalan *et al.* 2006) and habitat complexity (Bussotti & Guidetti 2009).

The recruitment of coastal fishes can be defined, from an ecological perspective, as the settlement of pelagic larvae or juveniles on the bottom, where fish is in straight contact with the substrate and had survived long enough to be counted by an observer (Hixon & Webster 2002). For Mediterranean coastal species, most essential nursery habitats are located on nearshore zones (García-Rubies & Mcpherson 1995, Harmelin-Vivien *et al.* 1995). In these areas, fish assemblages change continually in time and

space, according to the reproductive seasons of the different species (Félix-Hackradt *et al.* 2014), larval dispersal (Sheaves *et al.* 2015), ontogenetic habitat shifts (Mustamäki *et al.* 2014) and spawning migrations (Neuenfeldt *et al.* 2013).

A number of studies have focused on the fish assemblage of Mediterranean nearshore habitats. These include estuaries and coastal lagoons (Franco *et al.* 2006, Matic-Skoko *et al.* 2007), rocky shores (Henriques *et al.* 2013), rocky reefs (Garcia-Charton *et al.* 2004), surf zones (Esposito *et al.* 2015), seagrass beds (Moranta *et al.* 2006) and intertidal pools (Dias *et al.* 2016).

In North Africa, only few studies have been conducted on fishes in shallow waters, describing fish composition and community structure associated with seagrass meadow *Posidonia oceanica* (Derbal & Kara 2010), diel variations of fish assemblages (Hannachi *et al.* 2014), and new records including exotic species (Hannachi *et al.* 2015, Kara *et al.* 2015).

The present study is a continuation of previous work on the composition and diel variation of fish assemblages in the shallow waters of Annaba (Hannachi *et al.* 2014). The aim of this study was i) to determine the fish community structure and its spatiotemporal variations in shallow waters, ii) to explore the relationships between biotic and abiotic variables. The results will contribute to a better understanding of ecological networks in the Annaba nearshore, establishing a baseline for future monitoring programs.

MATERIALS AND METHODS

Study site: The surveys were carried out monthly, between June 2012 and May 2013, in the western Gulf of Annaba, along three beaches: Ain Achir (36°57'27.99"N-7°46'51.26"E), Belvédère (36°56'47.75"N-7°46'13.70"E) and La Caroube (36°56'01.91"N-7°45'48.51"E) separated by 1.37 to 5.91 km (Fig. 1). These beaches are popular, with bathers in summer and recreational and artisanal gillnet fishing. During this study, about 15 commercial fishing boats dedicated to trammel nets operated in the area in summer, spring and autumn.

La Caroube is located in the eastern part of the study zone, and sheltered from the winds; the bottom is sandy interspersed with large patches of seagrass meadow *Posidonia oceanica* at the two ends of the beach. On the west side of the beach, patches are denser and even emerge to the surface at some places. The mixed bottom of Belvédère is constituted of sand and rocks scattered from 3 m depth, and seagrass meadows (*P. oceanica* and *Cymodocea nodosa*) patched the sandy bottom at 10 m depth. At the west of the study zone, Ain Achir is the most exposed beach to the northwest winds. The bottom type is sandy and rocky.

Sampling methods: Each beach was sampled with a beach seine (10 m length × 1.5 m height) having a mesh size of 4 mm. The deployment of the seine net was performed by two persons, one at each end of the net. To make sure that the net remained vertically stretched and touched the bottom (hence preventing fish from escaping), dragging pieces of metal were attached to the sinker line. In addition, floaters were attached to the float line to sample the entire water column where the depth was sufficient. The net was always hauled from the deeper part of the sampling stations, perpendicularly toward the shore. Each haul swept an area of approximately 160 m² between 1.5 m depth and the shore. We replicated this procedure three times on the two ends and in the center of the beach, once around 10 am (morning period) and once around 8 pm (evening period) avoiding the peak periods of bathers. Samples were collected monthly for 12 consecutive months. This design (*i.e.* three sites, two time periods, three replicates and twelve months) resulted in a total of 216 samples. Four environmental variables (temperature, salinity, pH and dissolved oxygen) were measured at approximately 0.5 m below the water surface using a Hanna HI 9828 recorder. Sampled fish individuals were immediately stored and frozen after capture. In the laboratory, fishes were identified to the low-

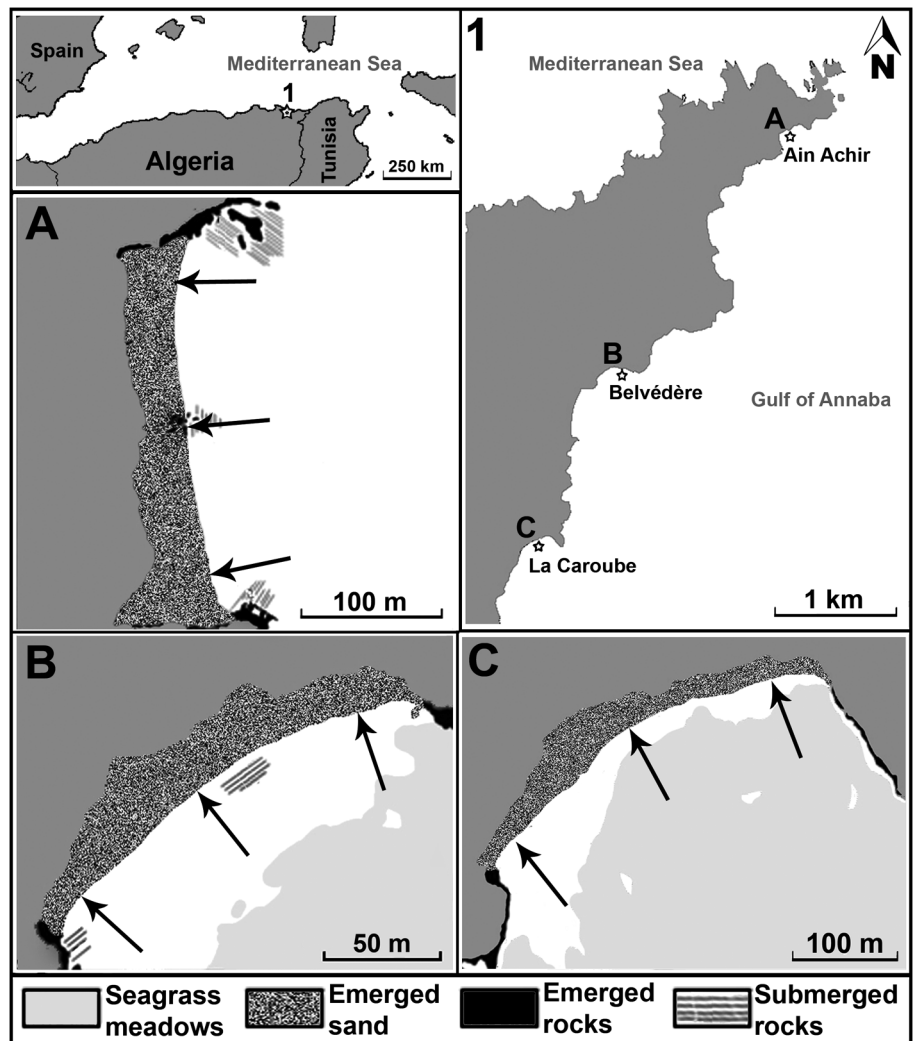


Fig. 1. – Study zone and location of survey sites (arrows).

est possible taxon (Whitehead *et al.* 1986, Fischer *et al.* 1987). They were counted, weighed (TW: total weight) to the nearest 0.1 g and measured (TL: total length) to the nearest 1 mm. Some Gobiidae and Mugilidae were identified only to the genus level.

