

THESE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : *Biotechnologies Végétale et Microbienne, Biodiversité et Environnement*

Structure de Recherche : *Laboratoire de Biodiversité, Ecologie et Génome*

Discipline : *Biologie*

Spécialité : *Océanologie, Ecologie, Biodiversité et Environnement*

Présentée et soutenue le 29 Décembre 2021 Par :

Reda EL KAMCHA

Etude des communautés benthiques de la lagune de Marchica (Maroc – Méditerranée) : biodiversité, fonctionnement et état de la qualité écologique.

JURY

Abdelaziz BENHOUSA	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences - Rabat	Président / Rapporteur
Bouabid BADAoui	PH, Université Mohammed V, Faculté des Sciences - Rabat	Examineur / Rapporteur
Mohamed MAANAN	Maitre de Conférences-HDR -Université de Nantes - France	Examineur / Rapporteur
Ahmed ERRHIF	PES, Université Hassan II, Faculté des Sciences - Casablanca	Examineur
Hocein BAZAIRI	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences - Rabat	Directeur de Thèse

Année Universitaire : 2021/2022

RÉSUMÉ

Les lagunes côtières comptent parmi les habitats marins ayant la plus grande productivité biologique, jouant un rôle écologique important. Ce travail vise à améliorer les connaissances sur les communautés macrozoobenthiques de la lagune de Marchica et à évaluer l'état écologique de l'écosystème à l'aide d'indices biotiques basés sur la macrofaune benthique. La présente étude se base sur l'échantillonnage de 28 stations prélevées durant l'automne, l'hiver, le printemps et l'été 2015. Les résultats de l'analyse environnementale ont montré une variabilité spatiale et saisonnière des paramètres abiotiques et édaphiques. Les herbiers de la phanérogame marine *Cymodocea nodosa* sont moins représentés dans la lagune révélant une nette régression. La caractérisation de cet herbier (phénologie sur la biométrie des feuilles, la surface foliaire et la biomasse) dans les cinq stations sélectionnées montre une variation saisonnière significative avec un maximum au printemps et en été et un minimum en hiver. Selon l'analyse de la composition de la communauté benthique, on constate que la lagune de Marchica présente une faune benthique relativement riche et diversifiée par rapport aux lagunes méditerranéennes. Parmi les espèces identifiées, nous avons rapporté le premier enregistrement de deux espèces non-indigènes (NIS) *Caprella scaura* et *Paracerceis sculpta* qui sont bien établies dans la lagune. L'activité maritime est le vecteur le plus probable de l'introduction de ces deux NIS. La distribution spatio-temporelle des assemblages de macrozoobenthos, semble être principalement conditionnée par la profondeur, les variables sédimentaires et la présence ou l'absence de végétation. Cinq indices biotiques AMBI, M-AMBI, BENTIX, BOPA et BITS ont été appliqués pour évaluer le statut écologique de la Marchica. Les résultats de l'accord/désaccord entre ces indices montrent un statut de qualité "acceptable" pour la majorité des stations. Néanmoins, afin de tester plus précisément la performance des indices biotiques, une approche de surveillance à long terme prenant en compte les descripteurs biotiques et abiotiques est fortement recommandée.

Mots clés : Lagune méditerranéenne ; Macrofaune benthique ; Invasion biologique ; Facteurs environnementaux ; Herbiers marins ; Patrons de distribution ; Statut écologique.

ABSTRACT

Coastal lagoons are considered among the marine habitats with the highest biological productivity, playing an important ecological role. This work aimed at improving the knowledge on macrozoobenthic communities within the Marchica lagoon, and evaluating the ecological status of the ecosystem using biotic indices based on benthic macrofauna. The present study was based on 28 stations sampled during autumn, winter, spring and summer 2015. The results of the environmental analysis, showed a spatial and seasonal variability in abiotic and edaphic parameters. The meadows of the seagrass *Cymodocea nodosa* are less represented in the lagoon revealing that the spatial distribution of the seagrass *C. nodosa* has undergone a strong regression. The characterization of this seagrass (phenology on leaf biometrics, the leaf surface and the biomass) in the five selected stations show a clear significant seasonal variation with a maximum in spring and summer and a minimum in winter. According to the analysis of the composition of benthic community, it can be seen that the Marchica presents a relatively rich and diversified benthic fauna compared to the Mediterranean lagoons. Among the identified species, we have reported the first record of two non-indigenous species (NIS), the invasives *Caprella scaura* and *Paracerceis sculpta*, which are well established in the lagoon. Shipping activity was the most likely vector for the introduction of those two NIS. The spatio-temporal distribution of macrozoobenthos assemblages seems to be mainly controlled by a depth, sediment variables and the presence or absence of vegetation. The benthic classification indices AMBI, M-AMBI, BENTIX, BOPA and BITS were performed to assess the ecological status of the Marchica lagoon. The results of the agreement/disagreement between the biotic indices exhibits an “acceptable” quality status for the majority of stations. Nevertheless, in order to test more accurately the performance of biotic indices, a long-term monitoring approach of taking biotic and abiotic descriptors into account is strongly recommended.

Keywords: Mediterranean lagoon; Benthic macrofauna; Bioinvasion; Environmental factors; Seagrasses; Distribution patterns; Ecological status.

A la mémoire de ma Mère (Allah Yarhamha)

AVANT-PROPOS

Écrire des remerciements n'est pas une chose facile et j'espère que les lignes qui suivent résument toute la gratitude que j'éprouve pour les personnes citées.

Ces travaux de thèse ont été effectués au sein du Laboratoire Biodiversité, Écologie et Génome de la Faculté des Sciences - Université Mohammed V de Rabat. Mes premiers et sincères remerciements sont adressés à Monsieur le Doyen de la Faculté des Sciences de Rabat pour l'intérêt exceptionnel qu'il accorde à la recherche scientifique et à l'effort considérable qu'il déploie pour la formation de chercheurs au sein de son établissement.

*La personne la plus importante dans la réalisation de cette thèse est sans aucun doute, mon Directeur de thèse, **M. Hocein BAZAIRI**. C'est grâce à vous que j'ai pu m'épanouir autant durant ces années de thèse, et je ne vous en remercierai jamais assez. Vous avez été un « Chef » cinq étoiles, toujours de bonne humeur, plein de bonnes idées, ouvert à la discussion et d'une pédagogie exemplaire. Vos qualités scientifiques et humaines ont été et resteront toujours un exemple pour moi.*

*Je tiens à remercier, tout particulièrement, Monsieur le Professeur **Abdelaziz BENHOUSA**, Directeur du Laboratoire Biodiversité, Ecologie et Génome, à la Faculté des Sciences de Rabat. Qu'il soit assuré de mon profond respect et toute ma gratitude d'avoir accepté avec gentillesse d'être rapporteur de ce travail et de présider ce jury de thèse.*

*Je voudrais également remercier **M. Bouabid BADAoui**, Professeur Habilité à la Faculté des Sciences de Rabat, qui m'a fait l'honneur d'avoir accepté d'être rapporteur de cette thèse et de participer à ce jury.*

*Mes sincères reconnaissances vont aussi à **M. Mohamed MAANAN**, Maître de Conférences-HDR à l'Université de Nantes, qui a accepté d'être rapporteur de ce travail et de juger ce manuscrit. Je le remercie aussi pour tout l'appui logistique pour l'analyse des sédiments de la lagune.*

*J'adresse mes sincères remerciements à **M. Ahmed ERRHIF**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences Aïn Chock - Université Hassan II – Casablanca, qui a aimablement accepté d'examiner ce travail.*

*Je tiens également à exprimer mes vifs remerciements à mes deux chers amis **Oussama BOUOUAROUR** et **Soilam BOUTOUMIT**, pour leur disponibilité, leur soutien et leur assistance au laboratoire, en mer et à terre. Merci à tous les deux pour tout ce que vous avez fait et pour les bons moments passés au boulot et dans la vraie vie...*

*Mes remerciements les plus sincères vont également à tous mes collègues du Laboratoire Biodiversité, Écologie et Génome, qui n'ont jamais cessé de m'encourager au cours de la réalisation de ce travail. Je remercie **Oussama BOUARAKIA**, **Loubna BOUTAHAR**, **Feirouz TOUHAMI**, **Hala AINOUE**, **Zineb EL FATOUANI**, **Laila EL QANDSI**, **Imane RAHMOUNI**, **Halima LOUIZI**, **Loubna TIFAROUINE**, **Salma BENMOKHTAR** et **Selma MAAROUF**.*

*Un remerciement particulier à mon ami **Mohamed SELFATI**, Professeur à la Faculté des Sciences Aïn Chock - Université Hassan II – Casablanca, qui a contribué sans hésitation et efficacement à la plupart des sorties sur terrain. A cet égard, je lui rends un sincère hommage. Je n'oublierai pas de remercier **Pierre POUZET**, Dr / PhD à l'Université de Nantes – IGARUN, pour son aide précieuse au traitement des échantillons de sédiment.*

*Un spécial merci à tous mes collègues de travail d'équipe « TARGA-Pôle-Tanger ». Je cite plus particulièrement **Hicham MASTASS**, **Houda CHOGRANI**, **Bilal FERCHICHI** et **El Mehdi SALAH DINE** pour le soutien moral et leurs encouragements. Se sentir bien entouré, permet de maintenir le cap dans les moments les plus durs.*

*Je remercie très particulièrement mon ami et frère **Driss EDDALI**, pour son soutien et ses encouragements afin que cette thèse voie le jour.*

*Au final, je dédie ce travail à toute ma famille, qui a toujours su me soutenir, même dans les moments les plus difficiles, sur qui j'ai pu et je pourrai toujours compter. Vous êtes mes fondations et ma ligne de vie. Merci à mon père **Mohammed**, à mes frères **Mustapha** et **Youness** et à ma petite sœur **Samia**.*

SOMMAIRE

RÉSUMÉ.....	I
ABSTRACT	II
AVANT-PROPOS	IV
SOMMAIRE	VI
LISTES DES FIGURES	IX
LISTE DES TABLEAUX	XIII

INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
-----------------------------	---

CHAPITRE I : PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE ET APPROCHES MÉTHODOLOGIQUES

1. PRÉSENTATION DE LA LAGUNE DE MARCHICA.....	6
1.1. Position géographique.....	6
1.2. Bathymétrie	7
1.3. Aperçu climatique	7
1.4. Aperçu géomorphologique.....	9
1.5. Hydrodynamique et Hydrologie.....	9
1.6. Renouvellements des eaux de la lagune.....	10
1.7. Couverture sédimentaire	11
1.8. Habitats et cartographie	12
1.9. Intérêt écologique.....	13
1.10. Statut de conservation	13
1.11. Actions anthropiques	14
1.12. Conclusion	14
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES	15
2.1. Stratégie d'échantillonnage.....	15
2.2. Tri et Identification des macroinvertébrés benthiques au laboratoire.....	17
2.3. Analyse granulométrique	19
2.4. Evaluation du Dioxyde de carbone (CO ₂) et du Carbonate de Calcium (CaCO ₃)	19
2.5. Évaluation de la matière organique totale (MO).....	19
2.6. Caractérisation de la végétation	19
2.7. Analyse des données	20
2.7.1. Définitions des termes : Assemblages et Peuplements.....	20
2.7.2. Paramètres et caractéristiques des peuplements	20
2.7.3. Modèle DIMO (Diversity Model)	21
2.8. Analyses statistiques	22
2.8.1. Test ANOVA (Analysis of variance)	22
2.8.2. Analyses Multivariées	22
2.9. Traitements géomatiques	24
2.10. Indice ALEX (ALien Biotic IndEX).....	25
2.11. Evaluation de l'état de la qualité écologique	26
2.11.1. Indice AMBI (AZTI Marine Biotic Index).....	26
2.11.2. Indice M-AMBI (Multivariate AZTI Marine Biotic Index).....	27
2.11.3. Indice BENTIX (Biological Benthic Index).....	28
2.11.4. Indice BOPA (Benthic Opportunistic Polychaetes Amphipods Index).....	29
2.11.5. Indice BITS (Benthic Index based on Taxonomic Sufficiency).....	29

2.11.6. Approche SCORING	30
--------------------------------	----

CHAPITRE II : ANALYSE SPATIO-TEMPORELLE DES PARAMÈTRES ENVIRONNEMENTAUX et CARACTÉRISATION DES HERBIERS DE *CYMODOCEA NODOSA*

1. PARAMÈTRES ENVIRONNEMENTAUX.....	32
1.1. Caractéristiques physico-chimiques.....	32
1.1.1. Température.....	32
1.1.2. Salinité et conductivité	33
1.2. Caractérisation des structures sédimentaires.....	34
1.2.1. Granulométrie	34
1.2.2. Diamètre médian D ₅₀ (µm).....	36
1.2.3. Teneurs en matière organique sédimentaire (MO)	36
1.2.4. Teneur en carbonate de calcium CaCO ₃	37
1.2.5. Teneur en carbone organique total (COT).....	38
1.3. Analyse en composante principale (ACP)	38
1.4. Discussion et conclusion	41
2. CARACTÉRISATION DES HERBIERS DE <i>CYMODOCEA NODOSA</i>.....	44
2.1. Répartition spatiale la macroflore	44
2.2. Paramètres de caractérisation des herbiers de <i>Cymodocea nodosa</i>	45
2.2.1. Densité	46
2.2.2. Nombre moyen des feuilles / faisceau	47
2.2.3. Longueur moyenne des limbes et des pétioles	47
2.2.4. Indice de surface foliaire (LAI)	48
2.2.5. Biomasses foliaires et souterraines	49
2.3. Interaction des paramètres de caractérisation de <i>C. nodosa</i>	50
2.4. Discussion et conclusion	51

CHAPITRE III : INVENTAIRE FAUNISTIQUE DE LA MACROFAUNE BENTHIQUE DE LA LAGUNE DE MARCHICA

1. INTRODUCTION.....	53
2. STRUCTURE TAXONOMIQUE GLOBALE.....	53
2.1. Liste des espèces	54
2.2. Comparaison saisonnière de la structure taxonomique.....	56
2.3. Comparaison avec les travaux antérieurs sur le site	58
2.4. Comparaison avec les autres lagunes.....	59

CHAPITRE IV : LES ESPÈCES NON-INDIGÈNES DANS LA LAGUNE DE MARCHICA

1. Occurrence of the invasive <i>Caprella scaura</i> Templeton, 1836 (Amphipoda: Caprellidae) in the Marchica coastal lagoon (Alboran Sea, Morocco).....	60
1.1. Introduction.....	61
1.2. Materials and methods	62
1.2.1. Study area	62
1.2.2. Sample collection	62
1.2.3. Literature analysis.....	63
1.2.4. Data analysis.....	64
1.3. Results and discussion	64
1.4. Conclusion	67
2. The non-indigenous isopod <i>Paracerceis sculpta</i> Holmes, 1904 invasion of the Marchica lagoon (Moroccan Mediterranean Coast).....	68

2.1. Introduction	69
2.2. Materials and methods	69
2.2.1. Sampling site	69
2.2.2. Literature analysis.....	70
2.2.3. Data analysis.....	70
2.3. Results and discussion	71
2.4. Conclusion	75
 CHAPITRE V : ASSEMBLAGES DES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES DE LA LAGUNE DE MARCHICA (MEDITERRANÉE, MAROC) : ORGANISATION SPATIO-TEMPORELLE ET FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX	
1. Introduction	78
2. Material and methods	79
2.1. Study area and sampling	79
2.2. Laboratory analysis	80
2.3. Data analysis	81
3. Results	82
3.1. Environmental variables	82
3.2. General characteristics of the benthic macrofauna	82
3.3. Spatial distribution of benthic macrofauna	84
3.4. Temporal variation in benthic assemblages	87
3.5. Relationships between Environmental Drivers and macrofaunal community	90
3.6. Impact of alien species on benthic communities	91
4. Discussion.....	92
5. Conclusion.....	94
 CHAPITRE VI : BIO-ÉVALUATION DE LA QUALITÉ ÉCOLOGIQUE DES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES DE LA LAGUNE DE MARCHICA	
1. Introduction	95
2. Résultats	96
2.1. Indices biotiques	96
2.2. Interaction entre les différents indices biotiques.....	99
2.3. Approche Scoring	100
2.1. Relation entre les indices biotiques et les variables environnementales.....	101
3. Discussion.....	102
4. Conclusion.....	103
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	104
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	109
ANNEXES.....	134

LISTES DES FIGURES

<i>Figure 1 : Situation géographique de la lagune de Marchica et diverses positions de la passe au cours de la période historique.....</i>	<i>6</i>
<i>Figure 2 : Carte bathymétrique de la lagune de Marchica (source : INRH/DO/LMOE, 2019) 7</i>	<i>7</i>
<i>Figure 3 : Diagramme ombrothermique illustrant la variabilité des précipitations et températures pour la Province de Nador. Période d'observation : 1991 – 2020. (Source : https://climateknowledgeportal.worldbank.org/ Consulté le : 21/06/2021)</i>	<i>8</i>
<i>Figure 4 : Rose des vents observés sur la période du 23 Août 2011 au 15 Août 2020 pour la ville de Melilla. Les données de vent proviennent d'Iowa Environmental Mesonet. (Source : https://mesonet.agron.iastate.edu/ Consulté le 21/06/2021).....</i>	<i>8</i>
<i>Figure 5 : Circulation hydrodynamique de surface (A) et de fond (B) de la lagune de Marchica (Hilmi, 2015).</i>	<i>10</i>
<i>Figure 6 : Temps moyen de renouvellement des eaux de la lagune de Marchica après l'ouverture de la nouvelle passe (Chair et al., 2018).....</i>	<i>11</i>
<i>Figure 7 : Evolution du faciès sédimentaire de la lagune de Marchica entre 1987 (a) (Zine, 1989) et 2011 (b) (Najih et al., 2016).</i>	<i>12</i>
<i>Figure 8 : Répartition spatiale de la macroflore benthique (Guélorget, 1987).....</i>	<i>13</i>
<i>Figure 9 : Réseau d'échantillonnage de la macrofaune benthique de la lagune de Marchica.</i>	<i>15</i>
<i>Figure 10 : Illustrations des étapes d'échantillonnage dans la lagune de Marchica de la macrofaune benthique et du sédiment à l'aide de la benne Van Veen.....</i>	<i>16</i>
<i>Figure 11 : Illustrations de quelques étapes de traitement des échantillons au laboratoire (A : tri de la macrofaune benthique ; B : Caractérisation de l'herbier de <i>Cymodocea nodosa</i> ; C : identification des espèces ; D : mesure de la biomasse).....</i>	<i>18</i>
<i>Figure 12 : Schéma de qualification des niveaux de perturbation à partir de l'AMBI (Grall, 2004).....</i>	<i>26</i>
<i>Figure 13 : Variation spatiale et saisonnière de la température des eaux de la lagune de Marchica.</i>	<i>32</i>
<i>Figure 14 : Variation spatiale et saisonnière de la salinité et de la conductivité des eaux de la lagune de Marchica.....</i>	<i>34</i>
<i>Figure 15 : Diagramme de Folk et répartition des faciès sédimentaires dans la lagune de Marchica.</i>	<i>35</i>

Figure 16 : Distribution spatiale des types sédimentaires dans la lagune de Marchica au cours des quatre saisons. (Mud : vase ; Muddy Sand : sable vaseux ; Sand : sable ; Sandy Mud : vase sableuse).....	35
Figure 17 : Distribution spatiale de la granulométrie médiane D50 dans la lagune de Marchica au cours des quatre saisons. Les classes sont exprimées en pourcentage.	36
Figure 18 : Distribution spatiale des teneurs en matière organique dans la lagune de Marchica au cours des quatre saisons. Les classes sont exprimées en pourcentage.	37
Figure 19 : Distribution spatiale des teneurs en CaCO_3 dans la lagune de Marchica au cours des quatre saisons. Les classes sont exprimées en pourcentage.	38
Figure 20 : Distribution spatiale des teneurs en carbone organique total dans la lagune de Marchica au cours des quatre saisons. Les classes sont exprimées en pourcentage.	38
Figure 21 : Représentation graphique de l'analyse en composante principale (PCA) des données environnementales de la lagune de Marchica pour les quatre saisons. (Temp : température ; Sal : salinité ; Conduc : conductivité ; %TOM : % matière organique totale ; MGS : médiane ; %Mud : % vases ; %Sand : % sables ; Depth : profondeur.)	40
Figure 22 : Matrice de corrélation Spearman (A : hiver ; B : printemps ; C : été ; D : automne). La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.....	41
Figure 23 : Répartition spatiale de la végétation benthique de la lagune de Marchica au cours des quatre saisons.	45
Figure 24 : Evolution spatiale et temporelle de la densité de l'herbier <i>Cymodocea nodosa</i> . Les barres d'erreurs représentent les écart-types. (S : Station ; H : hiver ; P : printemps ; E : été ; A : automne).....	46
Figure 25 : Evolution spatiale et temporelle du nombre moyen des feuilles/faisceau de l'herbier <i>Cymodocea nodosa</i> . Les barres d'erreurs représentent les écart-types. (S : Station ; H : hiver ; P : printemps ; E : été ; A : automne).	47
Figure 26 : Evolution spatiale et temporelle de la longueur moyenne des limbes et des pétioles de l'herbier <i>Cymodocea nodosa</i> . (S : Station ; H : hiver ; P : printemps ; E : été ; A : automne).	48
Figure 27 : Evolution spatiale et temporelle de l'indice de surface foliaire de <i>Cymodocea nodosa</i> . (S : Station ; H : hiver ; P : printemps ; E : été ; A : automne).	48
Figure 28 : Evolution spatiale et temporelle des biomasses totales de l'herbier <i>Cymodocea nodosa</i> . (S : Station ; H : hiver ; P : printemps ; E : été ; A : automne).	49
Figure 29 : Evolution spatiale et temporelle des biomasses foliaires et souterraines de l'herbier <i>Cymodocea nodosa</i> . (S : Station ; H : hiver ; P : printemps ; E : été ; A : automne).....	49

Figure 30 : Représentation graphique de l'analyse en composante principale (PCA) des données de caractérisation de l'herbier <i>C. nodosa</i> de la lagune de Marchica.	50
Figure 31 : Répartition de la richesse taxonomique des principaux groupes taxonomiques de la lagune de Marchica.....	53
Figure 32 : Répartition du nombre total d'individus récoltés des principaux groupes taxonomiques de la lagune de Marchica.....	54
Figure 33 : Evolution saisonnière de la richesse spécifique des principaux groupes taxonomiques de la lagune de Marchica.....	57
Figure 34 : Evolution saisonnière du nombre total d'individus récoltés des principaux groupes taxonomiques de la lagune de Marchica.....	57
Figure 35 : Map showing the geographical position of the Marchica lagoon and the sampling design (stations 1 to 28). Star symbols indicate stations where <i>C. scaura</i> was recorded.	62
Figure 36 : Lateral view (x15) of <i>Caprella scaura</i> (Templeton, 1836) from the Marchica lagoon: male (A), female (B) (Photos by Abdellatif Bayed).	63
Figure 37 : Seasonal variation in mean abundance ($\pm$ SD) of <i>Caprella scaura</i> in the Marchica lagoon during 2015.	64
Figure 38 : Records of <i>Caprella scaura</i> in the Mediterranean Sea. Green circles indicate the most recent sites (after 2010) where the species has been found. Yellow circles indicate the localities registered between 2000–2010, and red circles represent records occurred before 2000.	65
Figure 39 : Map of the Marchica lagoon showing the locations and sampling design (stations 1 to 28). Star symbols indicate the stations where <i>Paracerceis sculpta</i> was recorded during 2015.	70
Figure 40 : <i>Paracerceis sculpta</i> (Holmes, 1904) from Marchica lagoon. (a) male specimen; (b) female specimen (Photos by Reda El Kamcha).	71
Figure 41 : Seasonal variation in mean abundance ($\pm$ standard deviation) of <i>Paracerceis sculpta</i> in the Marchica lagoon.	72
Figure 42 : Known distribution of <i>Paracerceis sculpta</i> in the Mediterranean Sea. Red star (present study). Numbers of records refer to Table (3).	73
Figure 43 : Marchica lagoon geographical setting and sampling design (Stations 1 to 28). .	80
Figure 44 : Proportions of the number of taxa (A) and the total abundance (B) by the orders of benthic macrofauna in the Marchica lagoon.	83
Figure 45 : Cluster analyses for the benthic assemblages at the 28 sampling stations based on average abundance data.	84

<i>Figure 46 : Non-metric multidimensional scaling (MDS) ordination of the benthic assemblages in the Marchica lagoon. Groups derived from cluster analysis are delimited by lines.</i>	<i>85</i>
<i>Figure 47 : Spatial distribution of the macrozoobenthos assemblages in the Marchica lagoon.</i>	<i>86</i>
<i>Figure 48 : Ordination of samples obtained by the principal coordinates analysis (PCO) of benthic assemblages.</i>	<i>88</i>
<i>Figure 49 : DIMO model application by simultaneous representation of the ((S) Log₂), diversity index (H') and equitability (line Diagonal = maximum equitability (J' = 1)).</i>	<i>89</i>
<i>Figure 50 : Result of the distance-based redundancy analysis (dbRDA) showing the effect of the spatial variation in benthic assemblage structure related to the predictor variables selected through the best linear models based on distance (DistLM).</i>	<i>90</i>
<i>Figure 51 : The mean values and ± SD of ALien Biotic IndEX calculated seasonally of the main benthic assemblages in the Marchica lagoon. Grey scale represents the Çinar and Bakir's (2014) categories of ecological quality. Wi : Winter, Sp : Spring, Su : Summer, Au : Autumn.</i>	<i>92</i>
<i>Figure 52 : Appréciation finale de l'état écologique de la lagune de Marchica évalué par l'approche de Scoring.</i>	<i>101</i>

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Ouvrages principaux utilisés pour les déterminations taxonomiques.	18
Tableau 2 : Etat de la qualité écologique des communautés benthiques défini à partir des seuils de l'indice Alex.	26
Tableau 3 : Groupes écologiques de polluo-sensibilités différentes (d'après Hily, 1984).	27
Tableau 4 : Correspondances entre les valeurs du BENTIX et les différents états écologiques (Simboura et Zenetos, 2002).	28
Tableau 5 : Correspondances entre les valeurs du BITS et les différents états écologiques (Mistri et Munari, 2008).	30
Tableau 6 : Seuils utilisés pour l'estimation de l'accord/désaccord entre les indices biotiques utilisés et l'état de l'environnement.	31
Tableau 7 : Test d'ANOVA pour étudier la significativité de la différence entre les saisons et entre les stations. (* : Différence significative).	33
Tableau 8 : Test d'ANOVA pour étudier la significativité de la différence entre les saisons et entre les stations. (* : Différence significative).	37
Tableau 9 : Coefficients des variables dans les équations des axes de l'ACP.	39
Tableau 10 : Coefficients des variables dans les équations des axes de la PCA.	50
Tableau 11 : Comparaison des travaux sur les peuplements benthiques dans la lagune de Marchica.	59
Tableau 12 : Biotic and environmental linking (BIOENV) analysis displaying the three highest Spearman rank correlations using square root quantitative data of <i>Paracerceis sculpta</i> , collected from February to November 2015. Bold type indicates the best combination overall.	72
Tableau 13 : ANOVA of the influence of the type of substrate (vegetated) on the abundance of <i>Paracerceis sculpta</i> among seasons (* $p > 0.05$).	72
Tableau 14 : Records of <i>Paracerceis sculpta</i> in the Mediterranean Sea ordered by year of record. The asterisk indicates the first Mediterranean record.	74
Tableau 15 : Results of the Similarity Percentage (SIMPER) analysis showing the average similarity and the contribution of each taxon.	86
Tableau 16 : Results of SIMPER analysis showing the average dissimilarity and the contribution of each taxon.	87

Tableau 17 : Results of two-way PERMANOVA (Bray Curtis (dis)similarity based) for benthic macrofauna testing the differences among group (fixed factor), season (random factor) and their interactions. df = degrees of freedom. Bolded values indicate significant ($P_{perm} < 0.05$).
..... 88

Tableau 18 : Two-way ANOVA results for benthic assemblages analysing differences in regards to the richness (S), total abundance of individuals (N), Shannon-Weaver's (H') and Pielou's evenness (J') index, and biomass (B), at the scales of season and groups. Significant p values in bold. 89

Tableau 19 : Results of the multivariate multiple regressions analysis by DistLM testing the effect of the structural environmental variables on the macrofaunal assemblage structure. The proportion of the explained variability by each variable is included, as well as the accumulated proportion when successive variables are included in the model. Significant p values in bold.
..... 91

Tableau 20 : Etats de la qualité écologique issus de l'application des cinq indices biotiques par station (saison Hiver). 96

Tableau 21 : Etats de la qualité écologique issus de l'application des cinq indices biotiques par station (saison Printemps). 97

Tableau 22 : Etats de la qualité écologique issus de l'application des cinq indices biotiques par station (saison Été). 98

Tableau 23 : Etats de la qualité écologique issus de l'application des cinq indices biotiques par station (saison Automne). 99

Tableau 24 : Résultats des corrélations de Pearson entre valeurs des différents indices biotiques. 100

Tableau 25 : Matrice de corrélation entre les paramètres environnementaux et les indices biotiques. 102

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les lagunes côtières, dont la superficie à l'échelle du globe est estimée à 483 000 ha (Kapetsky, 1984), occupent environ 13 % du littoral mondial (Barnes, 1980 ; Nixon, 1982). Elles sont définies comme des écosystèmes peu profonds, reliés à la mer par une ou plusieurs admissions restreintes appelées « grau », « golo » ou « passe » (Pinot, 1998). Ces écosystèmes sont généralement caractérisés par des fortes productions biologiques (Newton *et al.*, 2018). Cependant, leur situation d'interface, entre les milieux continentaux et marins, les rend particulièrement sensibles aux influences marines et terrestres (Colombo, 1977). De ce fait, ils se caractérisent par une variation saisonnière considérable en termes de paramètres physico-chimiques et écologiques (Bayed et Chaouti, 2001 ; 2004).

Les lagunes côtières sont également caractérisées par une activité humaine, qui tend à se concentrer à proximité de ces systèmes côtiers et engendre, directement ou indirectement des perturbations de ces milieux (Willaert, 2014). Ces écosystèmes comptent, de ce fait, parmi les écosystèmes les plus menacés au monde. L'exploitation de ces zones (pêche, aquaculture intensive, etc.) (Héral, 1993), l'aménagement du milieu (endiguements, poldérisations) (Komatsu, 1997), sa fréquentation croissante (activité touristique), l'introduction volontaire ou involontaire d'espèces invasives (Blanchard, 1997), la dégradation et les pertes d'habitats sont autant de facteurs responsables de l'érosion de leur biodiversité.

À l'instar de tous les écosystèmes, qu'ils soient marins ou terrestres, les invasions biologiques marines mettent en péril la conservation de la biodiversité et les ressources naturelles dans les lagunes côtières. Au cours de ces deux dernières décennies, les bio-invasions marines et côtières sont devenues l'une des plus grandes menaces mondiales pour la diversité et l'intégrité des communautés autochtones. Ces invasions sont considérées comme des facteurs d'impacts irréversibles dans les environnements hôtes, tout en affectant la diversité et la stabilité des habitats (Spagnolo *et al.*, 2019). Les espèces non-indigènes (NIS), parfois également appelées espèces exotiques, sont introduites hors de leur aire de répartition naturelle par voie humaine, soit directement, soit indirectement (IUCN, 2000 ; ICES, 2005). Ils peuvent nuire à la biodiversité ou aux services écosystémiques en entrant en concurrence et parfois en remplaçant les espèces autochtones, engendrant des modifications complexes dans la structure et la fonction du nouvel écosystème d'accueil (Bellan-Santini *et al.*, 1996 ; Harmelin-Vivien *et al.*, 2001).

En Méditerranée, on compte environ 400 lagunes côtières, couvrant plus de 6 400 km² (Cataudella *et al.*, 2015). La lagune de Marchica (ou encore lagune de Nador), est l'une des

plus importantes lagunes du pourtour méditerranéen, constitue un exemple de ces zones côtières d'importance mondiale, mais aussi des plus vulnérables, puisque de nombreux problèmes environnementaux y sont apparus ou risquent de se poser dans un futur proche. En effet, depuis quelques années, la lagune et son pourtour immédiat sont en pleine mutation socio-économique. La forte urbanisation qu'a connue son rivage a engendré des perturbations de natures diverses (pollutions, pertes d'habitats, etc.) qui se sont répercutées sur les valeurs écologiques de l'écosystème.

Du point de vue recherches scientifiques, la lagune de Marchica a fait l'objet de plusieurs études qui touchent à diverses composantes de cet écosystème. À titre d'exemple, ces études ont concerné l'hydrologie et l'hydrodynamique de la lagune (Brethes et Tesson, 1978 ; Abdellaoui *et al.*, 2016 ; Karim *et al.*, 2015 ; Aknaf *et al.*, 2015), la sédimentologie et la géochimie organique des sédiments (Irzi, 1987 ; Maanan *et al.*, 2015; Giuliani *et al.*, 2015; Bloundi *et al.*, 2008; Najih *et al.*, 2017) et la faune ichtyque (Selfati, 2020). Cependant, certaines composantes biologiques restent peu étudiées ou les connaissances les concernant restent anciennes et/ou lacunaires. Ceci révèle le besoin d'intervention pour mieux les caractériser. Il s'agit essentiellement de trois composantes biologiques à savoir la macrofaune benthique, les herbiers de phanérogames marines et les espèces non-indigènes.

La macrofaune benthique constitue une composante biologique fondamentale dans le fonctionnement des écosystèmes côtiers et marins. Les peuplements macrozoobenthiques représentent un indicateur potentiel intéressant pour évaluer la qualité et l'état de santé du milieu marin et peuvent donc servir à détecter les changements de ce milieu (Warwick, 1986 ; Dauvin, 1993 ; Blanchet *et al.*, 2008). La capacité de la communauté benthique à traduire les modifications environnementales est liée (1) à leur sédentarité relative qui est donc souvent directement affectée par les sources de perturbations potentielles (Olsgard et Gray, 1995 ; Rosenberg, 2001 ; Shin *et al.*, 2004), (2) à leur longévité qui assure une intégration de l'action des perturbations sur des échelles de temps significatives (Dauvin, 1993 ; Reiss et Kröncke, 2005), et à (3) l'existence d'un large spectre de sensibilité et de tolérance écologique suivant la nature et les adaptations des organismes considérés (Pearson et Rosenberg, 1978; Paiva, 2001; Mendez, 2002; Lancellotti et Stotz, 2004). Les connaissances sur la macrofaune benthique sont sporadiques dans la lagune de Marchica. Aucun programme de suivi n'a été identifié et les efforts d'échantillonnage ne permettent pas de faire des comparaisons pertinentes que ce soit à l'échelle spatiale ou temporelle. Les principales investigations sur la macrofaune benthique des

substrats meubles de la lagune ont été menées par Guélorget *et al.*, (1987), Zine (1989), Lefebvre *et al.*, (1996) et Zine (2005). Par ailleurs, il existe d'autres études qui ont concerné des groupes zoologiques spécifiques comme les Mollusques (Clanzig, 1989) et les Crustacés (Rharbi, 1987 ; Boussalwa *et al.*, 2000).

Dans le monde entier, **les herbiers de phanérogames marines** constituent un élément fondamental pour la sauvegarde de la diversité biologique à l'échelle de la planète (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Boudouresque, 2004). Ils sont des prairies sous-marines qui occupent la plupart des mers du globe sauf dans les régions polaires (Green et Short, 2003 ; Orth *et al.*, 2006). Ces Magnoliophytes marines forment des écosystèmes particuliers de grand intérêt écologique et patrimonial, reconnus au niveau international comme un des écosystèmes les plus remarquables (Hily *et al.*, 2010). Ces herbiers, jouant un rôle fonctionnel en tant que zones de reproduction, nurserie et de nourrissage, sont de plus en plus utilisés comme bio-indicateur en raison de leur fonction écologique, de leur sédentarité, de leur large distribution et de leur sensibilité aux modifications environnementales (Short et Willie-Echeverria, 1996 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005).

Cymodocea nodosa (Ucria) Ascherson 1870, est l'une des espèces de Magnoliophytes les plus communes et les plus abondantes en Méditerranée. Il s'agit de la seconde espèce, après *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile 1813, en termes de surface occupée en Méditerranée (Lipkin *et al.*, 2003). Cette espèce et les habitats qu'elle forme bénéficient d'une protection légale dans plusieurs pays méditerranéens ; elle est également prise en compte dans des conventions internationales (Boudouresque *et al.*, 2006 ; PNUE-PAM, 2009).

Bien que les herbiers de *Cymodocea nodosa* de la lagune de Marchica présentent une étendue particulièrement remarquable, il semble qu'ils n'aient pas échappé au désintérêt général concernant cette espèce. En effet, aucune étude n'a été menée sur ce compartiment biologique, sauf quelque contribution liée à la cartographie de la macroflore au sein de la lagune (Guléroget *et al.*, 1986 ; Benbrahim, 2009 ; El Madani 2012 ; Najih *et al.*, 2016) et une étude récente réalisée par Boutahar *et al.*, (2021) portant sur la contamination de ces herbiers par les éléments-traces. Il s'avérerait donc nécessaire de caractériser ces habitats ainsi que d'évaluer leur participation dans la structuration des peuplements benthiques qui les colonisent.

La Méditerranée est considérée comme l'un des principaux points chauds pour **les espèces non-indigènes** (NIS) et le taux d'introduction semble augmenter de façon constante. En fait, 821

espèces non-indigènes sont actuellement répertoriées (Zenetos *et al.*, 2017), ce qui affecte les habitats et le fonctionnement des écosystèmes (Katsanevakis *et al.*, 2014a, 2016), et cela peut représenter l'une des plus grandes menaces pour la biodiversité méditerranéenne (i.e. Zenetos *et al.*, 2010, 2012, 2017, 2018 ; Galil *et al.*, 2018 ; Dragičević *et al.*, 2019 ; Bailey *et al.*, 2020). Les activités de transport maritime constituent la voie d'introduction des NIS la plus importante en Méditerranée. S'agissant d'invasions biologiques marines dans la région, les citernes à ballast et la souillure des coques des navires par des organismes marins qui s'y fixent (phénomène appelé fouling) sont d'importants vecteurs (Ruiz *et al.*, 2000 ; Streftaris *et al.*, 2005 ; Ferrario *et al.*, 2017 ; Ulman *et al.*, 2019). D'autres activités comme l'aquaculture peuvent aussi être des vecteurs d'introduction de NIS (Katsanevakis *et al.*, 2014a).

Le Maroc accorde une importance capitale à son patrimoine vivant. Il a initié une stratégie et un plan d'action national pour la préservation durable de ses ressources biologiques, écosystémiques et paysagères. Nos travaux de recherche s'inscrivent dans l'effort national visant à améliorer les connaissances scientifiques dans les écosystèmes lagunaires, d'une part, et de fournir des outils d'aide à la prise de décision surtout sur les aspects relatifs au bio-monitoring, d'autre part.

Face aux multiples changements qu'a connus la lagune de Marchica ces dernières années, en relation avec l'évolution rapide des tendances démographiques, les nouvelles conditions socio-économiques qui favorisent une grande consommation des ressources naturelles, et les grands aménagements que connaît la lagune (ouverture artificielle d'une nouvelle passe, construction de marinas et de ports de plaisance, etc.), notre intérêt s'est orienté aux écosystèmes benthiques de cet écosystème côtier dans l'optique de :

1. Actualiser les connaissances (inventaire, dynamique spatio-temporelle et fonctionnement) sur son écosystème benthique (macrofaune et herbier de phanérogames marines) et les introductions et invasions biologiques récentes ;
2. Proposer des recommandations en faveur de la communauté scientifique et des pouvoirs publics dans le cadre de la stratégie nationale de monitoring du littoral et de la zone côtière au Maroc.

Le présent manuscrit de thèse s'articule autour d'une introduction générale, six chapitres et une conclusion générale dans laquelle nous synthétisons les principaux résultats obtenus et nous

proposons des recommandations pour un éventuel plan de gestion et de conservation de cet écosystème :

- Le **chapitre I** est une présentation sommaire de la lagune de Marchica à travers une description de sa situation géographique, sa géologie, sa climatologie, son hydrologie, etc. Nous y avons indiqué, par la suite dans une deuxième partie les méthodes utilisées aussi bien concernant l'échantillonnage que les approches adoptées pour l'analyse des données.
- Le **chapitre II** concerne l'analyse de l'évolution spatio-temporelle des paramètres physicochimiques. Il traite aussi la variabilité, en termes des paramètres morphométriques, densité et biomasse de l'herbier de *Cymodocea nodosa* dans la lagune de Marchica.
- Le **chapitre III** est consacré à l'inventaire faunistique et à la structure taxonomique de la macrofaune benthique de cette lagune. Les résultats acquis ont fait l'objet de comparaisons avec ceux issus des travaux antérieurs réalisés sur le même site et ceux établis dans d'autres lagunes marocaines et méditerranéennes.
- Le **chapitre IV** est réservé à la caractérisation écologique des espèces non-indigènes et invasives recensées pour la fois première au niveau la lagune de Marchica dans le cadre de cette thèse.
- Le **chapitre V** a trait à l'identification des principaux peuplements macrozoobenthiques. Il vise à décrire leur structure et leur organisation spatiale et temporelle au sein de la lagune. La mise en relation de l'organisation des peuplements benthiques avec les principaux facteurs du milieu permet d'identifier les variables environnementales structurant ces peuplements.
- Le **chapitre VI** porte sur l'évaluation de l'état de la qualité écologique ou « statut écologique » de la lagune de Marchica en utilisant les peuplements benthiques qui constituent une excellente matrice biologique pour l'application des indices biotiques.

CHAPITRE I : PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE ET APPROCHES MÉTHODOLOGIQUES

1. PRÉSENTATION DE LA LAGUNE DE MARCHICA

Les généralités concernant la lagune de Marchica ont été recueillies à partir de travaux antérieurs. Nous en présentons ici les principaux traits.

1.1. Position géographique

La lagune de Marchica est la plus grande lagune marocaine et la deuxième grande lagune nord-africaine. D'une forme allongée en direction Nord Ouest – Sud Est, parallèle à la côte (**Fig. 1**), la lagune s'étend sur une surface d'environ 115 km² et s'inscrit dans la latitude 34°54' et 35°17' Nord, et la longitude 02°10' et 03°05' Ouest. Elle présente respectivement une longueur et une largeur de l'ordre de 25 km et 7,5 km.