Data analysis: Abundance (number of individuals by species), biomass (total weight of individuals by species) and number of species (S) were calculated. Diversity was assessed with Shannon's diversity index (H') (Shannon 1948) and evenness Pielou's index (J) (Pielou 1966). The frequency of occurrence (FO %) of each species, defined as the proportion of months in which the species was caught, was calculated. Fishes were categorized according to their frequency of occurrence (FO %) on the criteria adopted by de Paiva *et al.* (2008). The following intervals were designated: Infrequent (IF) for values lower than 50 %; frequent (F) for values within the interval $50 \% \leq FO \% < 85 \%$ and very frequent (VF) for values equal or greater than 85 %.

A two-factor analysis of variance (ANOVA) was used to test for significant differences in the abiotic (temperature, salinity, pH, dissolved oxygen) and biotic (S: number of species, H' : Shannon's diversity index, J: Pielou's index) variables. Sta-

tions and seasons were considered as fixed factors. Prior to the analysis, all variables were tested for homogeneity of variances (Levene's test). Abundance data did not meet the homogeneity of variances even with data transformations. This variable, thus, was tested with a Kruskal-Wallis test. To reduce bias in the statistical tests, the environmental data and abundance of each fish species were transformed to $\log_{10}(x + 1)$.

A two-way analysis of similarity (ANOSIM) was used to test for differences in assemblage structure among stations and seasons. Similarity of percentages (SIMPER) was used to determine which species account for most of the dissimilarities in fish abundance data for the different seasons and stations when they were significantly different using the software PRIMER v6.1 (Clarke 2001). This process also allowed to identify which species contributed to either the similarity within or the dissimilarity among the grouped data (Clarke & Warwick 1994). The test was based on a Bray-Curtis dissimilarity matrix. To assess the influence of environmental factors on fish assemblages, a canonical correspondence analysis (CCA) (Dixon 2003) was used (software R, v2.14.1). Rare species (FO % $\leq 33 \%$) were not considered to remove the noise from the analyses.

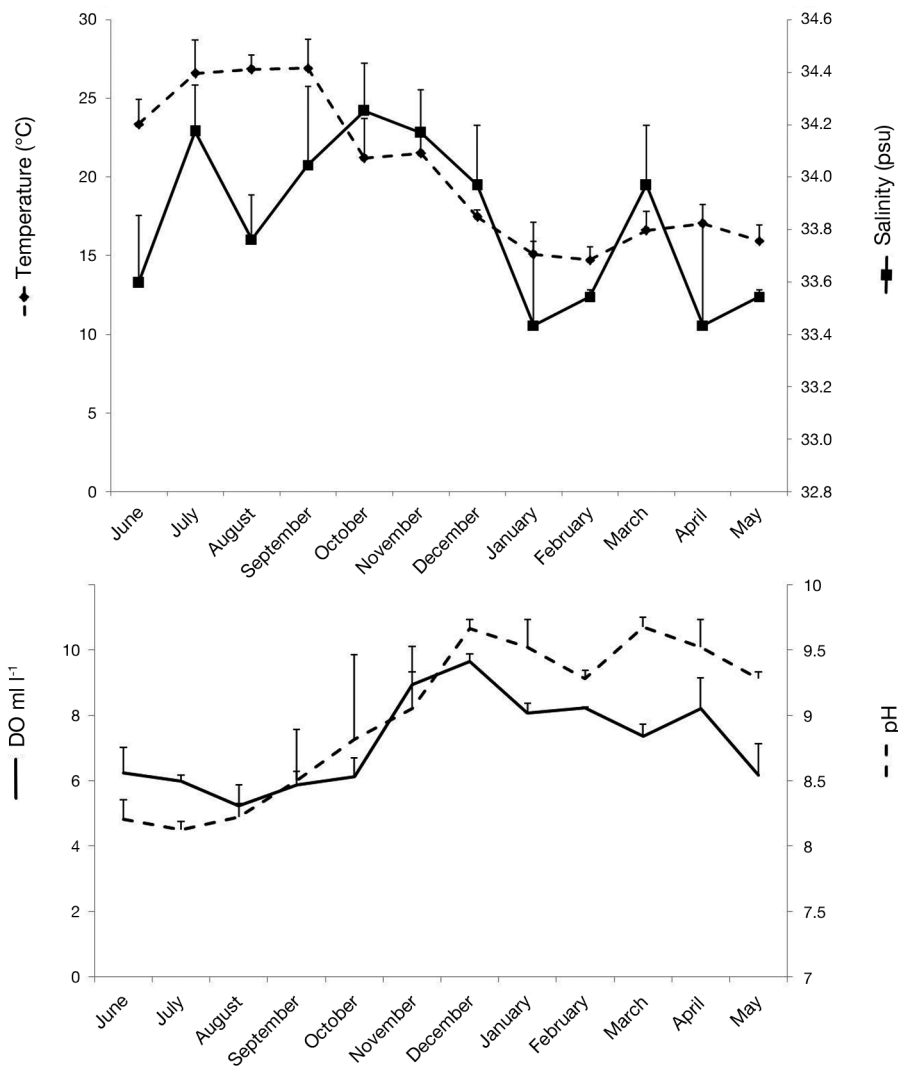


Fig. 2. – Temporal and spatial variations in environmental variables between June 2012 and May 2013.

RESULTS

Environmental variables

Seawater temperature showed a significant seasonal variation ($P < 0.001$) but did not vary between stations ($P > 0.05$) (Fig. 2). The highest value was recorded in August ($27\text{ }^{\circ}\text{C}$) at La Caroube and the lowest value in February ($15\text{ }^{\circ}\text{C}$) at Ain Achir. Salinity was fairly uniform ranging from 33.43 psu to 34.25 psu with no significant variations between months or between stations ($P > 0.05$). The pH ranged from 8.12 in July 2012 to 9.67 in May 2013 (Fig. 2) and did not vary significantly among month and stations ($P > 0.05$). Dissolved oxygen varied from 5.31 in summer to 9.25 in winter, but no statistically significant differences were found among all the sampling period or stations.

Fish assemblages

A total of 5687 fish from 46 species representing 21 families was collected during the study (Table I). The total weight was 16.8 kg and the average monthly weight of fishes in all sampled stations was 1.4 kg.

The most important families in terms of species richness, in decreasing order of importance were: Sparidae (8 species), Labridae (5 species), Mugilidae (5 species), Gobiidae (3 species) and Serranidae (3 species), while Mullidae, Atherinidae, Carangidae and Clupeidae were represented by two species each. The rest of the families (Trachinidae, Blenniidae, Bothidae, Belonidae, Triglidae, Pomacentridae, Scorpaenidae, Apogonidae, Hemiramphidae, Pomacentridae, Acropomatidae and Synodontidae) were represented by a single species each.

The five most abundant species were *Boops boops*, which accounted for 2546 individuals (37.71 % of the total abundance), followed by *Atherina punctata* (1091 ind., 14.57 %), *A. boyeri* (795 ind., 13.93 %), *Trachinotus ovatus* (247 ind., 3.71 %) and *Sarpa salpa* (208 ind., 3.2 %).

Out of the 46 species sampled, 3 were classified as very frequent (*Lithognathus mormyrus*, *A. boyeri*, *A. punctata*), 8 as frequent (*Chelon labrosus*, *Liza ramada*, *Mugil cephalus*, *B. boops*, *S. salpa*, *Diplodus sargus sargus*, *D. annularis*, *Symphodus tinca*) and 35 as infrequent (Table I).

Temporal and spatial variations in assemblage structure

Species richness ranged from 1 to 11 species (January at Ain Achir and September at Belvédère) (Fig. 3). Although species richness does not display a particular pattern among stations, differences among sites were statistically significant (ANOVA, $P < 0.05$). Monthly values in species richness did not differ significantly (ANOVA,

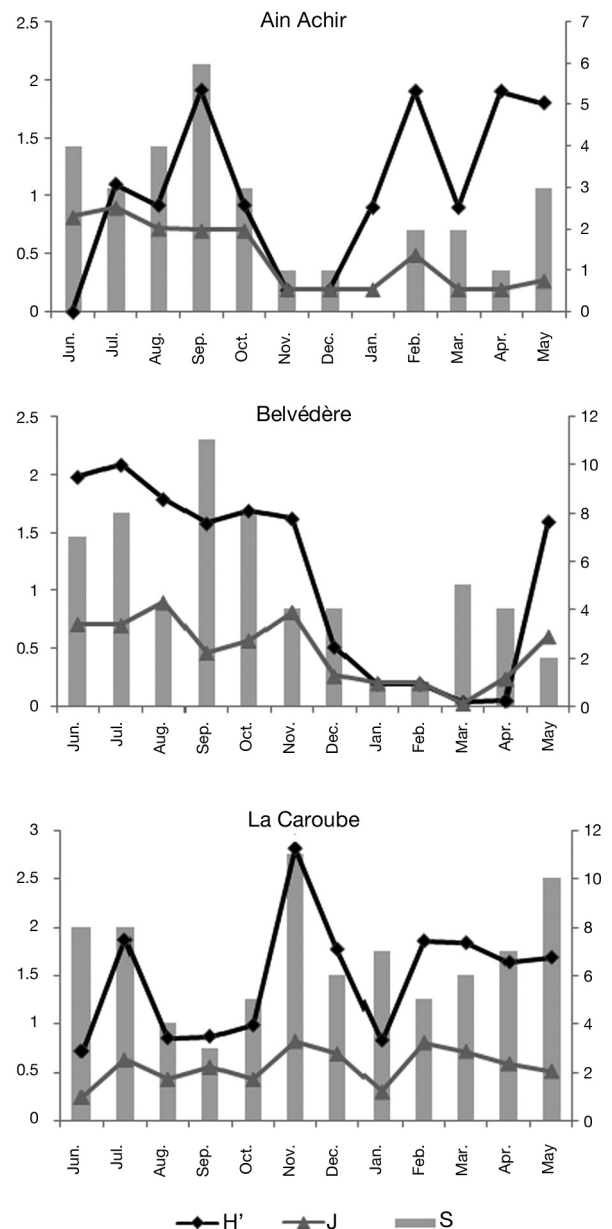


Fig. 3. – Temporal and spatial variations in number of species (S), Shannon's index (H') and Pielou's index (J) between June 2012 and May 2013.

$P > 0.05$). In general, species richness was higher during spring and summer than during winter and autumn.

Abundance varied significantly amongst both stations and seasons (Kruskal-Wallis, $P < 0.05$ and $P < 0.01$ respectively). The greatest abundance of individuals was recorded during April at Belvédère (1205 ind.), while the lowest values occurred in February at Ain Achir (0 ind.).

The evenness index (J) did not show any significant variation across stations ($P > 0.05$), whereas it differed significantly amongst seasons ($P > 0.05$), with the highest values in July and the lowest at Ain Achir in winter (Fig. 3). Species diversity (H') did not vary significantly among months or stations ($P > 0.05$). Diversity index (H')

Table I. – Total number of individual, Code name, weight and frequency of occurrence (FO) of sampled species in the shallow water of Annaba (If: Infrequent, F: Frequent, Vf: Very frequent).

Family	Species	Code	La Caroube				Belvédère				Ain Achir				FO% Status		
			Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring			
Acropomatidae	<i>Synagrops japonicus</i>	SJ	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	8.33	If
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	AI	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	8.33	If
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	AB	0	0	42	18	361	255	76	136	1	15	11	86	91.66	Vf	
	<i>Atherina punctata</i>	AP	0	0	30	204	157	181	23	72	0	15	2	86	91.66	Vf	
Belonidae	<i>Belone belone</i>	Bbe	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	8.33	If	
Blenniidae	<i>Parablennius pilicornis</i>	PP	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	8.33	If	
Bothidae	<i>Bothus podas podas</i>	BPP	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.33	If	
Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	TT	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	8.33	If	
	<i>Trachinotus ovatus</i>	TO	38	0	0	0	122	3	0	0	4	0	0	0	33.33	If	
Clupeidae	<i>Sprattus sprattus</i>	Sspra	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	8.33	If	
	<i>Sardinella aurita</i>	SA	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.33	If	
Gobiidae	<i>Gobius bucchichi</i>	GB	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	8.33	If	
	<i>Gobius sp.</i>	Gsp	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	8.33	If	
	<i>Pomatoschistus sp.</i>	Psp	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	8.33	If	
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus picarti</i>	HP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	16.66	If	
Labridae	<i>Labrus viridis</i>	LV	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	8.33	If	
	<i>Symphodus cinereus</i>	SC	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	8.33	If	
	<i>Symphodus ocellatus</i>	SO	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0	33.33	If	
	<i>Symphodus roissali</i>	SR	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	8.33	If	
	<i>Symphodus tinca</i>	ST	19	19	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	66.33	F	
Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	CT	12	12	1	65	2	3	2	0	2	0	1	0	83.33	F	
	<i>Liza aurata</i>	LA	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	58.33	F	
	<i>Liza ramada</i>	LR	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	41.66	If	
	<i>Liza saliens</i>	LS	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	25.00	If	
	<i>Mugil sp.</i>	Msp	0	0	10	3	0	9	156	0	0	0	3	0	50.00	F	
	<i>Mugil cephalus</i>	MC	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41.66	If	
Mullidae	<i>Mullus barbatus barbatus</i>	MBB	2	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	41.66	If	
	<i>Mullus surmuletus</i>	Msr	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	33.33	If	
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	CC	0	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	8.33	If	
Serranidae	<i>Mycteroperca rubra</i>	MR	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	8.33	If	
	<i>Serranus cabrilla</i>	SC	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	8.33	If	
	<i>Serranus scriba</i>	Ssc	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	8.33	If	