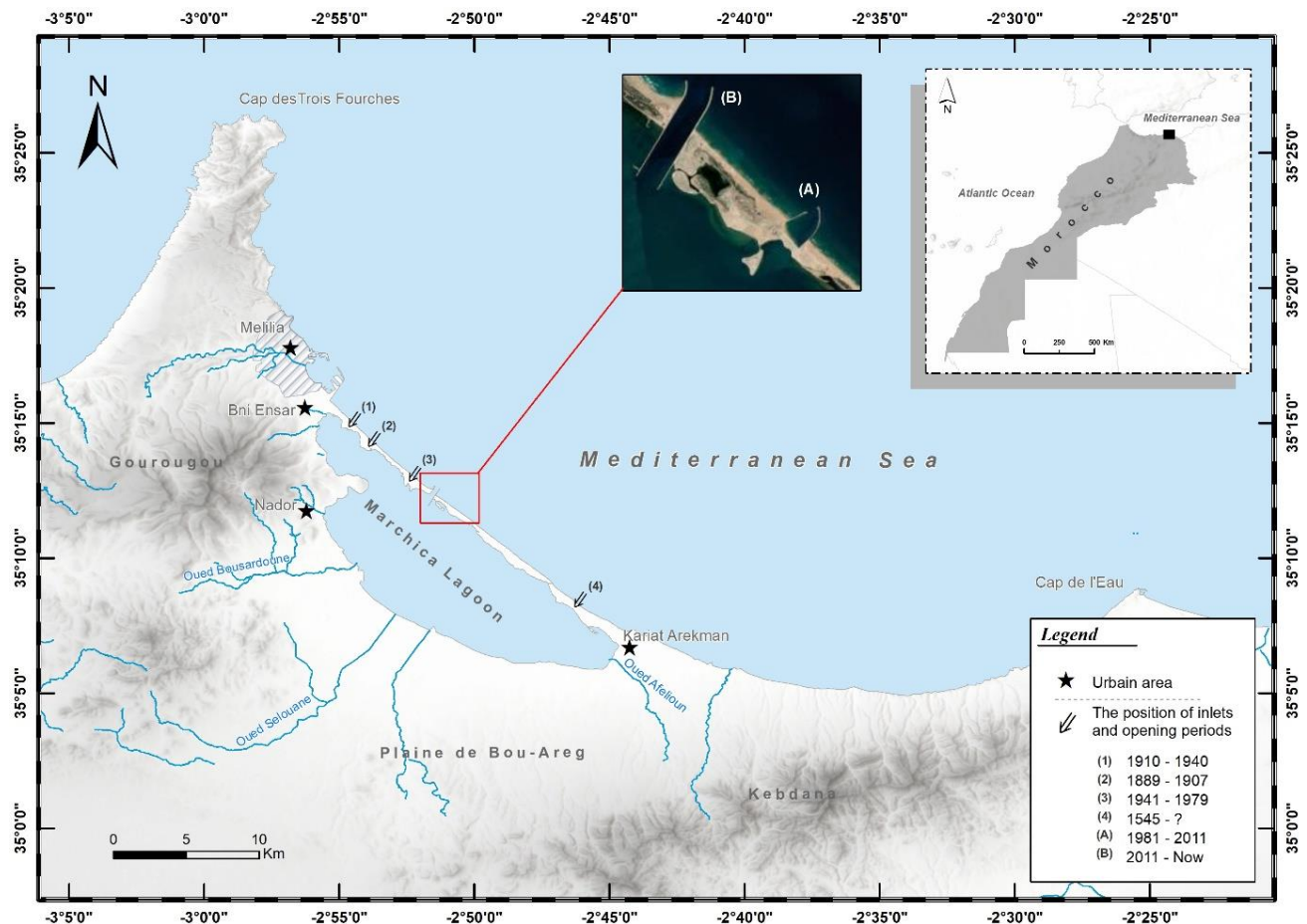


Figure 1 : Situation géographique de la lagune de Marchica et diverses positions de la passe au cours de la période historique.

1.2. Bathymétrie

La carte bathymétrique la plus récente réalisée pour la lagune (**Fig. 2**) est l'œuvre de l'Institut National de Recherche Halieutique (INRH) en 2019 (Selfati, 2020). Les profondeurs augmentent progressivement de la côte vers le centre de la lagune atteignant des profondeurs maximales au centre variant entre 6 à 7 m au maximum. Au niveau de la nouvelle passe d'entrée, ces profondeurs atteignent généralement 7 à 8 m de profondeur.

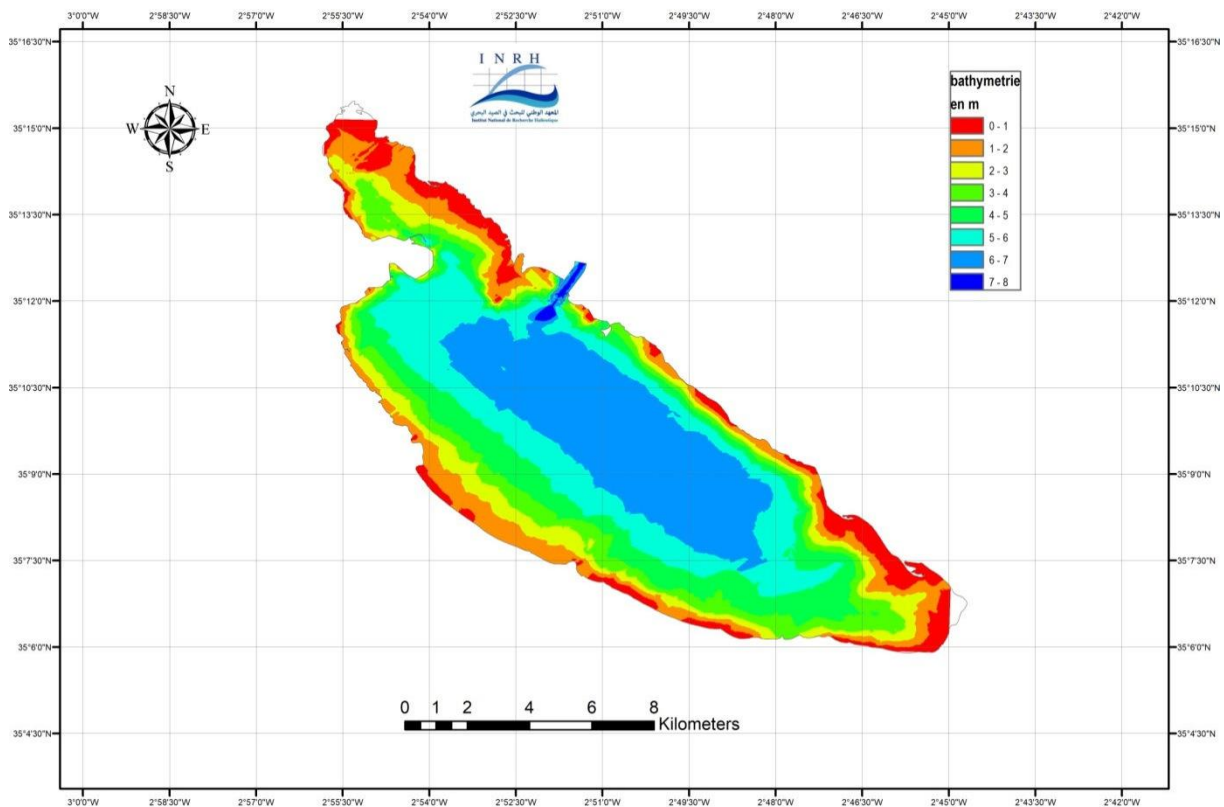


Figure 2 : Carte bathymétrique de la lagune de Marchica (source : INRH/DO/LMOE, 2019)

1.3. Aperçu climatique

La lagune de Marchica est située dans une région jouissant d'un climat de type méditerranéen semi-aride. Cette région est caractérisée par des étés chauds et secs et des hivers doux et humides ainsi que par une pluviométrie faible et irrégulière. Les températures moyennes annuelles varient entre 12,5°C et 28,9°C. Les précipitations annuelles moyennes sont de 346 mm (**Fig. 3**). En ce qui concerne la direction des vents dans la lagune de Marchica, on distingue deux directions dominantes : de l'Est-Nord-Est et de l'Ouest-Sud-Ouest (Inani, 1995 ;

Mahjoubi, 2001 ; Rahouti, 2004 ; Hilmi, 2005). Ces vents constituent la force physique majeure qui a un impact visible sur les courants de surface de la lagune (**Fig. 4**).

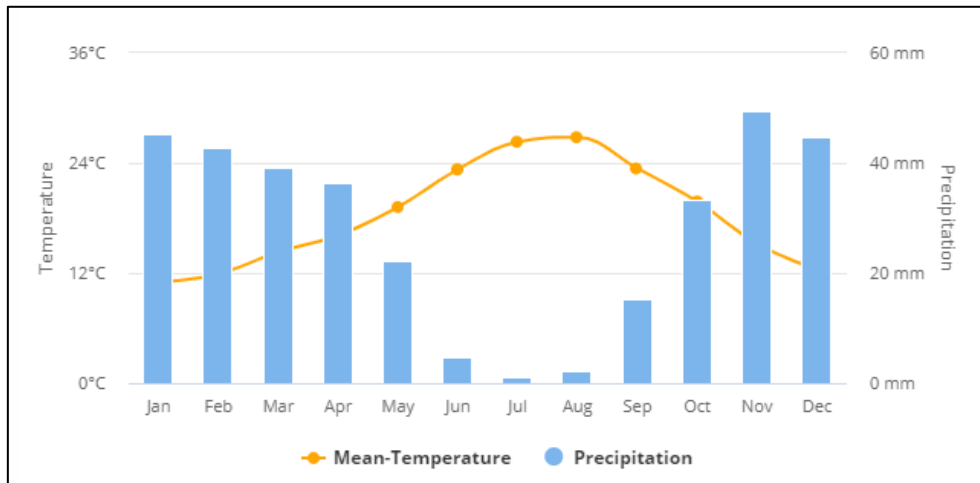


Figure 3 : Diagramme ombrothermique illustrant la variabilité des précipitations et températures pour la Province de Nador. Période d'observation : 1991 – 2020. (Source : <https://climateknowledgeportal.worldbank.org/> Consulté le : 21/06/2021)

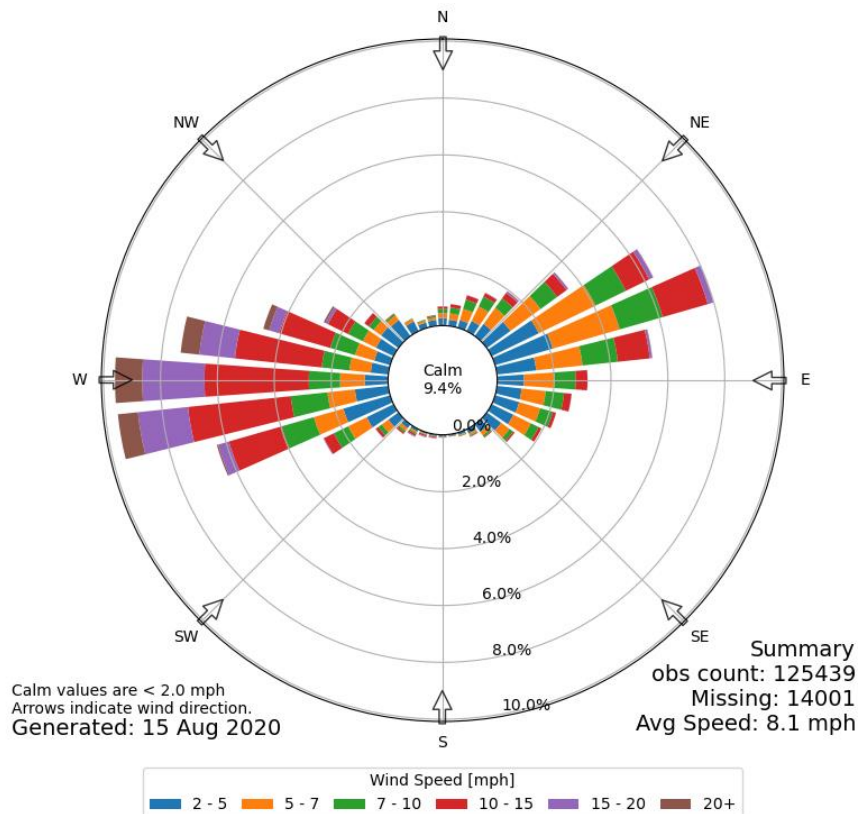


Figure 4 : Rose des vents observés sur la période du 23 Août 2011 au 15 Août 2020 pour la ville de Melilla. Les données de vent proviennent d'Iowa Environmental Mesonet. (Source : <https://mesonet.agron.iastate.edu/> Consulté le 21/06/2021)

1.4. Aperçu géomorphologique

La lagune de Marchica est située à l'aval d'une gouttière orientée SW / NW, composée de deux plaines successives (GAREB et BOU AREG). Cet ensemble est entouré par deux massifs en forme de V : le massif volcanique du GOUROUGOU au nord-ouest et le massif de KEBDANA et de KERKER au sud. Les explications actuelles de l'origine de la lagune semblent dynamiquement injustifiées (Tesson, 1977). Les phénomènes tectoniques liés à l'activité volcanique et la subsidence quaternaire ont largement contribué à la formation de la lagune.

L'île barrière (lido) qui sépare la lagune de la mer est orientée NW-SE. Elle fait 25 km de long et 0,3 à 1,5 km de largeur et culmine dans certains endroits à 19 m. Ce système d'île barrière est percé par un grau (passe) qui assure les échanges hydriques entre la lagune et la Méditerranée. La position de la passe a souvent changé au cours du temps. La passe actuelle (Bocana) a été mise en place et est fonctionnelle depuis 2011 dans le cadre du projet d'aménagement de la lagune de Nador piloté par l'agence Marchica Med. Cette passe, longue de 300 m avec une profondeur de 6m, se situe à 1,5 km au nord-ouest par rapport à l'ancienne passe (**Fig. 1**).

1.5. Hydrodynamique et Hydrologie

Les eaux de la lagune de Marchica présentent principalement deux origines :

- **Les eaux continentales** : sont représentées par les apports des petits cours d'eau, dont les apports de la plupart d'entre eux sont temporaires. Les principaux oueds permanant sont les oueds Selouane, Caballo, Skhoune, Akhandouk, Arkman. A ces apports, s'ajoutent les eaux usées urbaines (ville Nador, Kariat Arkmane, Selouane, El Aroui, Beni Ensar...) ainsi que ceux de la nappe phréatique de Bou Areg.
- **Les eaux marines** : qui rentrent à travers la passe sous forme des vagues de tempêtes et des houles de secteur NE à ENE et W à NW (Hamoumi, 2012).

À l'intérieur de la lagune, la circulation hydrodynamique est principalement contrôlée par le vent. Les courants de surface se produisent et se déplacent dans le sens du vent. Au niveau de la passe d'entrée, les courants, en phase avec la marée, ont une très grande influence avec des intensités supérieures à 1 m.s^{-1} en périodes de vives eaux. Ces courants diminuent d'intensité au centre ($< 0,5 \text{ m.s}^{-1}$) et en bordure des rives continentales de la lagune ($< 0,3 \text{ m.s}^{-1}$) (Karim *et*

al., 2015). Les courants du fond présentent des intensités relativement faibles ($< 0,2 \text{ m.s}^{-1}$) et sont généralement dans les sens inverses à celles des courants de surface (**Fig. 5**).

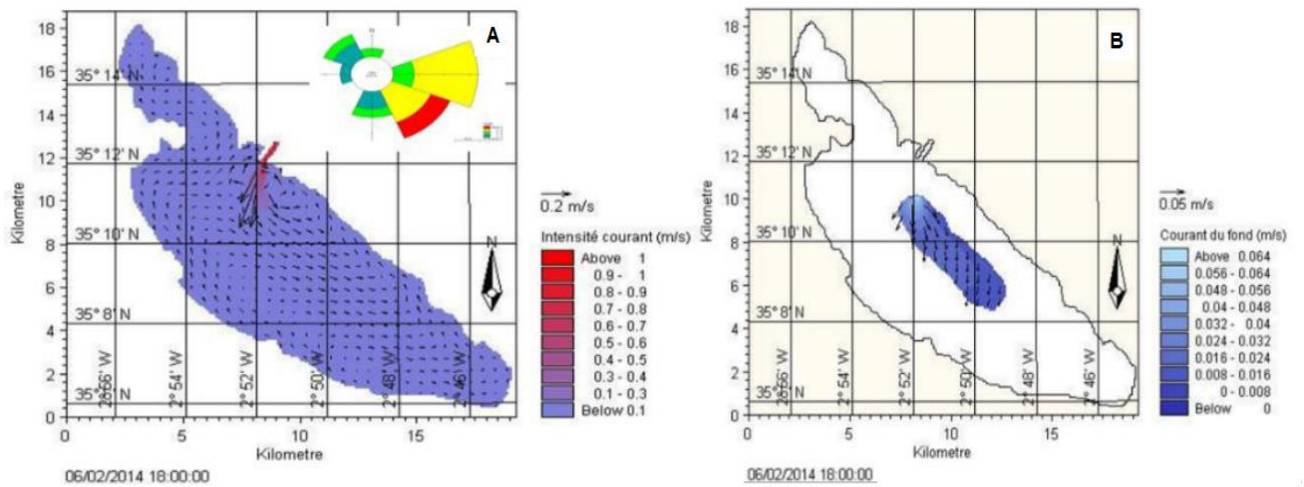


Figure 5 : Circulation hydrodynamique de surface (A) et de fond (B) de la lagune de Marchica (Hilmi, 2015).

1.6. Renouvellements des eaux de la lagune

Le temps de renouvellement des eaux de la lagune de Marchica a été estimé à 80 jours (Hilmi *et al.*, 2003), mais suite à l'ouverture artificielle de la nouvelle passe, le temps de séjour des eaux lagunaires est passé à 28 jours (Boyauzan et Irzi, 2019). L'ouverture de cette passe a contribué à l'accroissement des échanges d'eau entre la mer et la lagune, d'une part, et à l'amélioration, d'autre part, de la qualité environnementale de cette dernière (Najih *et al.*, 2016) (**Fig. 6**).

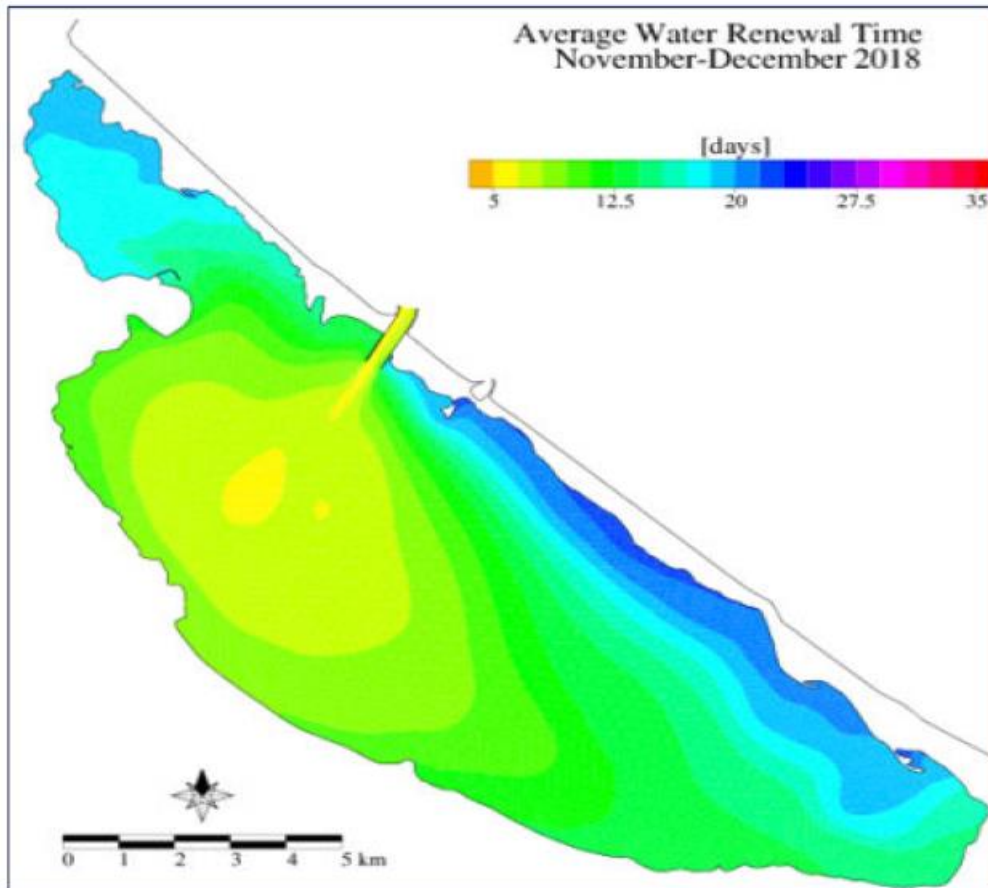


Figure 6 : Temps moyen de renouvellement des eaux de la lagune de Marchica après l'ouverture de la nouvelle passe (Chair et al., 2018).

1.7. Couverture sédimentaire

L'hydrodynamisme complexe conditionne la nature et la dynamique des sédiments superficiels. La couverture sédimentaire de la Marchica est principalement constituée des fonds vaseux, du sable fin, du vase sableux et de sable vaseux. L'évolution du faciès sédimentaire de la lagune entre 1987 et 2011 est marquée essentiellement par un rétrécissement de l'étendue des fonds vaso-sableux et un élargissement de celle des fonds vaseux. Le sable fin qui couvrait le cordon dunaire s'est limité à ses deux extrémités NO et SE (Najih et al., 2016) (**Fig. 7**).

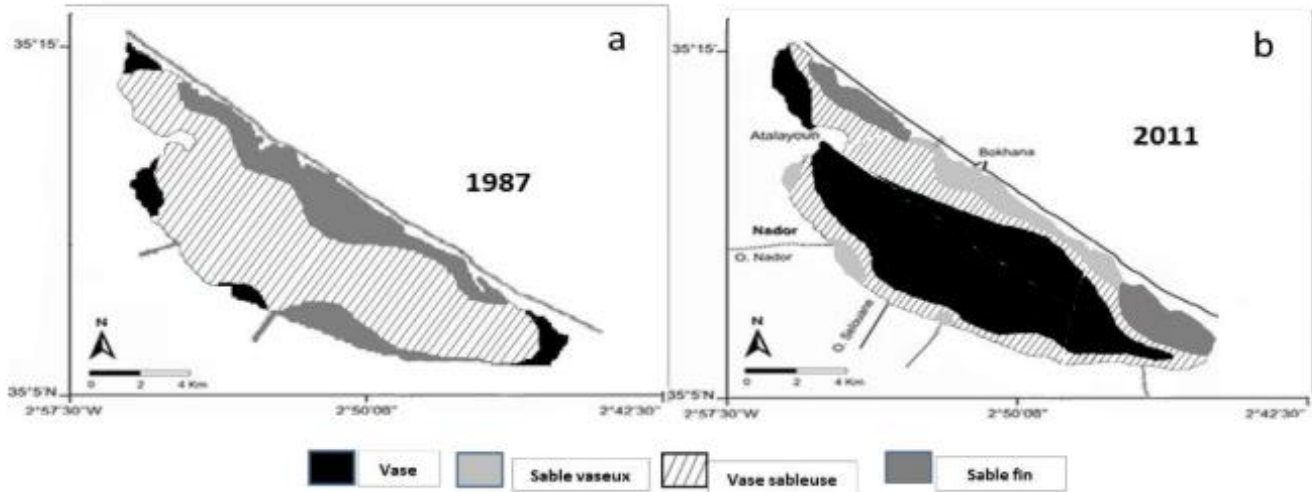


Figure 7 : Evolution du faciès sédimentaire de la lagune de Marchica entre 1987 (a) (Zine, 1989) et 2011 (b) (Najih et al., 2016).

1.8. Habitats et cartographie

D'après l'étude de Guélorget (1987), la majorité des fonds de la lagune de Marchica était tapissée par un vaste herbier mixte à *Cymodocea nodosa* et *Caulerpa prolifera* (**Fig. 8**). Par la suite et jusqu'en 1997, la répartition de la macroflore benthique est restée sensiblement la même (Lefebvre et al., 1997). Cependant, en raison des travaux d'aménagement au niveau de la lagune de Marchica en 2009, la macroflore benthique a enregistré une régression et un changement global de sa distribution et de sa composition spécifique. Les Phanérogames marines (du genre *Cymodocea* et *Zostera*), en association avec l'algue de genre *Caulerpa* qui constituaient la végétation principale de la lagune en 1987, ont été remplacés par une macroflore hautement prédominée par les macroalgues (Najih et al., 2016).

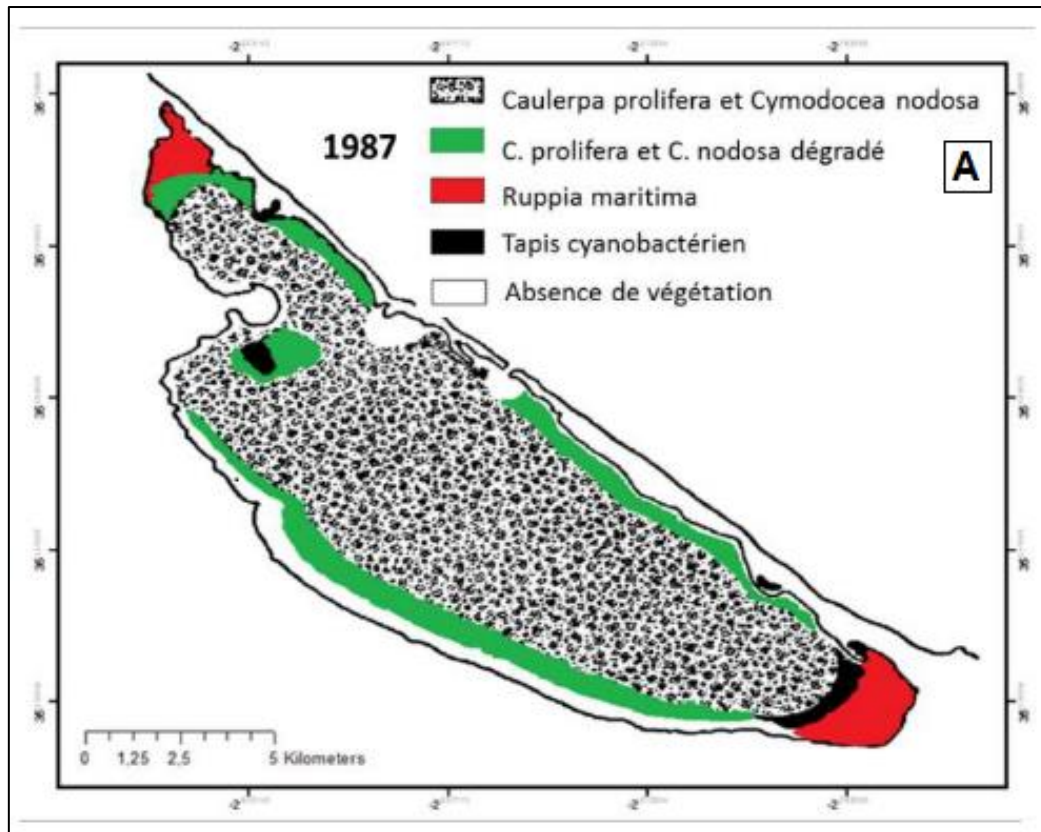


Figure 8 : Répartition spatiale de la macroflore benthique (Guélorget, 1987).

1.9. Intérêt écologique

La lagune de Marchica est une zone d'intérêt écologique majeure de par sa taille et sa biodiversité floristique et faunistique. En effet, ce site abrite environ 471 espèces, soit presque 7 % de la faune marine marocaine. C'est aussi l'une des principales zones humides pour l'hivernage des oiseaux migrateurs (environ 91 espèces) (Dakki *et al.*, 2003). Elle héberge des espèces (i.e. *Pinna nobilis*, *Larus audouini*, etc.) et des habitats (i.e. herbiers de phanérogames marines *Cymodocea nodosa* et *Ruppia maritima*, etc.) d'intérêt pour la conservation en Méditerranée (MedWedCoast, 2003).

1.10. Statut de conservation

Compte tenu de sa valeur écologique et des menaces auxquelles elle fait face, la lagune de Marchica a été reconnue en tant que site d'intérêt biologique et écologique (SIBE de priorité 1) dans le Plan Directeur des Aires Protégées au Maroc depuis 1996 et a été déclarée site RAMSAR (convention pour la protection des zones humides) depuis 2005 (Dakki *et al.*, 2011).

1.11. Actions anthropiques

Au cours de la dernière décennie, la région de Nador a connu un développement socio-économique important, auquel la lagune de Marchica a contribué avec une part significative.

La principale activité que connaît la lagune est la pêche artisanale, exercée avec près de 390 barques basées au niveau de 12 sites, dix d'entre eux se situent sur le cordon lagunaire (Najih *et al.*, 2015). Cette activité provoque une certaine dégradation de la qualité de cet écosystème, compte tenu de l'importante quantité de déchets solides et liquides observée aux points d'embarcation (Dakki *et al.*, 2003).

L'agriculture s'est intensifiée dans l'ensemble de la plaine irriguée de Bou Areg. Elle est basée principalement sur la céréaliculture. L'utilisation de plus en plus intensive d'engrais et de produits phytosanitaires entraîne une dégradation importante des eaux lagunaires (Dakki, 2004). Par ailleurs, l'industrie commence à connaître un développement important dans cette zone. Cette activité est localisée principalement dans les deux zones de Selouane et de Nador (CCISN, 2006).

Le tourisme qui est en plein développement par le lancement de mégaprojets touristiques menés par l'agence Marchica Med (Cette agence, créée en 2009, est placée sous la tutelle du ministère de l'intérieur) (AEE, 2014). Parmi ces projets, citons : la Baie des Flamants située au niveau du haut fond à proximité de la passe « A » (**Fig. 1**) du côté interne de la lagune, le village des pêcheurs dans la partie sud-est de l'île barrière et la construction de la Cité des Deux Mers au niveau de la passe A et son environnement proche (AEE, 2014).

Les agglomérations urbaines ont connu une forte croissance démographique. La population a presque doublé au cours des dernières années, dépassant actuellement 728.634 habitants (RGPH, 2004) par rapport à 480.517 habitants en 1971 (Maanan *et al.*, 2015). Cette évolution a entraîné une nette augmentation du volume des rejets liquides urbains qui débouchent dans la lagune. Ces rejets non traités causaient une importante pollution organique, minérale et bactériologique de cet écosystème.

1.12. Conclusion

La présente synthèse bibliographique a permis, tout d'abord, d'établir un état des lieux sur les particularités hydrologiques et géomorphologiques de la lagune de Marchica et sur son

importance biologique et écologique. Ce site est également le siège d'un certain nombre d'activités économiques dont la pêche, l'aquaculture, le tourisme et l'agriculture. De ce fait, il est soumis à une forte pression anthropique. Les différents travaux d'aménagements (Nouvelle passe, urbanisation, ports, etc.) ont abouti à des changements importants de la qualité de l'eau, de la distribution des sédiments et de la modification du régime hydrologique (Najih *et al.*, 2016). Ces changements ont certainement eu un impact sur la structure des communautés benthiques.

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Stratégie d'échantillonnage

Les campagnes d'échantillonnage ont été réalisées une seule fois par saison, soit en Février, Mai, Août et Novembre 2015. A chaque mission, 28 stations, réparties de manière à couvrir l'ensemble du bassin lagunaire, ont été prélevées (**Fig. 9**).

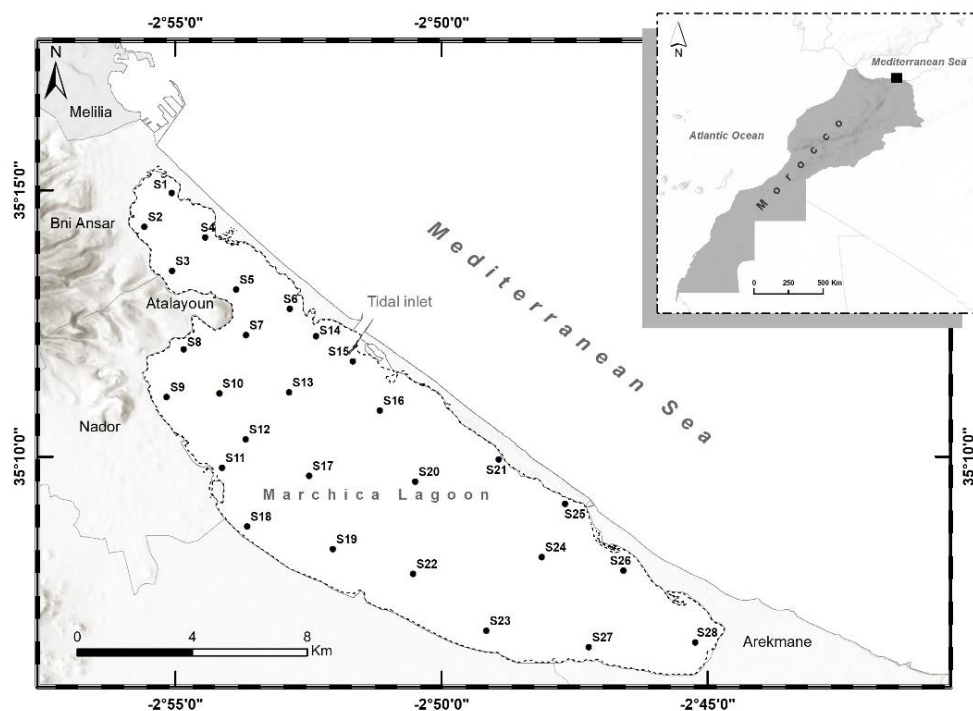


Figure 9 : Réseau d'échantillonnage de la macrofaune benthique de la lagune de Marchica.

L'étude de la macrofaune benthique nécessite le choix d'un engin approprié et d'une maille de tamis relative aux organismes qu'on veut étudier. Les prélèvements sont assurés grâce à l'utilisation d'une benne Van Veen de 0,1m² d'ouverture de mâchoires à partir d'une barque de pêche. Pour des raisons de maniabilité et d'efficacité, ce type de benne semble être le mieux

approprié surtout pour les prélèvements dans des fonds envasés et vases légèrement ensablées (Bakalem et Romano, 1979). La mise à l'eau de la benne s'effectue verticalement en raison de son propre poids (environ 10 kg), tout en maintenant ses deux mâchoires ouvertes jusqu'au fond grâce à un dispositif de blocage. La fermeture se fait après le relâchement de ce dernier, et la traction du câble à la remontée (**Fig. 10**).



Figure 10 : Illustrations des étapes d'échantillonnage dans la lagune de Marchica de la macrofaune benthique et du sédiment à l'aide de la benne Van Veen.

Les prélèvements ont été tamisés à bord sur un tamis de 1 mm² de vide de maille. Les refus de tamis étaient conservés dans des sacs en plastiques étiquetés contenant une solution d'eau de mer et de formaldéhyde à 8 %. Ces échantillons étaient ensuite stockés avant de faire l'objet d'un traitement au laboratoire.

Les stations ont été géoréférencées à l'aide d'un GPS et leurs positions intégrées dans un système d'informations géographiques. Au niveau de chaque station, la salinité, la conductivité et la température du milieu ont été mesurées à l'aide d'une sonde multi-paramètres (Hanna

Instruments HI-9828 v2.1). Afin de compléter l'étude biologique, des échantillons supplémentaires de sédiments ont été prélevés au niveau de chaque station pour des analyses sédimentaires (granulométrie, teneurs en matière organique et en carbone).

2.2. Tri et Identification des macroinvertébrés benthiques au laboratoire

Au laboratoire, les échantillons sont rincés une nouvelle fois sur un tamis de 1mm² de vide de maille. Un tri à l'œil nu avec éventuellement l'aide d'une loupe a été réalisé pour chaque refus de tamis. Une première répartition taxonomique grossière s'est faite à ce niveau de traitement des échantillons. Les espèces macrozoobenthiques ont été séparées en quatre groupes zoologiques : Mollusques, Polychètes, Crustacés et un groupe nommé Divers. Par la suite, ces échantillons ont été conservés dans l'éthanol à 70 % en vue d'être identifiés ultérieurement (**Fig. 11**).

L'identification de la macrofaune benthique a été réalisée à l'aide d'une loupe binoculaire et d'un microscope pour l'observation de certains détails indispensables à une détermination précise et fiable. Chaque espèce est nommée par son nom latin binomial de genre et d'espèce suivi du nom de l'auteur l'ayant initialement décrite et de la date de publication de la description, par exemple *Caprella acanthifera* (Leach, 1814). Lorsqu'un spécimen est abîmé ou un des appendices permettant de caractériser l'espèce de ce spécimen sont absents (Palpes, branchies, élytres, etc.), l'analyse taxonomique ne peut être menée à son terme et seul le nom de genre est utilisé, par exemple *Corophium* sp. En cas d'incertitude sur le genre, seul le nom de la famille est utilisé, par exemple Euphausiacea et, en cas d'incertitude sur la famille ou sur les niveaux supérieurs de la taxonomie, seul le nom de l'embranchement, par exemple Nemertea, est utilisé. Les espèces ont été déterminées à l'aide des clés et des guides d'identification listés en **tableau 1**. De plus, de nombreux autres articles traitant d'une seule espèce ont également été utilisés pour l'identification. Une actualisation des noms scientifiques des espèces a été réalisée en se référant à la base de données WORMS (World Register of Marine Species ; www.marinespecies.org).

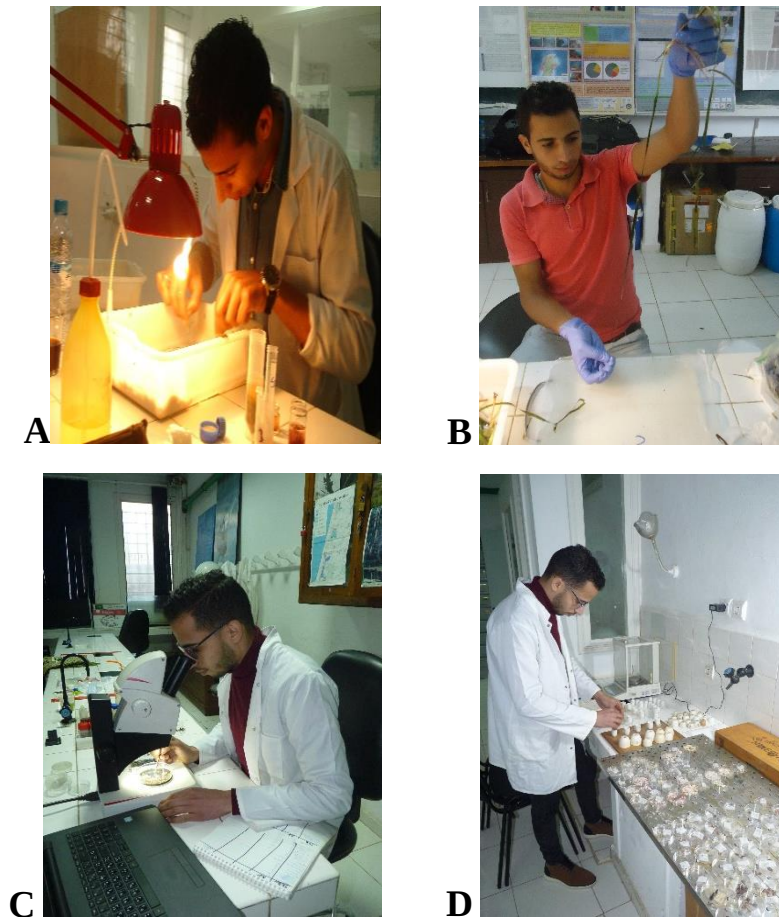


Figure 11 : Illustrations de quelques étapes de traitement des échantillons au laboratoire (A : tri de la macrofaune benthique ; B : Caractérisation de l'herbier de *Cymodocea nodosa* ; C : identification des espèces ; D : mesure de la biomasse).

Après comptage, les individus de chaque espèce sont séchés à l'étuve à 60°C jusqu'à l'obtention d'un poids constant. À la fin du séchage, la première pesée est effectuée à l'aide d'une balance de précision 0,0001 g et donne le poids sec (PS). Les échantillons sont ensuite passés au four à 500°C pendant 4 heures afin de permettre la calcination de la matière organique. La deuxième pesée à la suite de la crémation donne le poids de cendre (PC), la différence entre ces deux valeurs donne le poids libre de cendre (PSLC) : $PSLC = PS - PC$

Tableau 1 : Ouvrages principaux utilisés pour les déterminations taxonomiques.

Embranchement	Ouvrage
<i>Annelida</i>	Fauvel (1923, 1927), Day (1968), Light (1975).
<i>Arthropoda</i>	Chevreaux et Fage (1925) ; Bouvier (1940) ; Lincoln (1979) ; Naylor (1972), Jones (1976) ; Bellan-Santini <i>et al.</i> (1982).
<i>Mollusca</i>	Thompson (1988), Bellon - Humbert (1962 a, b) ; Bellon - Humbert (1973).

2.3. Analyse granulométrique

Les analyses granulométriques ont été réalisées à l'aide d'un Granulomètre Laser (Malvern Master Sizer) au laboratoire « LETG UMR CNRS 6554 - Institut de Géographie et d'Aménagement - Université de Nantes ».

2.4. Evaluation du Dioxyde de carbone (CO₂) et du Carbonate de Calcium (CaCO₃)

L'analyseur de Soufre/Carbone SC832 LECO® a permis d'estimer les taux de Dioxyde de carbone (CO₂) et de Carbonate de Calcium (CaCO₃) après la combustion du dioxygène à 1400 °C et la décarbonisation minérale avec solution d'acide sulfurique (Andrews *et al.*, 2008). L'ensemble des échantillons ont été traité au sein du laboratoire LETG UMR CNRS.

2.5. Évaluation de la matière organique totale (MO)

La teneur en Matière Organique (MO) a été évaluée par la technique de perte au feu. Les échantillons de sédiment sec (passage à l'étuve 24 h à 60 °C) sont pesés avant de subir une crémation à 500°C pendant 4 h, afin d'obtenir le poids sec de matière minérale (Heiri *et al.*, 2001). La différence de masse entre le poids sec et le poids sec de matière minérale donne une estimation du poids sec de MO dans le sédiment, qui est exprimée en pourcentage de MO.

2.6. Caractérisation de la végétation

Pour l'herbier de *Cymodocea nodosa*, l'échantillonnage a été effectué par benne VAN VEEN, permettant un prélèvement de 0,1m². Cette végétation a été récoltée en même temps que la macrofaune. Les fragments végétaux ont été séparés des organismes de la macrofaune lors du tri. L'étude biométrique des herbiers a été assurée par le calcul du nombre moyen de feuilles par faisceau, la longueur et la largeur moyenne des feuilles pour 20 faisceaux, ainsi que le nombre de pieds par unité de surface. Les biomasses respectives des parties aériennes (feuilles) et souterraines (racines et rhizomes) ont été obtenues après dessiccation à l'étuve (60 °C) jusqu'à l'obtention d'un poids sec constant.

2.7. Analyse des données

2.7.1. Définitions des termes : Assemblages et Peuplements

Le terme « assemblage » correspond à un ensemble d'espèces caractérisant un groupe de stations présentant une forte homogénéité faunistique. Il est donc le résultat d'une partition ou d'une ordination et est pris dans un sens statistique (Blanchet, 2004).

Le terme « peuplement » désigne un groupement d'organismes, en général restreint à un même groupe systématique, ou par extension et dans notre cas, à une fraction de la faune. Il correspond, par sa composition faunistique, le nombre d'espèces et d'individus qui le compose, à certaines conditions moyennes du milieu. Il s'agit du plus haut niveau d'organisation hiérarchique de la macrofaune considéré dans notre étude. La composition faunistique des peuplements résulte de l'impact des principaux facteurs biotiques et abiotiques structurant le macrobenthos (Blanchet, 2004).