Table I. – Continued.

Family	Species	Code	La Caroube						Belvédère						Ain Achir						FO Status	FO%					
			Summer		Winter		Spring		Summer		Autumn		Winter		Spring		Summer		Autumn				Winter		Spring		
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	SP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	If	8.33
Sparidae	<i>Oblada melanura</i>	OM	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	If	33.33
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	LM	17	17	12	0	0	0	49	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Vf	100.00
	<i>Boops boops</i>	Bbe	363	363	266	60	60	61	61	0	0	1231	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	0	0	F	75.00
	<i>Diplodus annularis</i>	DA	1	1	0	1	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	F	50.00
	<i>Diplodus sargus sargus</i>	Dss	17	17	10	1	17	17	17	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	F	66.66
	<i>Diplodus vulgaris</i>	DV	2	2	0	13	2	2	2	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	If	33.33
	<i>Sarpa salpa</i>	SS	2	2	0	45	10	10	10	4	0	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49	0	F	50.00
	<i>Spondilyosoma cantharus</i>	Scan	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	If	8.33
Syngnathidae	<i>Syngnathus typhle rondeleti</i>	STr	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	If	8.33
	<i>Syngnathus acus</i>	Sac	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	If	33.33
Synodontidae	<i>Synodus saurus</i>	Ssau	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	If	8.33
Trachinidae	<i>Trachinus draco</i>	TD	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	If	8.33
Triglidae	<i>Trigloporus lastovia</i>	TL	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	If	8.33

and values were lower in April while the highest value was recorded in November (Fig. 3).

Since most individuals caught were juvenile, the monthly sampling allowed us to study the recruitment of the key species (Fig. 4). The most abundant fish species colonizing the shallow waters of Annaba was *B. boops* with a peak of abundance in spring (April-May). The settlement period of *L. mormyrus* extended from late May to November with maximum abundance in August. The highest abundance of *C. labrosus* occurred in spring (March-April). Peak of abundance of juveniles *A. punctata* and *A. boyeri* occurred in early autumn (September-October) and in spring. Juveniles *S. salpa* and *D. vulgaris* were abundant only during summer (Late May- August). The maximum abundance of *D. s. sargus* occurred late of May and June. Species such as juveniles *D. vulgaris* had a large spatial distribution with a relative low abundance in Ain achir. Juveniles *T. ovatus* were caught everywhere, but with higher abundances at La Caroube in July.

No significant variation across stations was found (ANOSIM, $P > 0.05$), but significant differences were revealed in community structure between seasons with global $R = 0.54$ ($P < 0.01$, Table III). A dissimilarity of 73.17 % was measured between seasons (SIMPER analysis), with the highest contribution from *B. boops* (26.69 %), *A. boyeri* (21.48 %), *A. punctata* (19.87 %), *C. labrosus* (6.66 %), *T. ovatus* (5.44 %) and *L. mormyrus* with 4.87 % (Table IV). Temperature, salinity, pH and dissolved oxygen affected the seasonal distribution of fishes and explain significantly about 49 % of the fish assemblage (CCA, $P < 0.05$). The first four axes explained together 47 % of the variance of species assemblages. The first and second axes represent respectively 43.16 % and 22.7 % of species data. On the CCA biplot (Fig. 5), the vector length of a given variable represents its influence, species points plotted close to the vector display a strong relationship with the corresponding variable, and species located near the origin either do not show any relationship to any of the variables or are found at average values. Temperature is the most important abiotic factor to explain variations in species abundance (17.04 %, $P < 0.001$). Axis 1 separates species according to temperature, with warm period on the left and cool period on the right; axis 2 separates species according to salinity, with high salinity preference on the top and low salinity preference on the bottom. Spearman rank correlations indicate that temperature positively affected species abundances such as *T. ovatus* (0.64), *M. barbatus barbatus* (0.56) and *M. surmuletus* (0.46) and negatively the abundances of *T. draco* (-0.45) and *D. s. sargus* (-0.22). Salinity affected the abundances of *S. tinca* (0.40) and *M. cephalus* (0.27) positively, and *D. vulgaris* (-0.34) and *D. annularis* (-0.35) negatively. Dissolved oxygen negatively affected the abundance of *M. surmuletus* (-0.53) but positively *S. ocellatus* (0.41).

Table II. – Summary of species richness obtained in other shallow waters of the Mediterranean with different sampling methods.

Author	Study area	Sampling method	Species richness
Moranta <i>et al.</i> 2006	Mallorca (Spain)	Beam trawl	49
Catalan <i>et al.</i> 2006	Gulf of Cadiz (Spain)	Beam trawl	52
Derbal & Kara 2010	Gulf of Annaba (Algeria)	Trammel nets	33
La Mesa <i>et al.</i> 2011	Island of Elba (Italy)	Visual census	59
Hannachi <i>et al.</i> 2014	Gulf of Annaba (Algeria)	Beach seine	46
Present study	Gulf of Annaba (Algeria)	Beach seine	46

Table III. – Summary of two-way ANOVAs involving physico-chemical factors and ecological indices.

	Stations	Seasons	Station x Seasons
Temperature	P > 0.05	P < 0.001***	P > 0.05
Dissolved oxygen	P > 0.05	P > 0.05	P > 0.05
pH	P > 0.05	P > 0.05	P > 0.05
S	P < 0.001***	P > 0.05	P > 0.05
H'	P > 0.05	P > 0.05	P > 0.05
J	P > 0.05	P < 0.01**	P < 0.05*

Table IV. – Pairwise ANOSIM results (R-values and p-level) of fish assemblage among stations and seasons.