2.7.2. Paramètres et caractéristiques des peuplements

a. Paramètres de composition

L'analyse de la composition des peuplements macrobenthiques a été approchée à l'aide des paramètres suivants :

- ❖ La richesse spécifique S , avec S = nombre d'espèces collectées à chaque station.
- ❖ L'abondance N , avec N = nombre d'individus par unité de surface ($\text{Ind}/0,3\text{m}^2$).
- ❖ La biomasse B , avec B = la masse vivante (Poids Sec Libre de Cendres) par unité de surface (PSLCg/m^2).

b. Indices de diversité et d'équitabilité

La diversité prend en compte non seulement le nombre d'espèces, mais également la distribution des individus au sein de ces espèces. Deux principaux indices sont les plus employés par les écologistes : l'indice de Shannon-Weaver (H') et l'indice de l'équitabilité de Pielou (J').

L'indice de Shannon-Weaver (Shannon Weaver, 1949) est un indice de diversité synthétique. La valeur de H' varie de 0 (tous les individus appartiennent à la même espèce) à un nombre

théoriquement infini (tous les individus appartiennent à une espèce différente). Cet indice dépend à la fois de la fréquence relative des espèces et de la richesse spécifique de l'échantillon, paramètre qui varie selon les peuplements.

L'indice de Shannon (H') se calcule avec la formule suivante :

$$H' = - \sum ((N_i / N) * \log_2(N_i / N))$$

N_i : nombre d'individus d'une espèce donnée, i allant de 1 à S (nombre total d'espèces).

N : nombre total d'individus.

Indice d'équitabilité de Pielou (J') accompagne souvent l'indice de Shannon. Cet indice est défini comme le rapport de la diversité réelle à la diversité maximale, soit :

$$J' = H' / H'_{\max} = H' / \log_2 S$$

S : nombre total d'espèces.

J' varie de 0 (une espèce strictement dominante), à 1, valeur mesurée lorsque toutes les espèces présentent le même effectif.

2.7.3. Modèle DIMO (DIversity MOdel)

Le modèle DIMO permet de synthétiser les relations existant entre les différents descripteurs de la structure interne du peuplement (Qinghong, 1995). Ce modèle correspond à une représentation graphique simple, dans un plan à deux dimensions, où sont confrontés simultanément la richesse spécifique « $\log_2(S)$ » et l'indice de Shannon-Weaver « H' ». L'indice d'équitabilité de Pielou « J' » est représenté par l'angle « α » formé par la droite qui joint le point station à l'origine et l'axe des abscisses $\log_2(S)$. L'indice Q ($Q = H' / \sin(\alpha)$) (Qinghong, 1995) établi par ce modèle est défini comme étant la longueur du vecteur reliant l'origine au point-station.

2.8. Analyses statistiques

2.8.1. Test ANOVA (Analysis of variance)

L'analyse de variances (ANOVA) à un facteur a été effectuée pour tester les différences entre les différents groupes de stations en termes de tous les paramètres et les indices calculés. Avant chaque ANOVA, les hypothèses de normalité et d'homogénéité des variances ont été testées respectivement par le test de Shapiro-Wilk et le test de Cochran. En cas de non homogénéité des variances, un test non-paramétrique de Kruskal-Wallis ainsi que le test U de Mann-Whitney ont été réalisés. Ces analyses ont été effectuées à l'aide du programme STATISTICA®.

2.8.2. Analyses Multivariées

Dans le but de mieux étudier la complexité des écosystèmes benthiques en liaison avec les changements des milieux et des populations, les analyses multivariées de la structure des communautés sont requises. Le logiciel PRIMER v6 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) a été utilisé dans cette étude pour réaliser des analyses statistiques du peuplement macrobenthique (Clarke et Warwick, 1994). PRIMER nous a permis d'effectuer toute une série d'analyses :

2.8.2.1. Analyse en composantes principales (ACP)

Les éventuelles corrélations entre les variables environnementales ont été vérifiées en réalisant des diagrammes de Draftsman et des tests de corrélation de Spearman. Les variables environnementales présentant de fortes corrélations avec d'autres (tests de corrélation de Spearman, $R^2 > 0,9$) ont été exclues de la matrice environnementale pour éviter les effets de redondance.

Après normalisation des données environnementales, une analyse en composantes principales (ACP) a été appliquée sur la matrice environnementale, comprenant 10 variables environnementales pour les 28 stations, afin de déterminer les principales influences environnementales de la lagune de Marchica.

2.8.2.2. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

Afin d'identifier les différents assemblages de macrofaune benthique, une Classification Ascendante Hiérarchique a été utilisée lors de cette étude. Cette méthode de classification est

calculée à partir d'une matrice de similarité de Bray-Curtis, avec une transformation en racine carrée ($2\sqrt{}$) des données (abondances). Cette analyse a été établie avec la procédure SIMPROF (Similarity Profile Analysis) afin de regrouper de manière statistiquement significative, les différentes stations en un certain nombre de classes (ou groupes).

2.8.2.3. Analyse de proximité MDS (*non-parametric Multidimensionnal Scalling*)

Cette analyse permet d'avoir une représentation de la proximité entre les stations sur un plan à n dimensions. La proximité entre les stations reflétant leur similarité. La matrice de similarité et les transformations utilisées sont celles de CAH. Le critère qui permet de savoir si la représentation est fidèle ou non est le "Stress de Kruskal".

Une valeur de stress : - supérieure à 0,5 : décrit une représentation probablement aléatoire.

- entre 0,5 et 0,25 : la représentation est de qualité médiocre.

- entre 0,1 et 0,25 : la représentation est satisfaisante.

- en dessous de 0,1 : la représentation est excellente.

2.8.2.4. Analyse SIMPER (*Similarity Percentage analysis*)

Une méthode plus objective pour identifier les caractéristiques de discrimination des communautés benthiques, est l'analyse des pourcentages de similarité (SIMPER), décrite par Clarke (1993). L'analyse SIMPER permet de déterminer les espèces typiques de chacun des prélèvements sur la base de leur contribution à la similarité entre les échantillons de ces prélèvements, ainsi que les espèces discriminatrices entre ces prélèvements, sur la base cette fois de la dissimilarité entre les groupes d'échantillons.

2.8.2.5. Analyse des relations entre l'environnement et la macrofaune

Les relations entre les variables environnementales et la macrofaune benthique de la lagune de Marchica ont été analysées par deux types de méthodes :

- La procédure BIOENV (Biota-Environment analysis) utilise des tests de corrélation de Spearman afin de déterminer quelle combinaison de variables environnementales explique le mieux les variations observées dans la distribution spatiale des peuplements macrobenthiques. Le coefficient de corrélation obtenu varie de 0 (pas de corrélation) à 1.
- La procédure DistLM (Distance-based linear modelling) a été utilisée afin de déterminer les variables environnementales qui ont une influence significative ($p < 0,01$) sur la distribution des espèces benthiques et de quantifier leurs effets. Cette procédure permet d'ajouter le pourcentage de variations spatiales expliquées par chaque variable environnementale en tenant compte des interactions entre plusieurs variables. La visualisation des modèles ajustés par DistLM a été effectuée en utilisant le programme dbRDA (distance based redundancy analysis) en utilisant le critère d'information d'Akaike (AIC) et la routine BEST.

2.9. Traitements géomatiques

Le Système d'Information Géographique (SIG) fournit une variété d'outils de traitements de données et d'interpolation spatiale grâce aux outils de géomatiques (ArcGIS 10.4). La cartographie de la distribution spatiale nécessite des méthodes d'interpolation spatiale. Par conséquent, les techniques d'interpolation telles que le **Krigeage**, la **Tendance** (Interpolation Polynomiale globale) et l'**Inverse distance** (couramment désigné par les lettres **IDW** : Inverse Distance Weighting) ont été largement utilisées pour la cartographie de la distribution spatiale. Pour cette étude, la méthode d'interpolation de la moyenne pondérée par l'inverse distance IDW a été adoptée pour l'interpolation des données sédimentaires (granulométrie et matière organique) et physico-chimique (température, salinité ...). Par rapport aux autres méthodes, la méthode inverse distance est la plus simple et la plus pratique des méthodes d'interpolation (Rebai *et al.*, 2007 ; Wang, 2006 ; Maanan *et al.*, 2013)

2.10. Indice ALEX (ALien Biotic IndEX)

Pour évaluer les impacts des espèces NIS sur les communautés benthiques, l'ALien Biotic IndEX (ALEX) est utilisé dans cette étude. Son calcul est fondé sur la distribution d'abondance des espèces classées en quatre groupes biogéographiques différents (Çinar et Bakir, 2014) : Groupe I (espèces indigènes), Groupe II (espèces acclimatées), Groupe III (espèces établies), et Groupe IV (espèces invasives). L'indice est calculé selon la formule :

$$\text{ALien Biotic IndEX} = [(0 \times \%GI) + (3 \times (\%GII + \%GIII)) + (5 \times \%GIV)] / 100$$

Les valeurs de cet indice vont de 0 à 5. La valeur 0 signifie que la communauté ne contient aucune espèce invasive, tandis que la valeur 5 signifie que la communauté a été totalement envahie par des espèces invasives. Une communauté peut être évaluée selon 5 statuts écologiques en fonction de l'impact des NIS.

Espèce indigène (Native species) : Une espèce est dite indigène d'une entité géographique donnée et pour une période donnée quand elle est représentée sur cette entité par des populations pérennes au début de cette période considérée (Pascal *et al.*, 2006).

Espèce acclimatée (Casual alien species) : Désigne un taxon qui peut se reproduire occasionnellement en dehors de son aire de culture ou de captivité dans une région donnée et qui finit par s'éteindre car il n'y a pas de population viable dans la nature sans intervention humaine (Richardson *et al.*, 2000 ; Pyšek *et al.*, 2004 ; Copp *et al.*, 2005).

Espèce établie (Established alien species) : Espèce introduite rencontrant des conditions écologiques favorables à son implantation durable dans le temps et sur le territoire d'accueil. Elle se reproduit régulièrement dans sa nouvelle aire géographique et se maintient à long terme" (Williamson et Fitter, 1996 ; Richardson *et al.*, 2000 ; Pascal *et al.*, 2006).

Espèce invasive (Invasive alien species) : Espèce naturalisée d'un territoire qui, par sa prolifération dans un milieu naturel ou semi-naturel, y produit des changements significatifs de comportement, de structure ou de fonctionnement des écosystèmes (Cronk et Fuller, 1996 ; Muller, 2000, 2004).

Tableau 2 : Etat de la qualité écologique des communautés benthiques défini à partir des seuils de l'indice Alex.

Impact NIS	Seuils	statuts écologiques
Elevé	$0 < ALEX \leq 1$	Non affecté
Bon	$1 < ALEX \leq 2$	Légèrement affecté
Modérée	$2 < ALEX \leq 3$	Modérément affecté
Médiocre	$3 < ALEX \leq 4$	Fortement affecté
Mauvaise	$4 < ALEX \leq 5$	Extrêmement affecté

2.11. Evaluation de l'état de la qualité écologique

La méthode d'analyse de la qualité écologique est basée sur le concept d'indice biotique. Un indice biotique permet de statuer sur l'état écologique d'un écosystème aquatique, en synthétisant les informations données par les peuplements benthiques (Richesse Spécifique, Abondance, Biomasse) en réponse aux variations des paramètres physico-chimiques du milieu. L'état écologique de la lagune de Marchica a été évalué à l'aide de cinq indices biotiques :

2.11.1. Indice AMBI (AZTI Marine Biotic Index)

L'AMBI a été initialement développé sur la côte basque par Borja *et al.*, (2000) à partir des travaux de Glémarec & Hily (1981), Hily (1984) et Grall & Glémarec (1997). Cet indice est utilisé afin d'évaluer la réponse des communautés benthiques vis-à-vis de la dégradation des conditions environnementales du milieu (**Fig. 12**).

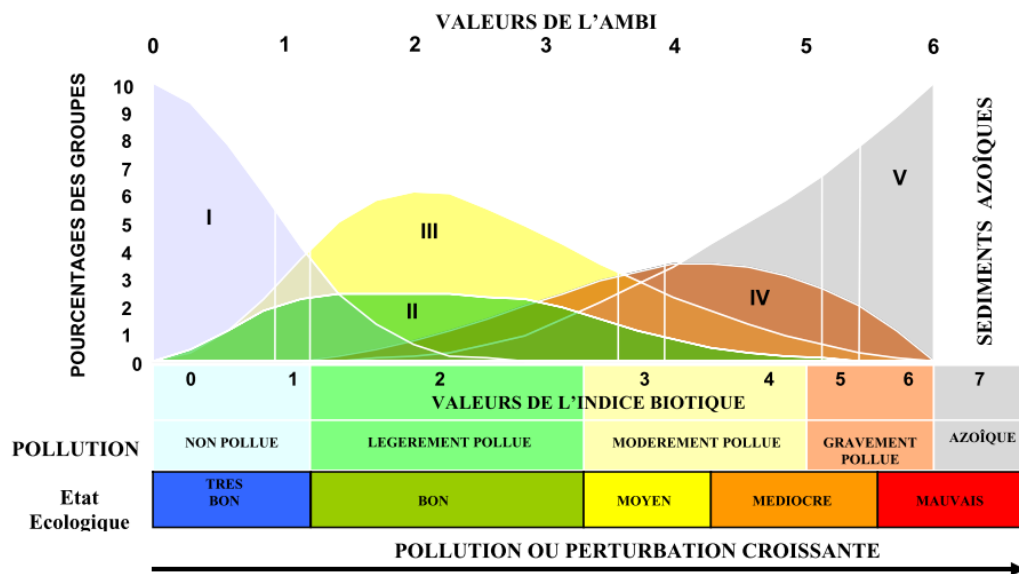


Figure 12 : Schéma de qualification des niveaux de perturbation à partir de l'AMBI (Grall, 2004).

Le calcul de l'AMBI est basé sur la distribution d'abondance des espèces classées en 5 groupes écologiques : GI espèces sensibles, GII espèces indifférentes, GIII espèces tolérantes, GIV espèces opportunistes de type 1, et GV espèces opportunistes de type 2 (**Tableau 3**). Cet indice AMBI pondère chaque groupe écologique par une constante qui représente le niveau de perturbation auquel les espèces sont associées, selon la formule :

$$\text{AMBI} = [(0 \times \% \text{GI}) + (1.5 \times \% \text{GII}) + (3 \times \% \text{GIII}) + (4.5 \times \% \text{GIV}) + (6 \times \% \text{GV})] / 100$$

Tableau 3 : Groupes écologiques de polluo-sensibilités différentes (d'après Hily, 1984).

Groupe	Type d'espèces	Caractéristiques	Groupes trophiques
I	sensibles à une hypertrophisation	- largement dominantes en conditions normales - disparaissent les premières lors de l'enrichissement du milieu. - dernières à se réinstaller	- suspensivores, carnivores sélectifs, quelques dépositivores tubicoles de subsurface
II	Indifférentes à une hypertrophisation	- espèces peu influencées par une augmentation de la quantité de MO	- carnivores et nécrophages peu sélectifs
III	Tolérantes à une hypertrophisation	- naturellement présentes dans les vases, mais, leur prolifération étant stimulée par l'enrichissement du milieu, elles sont le signe d'un déséquilibre du système	- dépositivores tubicoles de surface profitant du film superficiel de chargé de MO
IV	Opportunistes de second ordre	- cycle de vie court (souvent <1 an) proliférant dans les sédiments réduits	- dépositivores de subsurface
V	Opportunistes de premier ordre	- prolifèrent dans les sédiments réduits sur l'ensemble de leur épaisseur jusqu'à la surface	- dépositivores

2.11.2. Indice M-AMBI (Multivariate AZTI Marine Biotic Index)

Le M-AMBI repose sur une analyse factorielle en fonction de l'AMBI, mais également sur l'Indice de diversité de Shannon-Weaver (H') et sur la richesse spécifique (Muxika *et al.*, 2007).

Cet indice est plus performant que l'AMBI pour détecter les perturbations dans les zones côtières, à l'exception de celles affectant les sédiments grossiers non envasés (Muxika *et al.*, 2007).

Les calculs de l'AMBI et du M-AMBI sont établis à l'aide du logiciel mis à disposition sur le site de l'AZTI (<http://www.azti.es>).

2.11.3. Indice BENTIX (Biological Benthic Index)

L'indice BENTIX (Simboura et Zenetos, 2002) est considéré comme une variante simplifiée d'AMBI, limité à trois groupes seulement. Le Bentix permet selon ses auteurs, de s'affranchir des erreurs liées au rattachement des espèces à un groupe particulier, de ne pas surestimer le poids d'un groupe et de réduire la complexité du calcul. Cet indice possède un pouvoir discriminant inférieur à l'indice M-AMBI et il est principalement adapté aux écosystèmes côtiers méditerranéens qui ont une forte biodiversité (Dauvin *et al.*, 2007).

$$\text{BENTIX} = [(6 \times \% \text{GI}) + 2 \times (\% \text{GII} + \% \text{GIII})] / 100$$

- Groupe 1 (GI) : Les espèces qui composent ce groupe sont sensibles aux perturbations, souvent de stratégie k. Sont également incluses dans ce groupe des espèces indifférentes aux perturbations.
- Groupe 2 (GII) : Correspond aux espèces tolérantes répondant aux perturbations par un accroissement de leur nombre. Les espèces opportunistes de second ordre et espèces de stratégie r sont également incluses dans ce groupe.
- Groupe 3 (GIII) : Sont incluses dans ce groupe des espèces opportunistes de premier ordre, espèces colonisatrices, et espèces tolérantes à l'hypoxie.

Tableau 4 : Correspondances entre les valeurs du BENTIX et les différents états écologiques (Simboura et Zenetos, 2002).

Etat Ecologique		BENTIX		Classification de la pollution
		Cas général	Milieu vaseux	
	Mauvais	0	0	Azoïque
	Médiocre	2,0 ≤ BENTIX ≤ 2,5	2,0 ≤ BENTIX ≤ 2,5	Gravement pollué
	Moyen	2,5 ≤ BENTIX ≤ 3,5	2,5 ≤ BENTIX ≤ 3,0	Modérément pollué
	Bon	3,5 ≤ BENTIX ≤ 4,5	3,0 ≤ BENTIX ≤ 4,0	Légèrement pollué, état transitoire
	Très bon	4,5 ≤ BENTIX ≤ 6,0	4,0 ≤ BENTIX ≤ 6,0	Normal

Le BENTIX peut donc prendre des valeurs continues entre 2 (mauvaise qualité de l'environnement) et 6 (très bonne qualité de l'environnement ou site référence) (**Tableau 4**).

2.11.4. Indice BOPA (Benthic Opportunistic Polychaetes Amphipods Index)

L'indice BOPA mesure la réponse des communautés à l'enrichissement en Matière organique (MO). Il est basé sur le rapport entre les fréquences relatives des polychètes opportunistes proliférant dans les milieux riches en matière organique et les fréquences des amphipodes sensibles aux pollutions et aux accroissements de MO (Dauvin et Ruellet, 2007).

$$\text{BOPA} = \text{Log}_{10} \left[\frac{f_P}{f_A + 1} + 1 \right]$$

- f_P : abondance relative des polychètes opportunistes (nombre total de polychètes opportunistes / nombre total d'individus dans l'échantillon).
- f_A : abondance relative des amphipodes (nombre total d'amphipodes (les espèces du genre *Jassa* exclues) / nombre total d'individus dans l'échantillon).

Le BOPA est nul lorsqu'il n'y a pas de polychètes opportunistes dans l'échantillon, ce qui indique une zone avec une très faible quantité de MO. Plus l'indice est faible, plus l'environnement est considéré en bonne santé, et il augmente en fonction de l'augmentation de matière organique qui dégrade l'environnement.

2.11.5. Indice BITS (Benthic Index based on Taxonomic Sufficiency)

Selon Mistri et Munari (2008), l'indice BITS est proposé spécifiquement pour les lagunes côtières Méditerranéenne, qui prenait en compte trois catégories de familles : 1) familles sensibles ; 2) familles tolérantes, et 3) familles opportunistes.

L'indice 'BITS' est calculé selon la formule :

$$\text{BITS} = \log[(6f_I + f_{II})/(f_{III} + 1) + 1] + \log[n_I/(n_{II} + 1) + n_I/(n_{III} + 1) + 0.5n_{II}/(n_{III} + 1) + 1]$$

- f_I : fréquence des familles sensibles (rapport du nombre total d'individus appartenant à des familles sensibles sur le nombre total d'individus de l'échantillon),

- **fII** : fréquence des familles tolérantes (rapport entre le nombre total d'individus appartenant à des familles tolérantes par rapport au nombre total d'individus de l'échantillon).
- **fIII** : fréquence des familles opportunistes (rapport entre le nombre total d'individus appartenant à des familles opportunistes et le nombre total d'individus de l'échantillon).
- **nI** : nombre de familles sensibles.
- **nII** : nombre de familles tolérantes.
- **nIII** : nombre de familles opportunistes.

L'indice BITS est nul lorsqu'il n'y a pas de familles sensibles et tolérantes dans l'échantillon. Le BITS diminue lorsque la qualité de l'environnement se dégrade, alors que les valeurs élevées indiquent que l'environnement est en bonne santé avec peu de familles opportunistes (**Tableau 5**).

Tableau 5 : Correspondances entre les valeurs du BITS et les différents états écologiques (Mistri et Munari, 2008).

Etat Ecologique	Sable	Vase
Excellent	$2.20 < \text{BITS} < 2.75$	$1.84 < \text{BITS} < 2.30$
Bon	$1.65 < \text{BITS} < 2.20$	$1.38 < \text{BITS} < 1.84$
Moyen	$1.01 < \text{BITS} < 1.65$	$0.92 < \text{BITS} < 1.38$
Médiocre	$0.55 < \text{BITS} < 1.01$	$0.46 < \text{BITS} < 0.92$
Mauvais	$0 < \text{BITS} < 0.55$	$0 < \text{BITS} < 0.46$

2.11.6. Approche SCORING

L'appréciation finale de l'état de la qualité écologique de notre zone d'étude a été réalisée en adoptant une approche de « **Scoring** » (Blanchet *et al.*, 2008). En effet, pour les états « Excellent » et « Bon » on attribue un score de **1**. Dans ce cas, l'état de l'environnement est jugé '**Acceptable**'. Pour les états « Moyen », « Médiocre » et « Mauvais » on attribue un score de **0**, ce qui signifie que l'état de l'environnement est '**Non-acceptable**' (Blanchet *et al.*, 2008). Par la suite, pour chaque station, les scores sont additionnés et le score final permet d'estimer le niveau d'accord ou de désaccord entre les cinq indices biotiques utilisés et d'établir un jugement final sur l'état de l'environnement (**Tableau 6**).

Tableau 6 : Seuils utilisés pour l'estimation de l'accord/désaccord entre les indices biotiques utilisés et l'état de l'environnement.

Somme des scores	Interprétation	Etat de l'environnement
0	Accord total des cinq indices biotiques sur l'état de la qualité écologique « Médiocre » ou « Pire »	Non acceptable
1	Accord partiel des cinq indices biotiques sur l'état de la qualité écologique « Médiocre » ou « Pire »	Non acceptable
2	Désaccord des cinq indices biotiques sur l'état de la qualité écologique de la station.	Désaccord
3	Désaccord des cinq indices biotiques sur l'état de la qualité écologique de la station.	Désaccord
4	Accord partiel des cinq indices biotiques sur l'état de la qualité écologique « Bon » ou « Excellent ».	Acceptable
5	Accord total des cinq indices biotiques sur l'état de la qualité écologique « Bon » ou « Excellent ».	Acceptable

**CHAPITRE II : ANALYSE SPATIO-TEMPORELLE
DES PARAMÈTRES ENVIRONNEMENTAUX et
CARACTÉRISATION DES HERBIERS DE
*CYMODOCEA NODOSA***

1. PARAMÈTRES ENVIRONNEMENTAUX

L'étude éco-biologique des invertébrés macrozoobenthiques nécessite une connaissance approfondie des conditions écologiques du milieu physique. En effet, il existe une relation directe entre la structure et la répartition des organismes benthiques et les paramètres abiotiques (température, salinité, conductivité, etc.). Par ailleurs, les facteurs édaphiques (granulométrie, taux de carbone, teneurs en matière organique, etc.) sont également déterminants dans la distribution spatiale de la majorité des peuplements benthiques.

1.1. Caractéristiques physico-chimiques

Les facteurs abiotiques tels que la température, la salinité et la conductivité, ont été mesurés *in situ*. Les mesures de ces trois paramètres ont été effectuées saisonnièrement pendant un cycle annuel au niveau des 28 stations de la lagune.

1.1.1. Température

Au cours de cette étude, la température de l'eau de surface maximale (28,76 °C) est enregistrée durant la saison estivale, alors que la valeur minimale (14,21°C) a lieu pendant la saison hivernale. Par ailleurs, il faut signaler que la température moyenne minimale à l'échelle de la lagune est de $14,91 \pm 0,59^{\circ}\text{C}$ enregistrée en hiver, alors que la moyenne maximale atteint $27,85 \pm 0,72^{\circ}\text{C}$ relevée en été (**Fig. 13**).

Toutefois, la température des eaux a naturellement suivi l'évolution saisonnière, une différence significative est signalée entre les différentes saisons d'échantillonnage (ANOVA, $p < 0,05$; **Tableau 7**). À l'échelle spatiale, la température montre une certaine homogénéité au cours des différentes saisons (ANOVA, $p > 0,05$; **Tableau 7**) même si les échantillonnages ont été réalisés avec un petit décalage dans le temps.

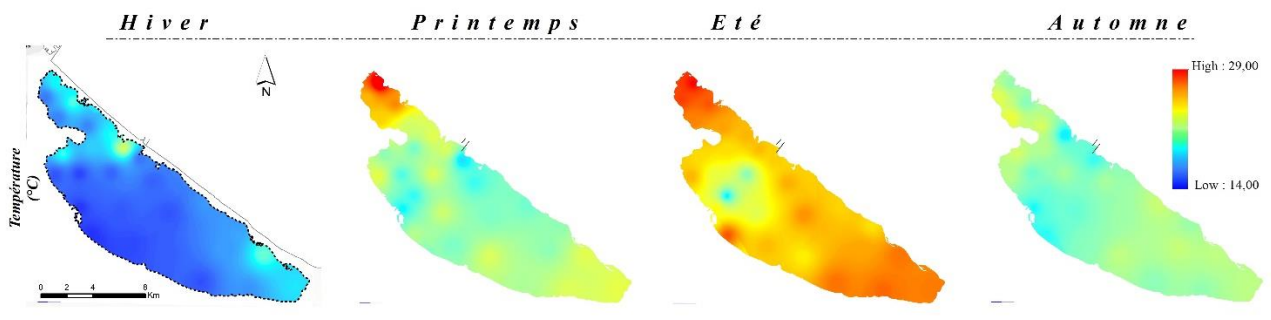


Figure 13 : Variation spatiale et saisonnière de la température des eaux de la lagune de Marchica.

Tableau 7 : Test d'ANOVA pour étudier la significativité de la différence entre les saisons et entre les stations. (* : Différence significative).

	Saison	Station
	<i>p</i> valeur	<i>p</i> valeur
Température	0,000*	0,128
Salinité	0,000*	0,674
Conductivité	0,000*	0,205

1.1.2. Salinité et conductivité

La salinité de la lagune de Marchica a peu varié au cours de l'échantillonnage, les variations saisonnières enregistrées sont plus au moins faibles. Les valeurs sont comprises entre 32 et 37 en Novembre-Février et entre 32 et 38 en Mai-Août (**Fig. 14**).

Malgré l'absence de différence spatiale significative au cours des différentes saisons (ANOVA, $p > 0,05$), les valeurs de salinité enregistrées dans la zone nord, faiblement profonde (Bni Nsar) sont légèrement plus élevées que sur le reste des eaux de la lagune. La valeur la plus faible mesurée est de l'ordre de 32. Elle est enregistrée auprès de la station d'épuration ainsi au niveau de la partie sud de la lagune (Kariat Arkman) vue de la présence des apports d'eau douce du bassin-versant de Gourougou.

D'autre part, les valeurs de la conductivité suivent le même schéma général des tendances de la salinité (**Fig. 14**), nous révèle une certaine homogénéité spatiale (ANOVA, $p > 0,05$). Les valeurs extrêmes sont comprises entre 45 mS/cm observées en hiver et 57 mS/cm enregistrées en été. En revanche ces valeurs montrent des différences saisonnières significatives (ANOVA, $p < 0,05$).

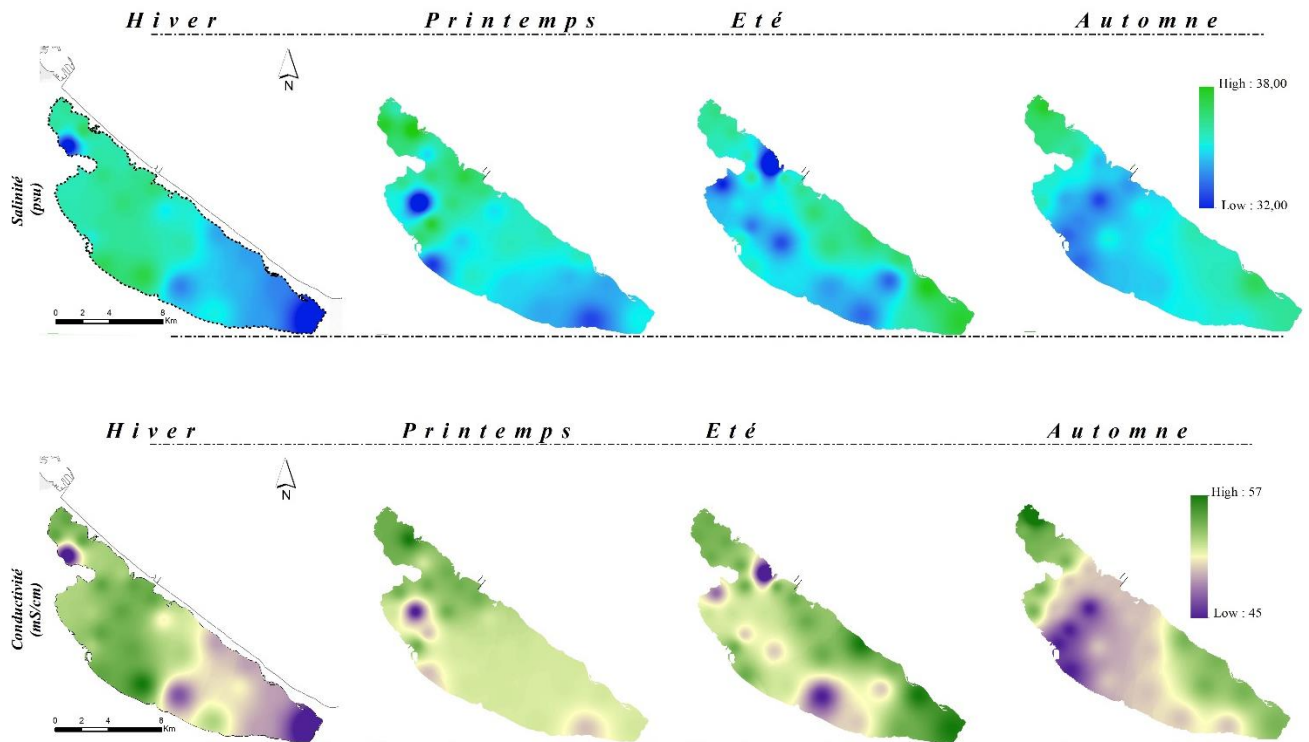


Figure 14 : Variation spatiale et saisonnière de la salinité et de la conductivité des eaux de la lagune de Marchica.

1.2. Caractérisation des structures sédimentaires

La nature du substrat constitue un élément fondamental dans la répartition de la faune benthique (Pérès et Picard, 1964 ; Gentil, 1976 ; Gray, 1981 ; Snelgrove, 1998 ; Teske et Wooldridge, 2001 ; Ysebaert et Herman, 2002). Leurs caractéristiques peuvent s'avérer particulièrement informatives pour l'interprétation des résultats des analyses biologiques des communautés benthiques.

1.2.1. Granulométrie

À partir des analyses granulométriques, quatre types sédimentaires ont été déterminés à l'échelle de la lagune de Marchica pour toutes les saisons : des vases, des vases sableuses, des sables envasés et des sables (**Fig. 15**).

La distribution spatiale des différents types sédimentaires dans la lagune est caractérisée par une nette dominance de la fraction « vase sableuse » occupe la zone centrale et la bordure continentale de la lagune. La fraction « sable » est présente principalement le long de cordon dunaire (**Fig. 16**).

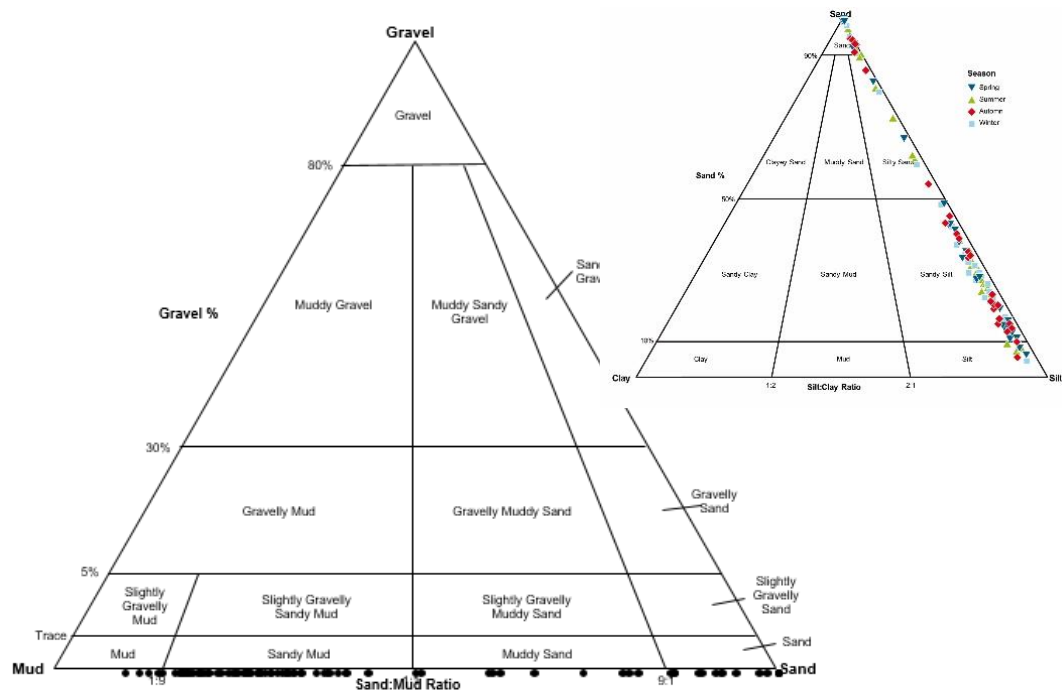


Figure 15 : Diagramme de Folk et répartition des faciès sédimentaires dans la lagune de Marchica.

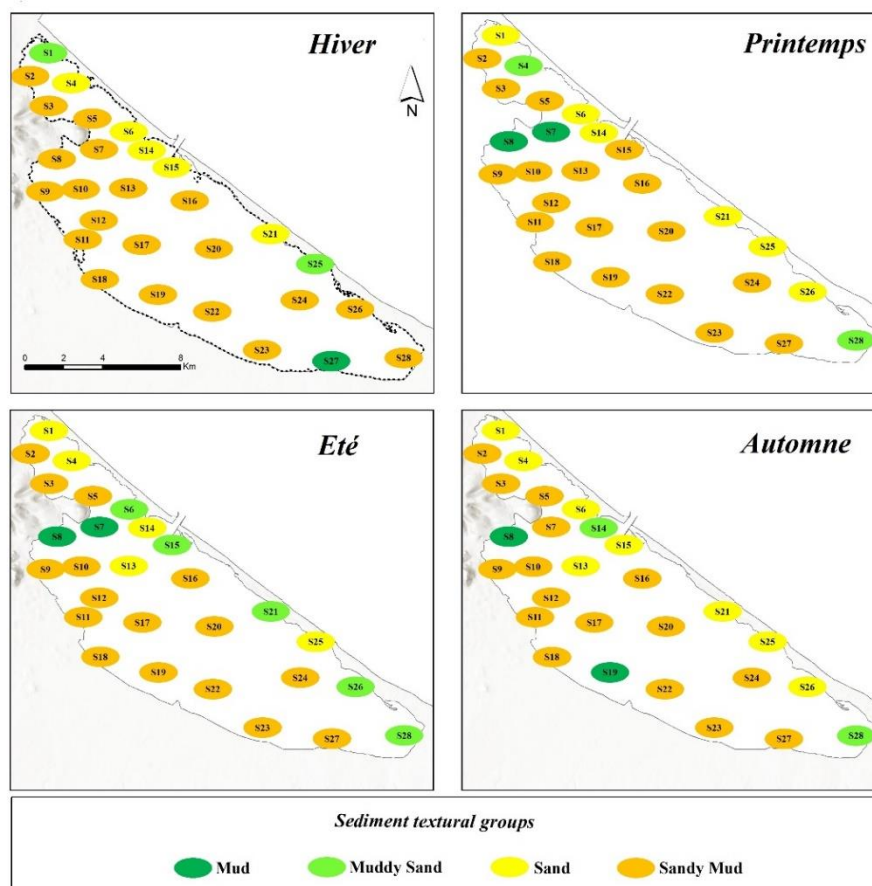


Figure 16 : Distribution spatiale des types sédimentaires dans la lagune de Marchica au cours des quatre saisons. (Mud : vase ; Muddy Sand : sable vaseux ; Sand : sable ; Sandy Mud : vase sableuse).

1.2.2. Diamètre médian D_{50} (μm)

La médiane (D_{50}) ou la Skewness, représente la taille des particules pour laquelle 50% du poids (ou volume) de l'échantillon possède une granulométrie plus fine. Le D_{50} est en fonction de la compétence de l'agent de transport (si la Médiane baisse, la compétence diminue).

La granulométrie médiane est comprise entre 9,82 et 303,09 μm (**Fig. 17**). Les valeurs les plus élevées ont été observées au niveau des stations localisées sur les berges du cordon dunaire caractérisées par des sédiments sableux, ainsi les débris coquilliers sont particulièrement fréquents, ce qui explique une valeur de la médiane granulométrique relativement élevée.

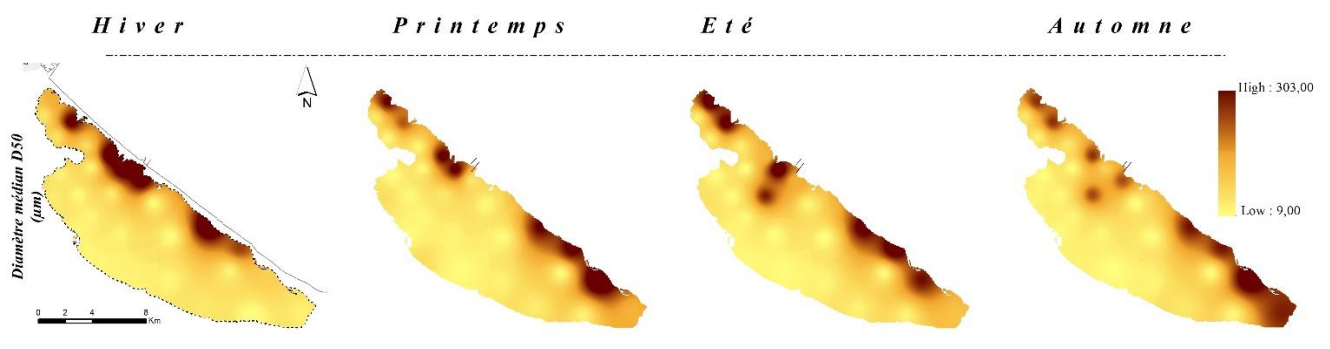


Figure 17 : Distribution spatiale de la granulométrie médiane D_{50} dans la lagune de Marchica au cours des quatre saisons. Les classes sont exprimées en pourcentage.

1.2.3. Teneurs en matière organique sédimentaire (MO)

Malgré une légère augmentation observée au mois de Mai (Printemps), la teneur moyenne en matière organique reste significativement identique à l'échelle de la lagune tout au long de l'année (ANOVA, $p > 0,05$; **Tableau 8**), les valeurs étant de $8,26 \pm 4,8 \%$ à la fin de l'hiver, $8,64 \pm 5,54 \%$ au printemps, $8,58 \pm 4,93 \%$ à la fin de l'été et $8,19 \pm 4,67 \%$ à la fin d'automne.

En revanche, à chaque saison étudiée, les valeurs varient fortement entre les stations (ANOVA, $p > 0,05$; **Tableau 8** ; **Fig. 18**) : de 1,1 à 15,44 % en hiver, de 1,27 à 20,57% au printemps, de 1,56 à 16,55 % en été et 1,33 à 16,41 en automne, révélant ainsi des zones très différentes quant à la disponibilité de matériel assimilable par les peuplements benthiques. Les teneurs élevées en matière organique sont également relevées auprès de la station d'épuration. Les faibles valeurs sont enregistrées à l'entrée de la passe, ainsi qu'au niveau des stations qui sont situées proche du cordon dunaire.

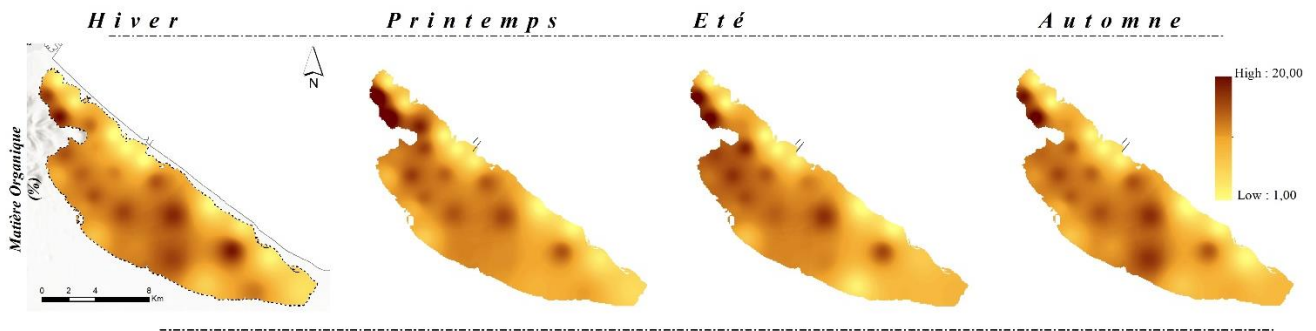


Figure 18 : Distribution spatiale des teneurs en matière organique dans la lagune de Marchica au cours des quatre saisons. Les classes sont exprimées en pourcentage.

Tableau 8 : Test d'ANOVA pour étudier la significativité de la différence entre les saisons et entre les stations. (* : Différence significative).

Facteurs	Saison	Station
	<i>p</i> valeur	<i>p</i> valeur
Matière organique	0,519973	0,000*
Teneur en vase	0,421353	0,000*
Carbone organique total	0,452213	0,000*
Carbonate de calcium CaCO ₃	0,581084	0,000*
Diamètre médian D ₅₀ (µm)	0,467874	0,000*

1.2.4. Teneur en carbonate de calcium CaCO₃

Les teneurs en carbonate de calcium dans les sédiments de surface des fonds de la lagune varient de 9,00 % en hiver à 46,75 % en automne, avec une moyenne de $24,3 \pm 8,22$ % en hiver, de $24,71 \pm 7,78$ au printemps, de $25,18 \pm 6,46$ % en été et $23,88 \pm 7,82$ en automne, sans observé des différences saisonnières ($p > 0,05$).

Sa distribution spatiale a permis de repérer deux bandes principales, qui se situent le long de l'extension longitudinale de la lagune (**Fig. 19**). La première bande couvrait la majeure partie de la lagune, avec un faciès faiblement carbonaté révélant des caractéristiques terrigènes et composé majoritairement de sables envasés. La deuxième bande, adossée au banc de sable le long de la lagune, présentait un faciès modérément carbonaté constitué de matériel relativement sableux.

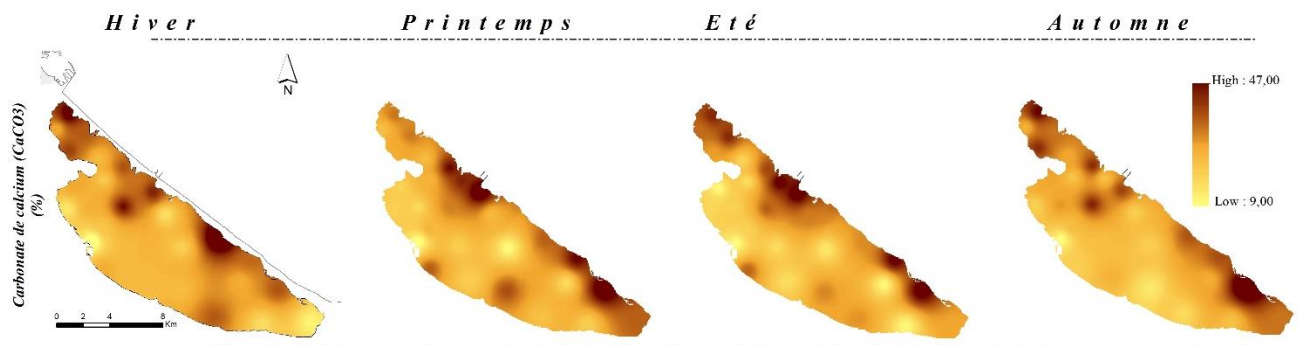


Figure 19 : Distribution spatiale des teneurs en CaCO_3 dans la lagune de Marchica au cours des quatre saisons. Les classes sont exprimées en pourcentage.

1.2.5. Teneur en carbone organique total (COT)

Les proportions en carbone organique total des sédiments semblent relativement élevées, varient entre 1,08 % en hiver et 5,66 % en automne. Les valeurs moyennes sont de $2,92 \pm 1,03$ % en hiver, de $2,94 \pm 0,94$ au printemps, de $3,04 \pm 0,79$ % en été et $2,77 \pm 0,91$ en automne (**Fig. 20**). Aucune différence significative n'a été observée entre les stations (ANOVA ; $p > 0,05$), alors qu'entre les saisons, une différence a été enregistrée (ANOVA ; $p < 0,05$). La répartition spatiale du COT est comparable à celle du carbonate de calcium.

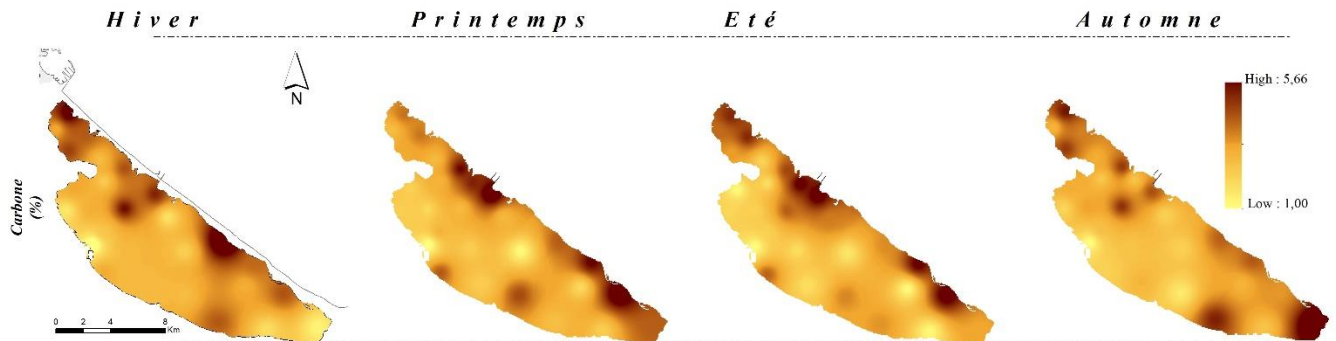


Figure 20 : Distribution spatiale des teneurs en carbone organique total dans la lagune de Marchica au cours des quatre saisons. Les classes sont exprimées en pourcentage.

1.3. Analyse en composante principale (ACP)

Afin de visualiser les corrélations entre les différents paramètres environnementaux, nous avons construit les nuages de points par projection sur le plan factoriel F1 x F2 qui est le plus représentatif.

Il ressort de l'analyse de ces figures ce qui suit :

- **Hiver** : L'analyse en composante principale (**Fig.21**) montre que les axes PC1 et PC2 expliquent 76.1% de la variation entre les stations (PC1 : 45,3% et PC2 : 30,8%). L'axe PC1 est expliqué principalement par les variables fraction vaseuse (% vase), sableuse (% sable), teneur en matière organique (%MO) et la profondeur. L'axe PC2 quant à lui est expliqué par la conductivité et la salinité (**Tableau 9**).
- **Printemps** : Les deux premiers axes factoriels qui, à eux seuls, expriment 83% de l'inertie totale. L'axe de la première composante principale contribuant à 72,4% de la variance totale, est caractérisé par une contribution positive du %vase et une contribution négative de la %sable, médiane, %CaCO₃ et %carbone. Alors que le deuxième axe ne contribue qu'à expliquer 10,6% de la variance totale est caractérisé par la contribution négative des %CaCO₃, %Carbone et de la profondeur (**Fig. 21, Tableau 9**).
- **Été** : Les deux premiers axes expliquent 80,1% de la variabilité. L'axe PC1 indique que 61% des variations environnementales observées entre les stations sont principalement dues à %sable, profondeur, médiane, %CaCO₃ et Carbone. L'axe PC2 montre que 20,7% des variations sont expliquées par la %vase et la %teneur en MO (**Fig. 21, Tableau 9**).
- **Automne** : Les axes factoriels 1 et 2 expriment un total de 80,1% de la variance totale. L'axe 1 de l'ACP montre que la matière organique, taux de la vase, taux en carbonate de calcium, la taille médiane et la teneur en sable contribuent significativement à expliquer 17,8 % des variations environnementales entre les stations. D'autre part, la %MO, %carbone, %CaCO₃ et la profondeur explique 13,2 % (axe 2 de l'ACP) des différences environnementales entre les stations (**Fig. 21, Tableau 9**).

Tableau 9 : Coefficients des variables dans les équations des axes de l'ACP.

Variable	Hiver		Printemps		Été		Automne	
	PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2
Température	-0,033	-0,011	-0,031	0,079	-0,018	0,016	0	0,038
Salinité	-0,082	0,588	-0,063	0,121	-0,168	0,733	-0,067	0,045
% Matière organique	0,406	0,038	0,39	-0,122	0,353	0,241	0,306	0,463
% Vase	0,425	0,028	0,416	-0,156	0,421	0,042	0,421	0
% Carbone organique	-0,349	-0,063	-0,354	-0,546	-0,336	-0,061	-0,35	0,497
% Carbonate de calcium	-0,277	-0,267	-0,352	-0,571	-0,325	-0,061	-0,376	0,352
Taille médiane	-0,388	-0,017	-0,401	0,125	-0,395	0,011	-0,454	0,01
Profondeur	0,301	0,094	0,29	-0,517	0,315	0,16	0,271	0,641
Conductivité	-0,162	0,753	-0,064	0,094	-0,137	0,607	-0,059	0,032
% Sable	-0,425	-0,028	-0,416	0,156	-0,421	-0,042	-0,421	0

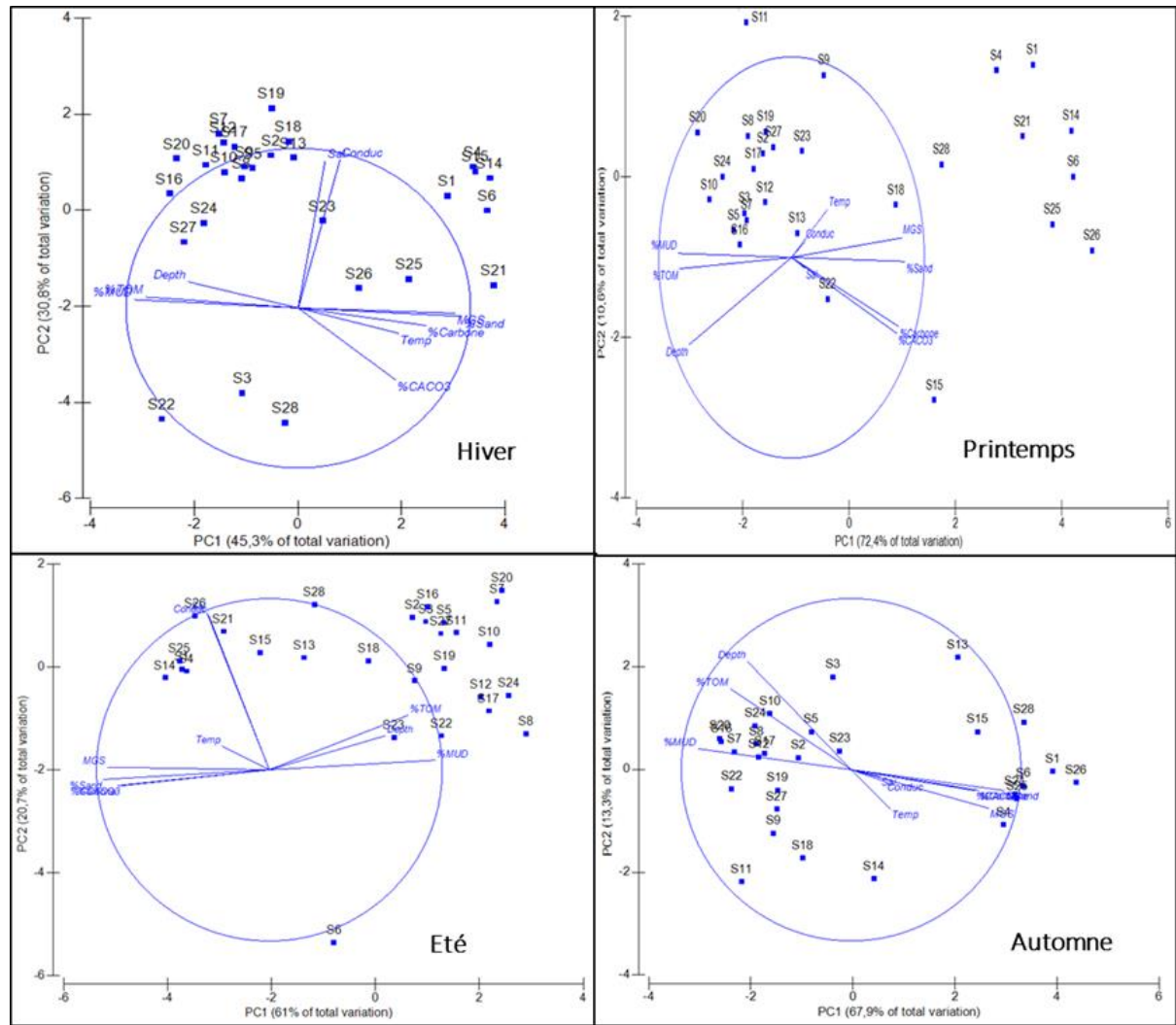


Figure 21 : Représentation graphique de l'analyse en composante principale (PCA) des données environnementales de la lagune de Marchica pour les quatre saisons. (Temp : température ; Sal : salinité ; Conduc : conductivité ; %TOM : % matière organique totale ; MGS : médiane ; %Mud : % vases ; %Sand : % sables ; Depth : profondeur.)

Sur l'ensemble des quatre saisons, des corrélations significatives sont observées dans ce travail. Les variables % sable, médiane, %carbone et %CaCO₃ sont également corrélés positivement entre eux, alors qu'ils sont corrélés négativement à la %vase, %MO et à la profondeur. Par ailleurs, les deux variables température et profondeur sont également corrélées négativement entre eux (**Fig. 22**).

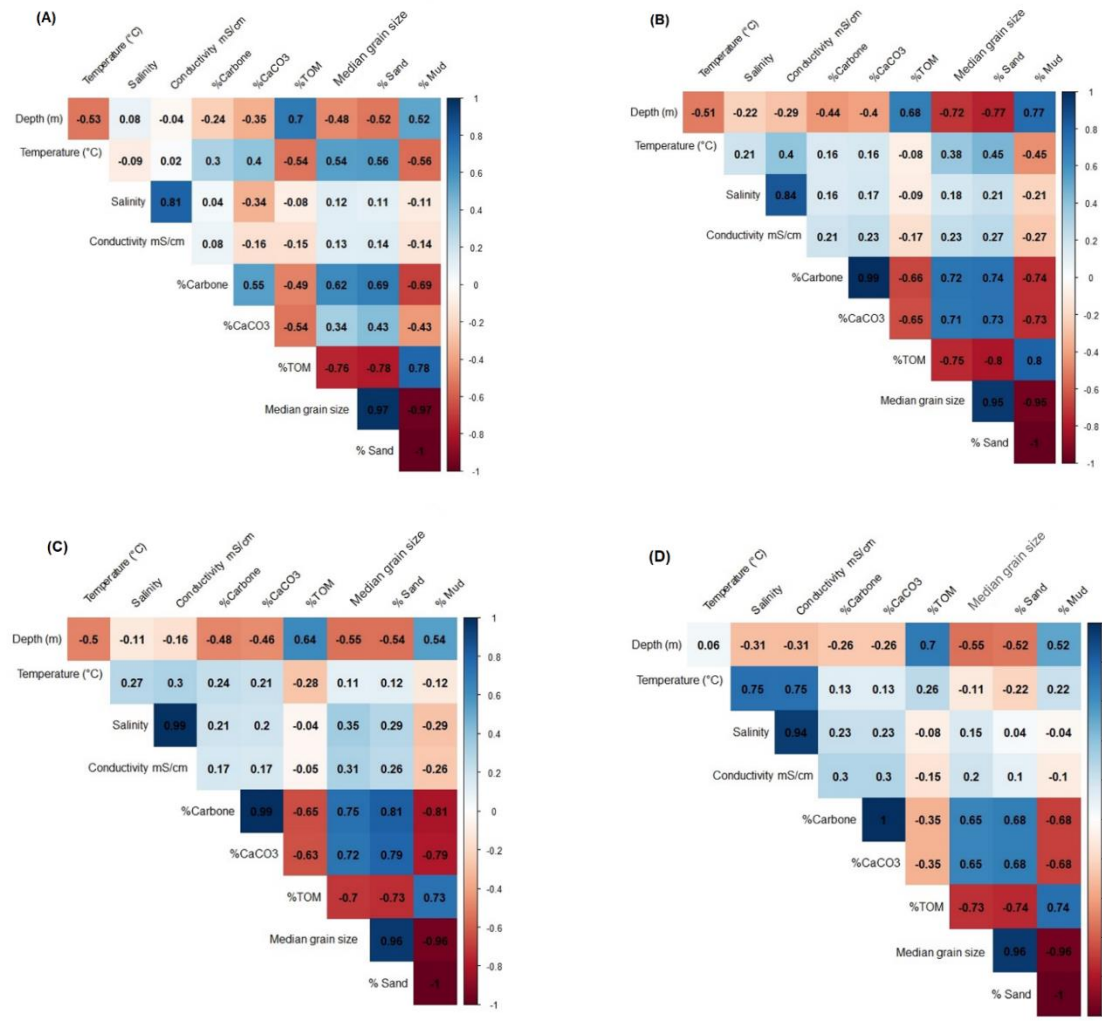


Figure 22 : Matrice de corrélation Spearman (A : hiver ; B : printemps ; C : été ; D : automne). La couleur rouge signale une corrélation négative alors que la couleur bleue montre une corrélation positive.

1.4. Discussion et conclusion

La température des eaux de surface de la lagune de Marchica montre une évolution saisonnière remarquable. En effet, la valeur moyenne de ce paramètre a varié entre un minimum moyen de $14,91 \pm 0,59^\circ \text{C}$ au mois de février (hiver) et un maximum de $27,85 \pm 0,72^\circ \text{C}$ au mois d'Août (été). D'après El Madani (2012), la variation de la température des eaux de la lagune de Marchica suite exactement celle de l'air et varie plus ou moins entre un minimum de 11°C en hiver et un maximum de 30°C en été. En général, la température minimum se situe en janvier / février (selon les années), puis elle augmente progressivement jusqu'au mois d'août où elle atteint son maximum (Tesson et Gensous, 1981 ; Zine, 2005 ; El Madani, 2012). Par ailleurs, ces températures moyennes extrêmes varient, d'une année à l'autre, en fonction de conditions météorologiques locales qui reflètent ceux du bassin méditerranéen.

La similarité des variations thermiques enregistrées au niveau de l'ensemble des stations prospectées de la lagune a été signalée par Lefèbvre *et al.*, (1996), dans ce même milieu. En effet, lors de notre prospection, l'analyse de ce paramètre a montré une certaine homogénéité spatiale des eaux de la lagune.

Quant aux salinité et conductivité, elles varient respectivement de 32,2 à 38 et de 49 à 57 mS/cm. Les données recueillies montrent des valeurs similaires à celles trouvées par Lefèbvre *et al.*, (1996) et Zerrouqi *et al.*, (2013). Ces deux paramètres montrent des valeurs plus élevées enregistrées près de l'extrémité NO (Béni Nssar), et sont en conformité avec les résultats des travaux d'Abouhala *et al.*, (1995), de Bloundi (2005), de Ruiz *et al.*, (2006) et de Zerrouqi *et al.*, (2013). Cette zone, marquée par leur faible profondeur et leur faible hydrodynamisme, sont sujettes à une intense évaporation (Zerrouqi *et al.*, 2013).

Les analyses granulométriques ont permis d'identifier quatre types des fractions sédimentaires durant la période d'étude à l'échelle de la lagune de Marchica : des vases, des vases sableuses, des sables envasés et des sables. Parmi les 28 stations étudiées, seulement 18 conservent un type sédimentaire identique entre les quatre saisons, les autres vont évoluant indépendamment. Quelle que soit la saison considérée, au moins 68% des stations échantillonnées, essentiellement distribuées dans la partie centrale de la lagune, présentent des sédiments vaso-sableux. Les sédiments sableux et sablo-vaseux se localisent sur les berges du cordon dunaire, alors que les sédiments purement vaseux, plus rares, se localisent principalement à côté d'Atalayoun (Stations S7 et S8). Cette composition sédimentaire a subi une évolution importante entre 1982 et 2015. En effet, en 1982 (d'après Guélorget *et al.*, 1984) et en 1987 (d'après Zine, 1989), la structure sédimentaire de la lagune est marquée essentiellement par une dominance de l'étendue des fonds sablo-vaseux, bordée tant du côté marin que du côté du continent par des bandes de sable. L'étude, réalisée en 1992 par Lefebvre *et al.*, (1996) met en évidence un rétrécissement des zones sableuses / sablo-vaseuses et un élargissement de la texture vases sableuses. Cependant, la situation décrite par Najih *et al.*, (2016) fait état d'une dominance de l'étendue des fonds vaseux alors que le sable fin qui couvrait le cordon dunaire s'est limité à ses deux extrémités NO et SE.

Cette répartition granulométrique des sédiments dépend essentiellement des apports sédimentaires, de la courantologie et de l'influence de la houle (Grochowski *et al.*, 1993 a, b ; Le Bot *et al.*, 2000 ; Guiselin Anthony et Héquette, 2007 ; Guillou et Chapalain, 2008).

L'évolution saisonnière des différents types sédimentaires ne met en évidence aucun gradient dans la lagune.

Généralement, l'évolution des teneurs de la matière organique dans les sédiments n'est pas identique sur l'ensemble du fond lagunaire ; il apparaît, en effet, une certaine hétérogénéité spatiale. Les teneurs élevées en matière organique sont également relevées auprès de la station d'épuration, alors que les faibles valeurs sont enregistrées à l'entrée de la passe, ainsi au niveau des stations qui sont situées proche du cordon dunaire. Les résultats obtenus de la présente étude de la répartition de la matière organique suivent globalement les résultats de l'étude de Lefebvre *et al.*, 1996, indiquant que les plus faibles teneurs se rencontraient au voisinage de la passe (0,2 à 1%) et le long du lido (5 %), la zone centrale présentait des taux moyens, compris entre 4 et 10,6 %, mais les extrémités de la lagune notamment au voisinage de la station d'épuration montrent un enrichissement important en matière organique (18 à 22 %). Cette configuration spatiale décrite par Lefebvre *et al.*, (1996) est similaire à celle observée par Bloundi (2005). Cette configuration de la répartition spatiale de la matière organique peut s'expliquer par les apports anthropiques (rejets des eaux usées), la productivité biologique assez importante et par le faible hydrodynamisme (Bloundi, 2005). Cependant, en 2011, une étude réalisée par Najih *et al.*, (2017), fait état d'un appauvrissement de la teneur des sédiments en matière organique avec un maximum ne dépasse guère 10,4%.

En ce qui concerne l'évolution du carbonate de calcium CaCO_3 , ces valeurs montrent une stratification spatiale bien évidente, la première couvrait la majeure partie de la lagune, avec un faciès faiblement carbonaté. La deuxième adossée au banc de sable le long du cordon dunaire.

Ces résultats sont quasiment comparables à celles notées par Najih *et al.*, (2017) au niveau du même site, les teneurs en CaCO_3 dans les sédiments de surface varient de 12,3 % à 50,8 %, avec une moyenne de 29 %. Cet auteur rapporte que la distribution spatiale montre un changement décroissant du rivage marin vers le côté continental.

Par ailleurs, les teneurs en carbone organique suivent le même schéma général des tendances du carbonate de calcium sans observer des variations saisonnières.

Les résultats de l'analyse environnementale, présentés dans ce travail, ont montré une grande variabilité spatiale et saisonnière des paramètres abiotiques et édaphiques. L'analyse en

composantes principales des données physico-chimiques nous a permis de faire ressortir la corrélation existante entre les différents paramètres.

2. CARACTÉRISATION DES HERBIERS DE *CYMODOCEA NODOSA*

2.1. Répartition spatiale la macroflore

L'analyse cartographique montre que la végétation de la lagune de Marchica est composée d'espèces variables et que leur répartition s'organise et change en fonction des saisons (**Fig. 23**). La zone subtidale de la lagune est tapissée principalement par des macroalgues (*Caulerpa prolifera*, *Chaetomorpha linum*, et d'autres algues rouges non identifiées) et des herbiers de phanérogames marines (*Cymodocea nodosa* et *Ruppia maritima*).

Les résultats montrent que la macroflore benthique couvre 57,7% des stations échantillonnées de la lagune, alors que 42,3% correspond à des stations dépourvues de tout type de végétation (localisées principalement dans la zone centrale). Cette macroflore est hautement prédominée par les macroalgues qui couvrent 87,8% des stations végétalisées.

La majorité des fonds de la lagune est tapissée spécialement d'une vaste couverture d'algue *Caulerpa prolifera*, seul ou en association avec d'autre structure végétale. Cette algue colonise des fonds à faciès variés (sablo-vaseux, vaseux, vaso-sableux et sableux).

Les phanérogames marines sont moins représentées au niveau de la lagune. En général, ils sont présents sous forme d'herbiers mixtes et rarement qu'ils développent des formations Mono-spécifiques. Leur fréquence de présence au niveau des échantillons ne dépasse pas 26% et reste cantonnée dans des zones très limitées de la lagune, particulièrement le long du cordon dunaire. Ces phanérogames semblent avoir plus d'affinité au substrat vaso-sableux et sableux. En revanche, *Chaetomorpha linum* est limité dans les deux extrémités NW et SE de la lagune. Alors que, *Ruppia maritima* montre une répartition très limitée (apparu qu'une seule fois en hiver au niveau de la station S4, et au printemps au niveau de S6).

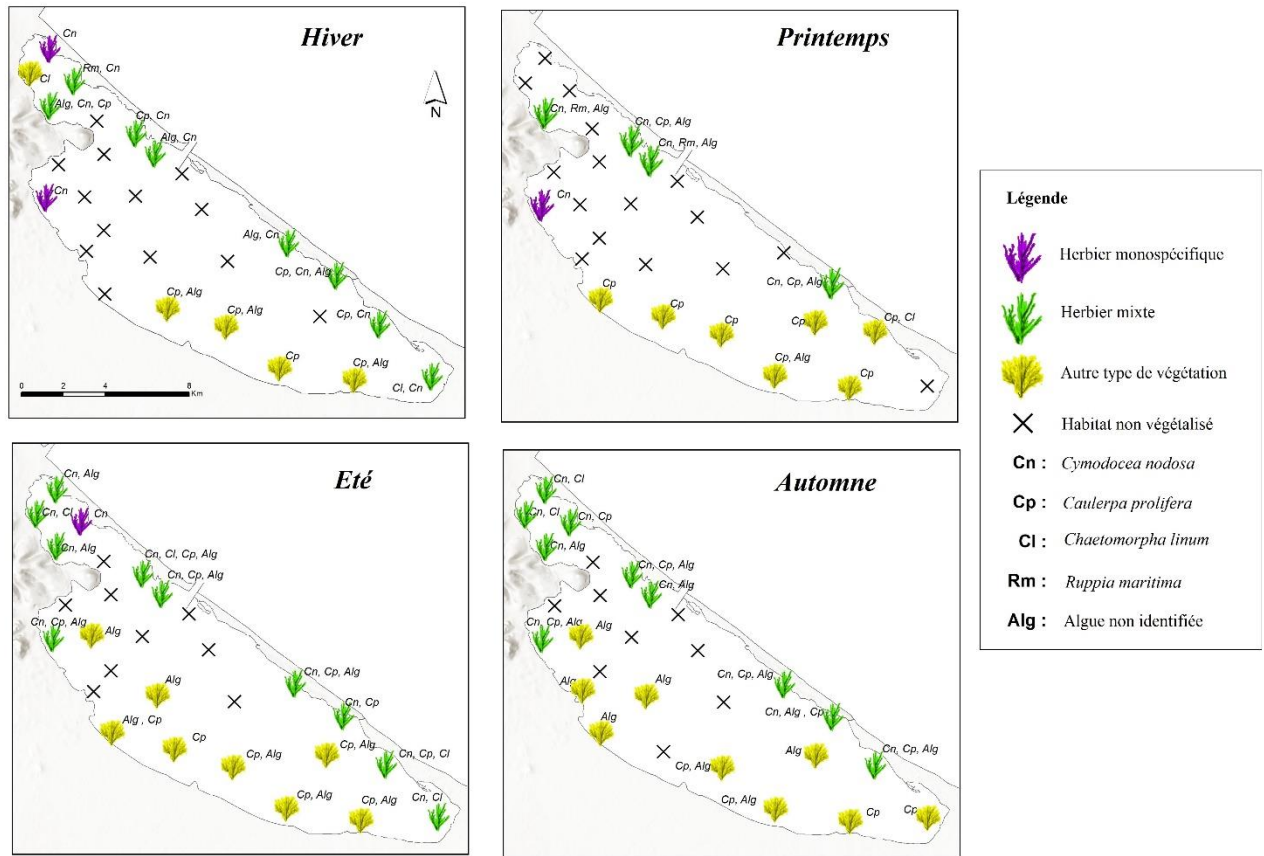


Figure 23 : Répartition spatiale de la végétation benthique de la lagune de Marchica au cours des quatre saisons.

2.2. Paramètres de caractérisation des herbiers de *Cymodocea nodosa*

Cinq stations (S3, S4, S9, S15 et S25) ont été choisies afin de suivre les variations saisonnières de l'herbier à *Cymodocea nodosa*. Ces stations sont marquées par la présence de *C. nodosa* pendant les quatre missions d'échantillonnage.

Plusieurs paramètres relatifs à la phénologie de *C. nodosa* ont été calculés :

- Densité (nombre des faisceaux/m²)
- Nombre moyen de feuilles par faisceau.
- Longueur moyenne des feuilles (mm).
- Longueur moyenne des pétioles (mm).
- Biomasse foliaire et souterraine (PS m⁻²).
- Indice de surface foliaire (Leaf Area Index : LAI) : correspond à la surface des feuilles par m² (Drew, 1971 ; Drew et Jupp, 1976). Cet indice est utilisé en tant qu'indicateur de la surface utile

de la plante, il est calculé selon la formule (Brun *et al.*, 2003 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005 ; Pasqualini *et al.*, 2006) :

$$\text{LAI} = [(\text{Surface foliaire totale/nombre de faisceaux}) \times \text{densité de faisceaux}]$$

Ces différents paramètres permettent, par comparaison à des valeurs d'autres écosystèmes, de qualifier la vitalité de l'herbier dans notre zone d'étude.

2.2.1. Densité

Les relevés effectués au niveau de la zone donnaient des valeurs de densité de l'herbier de *Cymodocea nodosa* qui s'échelonnaient de 80,6 à 1210,3 faisceaux/m², la densité moyenne sur l'ensemble des relevés s'élevait alors à $566,90 \pm 307,9$ faisceaux/m² (**Fig. 24**). La variation saisonnière de la densité apparaît nettement avec des valeurs plus élevées en printemps/été et plus faibles à l'automne/hiver (ANOVA, $p < 0,05$). Sur le plan spatial, les densités montrent des différences significatives (ANOVA, $p < 0,05$), la densité moyenne maximale se rencontre dans la station S9, alors que la faible valeur est enregistrée au niveau de la station S25.

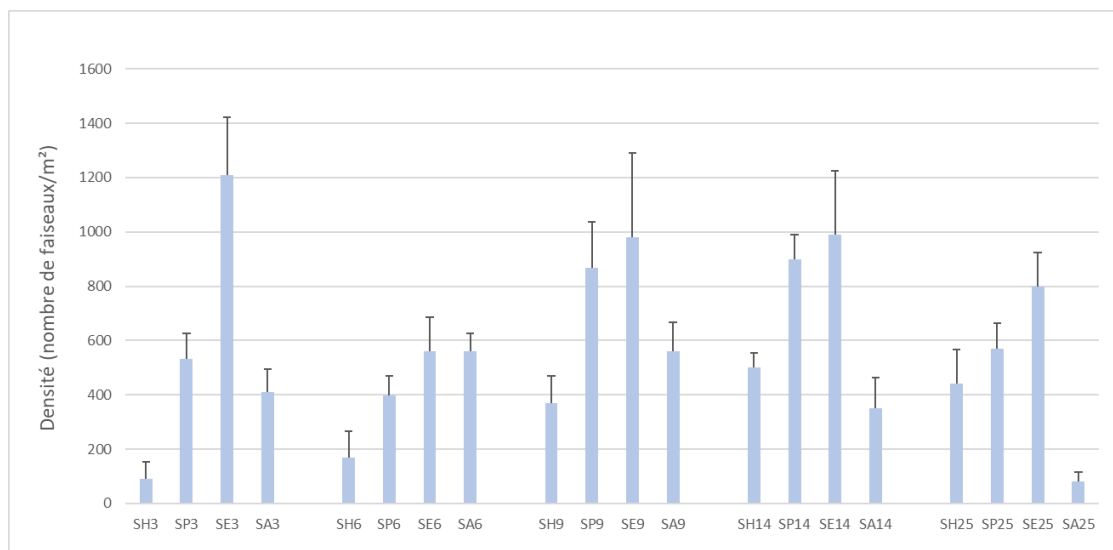


Figure 24 : Evolution spatiale et temporelle de la densité de l'herbier *Cymodocea nodosa*. Les barres d'erreurs représentent les écart-types. (S : Station ; H : hiver ; P : printemps ; E : été ; A : automne)

2.2.2. Nombre moyen des feuilles / faisceau

Le nombre moyen des feuilles oscille entre un maximum estival de 3,9 feuilles/faisceau (station 25) et un minimum hivernal de 2,4 feuilles/faisceau (station S6), avec une moyenne pour l'ensemble des relevés s'élève $3,29 \pm 0,48$ feuilles/faisceau (**Fig. 25**). Pas de variations saisonnières significatives de ce paramètre ont été enregistrées (ANOVA, $p > 0,05$).

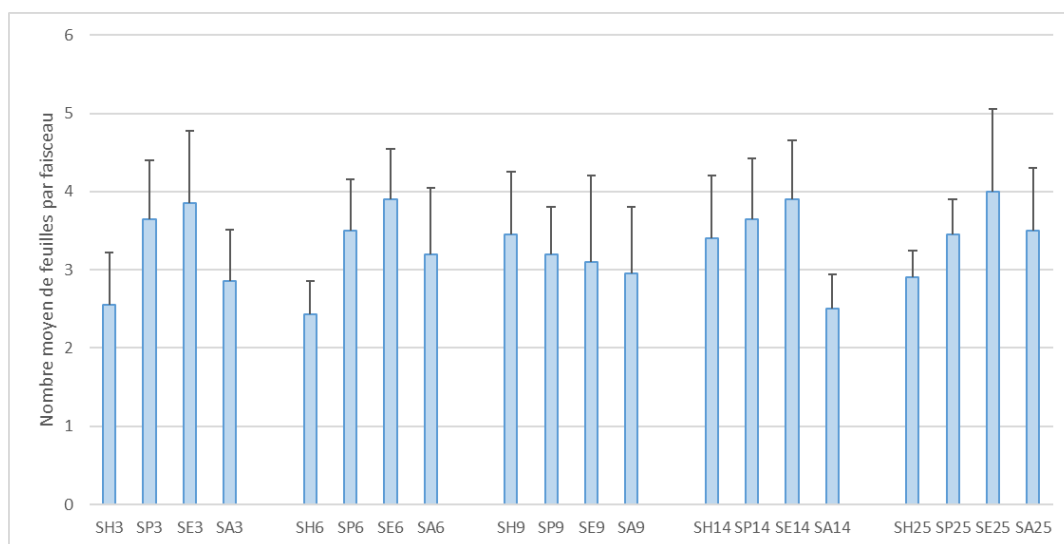


Figure 25 : Evolution spatiale et temporelle du nombre moyen des feuilles/faisceau de l'herbier *Cymodocea nodosa*. Les barres d'erreurs représentent les écart-types. (S : Station ; H : hiver ; P : printemps ; E : été ; A : automne).

2.2.3. Longueur moyenne des limbes et des pétioles

Les valeurs maximales ont été enregistrées au niveau de la station S3 (saison d'été) pour atteindre une longueur moyenne (limbe + pétiole) de $486,37 \pm 83,66$ mm. Cependant, les valeurs minimales enregistrées au niveau de la station S6 (saison d'hiver) avec une moyenne de $55,5 \pm 16,48$ mm (**Fig. 26**).

Les valeurs les plus élevées observées au niveau de la station S3 (proche de la station d'épuration des eaux usées) sont probablement dues à l'enrichissement de cette zone en matière organique qui contribue à une expansion foliaire.

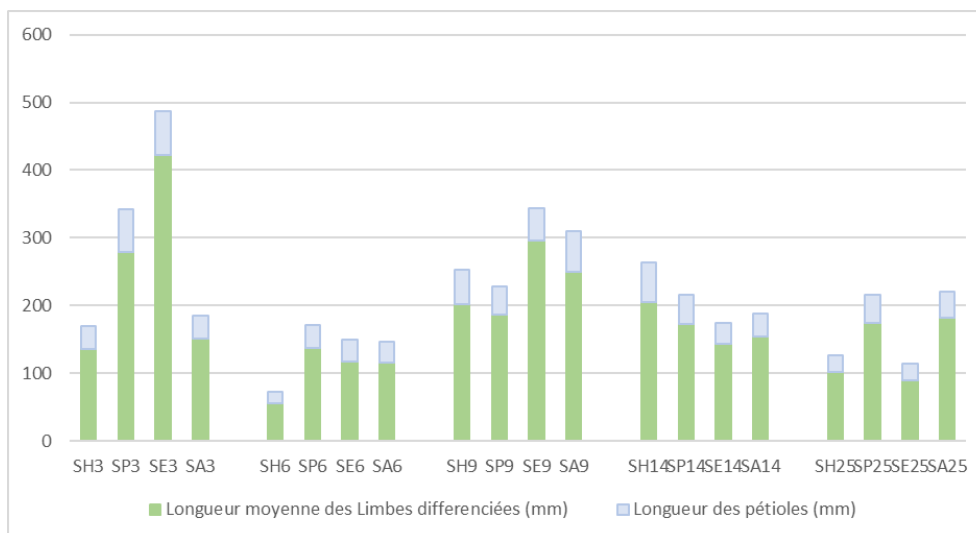


Figure 26 : Evolution spatiale et temporelle de la longueur moyenne des limbes et des pétioles de l'herbier *Cymodocea nodosa*. (S : Station ; H : hiver ; P : printemps ; E : été ; A : automne).

2.2.4. Indice de surface foliaire (LAI)

Les valeurs de l'indice de surface foliaire varient entre 0,20 m² de feuille/m² en hiver et 4,96 m² de feuille/m² en été (**Fig. 27**) avec une moyenne de $1,79 \pm 1,21$ m² de feuille/m². Ces valeurs montrent une variation spatio-temporelle de l'indice LAI a eu lieu entre les stations et entre les saisons (ANOVA, $p < 0,05$).

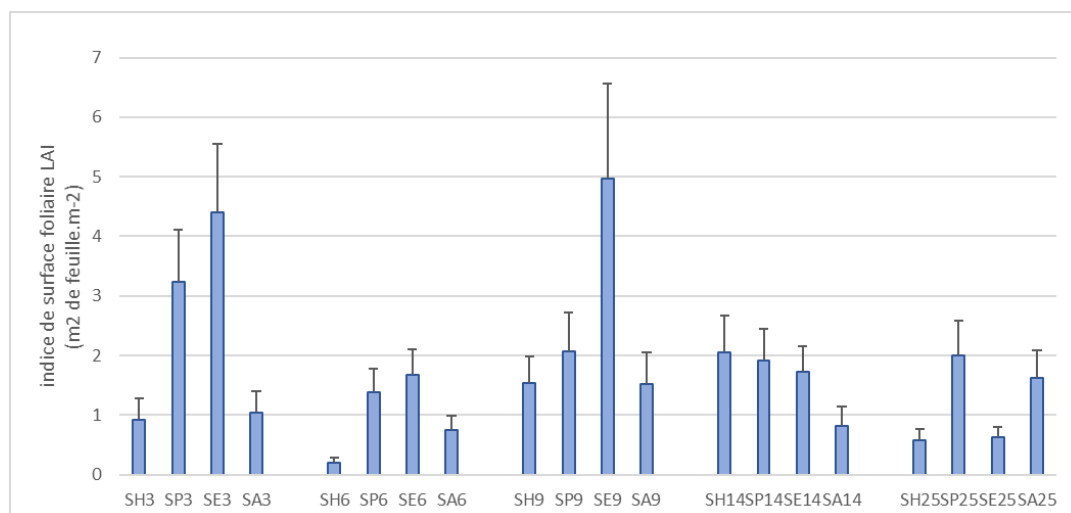


Figure 27 : Evolution spatiale et temporelle de l'indice de surface foliaire de *Cymodocea nodosa*. (S : Station ; H : hiver ; P : printemps ; E : été ; A : automne).

2.2.5. Biomasses foliaires et souterraines

Le maxima de biomasse totale se révèle en été dans la station S3 (797,5 g PS/m²), tandis qu'elle est minimale en hiver dans la station S3 (34,7 g PS/m²). Les variations saisonnières du poids sec de feuilles montrent des valeurs maximales à la fin du printemps et en été qui peuvent atteindre 540,48 g PS/m², et minimales en hiver (13,70 g PS/m²) (**Fig. 28, 29**). Ces variations cycliques enregistrées sont directement liées à la lumière (plus de lumière durant l'été que pendant l'hiver) (Sghaier, 2013).

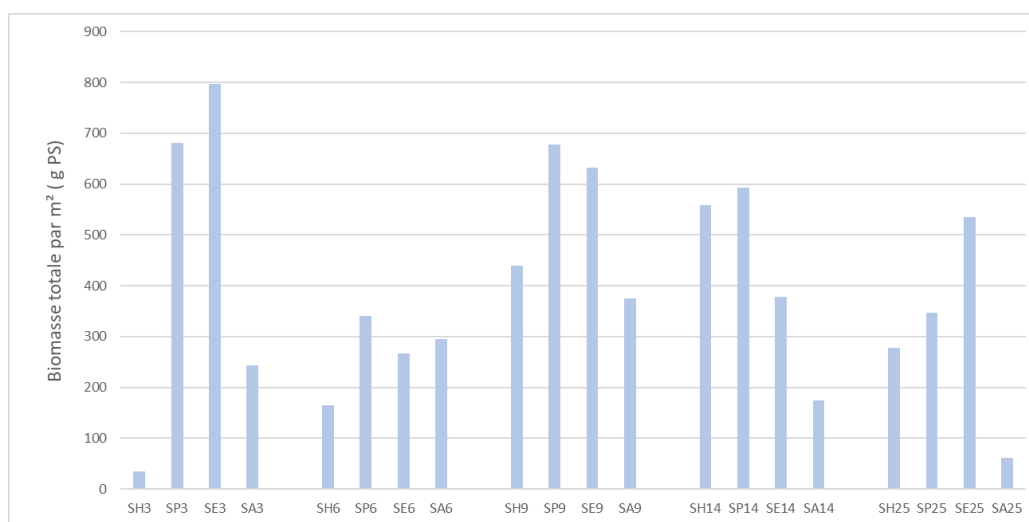


Figure 28 : Evolution spatiale et temporelle des biomasses totales de l'herbier *Cymodocea nodosa*. (S : Station ; H : hiver ; P : printemps ; E : été ; A : automne).

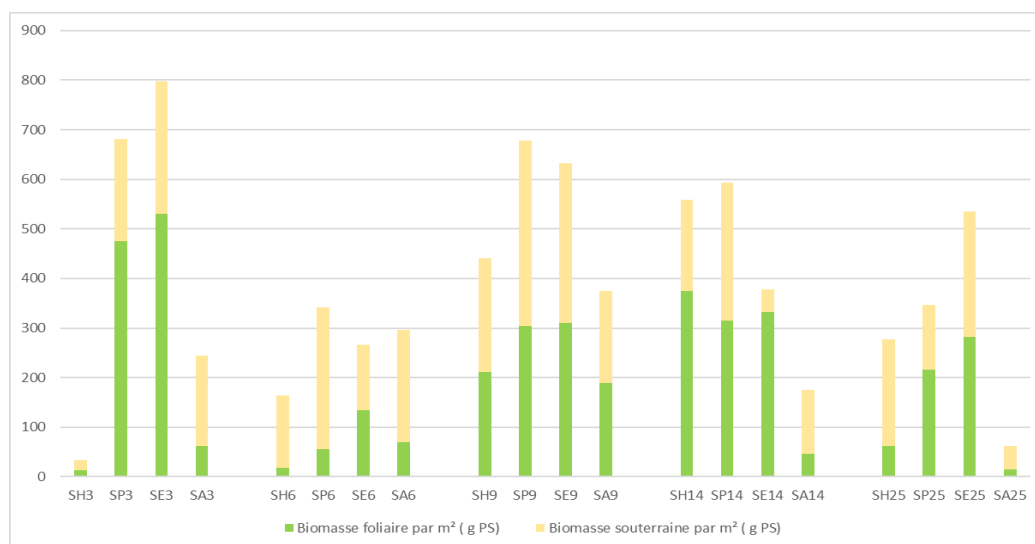


Figure 29 : Evolution spatiale et temporelle des biomasses foliaires et souterraines de l'herbier *Cymodocea nodosa*. (S : Station ; H : hiver ; P : printemps ; E : été ; A : automne).