	Global R	R value	P
Among stations		0.33	P > 0.05
Among seasons		0.54	P < 0.01**

Pairewise test		
La Caroube - Belvédère	0.13	P > 0.05
La Caroube - Ain Achir	0.22	P > 0.05
Belvédère - Ain Achir	0.31	P > 0.05
Summer - Autumn	0.22	P > 0.05
Summer - Winter	0.48	P < 0.01**
Summer - Spring	0.55	P < 0.01**
Autumn - Winter	0.33	P > 0.05
Autumn - Spring	0.75	P < 0.01**
Winter - Spring	0.85	P < 0.001***

DISCUSSION

With 21 families recorded, the present results are similar to those of Hannachi *et al.* (2014) in the same area, with the same families (Sparidae, Labridae and Mugilidae) but a different number of species per family. This is in accordance with previous studies carried out at the same area (Bell & Harmelin-Vivien 1982, Moranta *et al.* 2006, Hannachi *et al.* 2014). According to Refes *et al.* (2010), Sparidae, Labridae and Mugilidae include respectively 22, 19, 5 species along Algerian coasts and are widespread in the Mediterranean Sea (Whitehead *et*

al. 1986, Fisher *et al.* 1987). In the present study, Sparidae and Atherinidae represent 87.4 % (5109 ind.) of the total abundance. Similarly, these families always dominated the total catch in other studies: 49.8 % or 8670 ind. (Dulčić *et al.* 2005), 73 % or 7027 ind. (Hannachi *et al.* 2014).

The total number of fish species recorded was 46.

Using a beach seine, Dulčić *et al.* (2005) found 61 species at Duće-Glava in the Adriatic Sea. Keskin (2007) found 61 species in Erdek Bay in southern Marmara Sea and Esposito (2015) found 42 between Capo d'Orlando and Capo Calavà on the northern Sicilian coast. Out of the 46 species identified in this study, the three numerically dominant were *B. boops* (37.71 %), *A. boyeri* (17.93 %) and *A. punctata* (15.7 %). Species richness and abundance generally increased between spring and summer, and decreased over the subsequent months.

As in most shallow water communities, the majority of species (in the present study 39) were represented by juveniles. The early life stages count for more than 90 % of total species caught. Only two species (*S. saurus* and *S. cantharus*) were exclusively represented by adults. Consequently, our results must be considered as temporary fish assemblages and cannot be directly compared to other studies carried out in the same area when they concern adult fish communities (Hannachi *et al.* 2014, Esposito *et al.* 2015).

Recruitment is markedly a seasonal phenomenon in the Mediterranean (*e.g.* García-Rubies & Mcpherson 1995), with a greater species richness in summer compared to winter (Dulčić *et al.* 2005, Hannachi *et al.* 2014). Temporal variation in recruitment is a reflection of fish life history, including events such as mating, spawning and larval dispersion, which varies between species (Dulčić *et al.* 2005, Esposito *et al.* 2015). Recruitment peaks are expected to occur within warmer months in shallow waters, due to the intrinsic relation of reproductive events with temperature, but timing among species may be delayed by short-time intervals. For example, it is known that for most *Diplodus* species temporal staggering of recruitment is a mechanism for reducing interspecific competition as they all share the same habitat requirements for settlement (García-Rubies & Mcpherson 1995). Other species have been collected during the cool season, such as *S. tinca*, *L. ramada* and *S. porcus*, that are present from October to March. *Boops boops*, *A. boyeri*, *A. punctata* and *L. mormyrus* individuals are all present throughout the year. The increase in abundance of *L. mormyrus* juveniles between December and June is probably related to the increase in water temperature that attracts juve-

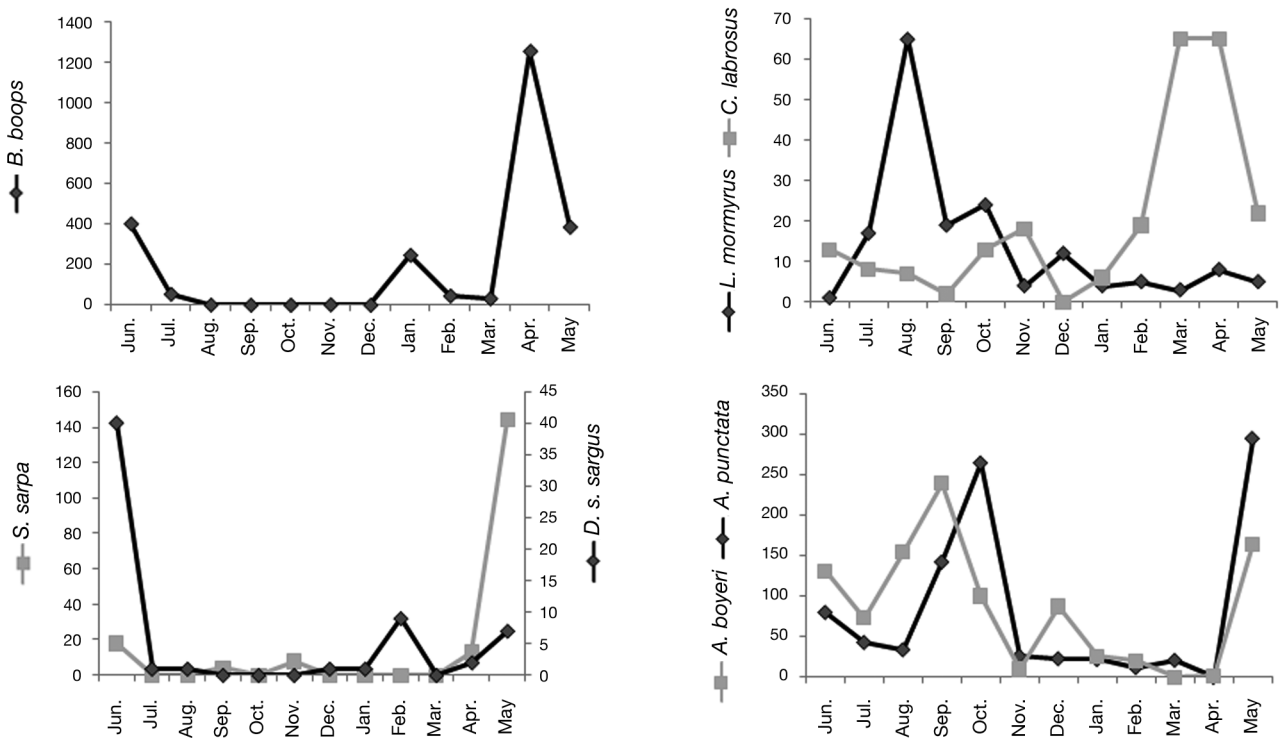


Fig. 4. – Monthly variations in abundance (n. of ind.) of the seven most abundant species.