2.3. Interaction des paramètres de caractérisation de *C. nodosa*

L'analyse en composantes principales montre que les axes PC1 et PC2 expliquent 86% de la variation entre les stations (PC1 : 60% et PC2 : 26%) (**Fig. 30**). L'axe PC1 est expliqué principalement (**Tableau 10**) par les variables densité (D), biomasse foliaire (BF) et Indice de surface foliaire (LAI). L'axe PC2 quant à lui est expliqué (Tab) par biomasse souterraine (BS) et nombre moyen de feuilles par faisceau (NFF). Cette analyse a permis de mettre en évidence 2 groupes séparés en fonction des saisons (printemps/été et hiver/automne).

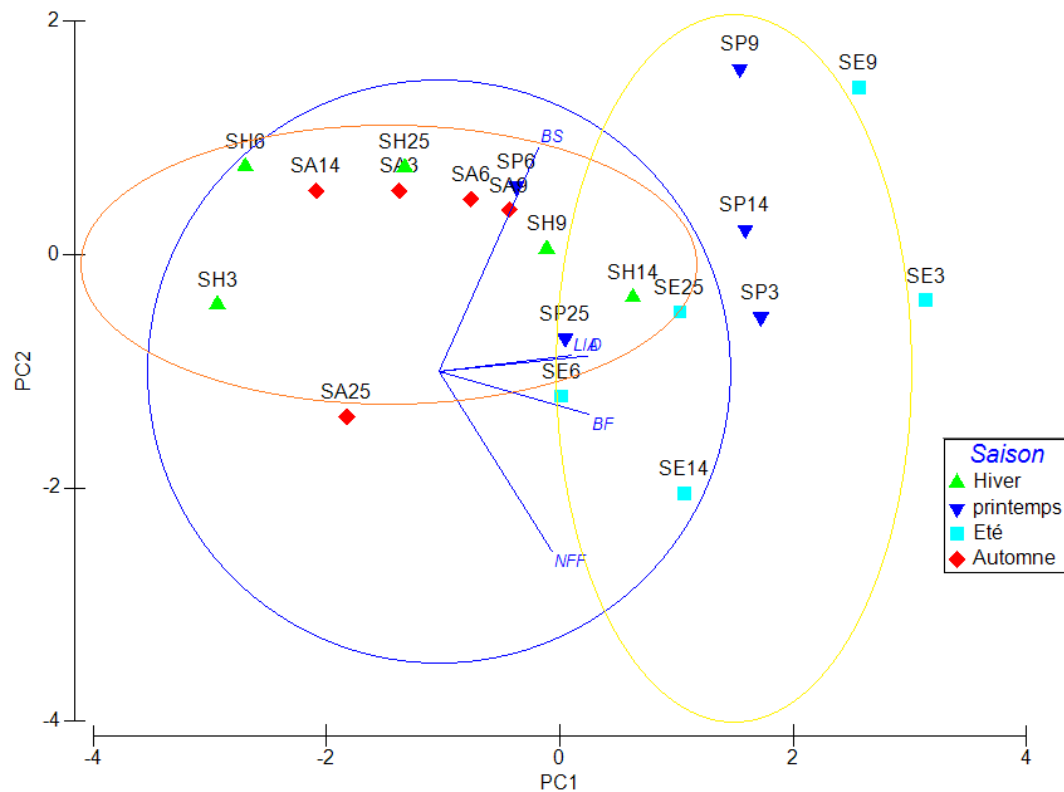


Figure 30 : Représentation graphique de l'analyse en composante principale (PCA) des données de caractérisation de l'herbier *Cymodocea nodosa* de la lagune de Marchica.

Tableau 10 : Coefficients des variables dans les équations des axes de la PCA.

Variables		PC1	PC2
Densité (nombre de faisceaux/m ²)	D	0,509	0,053
Nombre moyen de feuilles par faisceau	NFF	0,388	-0,617
Indice de surface foliaire	LAI	0,454	0,055
Biomasse foliaire par m ² (g)	BF	0,517	-0,147
Biomasse souterraine par m ² (g)	BS	0,342	0,769

2.4. Discussion et conclusion

La lagune de Marchica a subi des changements spectaculaires de la répartition de sa macroflore benthique. En 1982, d'après Guélorget *et al.*, (1987), les fonds de la lagune sont majoritairement recouverts d'un vaste herbier mixte à *Cymodocea nodosa* et *Caulerpa prolifera* qui trouve son développement maximal dans toute la zone centrale. Et suite à l'étude de Berraho *et al.*, (1995) qui a rapporté que la macroflore benthique avait disparu dans les localités situées le long de la bordure continentale et à proximité de l'ancienne passe. Cependant, les travaux de Najih *et al.*, (2016), indiquent que la couverture végétale a subi une régression très poussée dont la présence reste limitée à environ 64% de la superficie totale de la lagune à différentes densités alors que 36% de son étendue reste dénudée. Selon cet auteur, l'espèce *Ruppia maritima* a également disparu de la lagune en 2011. La présente étude a mis en évidence une variabilité importante de la répartition spatio-temporelle de la couverture végétale au sein de la lagune de Marchica.

La densité des faisceaux a montré un modèle saisonnier identique à celui observé en Méditerranée avec un minimum en hiver-Automne et un maximum en été (Cancemi *et al.*, 2002 ; Agostini *et al.*, 2003 ; Sghaier *et al.*, 2011). Les valeurs de densité des faisceaux ont été fortement inférieures à celles enregistrées pour *C. nodosa* dans d'autres régions de Méditerranée (2060 faisceaux/m², Caye et Meinesz, 1985 ; 2000 faisceaux/m², Cancemi *et al.*, 2002 ; 1900 faisceaux/m², Cunha et Duarte 2007 ; 2302 faisceaux/m², Rismondo *et al.*, 1997 ; 1520 faisceaux m⁻², Agostini *et al.*, 2003). D'autre part, elles sont légèrement comparables à celles répertoriées au niveau du Baie Montazah - Egypte avec 404 faisceaux/m² (Mostafa, 1996) et du Banc d'Arguin-Mauritanie avec 576 faisceaux/m² (Van Lent *et al.*, 1991), Ile de Kuriat-Tunisie avec 435 faisceaux/m² (Zribi *et al.*, 2019).

Le nombre moyen de feuilles par faisceau est comparable à ceux observés par Cunha et Duarte (2007) dans la lagune Ria Formosa-Portugal ($3,1 \pm 0,1$ feuilles/faisceau), Sghaier *et al.*, (2011) dans la lagune Ghar El Melh-Tunisie ($3,7 \pm 0,3$ feuilles/faisceau) et plus faible que ceux enregistrés au niveau d'Ile Kuriat-Tunisie avec $4,4 \pm 1,30$ feuilles/faisceau (Zribi *et al.*, 2019), et baie Punta San Pietro-Italy avec $4 \pm 0,6$ feuilles/faisceau (Cancemi *et al.*, 2002).

L'indice de surface foliaire (LAI) est comparable à ceux que l'on trouve généralement en Méditerranée (3,9 m² de feuille/m², Caye et Meinesz, 1985; 4,0 m² de feuille/m², Pérez, 1989; 1,8 m² de feuille/m², Terrados et Ros, 1992 ; 1,29 m² de feuille/m², Zribi *et al.*, 2019) et les Iles de Canaries (3,9 m² de feuille/m², Reyes, 1993), mais inférieur à celui des herbiers de la

baie de Piran (7,2 m² de feuille/m², Peduzzi et Vukovic[˘], 1990) de la lagune de Venise (8,2 m² de feuille/m², Rismondo *et al.*, 1997) et de la lagune Ria Formosa (5,5 m² de feuille/m², Cunha et Duarte, 2007).

Les herbiers de la Marchica ont une biomasse totale plus faible que celles généralement observées en Méditerranée, dans la lagune de Mar-Menor (945 g PS m⁻², Cunha et Duarte, 2007), lagune de Venise (1710 g PS m⁻², Rismondo *et al.*, 1997) et la lagune d'Urbino (1090 g PS m⁻², Agostini *et al.*, 2003). Cependant, les résultats de la biomasse sont comparables à la croissance observée dans les îles Canaries (592 g PS m⁻², Reyes, 1993), baie d'Alfaques (785 g PS m⁻², Pérez *et al.*, 1994) et baie de Monastir (646 g PS m⁻², Sghaier *et al.*, 2017).

La biomasse de *Cymodocea nodosa* dépend du statut nutritif de la prairie (Pérez *et al.*, 1994). Il a été démontré que lorsque *C. nodosa* colonise des substrats riches en matière organique, elle présente un faible développement du système racinaire et du rhizome, tandis que le système foliaire est plus développé. Par ailleurs, dans un substrat pauvre en matière organique, la partie endogée montre un plus grand développement que la partie épigée (Terrados et Ros, 1991 ; Pérez *et al.*, 1994 ; Sghaier, 2013).

L'herbier de *Cymodocea nodosa* montre de fortes fluctuations saisonnières de densité, de biomasse et des caractéristiques phénologiques. Ces paramètres subissent une augmentation durant le printemps et l'été, alors qu'ils diminuent au cours de l'automne et en hiver. Les tendances saisonnières des caractéristiques biologiques de *C. nodosa* montrent une corrélation significative avec les paramètres environnementaux. Les corrélations positives entre la croissance de *C. nodosa* et les paramètres environnementaux (principalement la température) ont également été signalées pour les Magnoliophytes marines (Zupo *et al.*, 1997 ; Lee *et al.*, 2005, 2006).

CHAPITRE III : INVENTAIRE FAUNISTIQUE DE LA MACROFAUNE BENTHIQUE DE LA LAGUNE DE MARCHICA

1. INTRODUCTION

La faune benthique analysée dans ce chapitre compte un total de **131 taxons** et provient d'un total de **112 échantillons** réalisés sur substrat meuble de la lagune de Marchica lors de quatre missions de prospection en Février 2015 (Hiver), Mai 2015 (Printemps), Août 2015 (Eté) et Novembre 2015 (Automne) avec un total de 28 prélèvements par saison.

2. STRUCTURE TAXONOMIQUE GLOBALE

L'analyse des **112 échantillons** biologiques réalisés sur substrat meuble de la lagune de Marchica, a permis d'identifier **131 taxons** d'invertébrés sur un total de **43215 individus** examinés. 10 groupes zoologiques constituent l'ensemble du zoobenthos (**Fig. 31**) : Annélides (37 taxons), Mollusques (40 taxons), Crustacés (39 taxons), et la catégorie Divers regroupe les embranchements suivants : Cnidaires (4 taxons), Némertiens (1 taxon), Sipunculien (1 taxon), Poissons (1 taxon), Echinodermes (6 taxons) et Chordés (1 taxon).

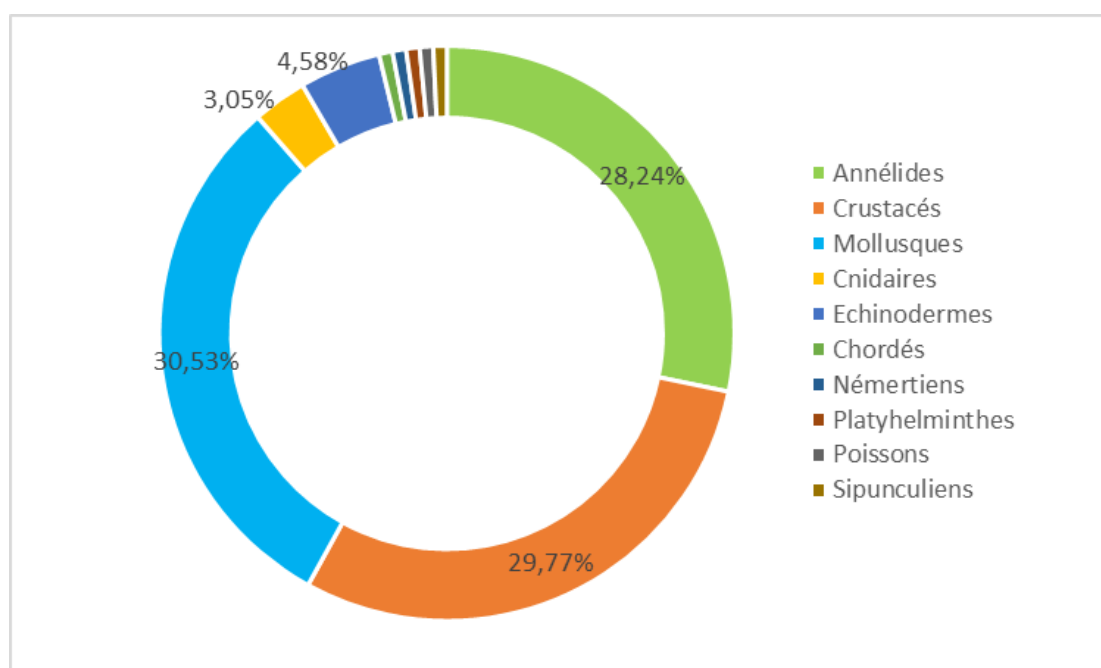


Figure 31 : Répartition de la richesse taxonomique des principaux groupes taxonomiques de la lagune de Marchica.

En terme de richesse spécifique, les groupes taxonomiques majeurs sont représentés à 30,53% par les mollusques, à 29,77% par les crustacés, à 28,24% par les annélides polychètes et à 11,43% par les divers. Notons que les amphipodes et les décapodes fournissent respectivement 46% et 33% de la macrofaune carcinologique, soit un total de 79% des espèces de crustacés.

Par ailleurs, les bivalves (55%) et les gastéropodes (40%) totalisent 95% des espèces de Mollusques.

L'abondance des individus récoltés est dominée par les polychètes (35%), les mollusques (33%) et les Crustacés (27%). Le groupe divers ne dépasse guère 4% (**Fig. 32**).

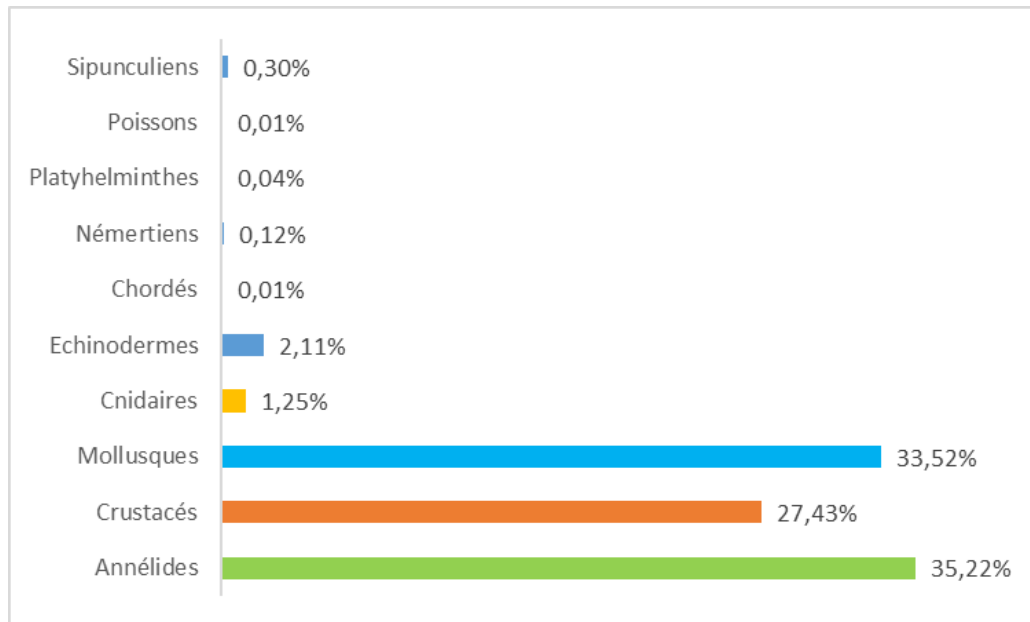


Figure 32 : Répartition du nombre total d'individus récoltés des principaux groupes taxonomiques de la lagune de Marchica.

2.1. Liste des espèces

Les taxons sont classés par groupes zoologiques, d'une part, et par ordre alphabétique au sein de chaque groupe zoologique, d'autre part.

Annélides**Polychètes**

Aonides oxycephala (Sars, 1862)
Armandia cirrhosa Filippi, 1861
Branchiomma lucullanum (Delle Chiaje, 1828)
Capitella sp
Chaetozone setosa Malmgren, 1867
Cirriiformia tentaculata (Montagu, 1808)
Diopatra neapolitana Delle Chiaje, 1841
Gattyana cirrhosa (Pallas, 1766)
Glycera tridactyla Schmarda, 1861
Heteromastus Eisig, 1887
Hydroides norvegica Gunnerus, 1768
Lagis koreni Malmgren, 1866
Lagis sp
Laonome kroyeri Malmgren, 1866
Leptonereis sp
Lumbrineris sp
Magelona sp
Melinnopsis sp
Mysta picta (Quatrefages, 1866)
Nephtys incisa Malmgren, 1865
Nereis sp1
Nereis sp2
Notomastus sp
Onuphis sp
Owenia fusiformis Delle Chiaje, 1844
Paucibranchia bellii (Audouin & Milne Edwards, 1833)
Phyllodoce sp
Phylo norvegicus (M. Sars in G.O. Sars, 1872)
Pista cristata (Müller, 1776)
Polyophthalmus pictus (Dujardin, 1839)
Praxillella gracilis (M. Sars, 1861)
Prionospio cirrifera Wirén, 1883
Serpula sp
Serpula sp2
Syllis gracilis Grube, 1840

Crustacés**Amphipodes**

Ampelisca anophthalma (Bellan-Santini & Kaim-Malka, 1977)
Ampelisca diadema (Costa, 1853)
Aora sp
Caprella acanthifera (Leach, 1814)

Caprella scaura (Templeton, 1836)
Corophium sp
Dexamine spinosa (Montagu, 1813)
Dexamine sp
Elasmopus rapax (Costa, 1853)
Erichthonius brasiliensis (Dana, 1853)
Erichthonius rubricornis (Stimpson, 1853)
Gammarella fucicola (Leach, 1814)
Gammarus insensibilis (Stock, 1966)
Kroyera carinata (Spence Bate, 1857)
Maera grossimana (Montagu, 1808)
Phtisica marina (Slabber, 1769)
Pseudolirius kroyeri (Haller, 1879)
Urothoe pulchella (Costa, 1853)

Cumacés

Iphinoe serrata (Norman, 1867)

Décapodes

Alpheus glaber (Olivi, 1792)
Athanas nitescens (Leach, 1814)
Brachynotus foresti (Zariquiey Álvarez, 1968)
Carcinus maenas (Linnaeus, 1758)
Galathea sp
Liocarcinus navigator (Herbst, 1794)
Macropodia rostrata (Linnaeus, 1761)
Pagurus sp
Palaemon elegans (Rathke, 1836)
Penaeus kerathurus (Forskål, 1775)
Processa sp
Sirpus zariquieyi (Gordon, 1953)
Xantho poressa (Olivi, 1792)
Euphausiacés
Euphausiacea (Dana, 1852)

Isopodes

Cymodoce truncata Leach, 1814
Idotea balthica (Pallas, 1772)
Paracerceis sculpta (Holmes, 1904)

Leptostracés

Nebalia sp

Tanaidacés

Apseudopsis latreillii (Milne Edwards, 1828)
Chondrochelia savignyi (Kroyer, 1842)

Chordés

Syngnathus abaster Risso, 1827

Cnidaires*Actinia sp1**Actinia sp2**Cnidaire sp1***Echinodermes***Acrocrida brachiata**Asterina gibbosa* (Pennant, 1777)*Asterina sp**Holothuria* (*Roweothuria*) *poli* Delle Chiaje, 1824*Ophiura ophiura**Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816)**Mollusques****Bivalves***Abra alba* (W. Wood, 1802)*Abra nitida* (O. F. Müller, 1776)*Abra segmentum* (Récluz, 1843)*Acanthocardia echinata* (Linnaeus, 1758)*Acanthocardia tuberculata* (Linnaeus, 1758)*Azorinus chamasolen* (da Costa, 1778)*Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789)*Cyclina sp**Donax sp**Gastrana fragilis* (Linnaeus, 1758)*Limaria tuberculata* (Olivi, 1792)*Loripes orbiculatus* Poli, 1795*Loripinus fragilis* (Philippi, 1836)*Moerella distorta* (Poli, 1791)*Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791)*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819*Mytilus sp**Nucula nucleus* (Linnaeus, 1758)*Peronidia albicans* (Gmelin, 1791)*Polititapes aureus* (Gmelin, 1791)*Venerupis geographica* (Gmelin, 1791)*Venus casina* Linnaeus, 1758**Gastéropodes***Alvania cimex* (Linnaeus, 1758)*Bolinus brandaris* (Linnaeus, 1758)*Bulla striata* Bruguière, 1792*Bursatella leachii* Blainville, 1817*Cerithium vulgatum* Bruguière, 1792*Clanculus jussieui* (Payraudeau, 1826)*Haminoea hydatis* (Linnaeus, 1758)*Hexaplex trunculus* (Linnaeus, 1758)*Jujubinus sp**Nassarius sp**Smaragdia viridis* (Linnaeus, 1758)*Steromphala umbilicalis* (da Costa, 1778)*Tricolia tenuis* (Michaud, 1829)*Tritia incrassata* (Strøm, 1768)*Tritia mutabilis* (Linnaeus, 1758)*Tritia reticulata* (Linnaeus, 1758)**Polyplacophores***Lepidochitona cinerea* (Linnaeus, 1767)**Scaphopodes***Antalis dentalis* (Linnaeus, 1758)**Némertes***Nemertea sp***Plathelminthes***Platyhelminthes sp***Poissons***Larve Poisson***Sipuncules***Sipunculus sp***2.2. Comparaison saisonnière de la structure taxonomique**

Que ce soit la saison étudiée, ce sont les polychètes, les mollusques et les crustacés qui dominent la faune benthique. Les richesses spécifiques peuvent être considérées comme relativement stables avec de légères fluctuations. La **figure 33** montre que les polychètes semblent dominer légèrement ce peuplement pendant toute la période d'étude sauf en été où les mollusques se montrent les mieux représentés.

Si l'on se réfère à l'abondance (**Fig. 34**), il paraît que la macrofaune benthique de la lagune de Marchica est mieux représentée en Hiver avec une abondance totale de 12699 individus, alors que les faibles valeurs sont enregistrées en automne (8891 individus).

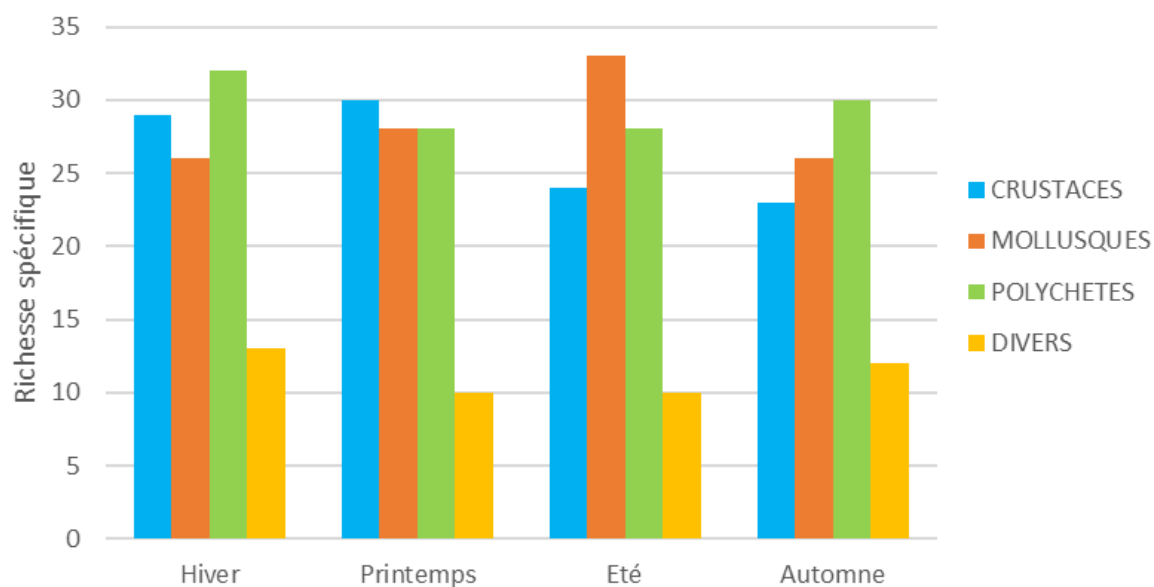


Figure 33 : Evolution saisonnière de la richesse spécifique des principaux groupes taxonomiques de la lagune de Marchica.

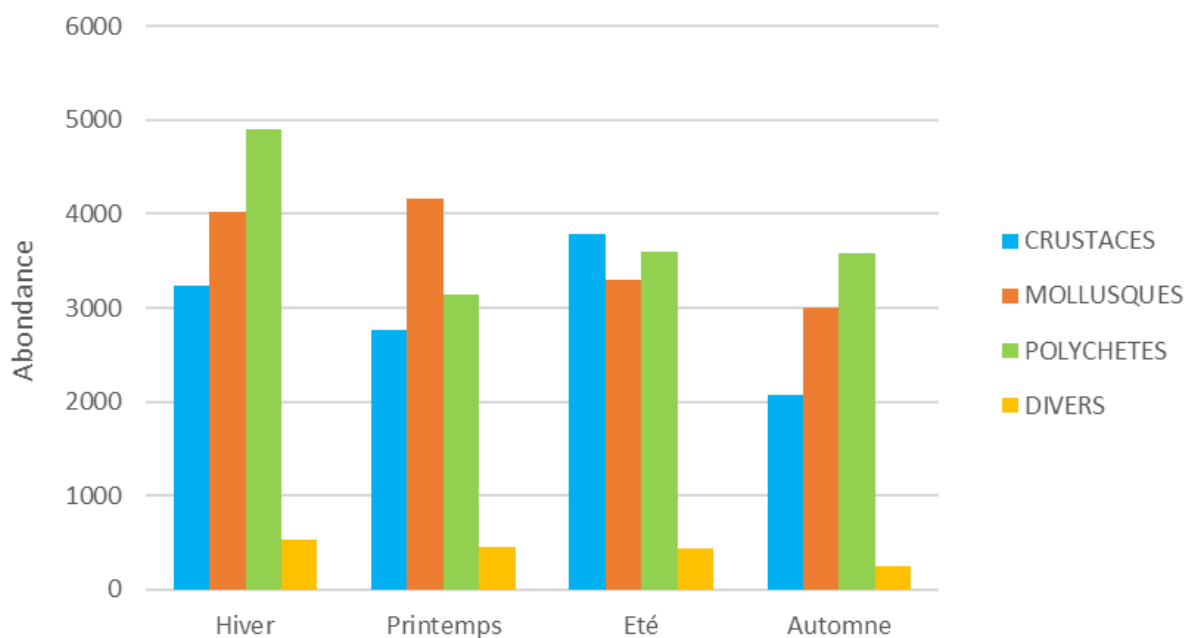


Figure 34 : Evolution saisonnière du nombre total d'individus récoltés des principaux groupes taxonomiques de la lagune de Marchica.

2.3. Comparaison avec les travaux antérieurs sur le site

Cette démarche de comparaison, entre l'inventaire faunistique établi dans ce travail et ceux établis par des travaux antérieurs sur le même site, tente d'établir une liste de la macrofaune benthique signalée dans la lagune de Marchica de 1979 à la présente étude.

Malgré son intérêt remarquable sur le plan écologique et économique (pêche et aquaculture), la lagune a été peu étudiée et nous disposons seulement de quelques travaux qui ont contribué à la connaissance des peuplements benthiques de cette lagune.

Saubade (1979) a établis le premier inventaire de la malacofaune de la lagune de Marchica, fait état de 58 espèces. Guélorget *et al.* (1987), citent 40 espèces. La liste faunistique donnée par Clanzig (1989) fournit 110 espèces de mollusques. Zine (2005) signale 51 espèces au total. Boussalwa *et al.* (2000) citent, dans leur étude qui porte sur les crustacés de la lagune, une liste de 21 espèces.

Les peuplements benthiques de la lagune de Marchica sont caractérisés par une faune commune aux milieux lagunaires, avec la codominance de trois principaux groupes zoologiques mollusques / polychètes / crustacés. Dans notre cas, le groupe des mollusques est légèrement dominant en termes de richesse spécifique suivis des Crustacés puis des Polychètes. Ces résultats confirment les observations des travaux antérieurs, réalisés sur le même site (Guélorget *et al.*, 1987 ; Menioui et Zine, 1995) (**Tableau 11**).

Parmi les taxons identifiés dans ce travail, 80 sont nouvellement signalées pour la lagune de Marchica, soit un total de 20% de l'ensemble des espèces recensées dans la lagune de Marchica (**Tableau S2**). Ces espèces se répartissent en : annélides (28 espèces), mollusques (21 espèces), crustacés (23 espèce) et divers (8).

Tableau 11 : Comparaison des travaux sur les peuplements benthiques dans la lagune de Marchica.

	Saubade (1979)	Guelorget et al. (1987)	Clanzic (1989)	Boussalwa et al., (2000)	Zine (2005)	Présente étude
Composante Biologique	Malacofaune	Macroinvertébré benthique	Malacofaune	Crustacés	Macroinvertébré benthique	Macroinvertébré benthique
Nombre de Station		11 stations de substrat meuble et 3 stations de substrat rocheux	3	9 stations de substrat meuble / 6 stations de substrat dur	14	28
Nombre des espèces	52	40	110	27	51	131
Effort d'échantillonnage		une seule campagne (printemps 1984)	une seule campagne (May 1983)	Février, Mai, Aout, et Novembre 1995	Mars 1987 à Fév 1988 - Déc 1990 à Mai 1901 - Janv à Fév 1998 - Janv à Mai 2002	Février, Mai, Aout, et Novembre 2015
Technique d'échantillonnage		Benne Echmann (2 à 6 échantillons de 0,1 m2 par station)	par fauchage des herbiers, par prélèvement de sédiment en plongée et par collecte sur les zones de bordures de la lagune.	les prélèvements ont été effectués par tamisage (maille du tamis : 1 mm) d'un volume de 9000 cm3 de sédiment prélevé sur un carré de 30 cm de côté et une profondeur de 30 cm.	les prélèvements ont été récoltés à l'aide d'une bêche plate de 25 cm de côté et 30 cm de hauteur (la surface prélevée correspond à laire minimale estimée à 900 cm2 sur substrat meuble et de 625 cm2 sur substrat rocheux).	Benne Van Venne (0,1 m2)
Groupes dominants		M>P>C			M>C>P	M>C>P

2.4. Comparaison avec les autres lagunes

Dans le contexte local, la comparaison de la diversité macrobenthique de la lagune de Marchica (131 taxons et 10 groupes zoologiques) avec les autres lagunes marocaines a montré que cette diversité est plus élevée que celle d'Oualidia (56 taxons, El Asri *et al.*, 2020 ; 89 taxons, Chaouti *et al.*, 2019), Smir (37 taxons, Chaouti & Bayed, 2011), Merja Zerga (46 taxons, Touhami *et al.*, 2019 ; 63 taxons, Boutoumit *et al.*, 2021), Khnifiss (57 taxons, Lefrere *et al.*, 2015) et Sidi Moussa (58 taxons, Joulami, 2013).

Par rapport aux inventaires disponibles pour d'autres lagunes méditerranéennes, la lagune de Marchica semble être plus diversifiée que Mellah (43 espèces, Draredja, 2005 ; 45 espèces, Magni *et al.*, 2015), Boughara (57 espèces, Khedhri *et al.*, 2016) et Bizerte (49 espèces, Afli *et al.*, 2009). Elle est aussi plus riche que celle de Lesina (53 espèces, Nonnis Marzano *et al.*, 2003), lagune de Cabras (22 espèces, Como et Magni, 2009), lagune Venice (97 taxons, Sfriso *et al.*, 2001) et lagune Sacca di Goro (68 taxons, Marchini *et al.*, 2004). Alors que la structure taxonomique dans ce travail est moins importante en comparant avec les études réalisées au niveau de la lagune de Grado (163 taxons, Bettoso *et al.*, 2010) et la lagune de Tunis (189 taxons, Diwara *et al.*, 2008).

À l'issue de cette analyse, on peut constater que la lagune de Marchica présente une faune benthique relativement riche et diversifiée par rapport aux lagunes méditerranéennes.

CHAPITRE IV : LES ESPÈCES NON-INDIGÈNES DANS LA LAGUNE DE MARCHICA

Ce chapitre a été traité sous forme de deux articles publiés dans les revues « Bioinvasions Records » et « Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries (EJABF) » indexées dans les bases de données ‘Scopus’ :

- El Kamcha, R., Bououarour, O., Boutoumit, S., Bazairi, H., 2020. Occurrence of the invasive *Caprella scaura* Templeton, 1836 (Amphipoda: Caprellidae) in the Marchica coastal lagoon (Alboran Sea, Morocco). *Bioinvasions Rec.* 9 (4), 763–771. <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2020.9.4.11>
- El Kamcha R., Boutoumit, S., Bououarour, O., Bazairi, H., 2021. The non-indigenous isopod *Paracerceis sculpta* Holmes, 1904 invasion of the Marchica lagoon (Moroccan Mediterranean Coast). *Egypt. J. Aquat. Biol. Fish.* 25, 1–12. <https://doi.org/10.21608/ejabf.2021.171793>

1. Occurrence of the invasive *Caprella scaura* Templeton, 1836 (Amphipoda: Caprellidae) in the Marchica coastal lagoon (Alboran Sea, Morocco)

Résumé

Les espèces non-indigènes représentent une menace majeure pour la biodiversité marine, et ont également des impacts économiques, et même sur la santé humaine. Par conséquent, l'analyse des principaux descripteurs de leur présence dans un écosystème est essentielle pour établir des stratégies de conservation fiables et une gestion appropriée. Dans cet article, nous avons rapporté le premier enregistrement dans la lagune de Marchica (Mer d'Alboran) de l'espèce invasive *Caprella scaura* Templeton, 1836, une espèce d'amphipode probablement originaire de l'océan Indien. *C. scaura* est largement distribué dans la lagune, et son abondance a fluctué entre 3 et 337 ind./m². L'espèce est bien établie dans la lagune de Marchica et s'étend sur diverses gammes de profondeur (0,4 à 7,7 m), de température de l'eau (14,21- 28,97 °C), de salinité (32,28 - 38,04) et de substrats (non-végétalisés et végétalisés). Ceci confirme clairement sa grande plasticité et son comportement hautement invasif. Cette espèce a probablement été introduite dans la lagune de Marchica avec le transport maritime. L'installation récente de trois espèces invasives bien établies dans la lagune de Marchica (*Bursatella leachii* Blainville, 1817, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 et *C. scaura*) révèle que cet écosystème côtier est à risque d'invasions biologiques et doit être surveillé régulièrement afin d'évaluer les impacts écologiques potentiels sur l'écosystème.

Mots clés : Non-indigènes ; Invasion biologique ; Crustacés ; Méditerranée.

Abstract

Non-indigenous species are a recognized worldwide threat to biodiversity, to the economy and even to human health. Hence, analysis of principal descriptors of their occurrence is pivotal to set reliable conservation strategies and appropriate management. In this paper, we have reported the first record in the Marchica lagoon (Southern Alboran Sea) of the invasive *Caprella scaura* Templeton, 1836, an amphipod species likely native to the Indian Ocean and now recorded worldwide. *C. scaura* is widely distributed in the lagoon, and its abundance fluctuated between 3 and 337 ind./m². The species is well established in the Marchica lagoon and spreads over various ranges of depth (0.4 to 7.7 m), water temperature (14.21– 28.97 °C), salinity (32.28– 38.04) and substrates (bare and vegetated). This clearly confirms its large plasticity and highly invasive behaviour. The species has been introduced to the Marchica lagoon most likely via shipping activity. The recent settlement of three well established invasive species in the Marchica lagoon (*Bursatella leachii* Blainville, 1817, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 and *C. scaura*) reveals that this coastal ecosystem is at risk of biological invasions and has to be monitored regularly in order to evaluate potential ecological impacts on the ecosystem.

Key words: Non-indigenous; Bioinvasion; Crustacea; Mediterranean

1.1. Introduction

Non-indigenous species (NIS) and subsequent biological invasions are considered to be one of the major threats to biodiversity (Doherty *et al.*, 2016) and ecosystem services at the global scale (Pejchar & Mooney, 2009). The Mediterranean Sea has been characterized as a marine biodiversity hotspot (Coll *et al.*, 2010) but also by hosting the highest known number of NIS of any other sea (Edelist *et al.*, 2013; Zenetos *et al.*, 2017; Bonanno & Orlando-Bonaca, 2019). According to recent estimates, more than 820 multicellular NIS have been introduced to the Mediterranean Sea (Zenetos *et al.*, 2017), with increasing abundance in many Mediterranean countries (Galil *et al.*, 2018). Due to the spread of NIS and the threats they pose, analysis of principal descriptors of their occurrence is pivotal to set reliable conservation strategies and appropriate management (Corriero *et al.*, 2016; Ojaveer *et al.*, 2018).

In the Mediterranean basin as a whole, the Ecosystem Approach (EcAp) is the guiding principle to the Mediterranean Action Plan (MAP) Programme of Work and all policy implementation and development undertaken under the auspices of the Barcelona Convention. At their 19th Ordinary Meeting (Athens, Greece, 9–12 February 2016), the Contracting Parties to the Barcelona Convention adopted a novel and ambitious Integrated Monitoring and Assessment Programme and related Assessment Criteria (IMAP) with the ultimate objective of achieving the Good Environmental Status (GES) through the elaborated 11 Ecological Objectives (EO) and their respective common indicators. NIS are treated as a distinct Ecological Objective (EO2) of GES in the context of IMAP: “Non-indigenous species introduced by human activities are at levels that do not adversely alter the ecosystem”. The Common indicator of OE2 is based on “Trends in abundance, temporal occurrence, and spatial distribution of non-indigenous species, particularly invasive non-indigenous species, notably in risk areas (EO2, in relation to the main vectors and pathways of spreading of such species in the water column and seabed, as appropriate)”. Therefore, accurate and comprehensive information on NIS occurrence and distribution is crucial for Mediterranean countries to fulfil the needs of the IMAP requirements. *Caprella scaura* Templeton, 1836 is a very aggressive caprellid species (Lim & Alexander, 1986; Schulz & Alexander, 2001) and a highly efficient disperser (Ros *et al.*, 2015). Possibly native to the Indian Ocean, the species was long believed to be recorded for the first time in the Mediterranean Sea in the Venice lagoon (Italy) in 1994 (Sconfiatti & Danesi, 1996; Mizzan, 1999). However, the re-examination of old samples collected in 1989–1990 in the Mar Piccolo di Taranto (Ionian Sea, Italy) showed that *C. scaura* was already well established there, and

therefore, its introduction to the Mediterranean Sea should be dated back accordingly (Scipione, 2015). Here, we report the first and extended record of *Caprella scaura* in the Marchica lagoon on the southern part of the Alboran Sea.

1.2. Materials and methods

1.2.1. Study area

The Marchica lagoon (**Fig. 35**) is one of the largest coastal lagoons in the Mediterranean basin, with an area of over 115 km², and a maximum depth of 8 m. It is separated from the sea by a narrow sandbar (25 km long), with an average width between 300 and 400 m, but it reaches approximately 2 km at its southeastern part. The lagoon is connected to the sea through the artificial Bocana inlet opened artificially in 2011 (300 m wide and 6 m deep).

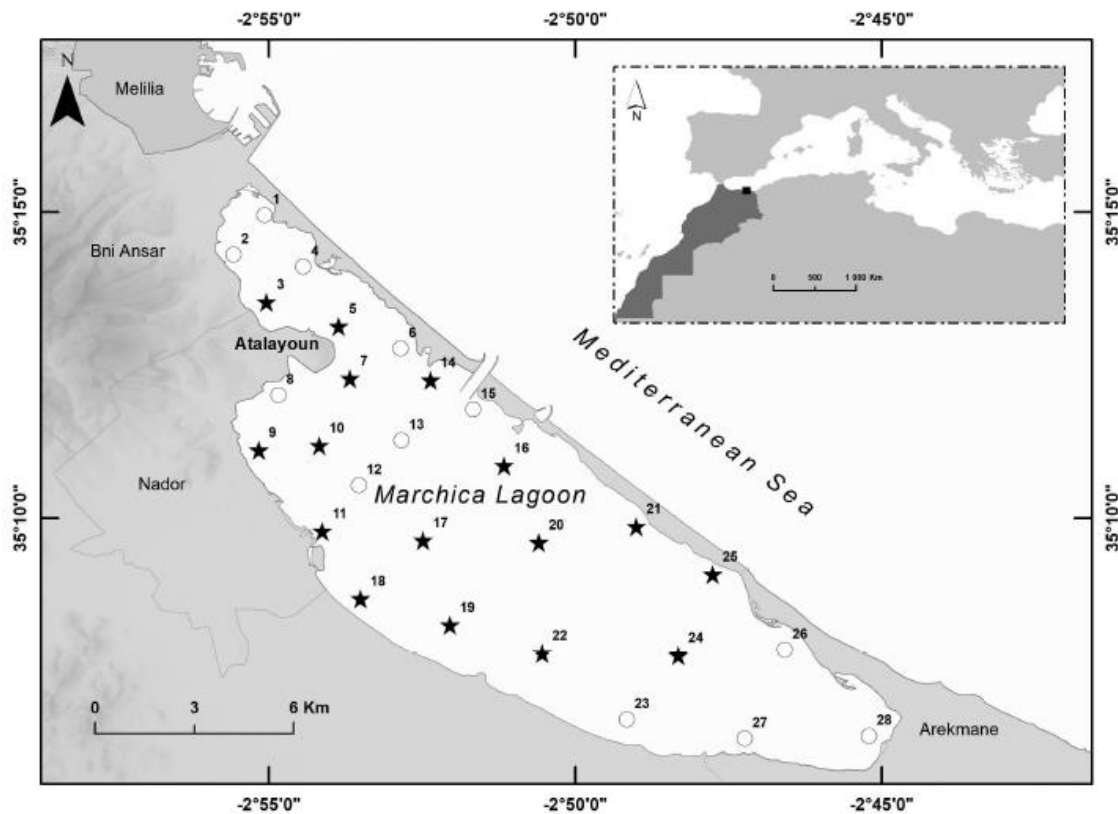


Figure 35 : Map showing the geographical position of the Marchica lagoon and the sampling design (stations 1 to 28). Star symbols indicate stations where *C. scaura* was recorded.

1.2.2. Sample collection

Samples were collected from a total of 28 stations. At each station, three replicate collections were sampled seasonally (February: Winter, May: Spring, August: Summer and November:

Autumn 2015) using a Van Veen grab (sampling surface of 0.1 m²). An additional sample of sediment was taken for granulometric analysis. Water salinity and temperature were measured *in situ* with a HANNA portable multiparameter.