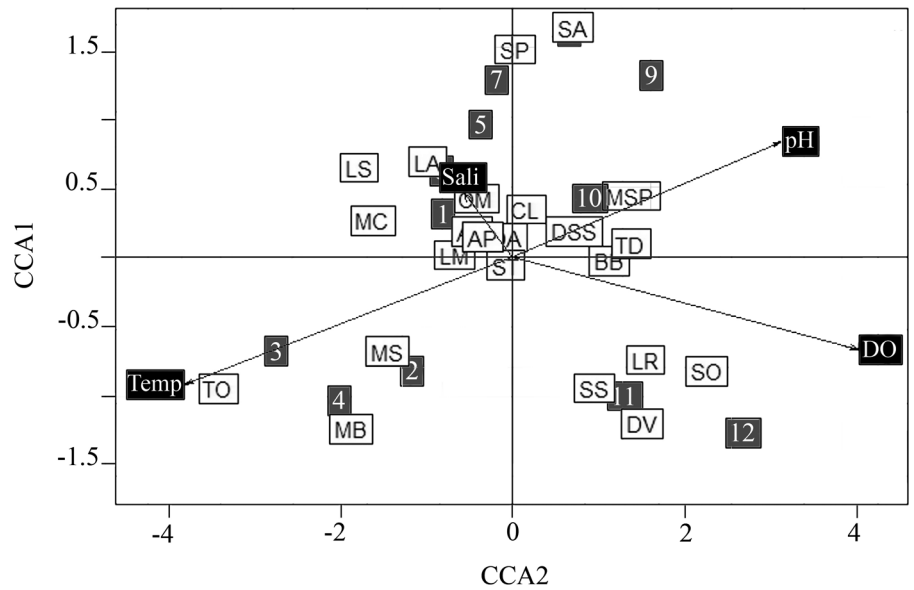


Fig. 5. – CCA ordination diagram dominant fish abundance in Annaba shallow waters, with environmental factors represented by arrows: (Temp.): temperature; (pH): pH; (DO): dissolved oxygen; (Sali): Salinity. Numbers refers to months. (1 = June; 2 = July; 3 = August; 4 = September; 5 = October; 6 = November; 7 = December; 8 = January; 9 = February; 10 = March; 11 = April; 12 = May). Species codes are provided in Table I.

niles of this species near the shore, that remain there until sexual maturity before reaching deeper and colder waters (Kallianotis *et al.* 2005). However, more infrequent species were present in the warmest period of the year, and contributed significantly to the seasonal variation in species number. The peak of abundance observed in April and early May is mainly due to the massive occurrence of *B. boops* juveniles, which corresponds to the post-spawning period of this species (Derbal *et al.* 2011).

Our results also show a marked spatial variability at the local scale (hundreds of meters), which are likely a reflection of habitat differences. At this scale, the rocky substrate is linked to a richer fish assemblage for all life stages, an observation also made along the NE Mediterranean littoral (García-Rubies & Mcpherson 1995). Habitat heterogeneity and complexity exert an important influence on ecological patterns and processes, affecting species distribution, assemblage composition and diversity

Table V. – Average similarity and percentage of contribution of each fish species to each sampling season from the SIMPER similarity percentage analysis.

Taxon	Average dissimilarity	Contribution %	Cumulative %
<i>B. boops</i>	28.66000	39.1800	39.18
<i>A. punctata</i>	13.93000	19.0400	58.22
<i>A. boyeri</i>	9.29100	12.7000	70.91
<i>T. ovatus</i>	4.88100	6.67200	77.59
<i>C. labrosus</i>	3.24700	4.43800	82.02
<i>S. salpa</i>	2.47300	3.38000	85.40
<i>L. mormyrus</i>	2.19900	3.00500	88.41
<i>D. s. sargus</i>	0.98500	1.34600	89.76
<i>Mugil</i> sp.	0.81890	1.11900	90.87
<i>Pomatoschistus</i> sp.	0.70360	0.96160	91.84
<i>M. cephalus</i>	0.70350	0.96150	92.80
<i>C. chromis</i>	0.70250	0.96010	93.76
<i>S. tinca</i>	0.68430	0.93530	94.69
<i>S. ocellatus</i>	0.52390	0.71600	95.41
<i>M. b. barbatus</i>	0.47590	0.65050	96.06
<i>M. surmuletus</i>	0.37060	0.50650	96.57
<i>L. aurata</i>	0.31720	0.43350	97.00
<i>D. vulgaris</i>	0.26000	0.35540	97.35
<i>L. ramada</i>	0.25570	0.34940	97.70
<i>T. draco</i>	0.22340	0.30530	98.01
<i>O. melanura</i>	0.21640	0.29580	98.31
<i>L. saliens</i>	0.20480	0.27990	98.59
<i>S. porcus</i>	0.16080	0.21980	98.81
<i>Gobius</i> sp.	0.14730	0.20140	99.01
<i>D. annularis</i>	0.09846	0.13460	99.14
<i>S. acus</i>	0.08340	0.11400	99.26
<i>S. aurita</i>	0.06711	0.09172	99.35
<i>S. sprattus</i>	0.06586	0.09001	99.44
<i>S. typhle rondeleti</i>	0.06025	0.08234	99.52
<i>M. rubra</i>	0.05672	0.07752	99.60
<i>H. picarti</i>	0.04762	0.06508	99.66
<i>S. cantharus</i>	0.04192	0.05730	99.72
<i>S. scriba</i>	0.03321	0.04540	99.76
<i>G. bucchichi</i>	0.02237	0.03057	99.80
<i>A. imberbis</i>	0.02091	0.02858	99.82
<i>P. pilicornis</i>	0.01988	0.02717	99.85
<i>B. belone</i>	0.01988	0.02717	99.88
<i>B. p. podas</i>	0.01988	0.02717	99.91
<i>T. trachurus</i>	0.01526	0.02086	99.93
<i>L. viridis</i>	0.01097	0.01500	99.94
<i>S. roissali</i>	0.01097	0.01500	99.96
<i>T. lastovia</i>	0.01097	0.01500	99.97
<i>S. saurus</i>	0.01097	0.01500	99.99
<i>S. cabrilla</i>	0.01026	0.01402	100.00

(Keskin *et al.* 2007, Bussotti & Guidetti 2009). Purely rocky bottoms often display greater habitat complexity

(rugosity, slope), which may provide additional refuge for a number of juvenile individuals (Félix-Hackradt *et al.* 2014). In addition, juveniles of some species might take advantage of additional cover by photophylic algae recovering the first centimeters depth to be protected against predators (Félix-Hackradt *et al.* 2014).