The identification of *Caprella scaura* (**Fig. 36**) was based on morphological descriptions provided by Templeton (1836), Guerra-Garcia (2003) and Krapp *et al.*, (2006). The characteristics used are: (1) cephalon of both sexes with anteriorly directed spine, (2) basis of gnathopod 2, as well as pereonites 1 and 2 elongated in males, (3) dorsal processes in pereonites, without ventral spine in females. The abundance of the species per station was expressed as the total number of individuals per m² (Ind./m²).

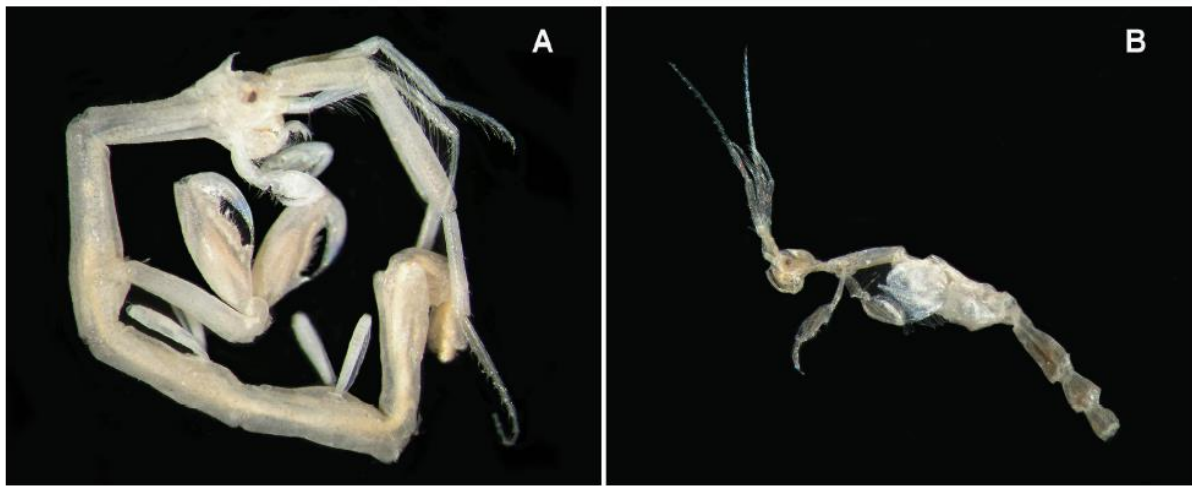


Figure 36 : Lateral view (x15) of *Caprella scaura* (Templeton, 1836) from the Marchica lagoon: male (A), female (B) (Photos by Abdellatif Bayed).

1.2.3. Literature analysis

Extensive study of published data on *C. scaura* records in the Mediterranean was also conducted to determine the current distribution of this species in the Mediterranean. For mapping the temporal distribution of *C. scaura*, the data were divided into decades: before 2000, 2001–2010, and 2011–present. Regarding the date of finding (year), we refer to the first collection / observation date (when reported) and not the publication date.

In cases where it was impossible to clarify the first collection / observation date, we noted that the species was found before the publication date.

1.2.4. Data analysis

Data were processed using Statistica software (StatSoft, Inc.). Correlations between abundance of *C. scaura* and the abiotic parameters (temperature, salinity, depth and % mud) were conducted using the Pearson coefficient. To test whether the mean abundance of *C. scaura* was similar across habitats and seasons, a two-way Analysis of Variance (ANOVA) was performed with the following factors: “Habitat” with two levels (bare habitat and vegetated habitat) and “Season” with four levels (winter, spring, summer and autumn). Prior to ANOVA, data were $\log(x_i+1)$ -transformed (x_i = abundance of *C. scaura*). Normality was assumed and homogeneity of variance was tested with the Cochran’s C-test.

1.3. Results and discussion

Caprella scaura showed a large distribution in the Marchica lagoon (**Fig. 35**). A total of 1427 individuals of *C. scaura* were collected from 16 of the 28 stations in the sampling area during the whole study period with frequency of occurrence fluctuating between 14% in Spring and 36% in Summer (Supplementary material Table S1).

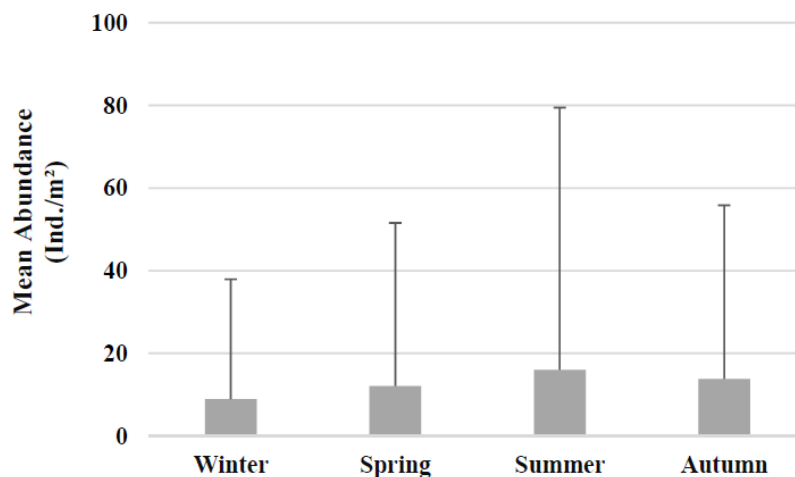


Figure 37 : Seasonal variation in mean abundance ($\pm$ SD) of *Caprella scaura* in the Marchica lagoon during 2015.

Mean abundance per season varied between 9 and 16 Ind./m² (**Fig. 37**) with no significant effect of season nor of habitat type (ANOVA, $p > 0.05$). Moreover, the abundance of the species showed no significant relationship with abiotic parameters (temperature, salinity, depth and % Mud) (Pearson coefficient, $p > 0.05$).

The species is well established in the Marchica lagoon and spread over various range of depth (0.4 to 7.7 m), water temperature (14.21–28.97 °C), salinity (32.28– 38.04) and substrates (bare and vegetated) (Table S2). This clearly confirms the invasiveness of the species and its capacity to spread over various environmental conditions (Lim and Alexander 1986; Schulz and Alexander 2001; Ros *et al.*, 2015).

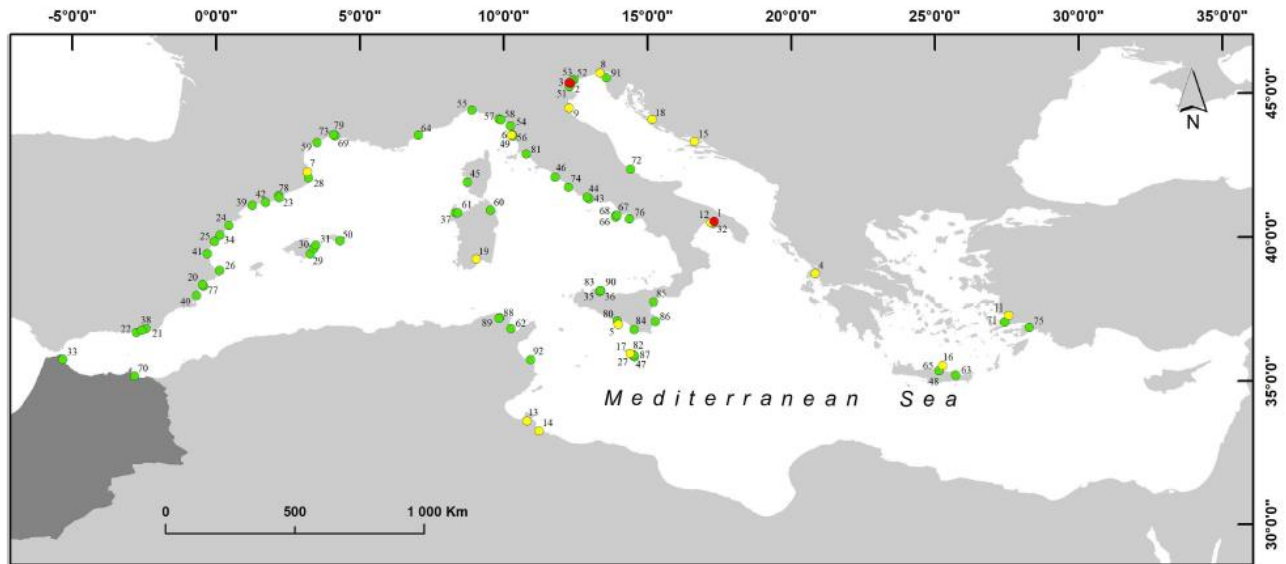


Figure 38 : Records of *Caprella scaura* in the Mediterranean Sea. Green circles indicate the most recent sites (after 2010) where the species has been found. Yellow circles indicate the localities registered between 2000–2010, and red circles represent records occurred before 2000.

Caprella scaura has successfully spread along Mediterranean countries in a short time period. Up-to-day, *C. scaura* is confirmed and well established in 10 out of the 21 Mediterranean countries (**Fig. 38; Table S1**). In the southern Mediterranean coasts, the species was recorded only in two countries: 1) Morocco in Marina Smir (Ros *et al.*, 2014) and recently in the Marchica lagoon (Present study), 2) Tunisia in Boughrara lagoon (Ben Souissi *et al.*, 2010), El Bibane lagoon (Ben Souissi *et al.*, 2010), Tunis lagoon (Ounifi Ben Amor *et al.*, 2017), Bizerte lagoon (Chebaane *et al.*, 2018; Khammassi *et al.*, 2019) and Monastir Bay (Chebaane *et al.*, 2019).

The differences in the distribution pattern of *C. scaura* between the northern and the southern Mediterranean coasts have to be treated with caution. They are most probably linked to the evident lack of scientific data and in several southern regions of the Mediterranean basin (Coll *et al.*, 2010).

In the Marchica lagoon, knowledge on peracarids is scarce and old (Guélorget *et al.*, 1987; Zine, 1989; Menioui & Zine, 1995; Boussalwa *et al.*, 2000). In this context, this study has not only extended the known distribution range of *C. scaura* in the Alboran Sea and the north-eastern coast of Morocco, but also increased knowledge on amphipod diversity in Morocco.

At the Mediterranean scale, *C. scaura* was found in 77% of the records on man-made substrates in harbours and marinas, 16% in coastal lagoons, and 7% in fishing farms (Table S1). This supports the fact that shipping is the main vector for both the primary introduction and the secondary spread of NIS, via ballast water or biofouling (Ruiz *et al.*, 2000; Streftaris *et al.*, 2005). In our case, the presence of yachting marina of Atalayoun inside the Marchica lagoon, as well as artisanal fishing harbours, suggests that its expansion is most likely facilitated by shipping activity through biofouling and in a lesser concern ballast water (Bakır and Katağan 2011; Ros *et al.*, 2013 a, b). Moreover, the surrounding harbours and marinas, such as the Beni Ansar harbour and the Melilla marina, could act as a potential source of individuals to the Marchica lagoon. Marinas represent high-risk sites for both primary introduction and secondary stepping-stone invasion events (Murray *et al.*, 2011; Ashton *et al.*, 2014; Ferrario *et al.*, 2017). The recreational marinas represent an important entry points for NIS in the Mediterranean, and, at a certain rate of incoming / outgoing traffic, these may act as significant hubs for the transfer of NIS to other localities (Ulman *et al.*, 2019).

With regard to artificial structures, NIS have been reported to prefer them to natural surfaces (Arenas *et al.*, 2006). Artificial substrates are abundant in port areas, where environmental stress due to pollution and to salinity and temperature fluctuations, among other causes, results in formation of wide bare patches that are suitable for NIS settlement (Arenas *et al.*, 2006; Mineur *et al.*, 2012; Geraldi *et al.*, 2014). In the Marchica lagoon, *Caprella scaura* was found on natural habitats corresponding to different types of substrates, associated, when vegetated, to seagrass beds and algae. This revealed the higher invasive potential and the large plasticity of the species to spread in the Mediterranean Sea. The expansion success of this NIS could be aided by their high densities, fecundity and growth rates (Martínez & Adarraga, 2008; Guerra-Garcia *et al.*, 2011; Baeza-Rojano *et al.*, 2013), wide physiological tolerances (Cockman & Albane, 1987), and their ability to attach to boats hulls (Cook *et al.*, 2007).

1.4. Conclusion

Establishing national NIS lists and understanding their pathways of introduction, impacts, and control options is essential for efficient prevention, detection, and management of bioinvasions (Katsanevakis *et al.*, 2015), especially within the framework of the recent invasive species policies, both at the Mediterranean scale (IMAP) and at the European scale under the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) (Servello *et al.*, 2019). Up-to-now, three NIS have been recently recorded and are well established in the Marchica lagoon. These are the Mollusc *Bursatella leachii* Blainville, 1817 (Selfati *et al.*, 2017), the blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Oussellam & Bazairi 2018 in Chartosia *et al.*, 2018) and the Amphipod *Caprella scaura* (present study). Their recent settlement in the Marchica lagoon reveals that this coastal ecosystem is at risk of biological invasions and should be monitored regularly in order to evaluate the impact of these invasive species on the ecosystem.

2. The non-indigenous isopod *Paracerceis sculpta* Holmes, 1904 invasion of the Marchica lagoon (Moroccan Mediterranean Coast)

Résumé

L'espèce non indigène *Paracerceis sculpta* Holmes, 1904 est originaire de la côte Pacifique de l'Amérique du Nord et de l'Amérique centrale et a largement envahi plusieurs régions de la Méditerranée. Le présent article traite du premier enregistrement étendu de *P. sculpta* dans la lagune de Marchica sur la côte méditerranéenne du Maroc (sud de la mer d'Alboran). L'espèce est bien établie dans la lagune et sa présence et son abondance sont clairement associées aux habitats végétalisés. L'activité maritime est le vecteur le plus probable de l'introduction de *P. sculpta* dans la lagune de Marchica.

Mot clés : Crustacés ; Espèce invasive ; Transports maritime ; Mer D'Alboran.

Abstract

The non-indigenous *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904) is native to the Pacific coast of North and Central America and has widely invaded several areas of the Mediterranean. The current study was conducted to examine the first and extended record of *P. sculpta* in the Marchica lagoon in the Mediterranean coast of Morocco (southern Alboran Sea). The species is well established in the lagoon and its presence and abundance are clearly associated with vegetated habitats. Shipping activity was the most likely vector for the introduction of *P. sculpta* into Marchica lagoon.

Keywords: Crustacea, Invasive, Shipping, Alboran Sea

2.1. Introduction

Biological invasions of non-indigenous species (NIS) are the second main cause of biodiversity loss that represent a major environmental and economic threat to biodiversity in coastal marine ecosystems (Nentwig, 2007; Katsanevakis *et al.*, 2014a; Canning-Clode, 2015; Roy *et al.*, 2019). The Mediterranean Sea is one of the marine basins most affected by NIS. The rate of introduction of marine invasive species has greatly increased during the last years (Katsanevakis *et al.*, 2013; Galil *et al.*, 2016; Zenetos *et al.*, 2017), making the Mediterranean Sea a global hotspot for bioinvasions (Galil *et al.*, 2017). In marine environment, the main vector of the introduction of NIS worldwide is attributed to intense maritime traffic (Petrocelli *et al.*, 2019; Sardain *et al.*, 2019). In this context, opening artificial channels (Galil, 2006; Galil *et al.*, 2017) and aquaculture farming (Savini *et al.*, 2010) has also been recorded.

The non-indigenous sphaeromatid isopod *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904) is considered as the most widely distributed species within the genus (Ulman *et al.*, 2017; Martínez-Laiz *et al.*, 2018). Originally described from the North and Central American Pacific Coast, *Paracerceis sculpta* has also been recorded from several biogeographical regions (Marchini *et al.*, 2017). In the Mediterranean Sea, it was noticeably been reported for the first time in Tunisia in 1978 (Regiz, 1978).

Up-to-now, many non-indigenous species have been recorded in the Marchica lagoon in the Mediterranean coast of Morocco (Selfati *et al.*, 2017; Oussellam & Bazairi *in* Chartosia *et al.*, 2018; Selfati *et al.*, 2019; El Kamcha *et al.*, 2020). In the present paper, the first occurrence of *Paracerceis sculpta* in the Marchica lagoon was profoundly studied to spotlight the relation between its abundance and the environmental variables. Furthermore, the current study was conducted to revise and update the Mediterranean distribution and spreading of that NIS.

2.2. Materials and methods

2.2.1. Sampling site

The Marchica lagoon, also called Nador lagoon, is located in the Moroccan Mediterranean coast (35° 09' 39" N; 2° 50' 57" W) (**Fig. 39**). With a surface area of 115 km², it has been recorded as the largest lagoon in Morocco. Besides its biological, ecological, and economic interest, the lagoon has been encountered with an abundant stressing factors released by many anthropogenic activities (Najih *et al.*, 2017).

The sampling approach included 28 stations (**Fig. 39**). In each station, macrozoobenthos samples were collected in three replicates using a Van Veen grab (0.1 m² covering area). The samples were collected in February, May, August, and November 2015. In addition, water temperature and salinity were measured *in situ*, using a portable multiparameter (HI 9828, HANNA Instrument).

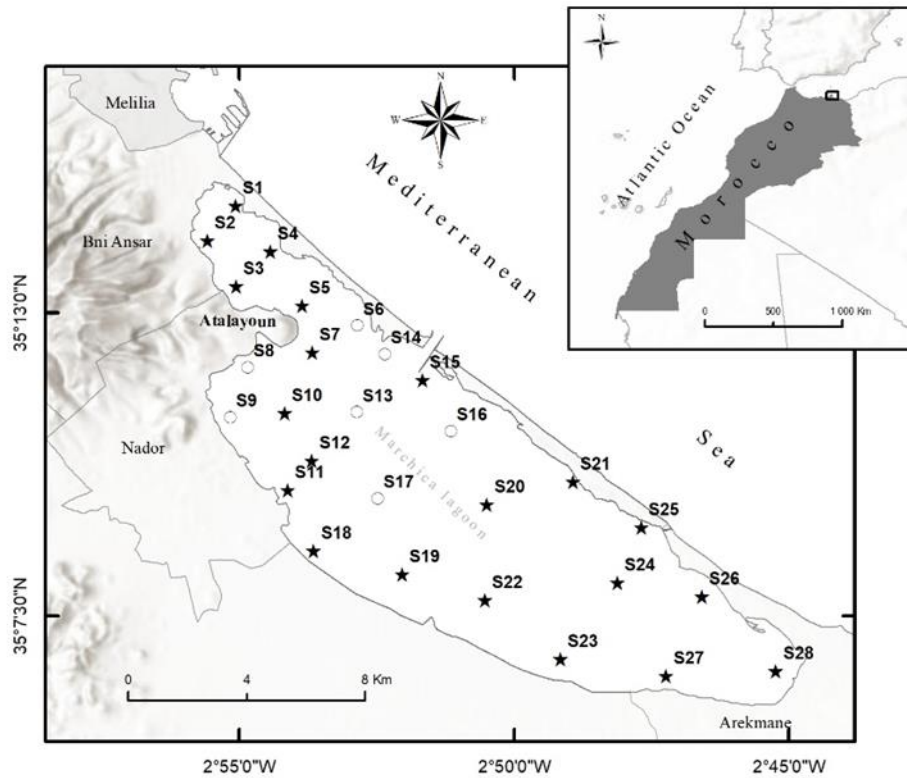


Figure 39 : Map of the Marchica lagoon showing the locations and sampling design (stations 1 to 28). Star symbols indicate the stations where *Paracerceis sculpta* was recorded during 2015.

2.2.2. Literature analysis

To outline the actual distribution of *P. sculpta* in the Mediterranean Sea, an extensive literature search was performed. Concerning the date of records, the year of the first collection was considered. In case the collection date was not recorded in literature, the species were noted to be found before the publication date.

2.2.3. Data analysis

The relationship between environmental and biological data was explored using the biotic and environmental linking (BIOENV) procedure from the Primer v6 software (Clarke & Gorley, 2006). The BIOENV analysis computed a Spearman rank correlation between the Bray–Curtis

similarity matrix of abundances and the similarity matrix of transformed and normalized environmental variables based on Euclidean distance. The influence of the season and the type of habitat (bare habitat vs vegetated habitat) on the isopod abundance was investigated using two-way analysis of variance (ANOVA) and STATISTICA software (StatSoft, Inc.).

2.3. Results and discussion

The crustacean isopod *Paracerceis sculpta* was identified according to the morphological character provided by Menzies (1962), Espinosa-Pérez and Hendrickx (2002) and Marchini *et al.* (2017). The adult male (**Fig. 40-a**) is characterized by three projective longitudinal hairy ridges on pleotelson (the central is bigger than the others), very lengthly, extended and pointed exopod, and a shape of a pleotelson apex that extends into a broad notch, with a central anterior tooth and a large curved lateral tooth at each side. On the other hand, the adult female (**Fig. 40-b**) has three short hairy ridges on pleotelson, two flattened uropods that are similar in length, and a concave apex of pleotelson.

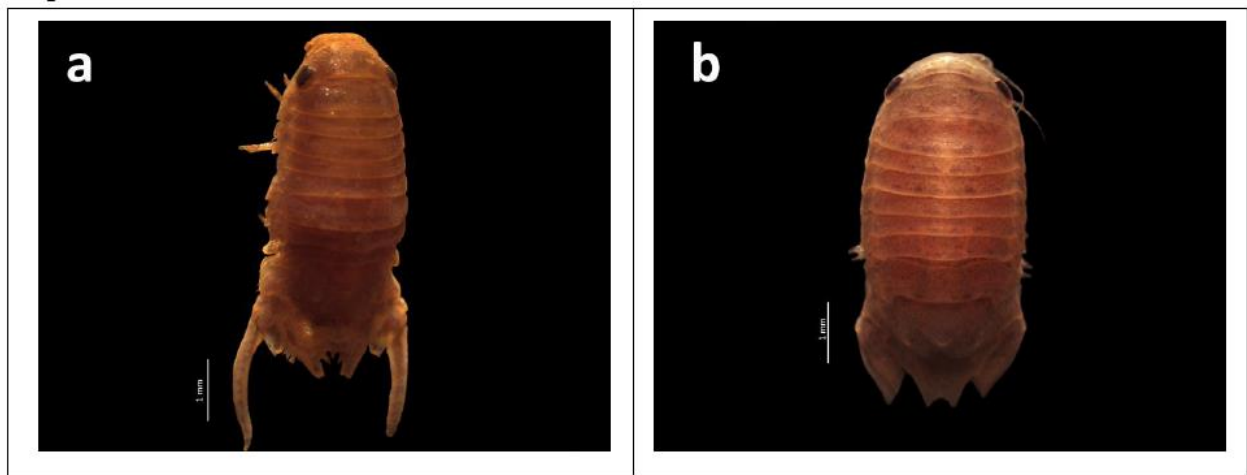


Figure 40 : *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904) from Marchica lagoon. (a) male specimen; (b) female specimen (Photos by Reda El Kamcha).

In the Marchica Lagoon, a total of 4353 individuals of *P. sculpta* were collected in 21 out of the 28 sampling stations during the study period. The species was very abundant, representing about 38% of the total sampled Peracarida. The abundance of *P. sculpta* in terms of seasons is summarized in Figure (41). The mean abundance was 129.55 ± 22.22 ind/m² with the highest value recorded in summer (232 ind/m²).

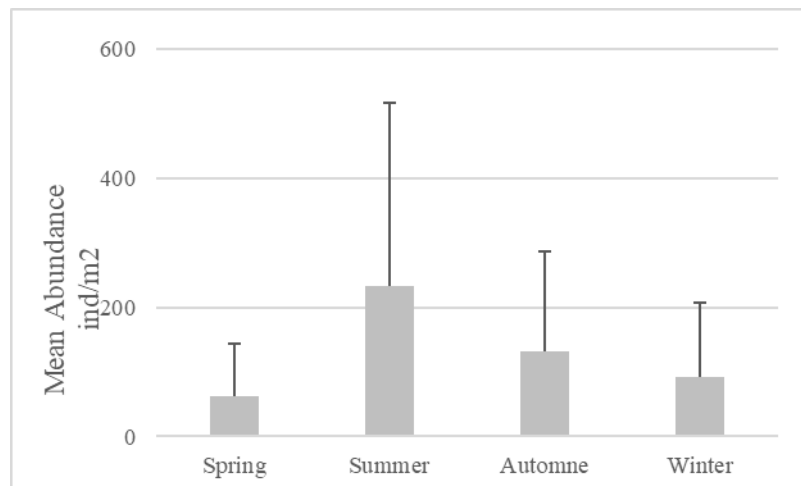


Figure 41 : Seasonal variation in mean abundance ($\pm$ standard deviation) of *Paracerceis sculpta* in the Marchica lagoon.

Table (12) represents the results of linking environmental to biological data (BIOENV procedure). The best combinations of the maximum correlation ($p = 0.467$) occurred for the “Mean Biomass vegetation”. Moreover, the abundance of the species differed markedly among the habitats (ANOVA; $p < 0.05$) (**Table 13**). Similar results were obtained from a study at the Bizerte Lagoon (Tunisia), confirming the effect of vegetation biomass on the temporal distribution of those species (Zaabar *et al.*, 2017).

Tableau 12 : Biotic and environmental linking (BIOENV) analysis displaying the three highest Spearman rank correlations using square root quantitative data of *Paracerceis sculpta*, collected from February to November 2015. Bold type indicates the best combination overall.

Variables	Correlations	Selections
1. Mean Biomass vegetation (g.m^{-2})	0.467	1
2. Mean Biomass <i>C. nodosa</i> (g.m^{-2})	0.365	1;3
3. Mean Depth (m)	0.342	1;4
4. Mean Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	0.305	1;3;4
5. Mean Salinity (Psu)	0.233	1;3;5

Tableau 13 : ANOVA of the influence of the type of substrate (vegetated) on the abundance of *Paracerceis sculpta* among seasons (* $p > 0.05$).

	F	P
Intercept	14.68720	0.000218
Season	0.67825	0.567290
Vegetation	10.11860	0.001935*
Season*Vegetation	1.33100	0.268353
Error		

Paracerceis sculpta is a relatively resistant organism with wide environmental tolerances (Hewitt & Campell, 2001; Espinosa-Pérez & Hendrickx, 2006). It inhabits a wide range of habitats, coasts and lagoons of subtropical to temperate regions (Martínez-Laiz *et al.*, 2018). Additionally, it is able to live in a large variety of substrata, such as soft and hard bottoms, algae, sponges and bryozoans (Pires, 1981; Castelló & Carballo, 2001; Ariyama & Otani, 2004; Marchini *et al.*, 2015). In the present samples, *P. sculpta* was mainly associated with seagrass beds; *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, 1870; *Ruppia maritima* Linnaeus, 1753 and algae *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux, 1809; *Chaetomorpha linum* (O.F. Müller) Kützinger, 1845; and other non-identified algae.

Recently, the invasive isopod *Paracerceis sculpta* has widely extended its geographic distribution in the Mediterranean Sea. It has been reported from 11 Mediterranean countries: Algeria, Cyprus, Egypt, Spain, Gibraltar, Greece, France, Malta, Morocco, Slovenia, and Tunisia (Table 14 & Fig. 42). The higher invasive potential and the large plasticity of the species appear to provide an additional reason for its large worldwide distribution (Katsanevakis *et al.*, 2014b). In Morocco, the species was first recorded in Smir and M'diq Marinas in 2011/2012 (Martínez-Laiz *et al.*, 2018) and has recently extended its range to the Marchica lagoon.

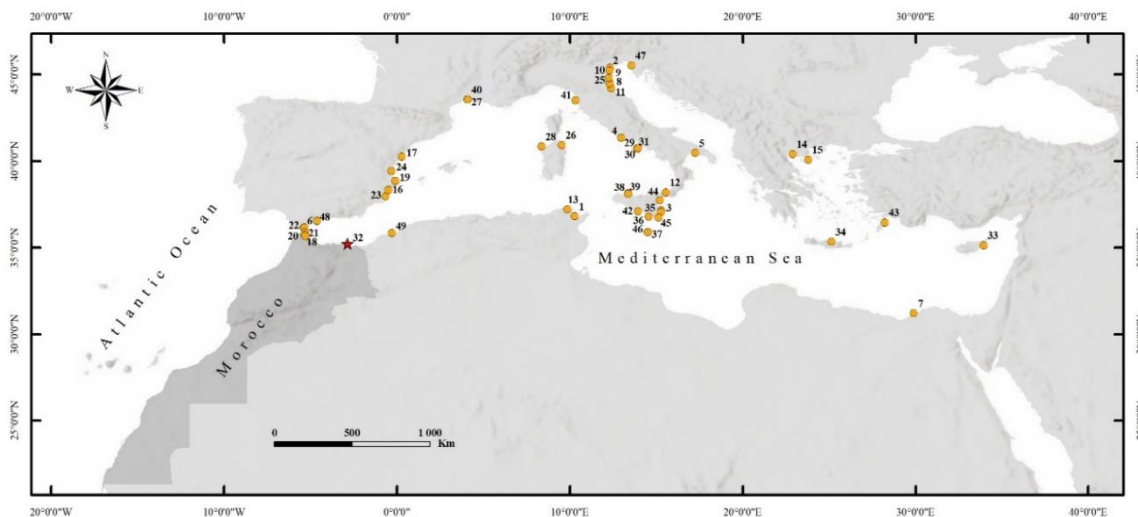


Figure 42 : Known distribution of *Paracerceis sculpta* in the Mediterranean Sea. Red star (present study). Numbers of records refer to Table (14).

The invasion of that isopod in the Marchica lagoon is most probably due to human introduction via ship transport either as bio-fouling or in ballast waters, because Marchica hosts a yachting

Tableau 14 : Records of *Paracerceis sculpta* in the Mediterranean Sea ordered by year of record. The asterisk indicates the first Mediterranean record.

Record no.	Country	Locality	Latitude (N)	Longitude (E)	Habitat	Sampling date	Reference
1	Tunisia	Lake of Tunis	36.808°	10.275°	Lagoon	1978	Regiz, 1978
2	Italy	Venice	45.405°	12.317°	Lagoon	1981	Forniz and Sconfietti, 1983
3	Italy (Sicily)	Golfo di Augusta	37.211°	15.207°	Marina	1983	Forniz and Maggiore, 1985
4	Italy	Iago di Caprolace	41.356°	12.975°	Marina	1983	Forniz and Maggiore, 1985
5	Italy	Mar Piccolo di Taranto	40.465°	17.234°	Marina	1983	Forniz and Maggiore, 1985
6	Gibraltar	Gibraltar	36.136°	-5.361°	Marina	1991	Castelló and Carballo, 2001
7	Egypt	Eastern Harbour of Alexandria	31.208°	29.894°	Marina	1995	Ramdan <i>et al.</i> , 1998
8	Italy	Cesenatico (Onda Marina)	44.204°	12.397°	Marina	2004	Savini <i>et al.</i> , 2006
9	Italy	Chioggia (Sporting club)	45.225°	12.292°	Marina	2004	Savini <i>et al.</i> , 2006
10	Italy	Goro (Nautica Mondo)	44.803°	12.254°	Marina	2004	Savini <i>et al.</i> , 2006
11	Italy	Marina di Ravenna	44.490°	12.288°	Marina	2004	Savini <i>et al.</i> , 2006
12	Italy (Sicily)	Faro coastal lake (Messina)	38.195°	15.563°	Marina	< 2009 (date of publication)	Cosentino <i>et al.</i> , 2009
13	Tunisia	Bizerte Lagoon	37.202°	9.847°	Marina	from October 2009 to September 2010	Zaabar <i>et al.</i> , 2017
14	Greece	Thermaikos	40.406°	22.893°	Marina	2009 and 2010	Katsanevakis <i>et al.</i> , 2014b
15	Greece	Toroneos	40.087°	23.789°	Marina	2009 and 2010	Katsanevakis <i>et al.</i> , 2014b
16	Spain	Marina Alicante	38.34°	-0.485°	Marina	2011/2012	Martínez-Laiz <i>et al.</i> , 2018
17	Spain	Marina Benicarló	40.249°	0.288°	Marina	2011/2012	Martínez-Laiz <i>et al.</i> , 2018
18	Spain	Marina Ceuta	35.895°	-5.317°	Marina	2011/2012	Martínez-Laiz <i>et al.</i> , 2018
19	Spain	Marina Dénia	38.85°	-0.11°	Marina	2011/2012	Martínez-Laiz <i>et al.</i> , 2018
20	Spain	Marina La Línea	36.16°	-5.36°	Marina	2011/2012	Martínez-Laiz <i>et al.</i> , 2018
21	Morocco	Marina M'Diq	35.684°	-5.313°	Marina	2011/2012	Martínez-Laiz <i>et al.</i> , 2018
22	Morocco	Marina Smir	35.75°	-5.34°	Marina	2011/2012	Martínez-Laiz <i>et al.</i> , 2018
23	Spain	Marina Torreveja	37.971°	-0.681°	Marina	2011/2012	Martínez-Laiz <i>et al.</i> , 2018
24	Spain	Marina Valencia	39.43°	-0.33°	Marina	2011/2012	Martínez-Laiz <i>et al.</i> , 2018
25	Italy	Pialassa Baiona	44.493°	12.292°	Lagoon	2012	Vincenzi <i>et al.</i> 2013
26	Italy (Sardinia)	Olbia	40.927°	9.526°	Marina	2014	Ferrario <i>et al.</i> , 2017
27	France	Port de la Grande-Mote	43.553°	4.083°	Marina	2014	Marchini <i>et al.</i> , 2015
28	Italy (Sardinia)	Porto Torres (Marina Turritana)	40.845°	8.364°	Marina	2014	Ferrario <i>et al.</i> , 2017
29	Italy	Ischia Island (Marina di Casamicciola)	40.75°	13.908°	Marina	2015	Ulman <i>et al.</i> , 2017
30	Italy	Ischia Island (Marina di Sant'Angelo)	40.696°	13.894°	Marina	2015	Ulman <i>et al.</i> , 2017
31	Italy	Ischia Island (Porto d'Ischia)	40.745°	13.94°	Marina	2015	Ulman <i>et al.</i> , 2017
32	Morocco	Marchica lagoon	35.168°	-2.858°	Lagoon	From February to November 2015	Present study
33	Cyprus	Famagusta (Famagusta Port)	35.134°	33.938°	Marina	2016	Ulman <i>et al.</i> , 2017
34	Greece	Heraklion (Old Venetan Harbour)	35.347°	25.145°	Harbor	2016	Ulman <i>et al.</i> , 2017
35	Italy (Sicily)	Licata (Marina di Cala del Sole)	37.091°	13.939°	Marina	2016	Ulman <i>et al.</i> , 2017
36	Italy (Sicily)	Marzamemi (Marina di Marzamemi)	36.733°	15.121°	Marina	2016	Ulman <i>et al.</i> , 2017
37	Malta	Msida (Msida Yacht Marina)	35.9°	14.504°	Marina	2016	Ulman <i>et al.</i> , 2017
38	Italy (Sicily)	Palermo (Marina Villa Igíea)	38.127°	13.371°	Marina	2016	Ulman <i>et al.</i> , 2017
39	Italy (Sicily)	Palermo (Porto La Cala)	38.121°	13.369°	Marina	2016	Ulman <i>et al.</i> , 2017
40	France	Port de la Grande-Mote	43.554°	4.08°	Marina	2016	Ulman <i>et al.</i> , 2017
41	Italy	Port of Livorno	43.55°	10.291°	Marina	2016	Tempesti <i>et al.</i> , 2020
42	Italy (Sicily)	Porto Turistico Marina di Ragusa	36.781°	14.547°	Marina	2016	Ulman <i>et al.</i> , 2017
43	Greece	Rhodes (Mandraki Port)	36.45°	28.226°	Marina	2016	Ulman <i>et al.</i> , 2017
44	Italy (Sicily)	Riposto (Porto dell'Etna)	37.731°	15.21°	Marina	2016	Ulman <i>et al.</i> , 2017
45	Italy (Sicily)	Siracusa (Porto Grande)	37.063°	15.282°	Marina	2016	Ulman <i>et al.</i> , 2017
46	Malta	Valleta (Grand Harbour Marina)	35.892°	14.514°	Marina	2016	Ulman <i>et al.</i> , 2017
47	Slovenia	Harbour of Piran	45.526°	13.567°	Harbor	2017	Ferrario <i>et al.</i> , 2018
48	Spain	Marina Fuengirola	36.54°	-4.617°	Marina	2017	Martínez-Laiz <i>et al.</i> , 2018
49	Algeria	Arzew port	35.849°	-0.298°	Marina	December 2018 and April 2019	Bensari <i>et al.</i> , 2020

marina (Atalayoun) (El Kamcha *et al.*, 2020). Another plausible explanation is the surrounding harbors and marinas (Beni Ansar harbor and the Melilla marina) that could act as a potential site for the introduction in Marchica lagoon (El Kamcha *et al.*, 2020). Accordingly, ports and marinas constitute an important site for the introduction of species carried by international shipping (Ferrario *et al.*, 2017; Ulman *et al.*, 2017; Zenetos & Galanidi 2020). Remarkably, marinas are considered as hot-spots for NIS, and with a certain level of maritime traffic, these can be a potential vector for the spread and establishment of marine NIS in other localities (Clarke Murray *et al.*, 2014; Ulman *et al.*, 2019). *Paracerceis sculpta* is well established that has become the most abundant peracarida in the Marchica Lagoon. The present findings recorded an increase in the number of NIS found in the Marchica Lagoon to five species;

namely, *Bursatella leachii* Blainville, 1817 (Selfati *et al.*, 2017), *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Oussellam & Bazairi in Chartosia *et al.*, 2018), *Hemiramphus far* Forsskål, 1775 (Selfati *et al.*, 2019), *Caprella scaura* Templeton, 1836 (El Kamcha *et al.*, 2020) and *P. sculpta* in the present study.

2.4. Conclusion

The increasing number of NIS in the Marchica Lagoon confirms that that coastal ecosystem is facing a threat due to biological invasions (El Kamcha *et al.*, 2020). Accordingly, researches on the effects and risks of invasive species in the Marchica lagoon should be conducted to evaluate their invasive potential impact and to assist the development of management plans to control those species.

CHAPITRE V : ASSEMBLAGES DES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES DE LA LAGUNE DE MARCHICA (MEDITERRANÉE, MAROC) : ORGANISATION SPATIO-TEMPORELLE ET FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX

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

El Kamcha R., Boutoumit B., Bououarour B., Pouzet P., Maanan M., Benhoussa A., Bazairi H., (en cours d'évaluation). Non-indigenous species are leadering benthic macrofaunal assemblages in the Marchica lagoon (Morocco, Mediterranean Sea): Spatial and Seasonal patterns.

Résumé

Dans ce travail, les communautés de macrofaune benthique de la lagune de Marchica (Maroc, Mer d'Alboran) ont été étudiées dans 28 stations échantillonnées en Février, Mai, Août et Novembre 2015. Un total de 131 taxons a été enregistré parmi lesquelles deux espèces non-indigènes (NIS) : *Caprella scaura* et *Paracerceis sculpta*. L'analyse multivariée (Classification Ascendante Hiérarchique et l'Analyse Multi-dimensionnelle) a permis d'identifier sept principaux assemblages benthiques. Les espèces qui sont dominantes et/ou discriminent chaque assemblage sont *Cymodoce truncata*, *Elasmopus rapax*, *Erichthonius brasiliensis*, *Gammarus insensibilis*, *Heteromastus* sp., *Aonides oxycephala*, *Nereis* sp., *Loripes orbiculatus*, et les deux NIS *P. sculpta* et *C. scaura*. La distribution des communautés benthiques dans la zone d'étude a été affectée par un complexe de divers facteurs, profondeur, température, salinité et la structure/caractéristique du sédiment (CaCO_3 , vase, teneur en matière organique et taille médiane des grains) étant les variables prédictives les plus importantes. Les assemblages benthiques ont été corrélés de manière significative avec les variables environnementales et ont montré un impact « élevé » à « bon » des espèces non-indigènes selon l'Alien Biotic Index (ALEX). Cependant, l'abondance élevée des NIS détectées suggère une certaine prudence quant à leur impact et leur propagation. Nos résultats apportent une nouvelle contribution sur le caractère invasif de *P. sculpta* et *C. scaura* dans leur établissement en tant qu'espèces structurantes dans les communautés benthiques.

Mots clés : Lagunes côtières, macrofaune benthique, facteurs environnementaux, patrons de distribution, invasion biologique

Abstract

In this work, benthic macrofaunal communities from the Marchica lagoon (Morocco, Alboran Sea) were investigated at 28 stations sampled in February, May, August, and November 2015. A total of 131 taxa were identified among which two non-indigenous species (NIS) were recorded: *Caprella scaura* and *Paracerceis sculpta*. The multifactorial analysis of abundances (i.e., cluster analysis and non-metric multi-dimensional scaling) allowed the identification of seven main macrofaunal assemblages. The species which are dominant and/or discriminate each assemblage are *Cymodoce truncata*, *Elasmopus rapax*, *Ericthonius brasiliensis*, *Gammarus insensibilis*, *Heteromastus* sp., *Aonides oxycephala*, *Nereis* sp., *Loripes orbiculatus*, and the two NIS *P. sculpta* and *C. scaura*. The distribution of the macrobenthic fauna in the study area was affected by a complex of various factors, with depth, temperature, salinity and sediment characteristics (CaCO₃, Mud, TOM and MGS) being the most important predictor variables. Macrofaunal assemblages significantly correlated with environmental variables; and exhibited a “High” to “Good” status in term of the impact of alien species according to The Alien Biotic Index (ALEX). However, the high abundance of NIS detected, suggests caution about their impact and further spread. Our results provide new insight into the invasiveness of *P. sculpta* and *C. scaura* in their establishment as structuring species in the benthic communities.

Key words: Coastal lagoons; benthic macrofauna; environmental drivers; distribution pattern; bio-invasion.

1. Introduction

Macrozoobenthos are an essential element for the functioning of marine ecosystems, many authors have highlighted the predominant function of this biological components. They play an important role in aquatic food-webs by processing detritus, and constitute a link in the transfer of energy to higher trophic levels (Rogers *et al.*, 2010). They constitute a significant trophic element between primary producers and higher trophic levels (Woods, 2009). Besides their diversity and abundance, benthic macrofauna are considered as a good bio-indicator of environmental conditions (Borja *et al.*, 2009; Forchino *et al.*, 2011; Tomassetti *et al.*, 2016). Understanding the structure and composition of benthic assemblages and patterns of their spatial-temporal variations, are a central issue in the biological monitoring and management of the marine and coastal environments (Conradi *et al.*, 1997; Poggiale & Dauvin 2001).

Coastal lagoons are known to be one of the most productive ecosystems (Knoppers, 1994; Duck & da Silva, 2012; Newton *et al.*, 2018). They play an important ecological role by offering a variety of habitats, functioning as a nursery and as a feeding area (Clarke, 1998; Elliott & Hemingway, 2001; Franco *et al.*, 2006). In addition, they are characterized by a large environmental variability occurring on different spatial and temporal scales both in the water column and sediment (Pusceddu *et al.*, 1999; Mistri *et al.*, 2002; Giordani *et al.*, 1997; Viaroli *et al.*, 2001).

Despite the important ecological and socioeconomic role they play, coastal lagoons are hotspots of human settlement and activities. Therefore, they are seriously threatened by eutrophication, pollution, urban development, and modification of their natural hydrology (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2005; Esteves *et al.*, 2008; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011, 2019). Among current threats, coastal lagoons show a high rate of introduction of non-indigenous species (NIS) (Occhipinti-Ambrogi *et al.*, 2011; Zenetos *et al.*, 2012). The introduction of NIS is considered to be the main threats impacting native species and affecting assemblage structure, which can lead to modifications in local biodiversity patterns (Schaffelke *et al.*, 2006; Cataudella *et al.*, 2015).