The habitat complexity of Belvédère and La Caroube could explain the high productivity of these stations, characterized by a dense seagrass meadow mixed partially with small rocks. These mosaics of habitats allows the persistence of fish species that need different habitat types during their life history, including the habitats suitable for juvenile stages (Bussotti & Guidetti 2009). Generally, the substratum covered with seagrass meadow *P. oceanica* displays greater abundance and species richness than soft bottoms (unvegetated substratum) (Derbal & Kara 2010). This pattern has also been observed in *Cystoseira* forests (Cheminée *et al.* 2013). The weak abundances of fish provided by the Ain Achir beach may be explained by local unexplained variations that take into account abiotic (sediment characteristics) or biotic factors such as predation, food availability or competition in relation with the absence of seagrass meadow nearby.

The range of reported diversity index ($0.38 < H' < 3.05$) and evenness ($0.1 < J < 0.78$) mainly reflects the seasonality of fish assemblage in the Gulf of Annaba. Species diversity is similar in other studies of nearshore areas: $1.56 < H' < 3.03$, $0.59 < J < 0.79$ (Dulčić *et al.* 2005), and $0.1 < H' < 3.7$, $0.1 < J < 0.7$ (Hannachi *et al.* 2014). Diversity (H') and evenness (J) were lower in April and May because there were far few species with high abundance. Whereas, the high values obtained in November are the result of the relative homogeneity and abundance of the most frequent species. Seasonal patterns were evident in the ANOSIM results, as several species were identified as “key species” for each season. For example, mean densities of *T. ovatus* and *A. boyeri* were higher in summer than in all other seasons, while densities of *Chromis chromis* and *A. punctata* were the highest in autumn. The fish composition in spring was different because of the high influx of *B. boops* juveniles, which spawns from January to April (Derbal *et al.* 2011).

In shallow habitats, physicochemical conditions, such as salinity and temperature, are often considered to control the seasonal patterns of species occurrence (Thiel *et al.* 1995). Bennett (1989) suggested that the differences in the strengths of seasonal cycles reported in the literature for intertidal fishes merely reflected the magnitude of inter-season variations in physical factors. In the present study, the CCA results suggest that inter-season variability in fish assemblages is mainly explained by water temperature. The increase in temperature during the spring-summer period was accompanied by an increase in fish densities as observed in the Gulf of Cadiz (Catalán *et al.* 2006). Temperature, salinity, pH and dissolved oxygen were the determining factors explaining the fish com-

munity structure. However the cumulative percentage of variability in ichthyofaunal composition explained by the first four axes in the CCA was 47 %, which suggests that other environmental factors should be considered. Factors such as water depth, structure and coverage of macroalgal communities may influence community structure (Guidetti & Boero 2004).

Results of this study contribute to the knowledge of Annaba's gulf biodiversity and precise local temporal variations of infralittoral fish assemblages. The nearshore of Annaba constitutes an important ecosystem for fishes, particularly for early stages such as juveniles. Out of the 46 species sampled in this study, 3 have a conservation status (*Labrus viridis*: Vulnerable, *Syngnathus t. rondelleti*: Near threatened, *Syngnathus acus*: Near threatened) and one, *Syngnathus japonicus*, was recorded as an exotic species (Hannachi *et al.* 2015).

The spread of urbanization exerts negative effects on the ecology of nearshore habitats and increases sewage pollution that both have drastic impacts on the survivorship of young fishes with alteration of the size structure (Kingsford & Gray 1996). Consequently, the durability of many fish populations will rely on nearshore ecological status, and special conservation measures should be set up in order to maintain the quality of these habitats against urbanization pressure. A long-term survey of disturbed and undisturbed nearshores is needed to precisely the anthropogenic impact on the recruitment (Guidetti *et al.* 2003), and should provide useful tools to develop and implement conservation measures.

ACKNOWLEDGEMENTS. – The authors are thankful to the Algerian Ministry of Higher Education and Scientific Research for financial support of this study, as part of the National Research Program (NRP) and to Dr R Sammar (University Chadli Ben Djedid, El-Tarf) for his advices on statistical analyses. The authors wish to thank anonymous reviewers for providing useful comments on the manuscript.

REFERENCES

- Bell J, Harmelin-Vivien M 1982. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 1. Community structure. *Tethys* 10(4): 337-347.
- Bussotti S, Guidetti P 2009. Do Mediterranean fish assemblages associated with marine caves and rocky cliffs differ? *Estuar Coast Shelf Sci* 81(1): 65-73.
- Bussotti S, Di Franco A, Francour P, Guidetti P 2015. Fish assemblages of Mediterranean marine caves. *PLOS One* 10(4): e0122632.
- Catalán IA, Jiménez M, Alconchel J, Prieto L, Muñoz JL 2006. Spatial and temporal changes of coastal demersal assemblages in the Gulf of Cadiz (SW Spain) in relation to environmental conditions. *Deep-Sea Res Part II* 53(11): 1402-1419.
- Cheminée A, Sala E, Pastor J, Bodilis P, Thiriet P, Mangialajo L, Francour P 2013. Nursery value of *Cystoseira* forests for Mediterranean rocky reef fishes. *J Exp Mar Biol Ecol* 442: 70-79.
- Clarke KR, Warwick RM 1994. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation, 1st edit. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK: 144 p.
- Clarke K, Warwick RM 2001. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. PRIMER-E. Plymouth Marine Laboratory: 172 p.
- de la Morinière EC, Pollux B, Nagelkerken I, Van der Velde G 2002. Post-settlement life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangrove habitats as nurseries. *Estuar Coast Shelf Sci* 55(2): 309-321.
- de Paiva AC, Chaves PdTdC, Araújo MED 2008. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. *Rev Bras Zool* 25(4): 647-661.
- Derbal F, Kara MH 2010. Composition et variations du peuplement ichthyologique de l'herbier superficiel à *Posidonia oceanica* (L.) Delile, dans la baie d'Annaba (Algérie est). *Rev Ecol Terre-Vie* 65: 1-11.
- Derbal F, Madache S, Bouhamou N, Kara MH 2011. Length-weight relationships and reproduction of three coastal Sparidae (*Diplodus cervinus cervinus*, *Boops boops*, and *Spondyllosoma cantharus*) of the eastern coast of Algeria. In Ceccaldi *et al.* Eds, Global Change: Mankind-Marine Environment Interactions, Proceedings of the 13th French-Japanese Oceanography Symposium. Springer Science+Business Media B.V. Chapter 6 (Physical, chemical, biological and biochemical functioning): 367-369. DOI 10.1007/978-90-481-8630-3_65
- Dixon P 2003. VEGAN, a package of R functions for community ecology. *J Veg Sci* 14(6): 927-930.
- Dias M, Roma J, Fonseca C, Pinto M, Cabral HN, Silva A, Vinagre C 2016. Intertidal pools as alternative nursery habitats for coastal fishes. *Mar Biol Res* 12(4): 331-344.
- Dulčić J, Kraljević M, Grbec B, Pallaoro A 1997. Composition and temporal fluctuations of inshore juvenile fish populations in the Kornati Archipelago, eastern middle Adriatic. *Mar Biol* 129(2): 267-277.
- Dulčić J, Matic-Skoko S, Kraljevic M, Fencil M, Glamuzina B 2005. Seasonality of a fish assemblage in shallow waters of Duće-Glava, eastern middle Adriatic. *Cybiu* 29(1): 57-63.
- Esposito V, Castriota L, Battaglia P, Consoli P, Romeo T, Scotti G, Andaloro F 2015. Fish community in a surf zone of the northern Sicilian coast (Mediterranean Sea): diversity and functional guild composition. *Medit Mar Sci* 16(3): 502-512.
- Félix-Hackradt FC, Hackradt CW, Treviño-Otón J, Pérez-Ruzafa Á, García-Charton JA 2014. Habitat use and ontogenetic shifts of fish life stages at rocky reefs in South-western Mediterranean Sea. *J Sea Res* 88: 67-77.
- Fischer W, Bauchot ML Schneider M 1987. Fiches FAO d'Identification des Espèces pour les Besoins de la Pêche (révision 1). Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37, Vol. II (Vertébrés). Rome, FAO: 761-1529.
- Franco A, Franzoi P, Malavasi S, Riccato F, Torricelli P, Mainardi D 2006. Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuar Coast Shelf Sci* 66(1): 67-83.
- Francour P 1997. Fish assemblages of *Posidonia oceanica* Beds at Port-Cros (France, NW Mediterranean): assessment of composition and a long-term fluctuations by visual census. *Mar Ecol* 18(2): 157-173.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A 2004. Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Mar Biol* 138(5): 917-934.

- García-Rubies A, Macpherson E 1995. Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Mar Biol* 124(1): 35-42.
- Guidetti P, Boero F 2004. Desertification of Mediterranean rocky reefs caused by date-mussel, *Lithophaga lithophaga* (Mollusca: Bivalvia), fishery: effects on adult and juvenile abundance of a temperate fish. *Mar Poll Bull* 48(9): 978-982.
- Hannachi MS, Derbal F, Boubekeur MS, Kara MH 2014. Composition and nycthemeral variations of shallow water ichthyofauna in the Gulf of Annaba, Algeria. *Cybium* 38(4): 243-253.
- Hannachi MS, Boubekeur MS, Derbal F, Kara MH 2015. Unusual presence of juveniles of the Indo-Pacific black-mouth splitfin *Synagrops japonicus* in the southwest Mediterranean coast. *Acta Adriat* 51(1): 9-33.
- Harmelin-Vivien ML 1982. Ichtyofaune des Herbiers de Posidonies du Parc national de Port-Cros: I. Composition et Variations spatio-temporelles. *Trav Sci PNPC* 8: 69-92.
- Harmelin-Vivien ML, Harmelin JG, Leboulleux V 1995. Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores. *Hydrobiologia*. 300/301: 309-320.
- Henriques S, Pais MP, Costa MJ, Cabral HN 2013. Seasonal variability of rocky reef fish assemblages: detecting functional and structural changes due to fishing effects. *J Sea Res* 79: 50-59.
- Hixon MA, Webster MS 2002. Density Dependence in Reef Fish Populations. In Sale P Ed, Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem. Academic Press San Diego California USA: 303-325.
- Kara MH, Oudjane F 2009. First observations of the Indo-Pacific bluespotted cornetfish *Fistularia commersonii* (Fistulariidae) from Algerian coasts. *Mar Biodivers Rec* 2: e83.
- Kara MH, Ben Lamine E, Francour P 2015. Range expansion of an invasive pufferfish, *Lagocephalus sceleratus* (Actinopterygii: Tetraodontiformes: Tetraodontidae), to the south-western Mediterranean. *Acta Ichthyol Piscat* 45(1): 103-108.
- Keskin C 2007. Temporal variation of fish assemblages in different shallow-water habitats in Erdek Bay, Marmara Sea, Turkey. *J Black Sea Med Environ* 13: 215-234.
- Keskin C, Ordines F, Guijarro B, Massutí E 2011. Comparison of fish assemblages between the Sea of Marmara and the Aegean Sea (north-eastern Mediterranean). *J Mar Biol Ass UK* 91(06): 1307-1318.
- Kingsford MJ, Gray CA 1996. Influence of pollutants and oceanography on abundance and deformity of wild fish larvae. In Schmitt, RJ, Osenberg CW Eds., Detecting Ecological Impacts. Academic Press, London: 235-255.
- 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(1): 104-114.
- Macpherson E, Gordo A, Garcia-Rubies A 2002. Biomass size spectra in littoral fishes in protected and unprotected areas in the NW Mediterranean. *Estuar Coast Shelf Sci* 55: 777-788.
- Matić-Skoko S, Peharda M, Pallaoro A, Cukrov M, Baždarić B 2007. Infralittoral fish assemblages in the Zrmanja estuary, Adriatic Sea. *Acta Adriat* 48(1): 45-55.
- Moranta J, Palmer M, Morey G, Ruiz A, Morales-Nin B 2006. Multi-scale spatial variability in fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows in the Western Mediterranean Sea. *Estuar Coast Shelf Sci* 68(3): 579-592.
- Mustamaki N, Cederberg T, Mattila J 2014. Diet, stable isotopes and morphology of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in littoral and pelagic habitats in the northern Baltic Proper. *Environ Biol Fish* (97): 675-689.
- Neuenfeldt S, Righton D, Neat F, Wright PJ, Svedang H, Michalsen K, Subbey S 2013. Analysing migrations of Atlantic cod *Gadus morhua* in the north-east Atlantic Ocean: then, now and the future. *J Fish Biol* 82: 741-763.
- Pielou E C 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J Theor Biol* 13: 131-144.
- Planes S, Galzin R, Rubies AG, Goni R, Harmelin JG, Dreach L, Lenfant P, Quetglas A 2000. Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environ Conserv* 27(02): 126-143.
- Refes W, Semahi N, Boulahdid M, Quignard JP 2010. Inventaire de la faune ichthyologique du secteur oriental de la côte Algérienne (El-Kala, Annaba, Skikda, Jijel, Bejaïa). *Rapp Comm Int Mer Médit* 39: 646.
- Sheaves M, Baker R, Nagelkerken I, Connolly RM 2015. True value of estuarine and coastal nurseries for fish: Incorporating complexity and dynamics. *Estuar Coasts* 38(2): 401-414.
- Shannon C 1948. A mathematical theory of communication. *Bell Syst Tech J* 27: 376-423.
- Ter Braak CJ 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67(5): 1167-1179.
- Thiel R, Sepulveda A, Kafemann R, Nellen W 1995. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. *J Fish Biol* 46(1): 47-69.
- Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J, Tortonese E Eds 1986. Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean, Vol. II. UNESCO, Paris: 780-792

Received on August 22, 2016
Accepted on April 24, 2018
Associate editor: T Changeux