Marchica lagoon, also known as the Nador lagoon or Sebkha Bou-Areg, is one of the largest lagoons in the Mediterranean Sea, with an area of 115 km² (Berraho *et al.*, 1995). Marchica is classified as a biological and ecological interest site (SIBE) and has been declared a RAMSAR site. It is subjected to a large catalog of economic activities including fishing, aquaculture, tourism, and agriculture, as a result, the site subject to strong anthropic pressures (Najih *et al.*,

2017). However, data on benthic macrofauna is relatively scarce and sparse (Guélorget *et al.*, 1987; Boussalwa *et al.*, 2000; Zine, 2005).

This study aims to improve the knowledge on macrozoobenthic communities within the Marchica lagoon. The specific objectives of this study are: (1) to characterize the composition and structure of benthic macrofauna assemblages; (2) to analyse the spatial and temporal variations of macrofaunal communities; (3) to study potential linkages of benthic communities with environmental variables; and (4) to evaluate the impact of NIS on benthic communities through the applying of the ALien Biotic IndEX (ALEX).

2. Material and methods

2.1. Study area and sampling

The Marchica lagoon is the second largest lagoon in northern Africa and the only coastal lagoon in the Mediterranean coast of Morocco (35.16666° N, 2.86666° W) (**Fig. 43**). The lagoon extends 25 km of length and 7.5 km of width, with a maximum depth of 7m (Ruiz *et al.*, 2006). This semi-enclosed ecosystem is connected to the sea by an artificial inlet called Bokhana (300 m in width and 6 m in depth), was opened in 2011 as part of the lagoon management plan (Selfati *et al.*, 2017).

Sampling was carried out at 28 stations in February, May, August, and November (2015) (**Fig. 43**). At each station, three replicates were made. Replicates were taken using a Van Veen grab with a sampling area of 0.1 m². Samples were sieved through a 0.5 mm mesh and fixed in 10% buffered formalin for later identification. Water physicochemical parameters (Salinity and Temperature) were measured in situ, through a portable multiparameter (HI 9828, HANNA Instrument). An additional sediment sample was taken to analyze granulometric, carbonates, and organic matter content.

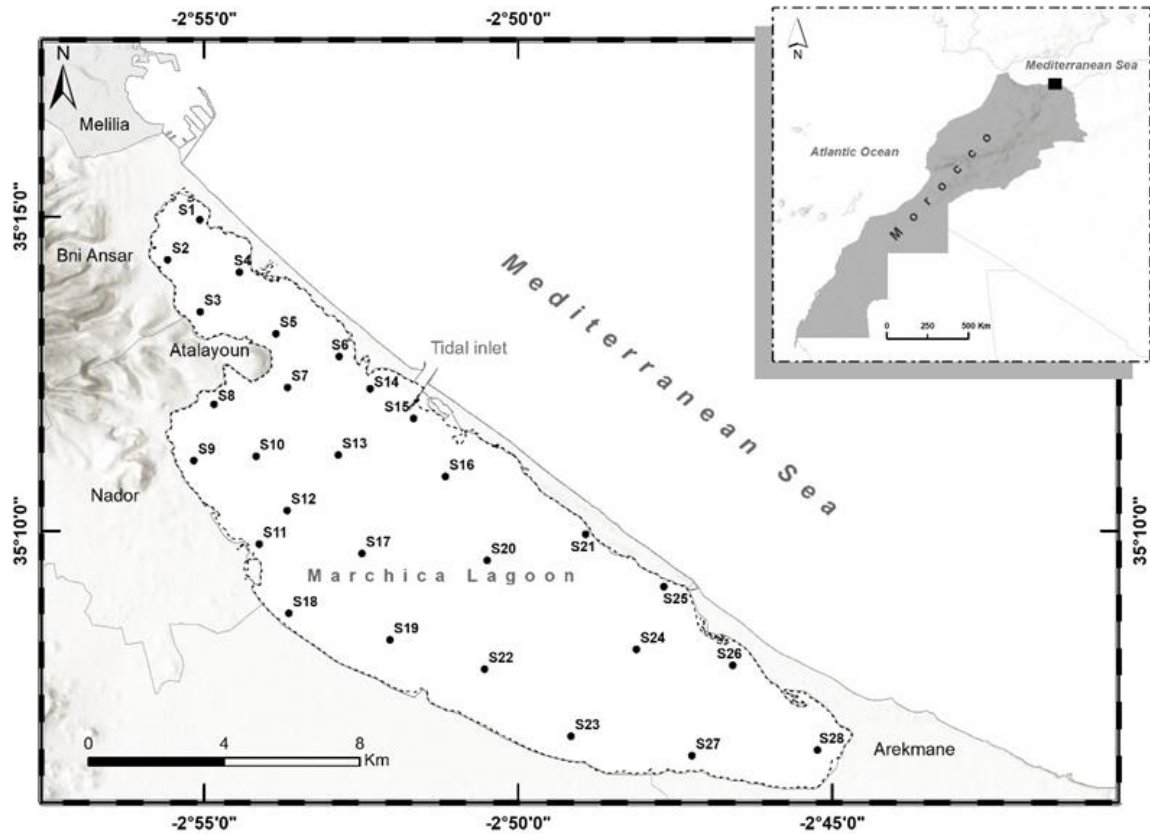


Figure 43 : Marchica lagoon geographical setting and sampling design (Stations 1 to 28).

2.2. Laboratory analysis

Benthic macrofauna were counted and identified to the lowest possible level of taxonomy. The nomenclature adopted in this paper follows the World Register of Marine Species (WoRMS Editorial Board 2020). Benthic biomasses were determined after calcination in a muffle furnace at 450°C for 4 hours. The vegetation biomass was estimated by weighting algae and seagrass after being dried at 70°C for 48 h.

Sediments were prepared in a sodium hexametaphosphate solution to measure the grain size parameters with the Malvern Mastersizer 2000[®], a laser particle size analyzer (Gee & Or, 2002). After a 1400 °C dioxygen burning and a mineral decarbonizing with a sulfuric acid solution, the organic carbon of each sample was also measured with the LECO[®] carbon analyzer estimating the CO₂ and CaCO₃ percentages (Andrews *et al.*, 2008). The total organic matter content (TOM, %) was obtained as the weight losses of dried samples (24 h, 60 °C) after ignition (4 h, 500°C) (Heiri *et al.*, 2001).

2.3. Data analysis

Univariate measures were calculated for each station and season: abundance (N), species richness (S), Shannon-Weaver's diversity index (H' , as $\log_2$), and Pielou's evenness (J').

For spatial affinity analysis, a non-parametric multivariate measure (Cluster Analysis CAH, non-metric multidimensional scaling (nMDS) and SIMPER) as described by Clarke and Warwick (1994), was used to identify the main macrofaunal assemblages over the lagoon. The data set used was the average abundances of each species across seasons. The Bray-Curtis similarity index was applied on the square-root transformed data.

The temporal analysis concerned the identified groups over the four seasons. Two-way analysis of variance (ANOVA) was used to estimate the significant difference in spatial and temporal variation in S, N, H' , J' and B. The indices S as $\log_2$ and H' of each group for each season were plotted on a two-dimensional graphic representation in a Diversity Monitoring model (DIMO model) and regarded as a synthetic tool (Qinghong, 1995). Differences in the macrofaunal composition were tested with a two-way crossed permutational multivariate analyses of variance (PERMANOVA, Anderson, 2001), according to a "Season" factor (fixed, 4 levels) and "Group" factor (random, 4 levels).

To investigate the affinity groups' differences, a Principal Coordinates Ordination analysis (PCO) was performed. The community composition structure indexes that were correlated (Pearson $\rho > 0.5$) to sample ordination were represented as superimposed vectors in the PCO graph.

Environmental data were $\log_{(x+1)}$ transformed. Draftsman plots were used to remove environmental variables showing a high degree of correlation with others. The relationships between the environmental parameters and the abundance of the benthic communities were examined using a distance-based linear model (DistLM) and distance-based redundancy analysis ordination (dbRDA) performed on the Bray-Curtis similarity matrices. The best selection model was run with 9999 permutations and with the Adjusted R^2 criterion and stepwise procedure. These multivariate statistical analyses were performed using PRIMER-E v.6 software (Clarke & Gorley, 2006).

Finally, to evaluate the impact of alien species on native communities, the ALien Biotic IndEX (ALEX, Çınar & Bakir, 2014) was used. Species were categorized into 4 biogeographic groups:

Group I (native species), Group II (casual species), Group III (established species), and Group IV (invasive species). According to Tempesti *et al.*, (2020) we chose to consider cryptogenic species as alien, in order to avoid possible underestimation of threat posed by them. The values of this index range from 0 to 5, the value 0 indicates that the community contains no alien species, whereas the value 5 means that the community has been totally invaded by alien species. Therefore, the ecological status of a benthic assemblage can be evaluated under 5 categories of quality: “high” (0–1), “good” (1–2), “moderate” (2–3), “poor” (3–4), and “bad” (4–5) (Çinar & Bakir, 2014).

3. Results

3.1. Environmental variables

In the Marchica lagoon, sampling depth varied between 0.6 ± 0.16 and 7.64 ± 0.05 m, with a mean of 4.07 m. The mean grain size (MGS) shows high variations: this parameter ranged from a “fine silt” with MGS of 14.09 ± 0.71 μm recorded at station 20 (mean of the four seasons) to a “fine sand” of 218.77 ± 11.91 μm in the station 21, according to the Blott and Pye (2001) classification. The lagoon is mainly composed of sandy and silty sediments, and no gravel has been detected in each sample measured. In opposition to the grain size parameters, carbon content present lower variations and only slight carbon percentages have been recorded by the LECO[®] into the 28 stations studied. The maximum carbon content refers to station 28 (mean of the four seasons) with 36.76 ± 11.27 % of CaCO_3 and 16.17 ± 4.97 % of CO_2 recorded. Salinity varied between a minimum value of 35.06 ± 0.98 at station 22 and a maximum value of 37.11 ± 0.81 at station 4. Temperature ranged between 20.89 ± 5.46 °C (station 15) and 22.74 ± 6.19 °C (station 1). The mean vegetation biomass of the four seasons ranged from 0 (at the station 5, 7, 8, 12, 13, 15, 16, and 20) to 165.33 ± 37.64 $\text{g}_{\text{DW}}.\text{m}^{-2}$ (station 26), with a total mean of 11.22 ± 33.66 $\text{g}_{\text{DW}}.\text{m}^{-2}$.

3.2. General characteristics of the benthic macrofauna

A total of 43215 individuals of benthic macrofauna were collected, comprising 131 taxa belonging to ten different zoological groups (**Fig. 2. A**). Molluscs counted 40 species (30.53% of total species number), followed by arthropods with 39 species (29.77%) and annelid polychaetes with 37 species (28.24%). The other seven phyla counted only 14 species (11.43%).

Polychaetes were numerically dominant, totaling 96.17% of the overall abundance together with molluscs and crustaceans (**Fig. 2. B**). Among these species, two are recognized non-indigenous species: the caprellid *Caprella scaura* (Templeton, 1836) and the isopod *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904). The most representative taxa in terms of abundance were *Loripes orbiculatus* (Poli, 1795), *Heteromastus* sp., *Aonides oxycephala* (Sars, 1862) and *P. sculpta* which together totaled 17909 organisms and comprised 39% of the total abundance.

In terms of biomass, molluscs were the most dominant group with a seasonal average biomass ($116.62 \pm 44.06 \text{ g}_{\text{AFDW}}.\text{m}^{-2}$), accounting for 64.24% in total macrofaunal biomass, followed by polychaetes (16.36%), divers group (11.91%) and crustaceans (7.49%).

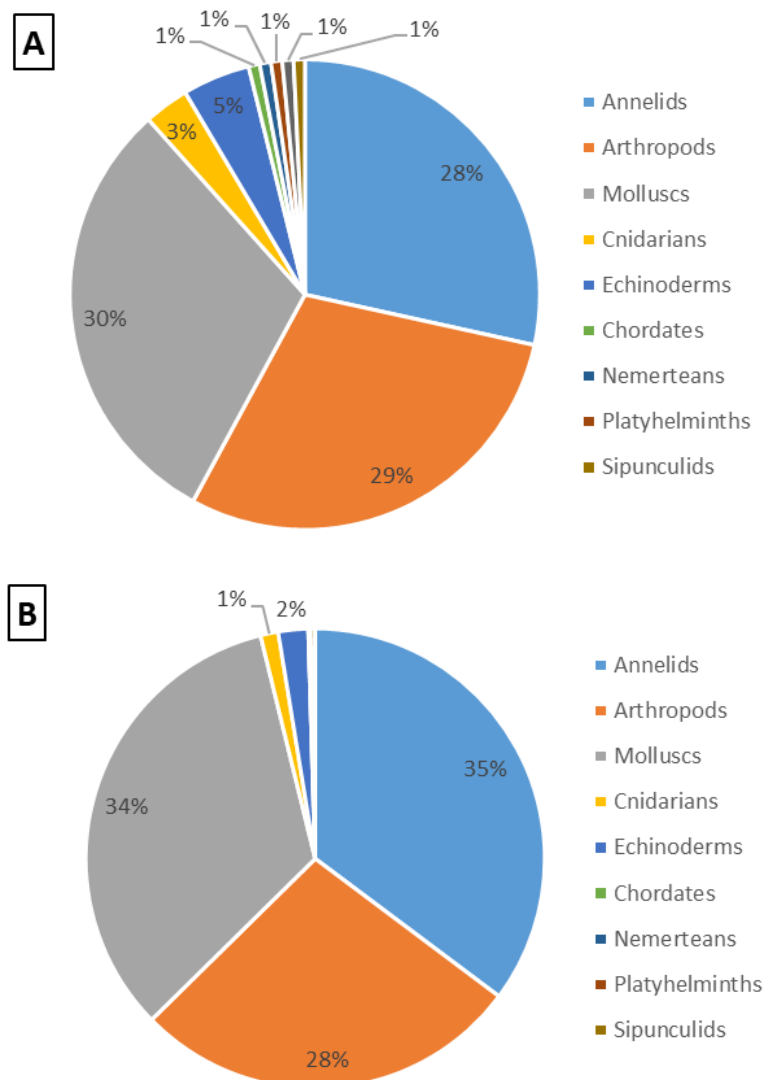


Figure 44 : Proportions of the number of taxa (A) and the total abundance (B) by the orders of benthic macrofauna in the Marchica lagoon.

3.3. Spatial distribution of benthic macrofauna

The average species richness varied from 9 ± 4.69 (station 28) to 28.75 ± 9.03 (station 21). Average abundance ranged from 93.5 ± 40.31 ind/0.3m² (station S8) to 947.5 ± 509.64 ind/0.3m² (station S18). Benthic biomass reached maximum values in station S18 (3.41 ± 0.76 g_{AFDW}.m⁻²) and the lowest was observed in station S2 (0.9997 ± 0.97 g_{AFDW}.m⁻²). Shannon's diversity index (H') ranged from 1.95 ± 0.23 (station S8) to 3.84 ± 0.58 (station S21), while Pielou's evenness index (J') ranged from 0.55 ± 0.06 (station S3) to 0.80 ± 0.10 (station S21).

Cluster analysis based on the average abundance of each species across the four seasons allowed to distinguish seven clear groups, which were also clearly identified from the nMDS analysis (**Fig. 45, 46**) indicates a high degree of spatial heterogeneity (**Fig. 46**).

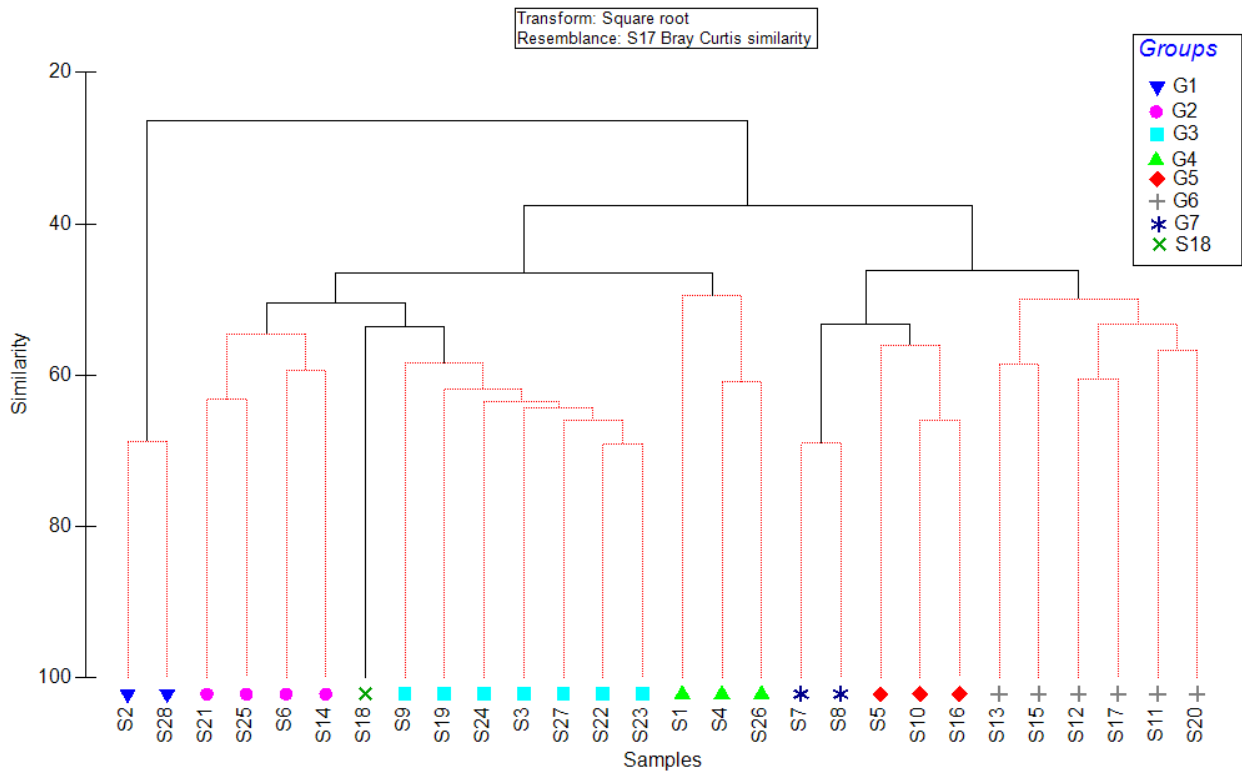


Figure 45 : Cluster analyses for the benthic assemblages at the 28 sampling stations based on average abundance data.

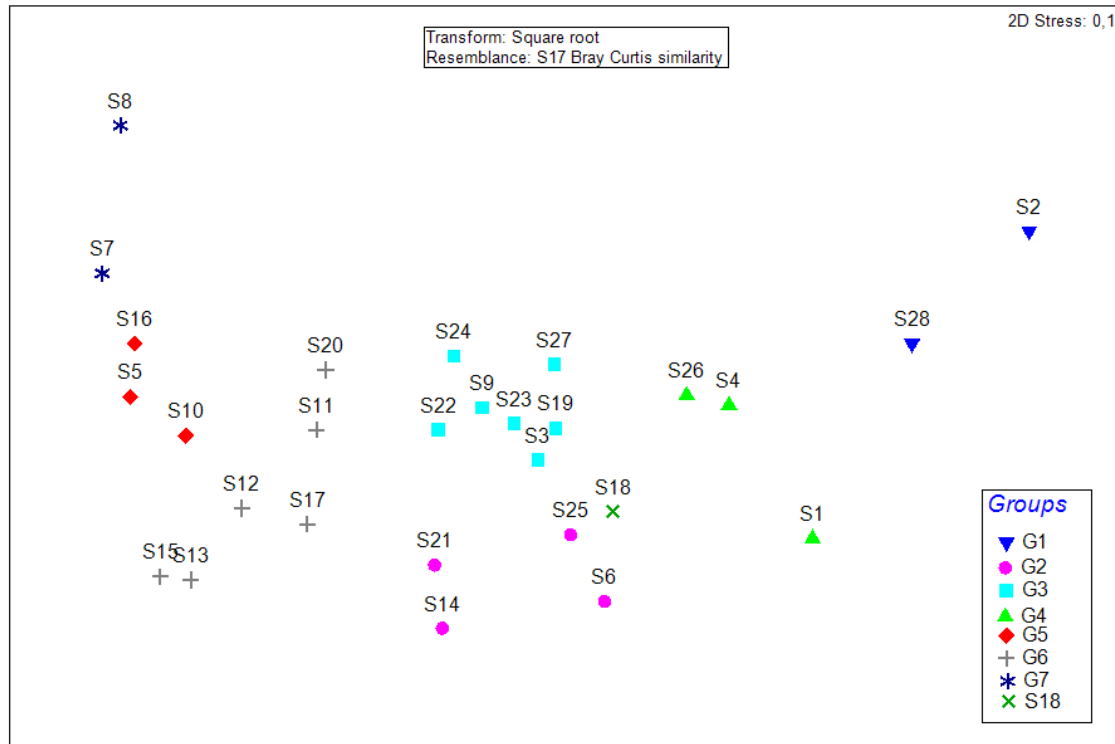


Figure 46 : Non-metric multidimensional scaling (MDS) ordination of the benthic assemblages in the Marchica lagoon. Groups derived from cluster analysis are delimited by lines.

The characteristic species being responsible for station groupings was carried out by the SIMPER analysis (**Table 15**). *Gammarus insensibilis*, *Nereis sp1* and *Paracerceis sculpta* characterized group G1, with more than 58 % of similarity. Group G2 comprised *Heteromastus*, *Loripes orbiculatus*, *Erichthonius brasiliensis*, *Praxillella gracilis*, *Caprella scaura* and *Lumbrineris sp* with 56.76 % of similarity. Group G3 was determined by *Loripes orbiculatus*, *Paracerceis sculpta*, *Heteromastu*, *Mytilaster lineatus* and *Abra alba* with 62.22% of similarity. The characteristic species of group G4 (53.29 % of similarity) were *Loripes orbiculatus*, *Cymodoce truncate* and *Paracerceis sculpta*. In the group G5 (59.31% of similarity) the dominated taxa were *Heteromastus*, *Moerella distorta*, *Paracerceis sculpta*, *Caprella scaura*, *Aonides oxycephala*, *Glycera tridactyla* and *Lumbrineris sp*. Group G6 (53.52% of similarity) is characterized by the dominance of *Aonides oxycephala*, *Heteromastus*, *Caprella scaura* and *Praxillella gracilis*. The group G7 (68.99%) is dominated by *Heteromastus*, *Prionospio cirrifera*, *Abra nitida*. Station S18 was isolated to defined group with a single station. Maximal dissimilarity (>80%) was observed between Groups G1&G5, G1&G6 and G1&G7 mainly due to the presence of *E. rapax*, *G. insensibilis*, and *P. sculpta* (**Table 16**).

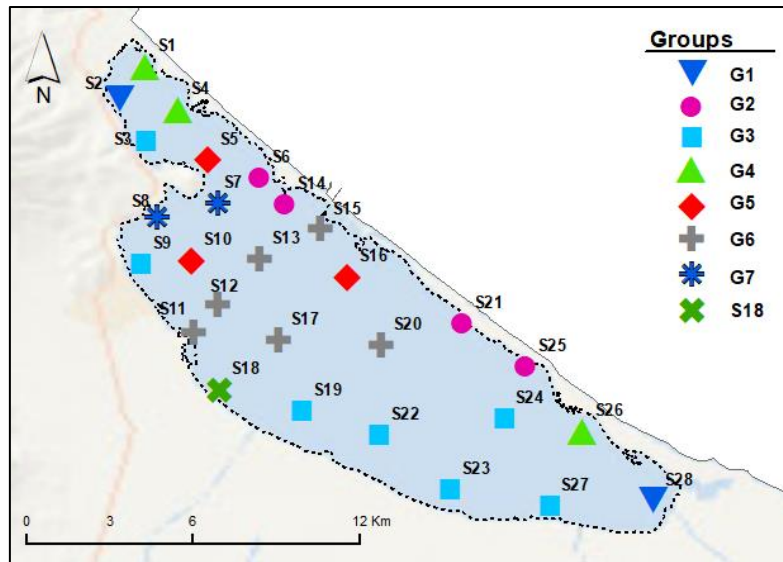


Figure 47 : Spatial distribution of the macrozoobenthos assemblages in the Marchica lagoon.

Tableau 15 : Results of the Similarity Percentage (SIMPER) analysis showing the average similarity and the contribution of each taxon.

Groups	Average similarity							
	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8
	68,71	56,76	62,22	53,29	59,31	52,52	68,99	**
Species	Contribution (%)							
<i>Abra alba</i>			5,97					
<i>Abra nitida</i>							9,81	
<i>Aonides oxycephala</i>			4,69		5,46	11,67		
<i>Aora sp</i>		3,92						
<i>Cymodoce truncata</i>				9,73				
<i>Ericthonius brasiliensis</i>		5,87						
<i>Gammarus insensibilis</i>	14,6			4,54				
<i>Gastrana fragilis</i>		4,07						
<i>Glycera tridactyla</i>					5,37	4,98		
<i>Heteromastus</i>		5,78	7,29	4,62	12,7	11,82	21,44	
<i>Laonome kroyeri</i>						4,02		
<i>Loripes orbiculatus</i>		6,41	9,31	11,12		4,59		
<i>Lumbrineris sp</i>		5,2		4,67	5,28			
<i>Moerella distorta</i>					7,23			
<i>Mytilaster lineatus</i>			5,61					
<i>Nereis sp1</i>	14,5	3,82						
<i>Paracerceis sculpta</i>	12,46		7,34	7,37				
<i>Praxillella gracilis</i>		5,75			6,68	5,46		
<i>Prionospio cirrifera</i>							13,35	

(*: non-indigenous species)

Tableau 16 : Results of SIMPER analysis showing the average dissimilarity and the contribution of each taxon.

Species	Average dissimilarity																											
	G4	G4	G1	G4	G1	G3	G4	G1	G3	G5	G4	G1	G3	G5	G2	G4	G1	G3	G5	G2	G7	G4	G1	G3	G5	G2	G7	G6
	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&	&
	G1	G3	G3	G5	G5	G5	G2	G2	G2	G2	G7	G7	G7	G7	G7	G6	G6	G6	G6	G6	G6	G8	G8	G8	G8	G8	G8	G8
	55.2	52.68	67.6	74.24	86.56	60.52	54.42	71.82	49.36	62.61	79.04	85.95	67.13	46.72	72.26	68.55	82.75	54.74	49.49	56.83	60.49	56.78	63.8	46.48	71.12	51.4	74.8	60.45
	Contribution (%)																											
<i>Abra nitida</i>																												
<i>Acanthocardia tuberculata</i>																												
<i>Aonides oxycephala</i>																												
<i>Caprella scaura</i>																												
<i>Cymodoce truncata</i>																												
<i>Elasmopus rapax</i>																												
<i>Erichthonius brasiliensis</i>																												
<i>Gammarus insensibilis</i>																												
<i>Gastrea fragilis</i>																												
<i>Loripes orbiculatus</i>																												
<i>Mytilaster lineatus</i>																												
<i>Mytilus sp</i>																												
<i>Nereis sp1</i>																												
<i>Paracercis sculpta</i>																												
<i>Phylo norvegicus</i>																												
<i>Praxillella gracilis</i>																												
<i>Prionospio cirrifera</i>																												

3.4. Temporal variation in benthic assemblages

The principal coordinates analysis (PCO) showed that the macro-zoobenthic assemblages differed greatly among groups (**Fig. 48**). The first axis of the PCO extracted more than 31.7% of the total variation. Together with axis two, 49.4% of the total variation was represented. The ordination of samples along the two axis of the PCO clearly separated each group from other groups. The species strongly correlated with the first axis (PCO1) were *E. rapax* ($r = 0.80$), *P. sculpta* ($r = 0.70$), *Mytilaster lineatus* ($r = 0.66$), *Gammarus insensibilis* ($r = -0.62$), *C. truncata* ($r = 0.60$) and *Antalis dentalis* ($r = -0.71$). While the axis PCO2, is characterized by *Gattyana cirrhosa* ($r = 0.76$), *Glycera tridactyla* ($r = 0.69$), *C. scaura* ($r = -0.67$), *Holothuria* (*Roweothuria*) *poli Delle Chiaje, 1824* ($r = 0.63$), and the species *Lagis koreni*, *Hexaplex trunculus* and *Loripes orbiculatus* shows the same correlation ($r = 0.61$). However, the PERMANOVA analysis detected that faunal composition changed within “Group” and “Season” ($P_{perm} < 0.05$) (**Table 17**).

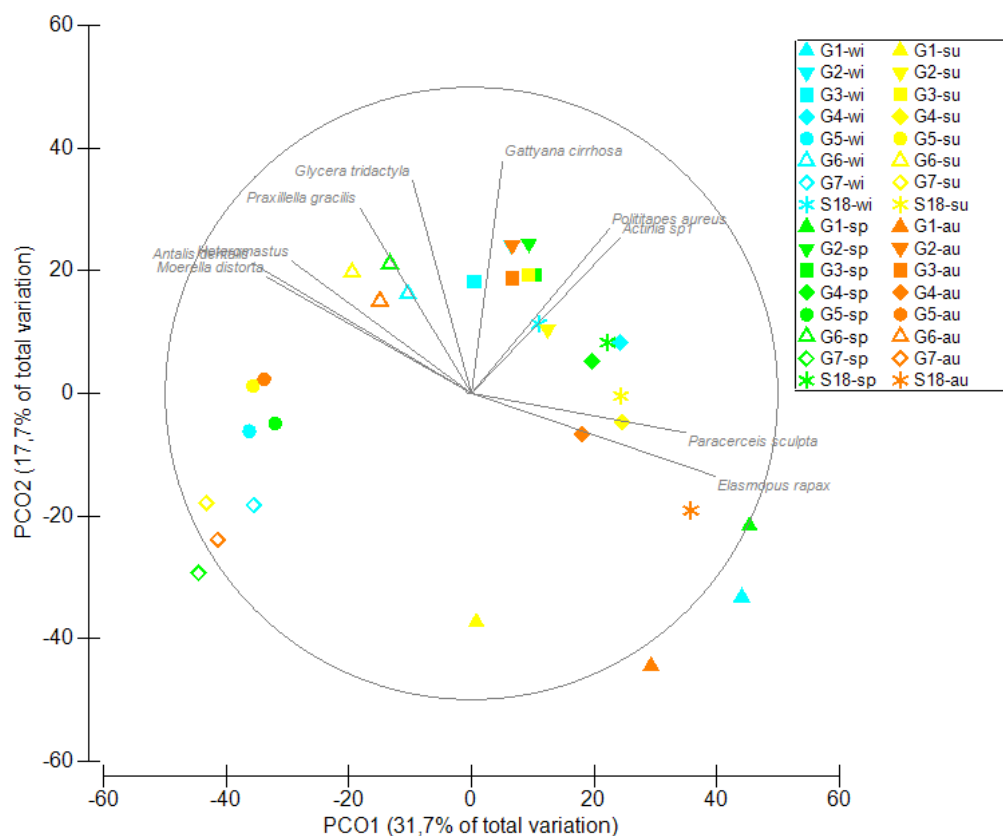


Figure 48 : Ordination of samples obtained by the principal coordinates analysis (PCO) of benthic assemblages.

Tableau 17 : Results of two-way PERMANOVA (Bray Curtis (dis)similarity based) for benthic macrofauna testing the differences among group (fixed factor), season (random factor) and their interactions. *df* = degrees of freedom. Bolded values indicate significant ($P_{perm} < 0.05$).

Source of variation	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Season	3	4400.6	2.1743	0.0001
Group	6	1675.1	9.8441	0.0001
Season x Group	18	2082.5	1.2238	0.0067
Residual	80	1701.7		
Total	107			

Significant differences in Pielou's evenness index and benthic biomass among "Season" did not occur but significant differences did occur in species richness, abundance and Shannon-Weaver's (ANOVA, $p < 0.05$) (**Table 18**). However, all these variables showed a significant difference among "Group" (ANOVA, $p < 0.05$). In contrast, the interaction term when comparing "Group" versus "Season" had no significant differences.

Tableau 18 : Two-way ANOVA results for benthic assemblages analysing differences in regards to the richness (S), total abundance of individuals (N), Shannon-Weaver's (H') and Pielou's evenness (J') index, and biomass (B), at the scales of season and groups. Significant p values in bold.

	df	S		N		J'		H'		B	
		F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Group	7	8.922	0.000	10.874	0.000	2.807	0.012	5.520	0.000	6.795	0.000
Saison	3	3.819	0.013	4.579	0.005	1.186	0.321	3.189	0.028	1.986	0.123
Saison x Group	21	0.615	0.896	1.810	0.031	1.089	0.377	0.857	0.644	0.684	0.836
Error	80										
Total	111										

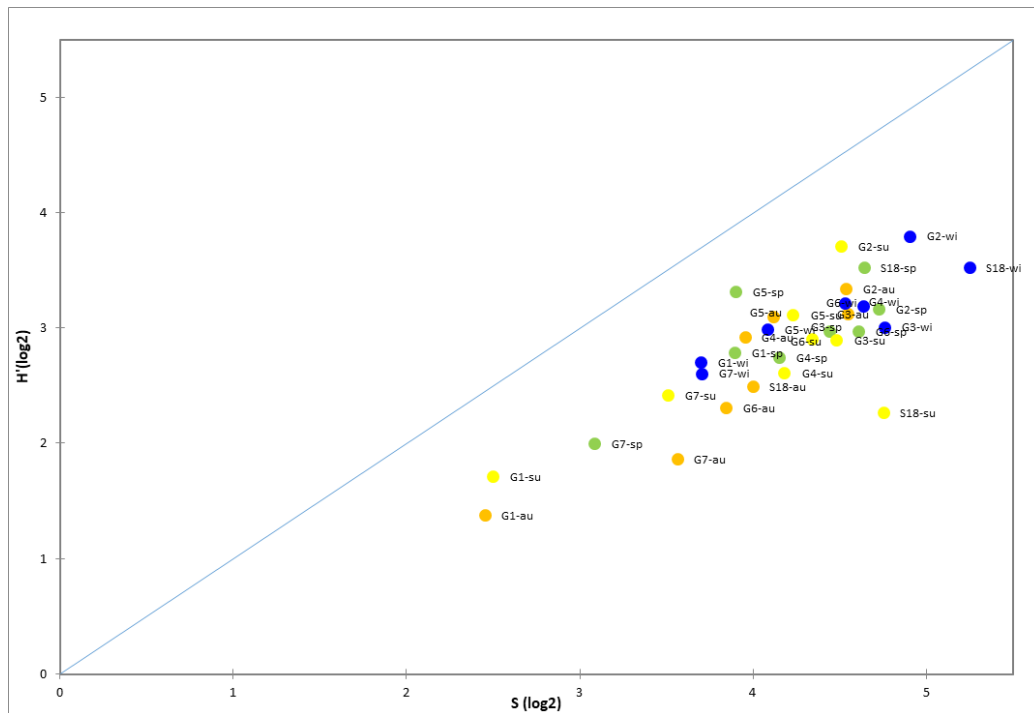


Figure 49 : DIMO model application by simultaneous representation of the ((S) $\log_2$), diversity index (H') and equitability (line Diagonal = maximum equitability ($J' = 1$)).

By using the DIMO model, in which the three indices S, H' and J' are plotted together, revealed noteworthy differences between seasons in terms of diversity, which was significantly higher in Winter in all groups (**Fig. 49**). The model distinctly separated the community groups and displayed different dynamics (two types of changes). Group 1 and Group 7 exhibited a type 2 dynamic (evenness constant type) in which S and H' simultaneously progressed in the same way and changes in diversity were accompanied by changes in species richness, whereas evenness J' remained unchanged/comparable. In contrast, the other groups showed a type 4 dynamic (non-constant type) where all three parameters changed.

3.5. Relationships between Environmental Drivers and macrofaunal community

Based on the results of the collinearity analysis, only ten quantitative variables were left for further analysis (depth, salinity, temperature, %CO₂, %CaCO₃, %Mud, %TOM, mean grain size, and vegetation biomass). The DistLM procedure shows that the best solution obtained included eight parameters (depth, salinity, temperature, %CaCO₃, %Mud, %TOM, Mean Grain Size and vegetation biomass) to account for 55% of the total variation in the macrofaunal community (adjusted R² = 0.4), among them four variables (depth, %CaCO₃, %TOM and Mean Grain Size) have a highly significant impact ($p < 0.05$) on the spatial distribution of benthic species and explain 43% of the variations in this distribution (**Table 19**).

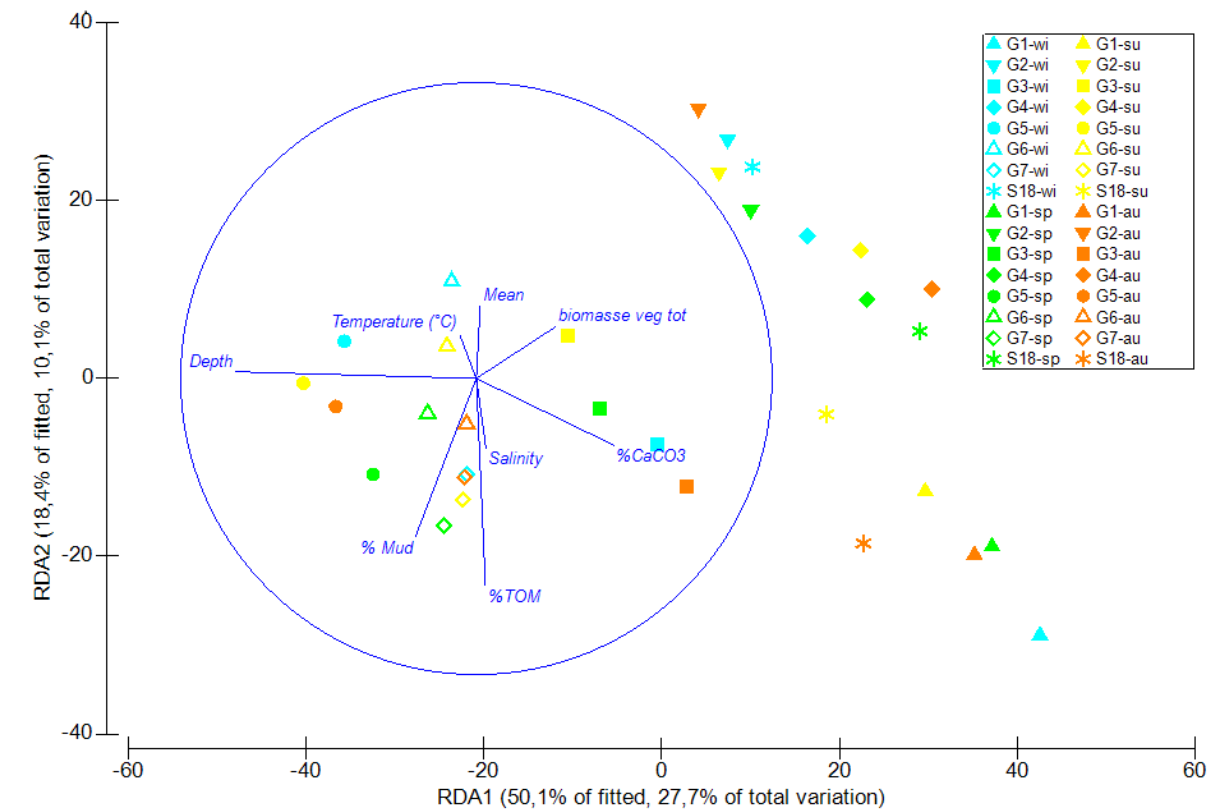


Figure 50 : Result of the distance-based redundancy analysis (dbRDA) showing the effect of the spatial variation in benthic assemblage structure related to the predictor variables selected through the best linear models based on distance (DistLM).

On the abundance dbRDA plot (**Fig. 50**) the first two axes explained 68.5% of the fitted variation and 37.8% of the total variation. The first axis (representing 27.7% of total variation) was mainly defined by % CaCO₃ ($r = 0.71$) and vegetation biomass ($r = 0.63$), and was negatively correlated to depth ($r = -0.88$). The second axis (representing 10.1% of total

variation) was related to mean ($r = 0.64$), and was negatively correlated to %TOM ($r = -0.77$) and %Mud ($r = -0.67$).

Tableau 19 : Results of the multivariate multiple regressions analysis by DistLM testing the effect of the structural environmental variables on the macrofaunal assemblage structure. The proportion of the explained variability by each variable is included, as well as the accumulated proportion when successive variables are included in the model. Significant p values in bold.

Variable	Adj R ²	SS (trace)	Pseudo-F	p	Prop.	Cumul.
Depth (m)	0.21	16488	9.2	0.001	0.23	0.23
TOM (%)	0.3	7503.8	4.7	0.001	0.11	0.34
CaCO ₃ (%)	0.32	3156.1	2.05	0.02	0.04	0.39
Mean Grain Size(μ m)	0.34	2905.1	1.95	0.02	0.04	0.43
Salinity (Psu)	0.36	2312.9	1.59	0.08	0.03	0.46
Biomass vegetation (g DW/m ²)	0.37	2269.8	1.59	0.09	0.03	0.49
Temperature (°C)	0.39	2190.4	1.57	0.1	0.03	0.52
Mud (%)	0.4	1995.4	1.46	0.13	0.03	0.55

3.6. Impact of alien species on benthic communities

We calculated the index considering *P. sculpta* and *C. scaura* in Group IV (i.e., invasive species) (Ros *et al.*, 2014; Ulman *et al.*, 2019), *E. rapax* and *E. brasiliensis* in Group II (i.e., alien species) (Marchini & Cardeccia, 2017), and the other species in Group I (i.e., native species). The ALEX values ranged from 0.00 (Group G7) to 2.89 (S18, summer) (**Fig. 51**). The quality status for benthic communities in terms of the impact of alien species (*sensu* Çinar & Bakir 2014), varied between “High” and “good” for all groups (except S18 which is “Moderate” in autumn and summer). The temporal variations in the mean values were statistically significant ($p < 0.05$). The results of the correlation analysis between environmental variables and the ALEX, depicted that the ALEX value was positively and significantly correlated with the vegetation biomass ($r = 0.46$) and CaCO₃ ($r = 0.43$), and negatively and significantly correlated with depth ($r = -0.55$).

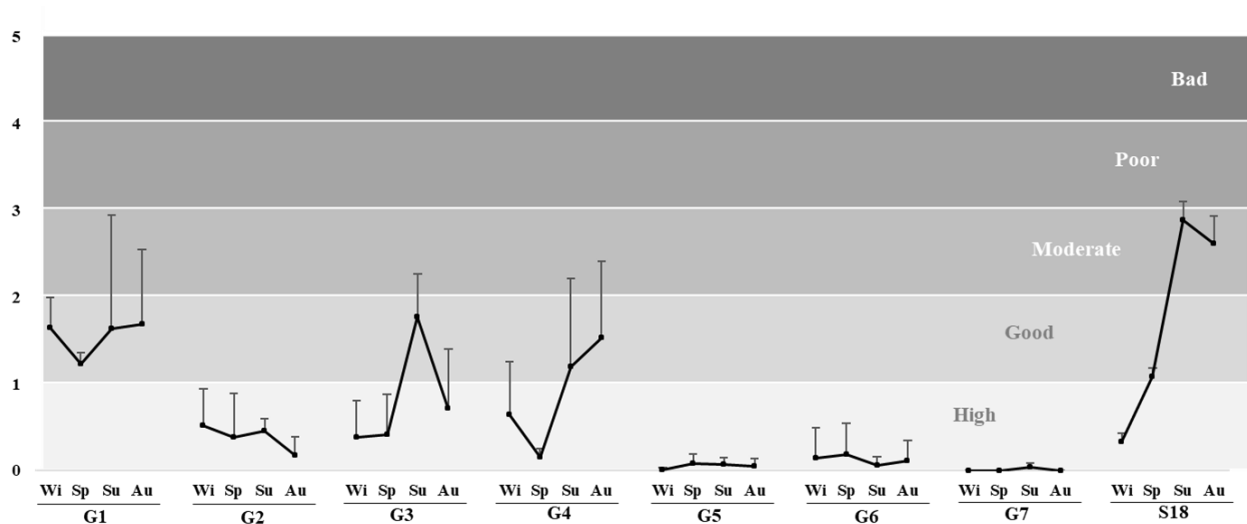


Figure 51 : The mean values and $\pm$ SD of ALien Biotic IndEX calculated seasonally of the main benthic assemblages in the Marchica lagoon. Grey scale represents the Çinar and Bakir's (2014) categories of ecological quality. Wi : Winter, Sp : Spring, Su : Summer, Au : Autumn.

4. Discussion

The present study investigated a large number of stations (28) in the Marchica lagoon allowing 131 taxa to be recorded. Out of the 131 species recorded in the present study, 46 were reported for the first time in the lagoon. Among them, two are invasive NIS. These are the caprellid *C. scaura* and the isopod *P. sculpta*. Both NIS are well established in the Marchica lagoon, representing about 12% of the total macrofaunal abundance (El Kamcha *et al.*, 2020). The species in the study area dominated in terms of abundance, essentially by *L. orbiculatus*, *Heteromastus sp.*, *A. oxycephala* and *P. sculpta* which together comprised 39% of the total abundance. The high abundance of the NIS *P. sculpta*, can be explained by the potential invasiveness, which is a relatively resistant organism with wide environmental tolerances (Espinosa-Pérez & Hendrickx, 2002; Hewitt & Campell, 2001), and their ability to live in a large variety of substrata, such as soft and hard bottoms, algae, sponges and bryozoans (Castelló & Carballo, 2001; Ariyama & Otani, 2004; Marchini *et al.*, 2015).

In terms of species richness, Molluscs showed the highest number of species followed by Crustaceans and Polychaetes, which corresponds to previous studies where molluscs were also the most abundant group sampled in the Marchica lagoon (Guélorget *et al.*, 1987; Menioui & Zine 1995). However, the species richness known from the Marchica lagoon remains higher than those observed from Smir lagoon (37 species: Chaouti & Bayed, 2011), Oualidia lagoon (56 species: El Asri *et al.*, 2020), Moulay Bousselham lagoon (63 species: Boutoumit *et al.*, 2021). In this regard, the Marchica lagoon can be considered as the most diversified from all

Moroccan lagoons. In comparison with works from neighboring lagoons, it appears that the macrobenthic species of Marchica lagoon is richer than Lesina lagoon (53 species, Nonnis Marzano *et al.*, 2003), Cabras (22 species, Como and Magni, 2009), Venice lagoon (97 species, Sfirso *et al.*, 2001), Sacca di Goro (68 species, Marchini *et al.*, 2004), Mellah (43 species, Draredja, 2005 ; 45 species, Magni *et al.*, 2015), Boughara (65 species, Khedhri *et al.*, 2016) and Bizerte (49 species, Afli *et al.*, 2009). However, the species number was lower than Marano and Grado lagoon (163 taxons, Bettoso *et al.*, 2010) and Tunis north lagoon (189 taxons, Diwara *et al.*, 2008).

The present study identified seven main macrofaunal grouping assemblages. The species which are dominant and/or discriminate each assemblage are *Cymodoce truncata*, *Elasmopus rapax*, *Erichthonius brasiliensis*, *Gammarus insensibilis*, *Heteromastus sp.*, *Aonides oxycephala*, *Nereis sp.*, *Loripes orbiculatus*, and the two NIS *P. sculpta* and *C. scaura*. These NIS species can be considered as a structuring species of benthic communities in the Marchica lagoon. The invasive species can impact native species and alter assemblage structure and functioning (Streftaris *et al.*, 2005; Zwerschke *et al.*, 2016). The spatial pattern emphasized in this study showed a high degree of heterogeneity.

DIMO model application shows that the changes affecting the macrobenthic structure were mostly due to changes in the number of species and Shannon-Weiner diversity index. This model illustrates significant variations between seasons in terms of diversity were revealed, which was substantially higher in all groups in winter.

Our study demonstrated clear spatial differences in macrofaunal assemblage structures in relation to depth, salinity, temperature, percentage of CaCO₃, percentage of mud and the presence or absence of vegetation. Many ecological studies have shown depth is one of the main factors affecting the structure and composition of marine macrobenthic communities (Hoey *et al.*, 2004; Martínez & Adarraga, 2001; Snelgrove, 1998). Sediment's characteristics, are known to largely control both the spatial and temporal patterns of benthic macrofauna composition (Pearson & Rosenberg, 1978; Grémare *et al.*, 2002; Labrune *et al.*, 2012). Our recent study showed that the depth and organic matter content in the lagoon were the most important factors impacting the assemblage structure of macrobenthic and without “one master factor” controlling the faunal assemblage. In the same lagoon, Zine (1989) observed changes in the macrobenthic community (molluscan fauna) related to the environmental variability, and principally controlled by the nature of the substrate (hard or soft) and the quality

of the water. Considering the diversity of the environmental factors used, our results provide a good estimation of the percentage of macrofaunal spatial variations which can be explained by natural abiotic conditions. There was some evidence to suggest that sampling stations characterized by similar natural abiotic conditions also supported similar species assemblages, even when they were situated far away from each other.

The result of the calculation of ALEX, a new and recently applied biotic index in the western and central Mediterranean basin (Piazzi *et al.*, 2015, 2018; Mangano *et al.*, 2019) and applied here for the first time on a macrofaunal community in the eastern Mediterranean basin in the Marchica lagoon, showing that generally the environmental status of benthic habitats can be considered as unaffected / slightly affected. This index also showed a significant correlation with depth, vegetation biomass and CaCO_3 . The results obtained are consistent slightly with Çinar *et al.*, (2012a, b) also indicated the importance of depth and sediment structure in the distribution of alien species.

5. Conclusion

In conclusion, macrobenthic community in the Marchica lagoon is rich and diversified. In this study, we focus on environmental factors that may control the spatial and temporal distribution macrozoobenthos assemblages. These results are useful in establishing a baseline for the detection of ecological changes and anthropogenic impacts. Depth, vegetation biomass, salinity, temperature and sediment characteristics (% CaCO_3 , % mud) are proved to be important descriptive parameters in terms of the distribution of macrobenthic community. Even if the assemblage's status of the Marchica lagoon varied between high and moderate according to the ALEX index, adequate monitoring in the long term should be encouraged and promoted to evaluate the temporal evolution of the NIS species and their impact on local biodiversity.

CHAPITRE VI : BIO-ÉVALUATION DE LA QUALITÉ ÉCOLOGIQUE DES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES DE LA LAGUNE DE MARCHICA

1. Introduction

L'état écologique d'une masse d'eau particulière est un vaste concept intégrant à la fois des mesures physico-chimiques et biologiques. Les éléments biologiques sont particulièrement importants pour évaluer cet état (Borja *et al.*, 2008), le phytoplancton, les macroalgues, les angiospermes, le benthos et les poissons ont été proposés comme éléments de qualité biologique pour les masses d'eau.

La faune macrobenthique est fréquemment utilisée comme bioindicateurs pour surveiller les changements qui affectent les écosystèmes côtiers en raison de leur réponse rapide au stress causé par les activités naturelles ou humaines (Pearson et Rosenberg, 1978 ; Grall et Glémarec, 1997 ; Simboura et Zenetos, 2002). De nombreux travaux encouragent également l'utilisation de divers indices ainsi que des approches multi-critères basées sur la macrofaune benthique pour une meilleure évaluation de l'état écologique (Muxika *et al.*, 2007 ; Blanchet *et al.*, 2008).

Par conséquent, les indices biotiques sont utilisés comme outils quantitatifs d'évaluation de la santé des écosystèmes pour la surveillance, l'évaluation et la prise de décision en matière d'environnement écologique (Dauvin, 2007 ; Borja et Dauer, 2008 ; Pinto *et al.*, 2009). À cet égard, divers indices biotiques ont été développés pour évaluer la qualité écologique des écosystèmes côtiers, par exemple, l'indice biotique marin de l'AZTI (AMBI ; Borja *et al.*, 2000 ; Borja *et al.*, 2003), BENTIX (Simboura et Zenetos, 2002), l'AMBI multivarié (M-AMBI ; Muxika *et al.*, 2007), l'indice BOPA (Dauvin et Ruellet 2007) et l'indice BITS (Mistri et Munari, 2008).

Ce chapitre a pour objectif d'évaluer l'état écologique de la lagune de Marchica en utilisant la macrofaune benthique comme bio-indicateur, en combinant plusieurs approches.

2. Résultats

2.1. Indices biotiques

En **Hiver**, selon les valeurs calculées de l'indice AMBI, la note écologique se situait entre un état « modéré » et « élevé ». Les stations S5, S8, S9 et S24 sont classées comme « modérée », alors que 85% des stations en état de « bonne » ou « haute » qualité. Tandis que l'indice M-AMBI a montré des résultats légèrement similaires à celle d'AMBI, avec 78,57% des stations ont une qualité acceptable (« bonne » ou « élevée »). Les indices BITS et BOPA montrent des résultats relativement identiques, avec 82,14% des stations ont montré une qualité acceptable, alors que cinq stations sont classées comme « médiocre » ou « modérée ». Selon les valeurs BENTIX, la majorité des stations ont été classées comme inacceptable (« mauvaise », « médiocre » et « modérée » ; 89,28%), seulement trois stations (S15, S18 et S19) qui ont montré un état acceptable (**Tableau 20**).

Tableau 20 : Etats de la qualité écologique issus de l'application des cinq indices biotiques par station (saison Hiver).

STATIONS	BITS	BOPA	BENTIX	AMBI	M-AMBI
S1	Bonne	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S2	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Modérée
S3	Bonne	Élevée	Médiocre	Élevée	Bonne
S4	Bonne	Bonne	Modérée	Bonne	Bonne
S5	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée
S6	Bonne	Bonne	Médiocre	Bonne	Bonne
S7	Bonne	Bonne	Médiocre	Bonne	Bonne
S8	Élevée	Élevée	Médiocre	Modérée	Médiocre
S9	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée
S10	Modérée	Modérée	Mauvaise	Bonne	Modérée
S11	Bonne	Bonne	Modérée	Bonne	Bonne
S12	Bonne	Bonne	Modérée	Bonne	Bonne
S13	Bonne	Modérée	Modérée	Bonne	Bonne
S14	Bonne	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S15	Élevée	Élevée	Élevée	Bonne	Bonne
S16	Modérée	Bonne	Médiocre	Bonne	Bonne
S17	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S18	Élevée	Élevée	Élevée	Bonne	Élevée
S19	Élevée	Élevée	Bonne	Bonne	Élevée
S20	Bonne	Bonne	Médiocre	Bonne	Bonne
S21	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Élevée
S22	Bonne	Bonne	Modérée	Bonne	Bonne
S23	Élevée	Élevée	Médiocre	Bonne	Bonne
S24	Médiocre	Médiocre	Médiocre	Modérée	Médiocre
S25	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Élevée
S26	Bonne	Élevée	Modérée	Élevée	Bonne
S27	Bonne	Bonne	Modérée	Bonne	Bonne
S28	Élevée	Élevée	Médiocre	Bonne	Bonne

Au **printemps**, L'AMBI indique quant à lui que la majorité des stations sont en état écologique « Acceptable » (71 % « bon » ; 21,42 % « élevé »). D'autres stations (S7 et S8) sont évaluées à « modéré ». De même, les valeurs de M-AMBI se situent entre un état « médiocre » et « élevé », avec 85.71 % des stations sont définies comme en « bon » état écologique. L'indice BITS classe l'ensemble des stations dans un état acceptable à l'exception de trois stations (S5, S7 et S8) dans un état « médiocre » à « modéré ». Les résultats de BOPA, indiquent un état écologique relativement comparable à celle de BITS. Cependant, les valeurs BENTIX sont globalement tous compris dans le « médiocre » ou « modéré » état (76% des stations) alors que seulement 21% des stations sont en état écologique acceptable (**Tableau 21**).

Tableau 21 : *Etats de la qualité écologique issus de l'application des cinq indices biotiques par station (saison Printemps).*

STATIONS	BITS	BOPA	BENTIX	AMBI	M-AMBI
S1	Élevée	Élevée	Bonne	Bonne	Bonne
S2	Élevée	Élevée	Bonne	Élevée	Bonne
S3	Élevée	Élevée	Médiocre	Bonne	Bonne
S4	Élevée	Élevée	Médiocre	Élevée	Bonne
S5	Modérée	Bonne	Bonne	Bonne	Modérée
S6	Élevée	Élevée	Modérée	Élevée	Bonne
S7	Modérée	Médiocre	Modérée	Modérée	Médiocre
S8	Médiocre	Médiocre	Médiocre	Modérée	Médiocre
S9	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne
S10	Bonne	Bonne	Modérée	Bonne	Bonne
S11	Élevée	Élevée	Bonne	Bonne	Bonne
S12	Bonne	Élevée	Médiocre	Bonne	Modérée
S13	Élevée	Élevée	Bonne	Bonne	Bonne
S14	Élevée	Élevée	Modérée	Élevée	Bonne
S15	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S16	Élevée	Bonne	Médiocre	Bonne	Bonne
S17	Bonne	Bonne	Modérée	Bonne	Bonne
S18	Élevée	Élevée	Élevée	Bonne	Bonne
S19	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S20	Bonne	Bonne	Médiocre	Bonne	Bonne
S21	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S22	Élevée	Élevée	Médiocre	Bonne	Bonne
S23	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S24	Bonne	Élevée	Médiocre	Bonne	Bonne
S25	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Élevée
S26	Élevée	Élevée	Médiocre	Élevée	Bonne
S27	Élevée	Élevée	Médiocre	Élevée	Bonne
S28	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne

En été, les résultats montrent que l'indice AMBI, classe l'ensemble des stations dans un état acceptable (76% en état « bon » et 5% en état « élevé ») sauf pour les deux stations (S8 et S11) qui présentent un statut écologique « modéré ». L'indice M-AMBI montre que 64% des stations sont en état écologique acceptable alors que 32% des stations sont considérées dans un état « modéré ». Les indices BITS et BOPA classe la majorité des stations dans un état écologique élevé (i.e. 71,48%). La valeur du BENTIX classe la majorité des stations comme de qualité « modéré » à « médiocre » à l'exception de 6 stations situait dans un état « bon » (**Tableau 22**).

Tableau 22 : Etats de la qualité écologique issus de l'application des cinq indices biotiques par station (saison Eté).

STATIONS	BITS	BOPA	BENTIX	AMBI	M-AMBI
S1	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S2	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Modérée
S3	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S4	Élevée	Élevée	Modérée	Élevée	Bonne
S5	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne	Modérée
S6	Élevée	Élevée	Médiocre	Bonne	Bonne
S7	Modérée	Bonne	Médiocre	Bonne	Modérée
S8	Médiocre	Modérée	Médiocre	Modérée	Modérée
S9	Élevée	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne
S10	Bonne	Bonne	Modérée	Bonne	Bonne
S11	Modérée	Médiocre	Médiocre	Modérée	Modérée
S12	Élevée	Élevée	Médiocre	Bonne	Modérée
S13	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S14	Élevée	Élevée	Bonne	Bonne	Élevée
S15	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S16	Bonne	Élevée	Médiocre	Bonne	Modérée
S17	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S18	Élevée	Élevée	Élevée	Bonne	Bonne
S19	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S20	Modérée	Bonne	Médiocre	Bonne	Modérée
S21	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S22	Élevée	Élevée	Médiocre	Bonne	Élevée
S23	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Élevée
S24	Élevée	Élevée	Modérée	Élevée	Bonne
S25	Élevée	Élevée	Modérée	Élevée	Bonne
S26	Élevée	Élevée	Bonne	Bonne	Modérée
S27	Élevée	Élevée	Médiocre	Élevée	Bonne
S28	Mauvaise	Modérée	Bonne	Bonne	Médiocre

En **automne**, l'indice BENTIX donne le statut le plus sévère puisqu'aucun statut écologique « bon » ou « élevé » n'est mis en évidence. Globalement, les valeurs de cet indice sont tous compris dans un état « mauvais » ou « modéré ». Alors que les indices AMBI, M-AMBI, BITS et BOPA aboutissent à des classifications quasiment identiques sur la totalité des stations, soit en moyenne plus de 79 % de concordance. Ces indices classent 82.14% (AMBI), 67% (M-AMBI), 75% (BITS) et 78% (BOPA) des stations de la lagune dans un état écologique acceptable (**Tableau 23**).

Tableau 23 : Etats de la qualité écologique issus de l'application des cinq indices biotiques par station (saison Automne)

STATIONS	BITS	BOPA	BENTIX	AMBI	M-AMBI
S1	Bonne	Bonne	Modérée	Bonne	Bonne
S2	Élevée	Élevée	Médiocre	Bonne	Médiocre
S3	Bonne	Bonne	Modérée	Élevée	Bonne
S4	Élevée	Bonne	Médiocre	Élevée	Bonne
S5	Bonne	Bonne	Modérée	Bonne	Bonne
S6	Élevée	Élevée	Modérée	Élevée	Bonne
S7	Médiocre	Médiocre	Médiocre	Modérée	Médiocre
S8	Médiocre	Médiocre	Médiocre	Modérée	Médiocre
S9	Bonne	Bonne	Modérée	Bonne	Bonne
S10	Modérée	Modérée	Modérée	Bonne	Bonne
S11	Bonne	Bonne	Modérée	Bonne	Bonne
S12	Bonne	Élevée	Médiocre	Bonne	Modérée
S13	Élevée	Élevée	Mauvaise	Élevée	Bonne
S14	Modérée	Modérée	Médiocre	Bonne	Modérée
S15	Modérée	Bonne	Médiocre	Modérée	Médiocre
S16	Modérée	Modérée	Médiocre	Bonne	Modérée
S17	Bonne	Bonne	Médiocre	Bonne	Modérée
S18	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S19	Bonne	Bonne	Médiocre	Élevée	Bonne
S20	Médiocre	Médiocre	Médiocre	Modérée	Médiocre
S21	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S22	Élevée	Bonne	Médiocre	Bonne	Bonne
S23	Élevée	Élevée	Médiocre	Bonne	Bonne
S24	Bonne	Bonne	Modérée	Bonne	Élevée
S25	Élevée	Élevée	Modérée	Élevée	Élevée
S26	Élevée	Élevée	Médiocre	Bonne	Modérée
S27	Élevée	Élevée	Modérée	Bonne	Bonne
S28	Élevée	Élevée	Médiocre	Modérée	Médiocre

2.2. Interaction entre les différents indices biotiques

L'analyse de la relation entre deux indices biotiques différents peut aider à comprendre si les deux indices mesurent le même aspect de la communauté et dans la même direction (Subida *et al.*, 2012). Les valeurs des différents indicateurs sont corrélées (**Tableau 24**) avec un coefficient de corrélation plus faible égal à 0,15 entre BENTIX et M-AMBI, et un coefficient de corrélation de 0,81 entre BOPA et BITS. Les indices BOPA – BITS présentent un meilleur niveau de corrélation. Dans l'ensemble, le BENTIX a montré de faibles corrélations non significatives avec les autres indices. Alors que les indices BITS, AMBI, M-AMBI et BOPA sont toujours fortement corrélés entre eux.

Tableau 24 : Résultats des corrélations de Pearson entre valeurs des différents indices biotiques.

	BITS	BOPA	BENTIX	AMBI
BOPA	0,81			
BENTIX	0,31	0,30		
AMBI	0,63	0,65	0,24	
M-AMBI	0,65	0,55	0,15	0,59

2.3. Approche Scoring

A l'image de l'utilisation de l'approche « Scoring » basée sur les cinq indices biotiques quasiment l'ensemble des peuplements de la lagune de Marchica présente une qualité écologique acceptable. En effet, quelle que soit la saison concernée, un pourcentage dépasse 70% des stations ont obtenu un jugement de qualité écologique acceptable de quatre ou de l'ensemble des indices biotiques. Alors que les indices biotiques ont été en désaccord sur le statut écologique des quatre stations en hiver (S2, S8, S11 et S16), deux stations au printemps (S5 et S12), six stations en été (S2, S7, S12, S16, S20 et S28) et six stations en automne (S2, S10, S12, S17, S26 et S28). Cependant, 4% des stations sont évaluées dans un état écologique non acceptable en hiver, 7% au printemps / été, et 21% en automne.

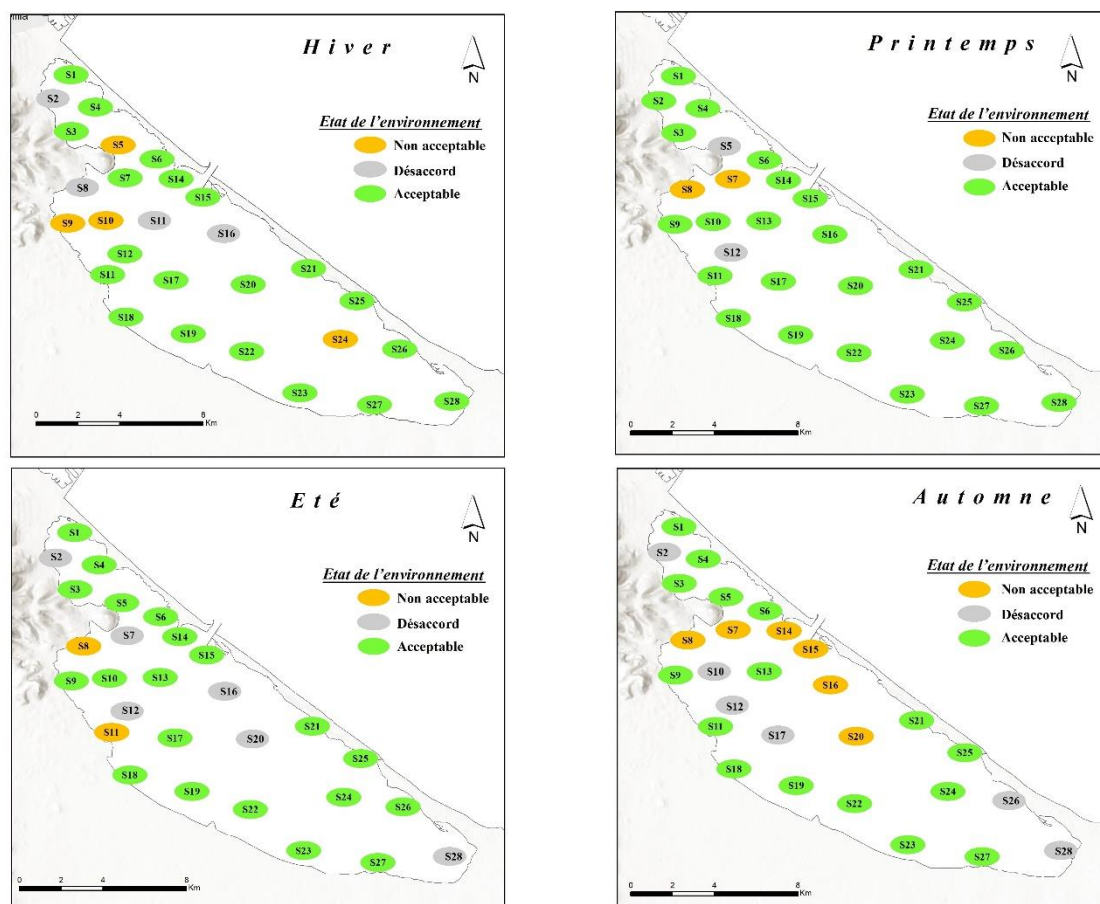


Figure 52 : Appréciation finale de l'état écologique de la lagune de Marchica évalué par l'approche de Scoring.

2.1. Relation entre les indices biotiques et les variables environnementales

Tous les indices biotiques calculés étaient significativement corrélés avec le %Teneur en matière organique MO et le %vase. La corrélation entre les indices biotiques, la température et la salinité était faible et non significative, ce qui indique que ces variables n'influencent pas l'état écologique de la lagune de Marchica. Les variables de végétation, %Sable, %CaCO₃, %Carbone et taille médiane des grains ont montré une corrélation significative avec tous les indices biotiques (à l'exception de BENTIX qui n'a montré aucune corrélation). La corrélation la plus élevée entre les caractéristiques environnementales et les indices biotiques était entre la végétation et l'AMBI ($r = -0,71$) suivie par la végétation et le BOPA ($r = -0,63$).

Tableau 25 : Matrice de corrélation entre les paramètres environnementaux et les indices biotiques.

	<i>BITS</i>	<i>BOPA</i>	<i>BENTIX</i>	<i>AMBI</i>	<i>M-AMBI</i>
<i>Température</i>	0,17	-0,28	0,01	-0,33	-0,02
<i>Salinité</i>	-0,05	0,01	0,19	0,05	-0,12
<i>%MO</i>	-0,42	0,42	-0,45	0,41	-0,43
<i>%vase</i>	-0,47	0,52	-0,39	0,5	-0,42
<i>%sable</i>	0,53	-0,58	0,27	-0,5	0,31
<i>%Carbone</i>	0,53	-0,59	0,29	-0,5	0,36
<i>%CaCO₃</i>	0,54	-0,57	0,26	-0,5	0,27
<i>Médiane D50</i>	0,43	-0,46	0,26	-0,5	0,42
<i>Biomasse de la végétation</i>	0,59	-0,63	0,21	-0,71	0,49

3. Discussion

Ce travail représente la première contribution à la connaissance et à l'évaluation de l'état écologique de la lagune de Marchica en se basant sur le compartiment benthique et sur les indices biotiques. Les indications provenant de ces mesures peuvent contribuer à enrichir nos connaissances sur la zone d'étude.

Plusieurs indices biotiques (AMBI, M-AMBI, BENTIX, BOPA et BITS), dont la plupart ont été utilisés dans le cadre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE). L'utilisation de différents indices est toujours conseillée afin de mieux évaluer la santé de la communauté benthique basée sur des approches différentes et complémentaires (Muniz *et al.*, 2005 ; Labrune *et al.*, 2006 ; Carvalho *et al.*, 2006 ; Salas *et al.*, 2006 ; Pinto *et al.*, 2009).

À l'aide des indices sélectionnés, l'état de la qualité écologique de la lagune de Marchica a été déterminé à plusieurs échelles spatiales et temporelles.

Nos résultats ont clairement mis en évidence des différences significatives dans l'attribution du statut écologique entre les cinq indices testés. Le niveau de concordance dans la détermination de l'état écologique varie selon l'indice. En effet, de nombreux travaux (Blanchet *et al.*, 2008 ; Borja et Dauer, 2008 ; Borja *et al.*, 2008 ; Dauvin *et al.*, 2009 ; Grémare *et al.*, 2009) ont mis en évidence la différence des évaluations des divers indicateurs benthiques. Cela est dû à plusieurs raisons parmi elles le fait que les indices ne tiennent pas compte du même facteur de la classification des espèces.

Les différents indices biotiques montrent un certain degré d'inter-corrélation. Des corrélations non significatives ($p > 0,05$) et très faibles ont été observées entre l'indice BENTIX et les autres indices (AMBI, M-AMBI, BOPA et BITS). Alors que les indices BOPA - BITS présentent un meilleur niveau de corrélation ($p < 0,05$; $r = 0,81$). Des résultats quasiment similaires avaient

été obtenus précédemment pour plusieurs écosystèmes méditerranéens côtiers (Forni et Occhipinti Ambrogi, 2007 ; de-la-Ossa-Carretero *et al.*, 2009 ; Munari et Mistri, 2010).

Suite à l'utilisation de l'approche « Scoring » les résultats obtenus à partir de ces indices biotiques montrent généralement que les communautés benthiques de la lagune de Marchica sont pour la plupart des stations prospectées (70%) dans un état écologique acceptable. Ceci, peut être expliqué par l'ouverture de la nouvelle passe ce qui permet le renouvellement régulier des eaux de la lagune en limitant les problèmes d'eutrophisation liés à la production primaire et à l'accumulation de la matière organique. Mais comme le précise Blanchet *et al.*, (2008), le manque de conditions de référence constitue un obstacle à la validation de cette évaluation.

Par ailleurs, l'effet de la variabilité saisonnière sur les indices benthiques a également été évalué par Reiss et Kröncke (2005), ces auteurs ont montré que les indices multimétriques tels que l'AMBI étaient moins influencés par la variabilité saisonnière naturelle de la macrofaune. Cela rejoint parfaitement nos résultats qui démontrent clairement qu'aucun effet de la variabilité saisonnière sur les indices benthiques n'a été observé.

Les relations entre les paramètres environnementaux et les indices biotiques ont été testées à l'aide d'analyses multivariées. Les indices basés sur le niveau de classification des espèces ou des familles semblaient mieux se rapporter aux variables décrivant les caractéristiques du sédiment (plus particulièrement la teneur en matière organique et le pourcentage de la vase). Selon Aflì *et al.* (2008) et Labrune *et al.* (2006), ces indices biotiques basés sur les groupes écologiques dépendent du modèle Pearson-Rosenberg (Pearson et Rosenberg, 1978) et sont donc liés au gradient de teneur en matière organique. Ainsi, Grall et Glémarec (1997), Muxika *et al.* (2005) et Carvalho *et al.* (2006) notent que la dominance d'espèces opportunistes est associée à l'augmentation de la teneur en matière organique.

4. Conclusion

En outre, l'analyse du diagnostic écologique des communautés benthiques de la lagune de Marchica suggère qu'il faut adapter l'utilisation des indices aux cibles. En effet, notre étude a démontré qu'avec les mêmes inputs (abondance et taxonomie) les indices biotiques donnent des niveaux de perturbation différents. Nos résultats montrent clairement que certains indices aggravent le diagnostic dans certaines situations (cas du BENTIX). Ce diagnostic aggravé est lié au fait que certains indices confèrent un poids plus important à des espèces même faiblement représentées. Ceci rejoint en partie le constat de Glémarec (2003) qui signale que 15 %

d'espèces opportunistes dans le peuplement peuvent suggérer un déséquilibre alors qu'en réalité ceci est une situation passagère. Bien que les valeurs spécifiques de la qualité écologique calculées avec les différents indices étaient différentes, la tendance générale des résultats était similaire. De manière générale, notre étude a montré que les caractéristiques de sédiment et la présence ou l'absence de végétation avaient une influence significative sur la classification de la qualité écologique des stations par la plupart des indices biotiques étudiées ici. La synthèse des valeurs de Scoring produites par les cinq indices utilisés dans notre étude a permis d'attribuer un statut écologique acceptable quasiment à l'ensemble de la lagune.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Le présent travail effectué au niveau de la lagune de Marchica, s'appuie sur une couverture de 28 stations subtidales, échantillonnées en 2015 une fois par saison. C'est une étude pluridisciplinaire portant sur les communautés macrobenthiques, les paramètres physico-chimiques de l'eau, sur les caractéristiques sédimentaires et sur le phanérogame marine *Cymodocea nodosa*. Cette démarche permet de mettre en évidence les liens existant entre la macrofaune benthique et le contexte environnemental, ce qui permet d'appréhender le fonctionnement de l'écosystème benthique de la lagune.

L'étude que nous avons menée a permis de réaliser un état des lieux de l'écosystème benthique des fonds meubles de cette zone d'étude et d'aboutir à trois résultats majeurs :

- Actualisation de l'inventaire de la macrofaune benthique des substrats meubles de la lagune. Les données sont structurées par groupes zoologiques et par niveau taxonomique, jusqu'au taxon final.
- Description de la variabilité spatio-temporelle de l'organisation des peuplements macrozoobenthiques et des paramètres environnementaux.
- Evaluation de l'état écologique de la zone et les variations spatio-temporelle des indices biotiques utilisés.

Les résultats de l'analyse environnementale, ont montré une grande variabilité spatiale et saisonnière des paramètres abiotiques (température, salinité et conductivité) et édaphiques (granulométrie, teneur en matière organique, taux de carbone, taux de carbonate de calcium, taux de vase/sable et taille médiane des grains). L'analyse en composantes principales des données physico-chimiques nous a permis de faire ressortir la corrélation existante entre les différents paramètres. Notre étude a encore mis en évidence des changements spectaculaires de la répartition de la macroflore au niveau de la lagune de Marchica. En effet, les phanérogames marines et plus précisément les herbiers à *Cymodocea nodosa* ont subi une forte régression au cours des dernières de sa distribution spatiale. Les résultats de l'analyse de l'herbier de *C. nodosa* montrent de fortes variations saisonnières de densité, de biomasse (foliaire et souterraine) et des caractéristiques phénologiques. Ces paramètres subissent une augmentation durant le printemps et l'été, alors qu'ils diminuent au cours de l'automne et en hiver.

Au terme de l'inventaire faunistique établi dans la présente étude, il s'avère que la macrofaune des peuplements du substrat meuble est riche et diversifiée. Dans les 28 stations 112, prélèvements ont pu être effectués, ce qui nous a fourni 43215 individus repartis sur 131 taxons

repartis sur 10 groupes systématiques, dont 60% sont nouvellement signalés pour la lagune. La structure taxonomique des peuplements benthiques étudiés montre que ces peuplements s'organisent essentiellement autour des mollusques des crustacés et des polychètes, soit plus de 88% de la richesse spécifique totale et près de 96% de l'effectif global. Parmi les 131 taxons identifiés dans ce travail, nous avons rapporté le premier enregistrement de deux espèces non-indigènes (NIS), l'Amphipode *Caprella scaura* et l'isopode *Paracerceis sculpta*. La première espèce est probablement originaire de l'océan Indien, alors que la deuxième est originaire de la côte Pacifique de l'Amérique du Nord et de l'Amérique centrale. Le vecteur le plus probable de leur introduction dans la lagune correspond à l'activité maritime (vu la présence d'un port de plaisance à l'intérieur de la lagune « Atalayoun » et la proximité de deux autres ports (Beni Nsar et Mellila). Ces deux NIS sont bien établies et largement réparties dans la lagune, ceci confirme clairement leur grande plasticité et leur comportement hautement invasif. Jusqu'à présent, nous avons enregistré au total cinq espèces invasives dans la lagune de Marchica, le lièvre de mer effiloché *Bursatella leachii* Blainville, 1817 (Selfati *et al.*, 2017), le crabe bleu *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Oussellam & Bazairi *in* Chartosia *et al.*, 2018), le demi-bec bagnard *Hemiramphus far* Forsskål, 1775 (Selfati *et al.*, 2019) et les deux crustacés *P. sculpta* et *C. scaura* de la présente étude. Ceci révèle que cet écosystème côtier est à risque d'invasions biologiques et doit être surveillé régulièrement afin d'évaluer les impacts écologiques potentiels de ces NIS sur l'écosystème en sa globalité.

L'analyse spatiale a permis de distinguer sept groupes des assemblages benthiques, indique un degré élevé d'hétérogénéité spatiale. Les schémas de distribution des communautés macrobenthiques sont également liées à la profondeur, la biomasse végétale, la salinité, la température et les caractéristiques des sédiments (% CaCO₃, % vase, médiane) s'avèrent être des paramètres descriptifs importants en termes de distribution des organismes benthiques. Ce travail a également permis d'apporter des éléments nouveaux quant au caractère invasif de l'isopode *P. sculpta* et l'amphipode *C. scaura* dans leur établissement en tant qu'espèces structurantes dans les communautés benthiques. Le calcul de l'indice ALEX a permis de mettre en évidence l'impact des espèces non-indigènes sur la communauté benthique. Généralement, les valeurs de cet indice montrant que l'état environnemental des habitats benthiques peut être considéré comme non affecté à légèrement affecté.

Dans le but de mesurer l'état des écosystèmes et la qualité environnementale, nous avons utilisé un ensemble des indices biotiques (AMBI, M-AMBI, BITS, BOPA et BENTIX) basés sur la

macrofaune benthique. Les paramètres de l'élément de qualité "invertébrés benthiques" permettant de définir l'état écologique sont : le niveau de diversité et d'abondance des taxa et leurs sensibilités aux perturbations. Cette étude a montré que le niveau de concordance dans la détermination de l'état écologique varie selon l'indice. Et afin de mesurer le niveau d'accord/désaccord entre les indices, l'approche « Scoring » a été adoptée dans ce travail. Selon cette approche, les indices biotiques étaient entièrement d'accord sur le statut "Acceptable" dans plus de 70% des stations prospectées.

L'avenir, nous recommandons de mettre en application un programme côtier national pour examiner la qualité des écosystèmes côtiers marocaine (comme la Directive Cadre Eau DCE l'exige des pays européens) ; nos résultats indiquent que, comme pour la DCE, le macrobenthos serait un excellent indicateur pour déterminer le statut écologique de qualité des écosystèmes côtiers. Pour cette approche à partir de la macrofaune benthique quelques recommandations pratiques peuvent être émises :

- Le suivi à long terme des changements des communautés benthiques représente une information de base pour la compréhension des effets des agents de perturbation et pour la définition d'indicateurs de la qualité environnementale.
- Il apparaît indispensable d'étudier la dynamique de population, la production, et la composition du régime alimentaire.
- Il semble intéressant d'étudier le transfert d'énergie ou le flux d'énergie entre le compartiment benthique et le compartiment pélagique (poissons).
- La combinaison de la macrofaune et d'autre compartiment biologique (foraminifères, phytoplanctons) s'avère intéressante dans des études d'impact, et leur application en ingénierie écologique pertinente.
- L'actualisation des informations concernant les espèces invasives s'avère nécessaire, ainsi l'évaluation de leur impact sur les processus des écosystèmes, des communautés écologiques et sur les espèces indigènes dans la zone d'intérêt.

Par ailleurs, pour une meilleure connaissance de la magnoliophyte marine *Cymodocea nodosa*. Dans ce cadre, nous suggérons d'orienter les travaux futurs de façon à cibler l'acquisition de données dans les domaines visant à :

- Étudier la reproduction et la dynamique de ces herbiers (recrutement, mortalité, etc.) afin de suivre l'évolution des populations en fonction des facteurs anthropiques

(pollution) ou naturels (compétition avec des espèces allochtones, changements climatiques...).

- Évaluer les potentialités de la population de *Cymodocea nodosa* dans l'étude de la contamination métallique des écosystèmes littoraux et suivre l'évolution temporelle des concentrations de plusieurs métaux traces dans les tissus.

En définitif, il apparaît crucial de continuer ce genre d'étude afin d'envisager les variations sur la structure du peuplement benthiques, dues à la pression anthropique croissante sur le milieu, et leurs éventuelles conséquences sur l'écosystème global. La poursuite des travaux écologiques sur cet écosystème et ses différents composants sont nécessaires afin de pouvoir assurer une exploitation durable du milieu et assurer la pérennité de toutes les ressources naturelles que la lagune de Marchica peut offrir.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdellaoui, B., Najih, M., Idhalla, M., (2016).** Fonctionnement hydro-sédimentaire et risque d'eutrophisation de la lagune de Nador : résultats préliminaires (Année 2005).
- Abouhala, A., Boukabous, R., Dafir, J.E., Talbaoup, M., (1995).** Caractérisation physico-chimique de la lagune de Nador. Actes Institut Agronomique et Vétérinaire (Maroc), 15, 4, 43-52.
- AEE., (2014).** Horizon 2020 sur la Méditerranée Annexe 4 : Maroc, Rapport technique, 6, 36 p.
- Afli, A., Ayari, R., Zaabi, S., (2008).** Ecological quality of some Tunisian coast and lagoon locations, by using benthic community parameters and biotic indices. Estuarine Coastal and Shelf Science, 80, 269-280.
- Afli, A., Boufahja, F., Sadraoui, S., Ben Mustpha, K., Aissa, P., Mrabet, R., (2009).** Functional organisation of the benthic macrofauna in the Bizerte lagoon (Sw Mediterranean Sea), semi enclosed area subject to strong environmental/ anthropogenic variations. Cahiers de Biologie Marine, 50 : 105-117.
- Agostini, S., Pergent, G., & Bernard, M., (2003).** Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* in a coastal lagoon. Aquatic Botany, 76: 185- 193.
- Aknaf, A., Akodad, M., Moumen, A., Ben Chekroun, K., Elhamouti, C., Bailal, A., Baghour, M., (2015).** Impact of the new pass on the eutrophication of the lagoon Marchica: Study of the two sites Bou Areg and Mohandis. Journal of Materials and Environmental Science, 6, 2939-2943.
- Andrews, J.E., Samways, G., Shimmield, G.B., (2008).** Historical storage budgets of organic carbon, nutrient and contaminant elements in saltmarsh sediments: biogeochemical context for managed realignment, Humber Estuary, UK. Science of the Total Environment, 405, 1-13.
- Arenas, F., Bishop, J.D.D., Carlton, J.T., Dyrinda, P.J., Farnham, W.F., Gonzalez, D.J., Jacobs, M.W., Lambert, C., Lambert, G., Nielsen, S.E., Pederson, J.A., Porte, J.S., Ward, S., Wood, C.A., (2006).** Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 86: 1329-1337.
- Ariyama, H., Otani, M., (2004).** *Paracerceis sculpta* (Crustacea: Isopoda: Sphaeromatidae), a newly introduced species into Osaka Bay, Central Japan. Benthos Research, 59: 53-59. https://doi.org/10.5179/benthos1996.59.2_53.
- Ashton, G., Davidson, I., Ruiz, G., (2014).** Transient small boats as a long-distance coastal vector for dispersal of biofouling organisms. Estuaries and Coasts, 37 : 1572-1581.
- Baeza-Rojano, E., Calero-Cano, S., Hachero-Cruzado, I., Guerra-García, J.M., (2013).** A preliminary study of the *Caprella scaura* amphipod culture for potential use in aquaculture. Journal of Sea Research, 83 : 146-151.

- Bailey, S.A., Brown, L., Campbell, M., Canning-Clode, J., et al., (2020).** Trends in the detection of aquatic non-indigenous species across global marine, estuarine and freshwater ecosystems : a 50-year perspective. *Diversity and Distribution*, 00 : 1-18.
- Bakalem, A., Romano, J.C., (1979).** Les peuplements benthiques du lac Mellah. Rapport de la mission du CROP sur le lac Mellah, juin 1979 : 13-22.
- Bakir, K., Katağan, T., (2011).** On the occurrence of *Caprella scaura* Templeton, 1836 (Crustacea: Amphipoda) in Turkish waters, *Zoology in the Middle East*, 52 : 125-126.
- Barnes, R.S.K., (1980).** Coastal lagoons; the natural history of a neglected habitat. 106 pp. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bayed, A., Chaouti, A., (2001).** Caractérisation physico- chimique des eaux de la lagune de Smir en été. *Rapp. Comm.int., Mer Médit.*, 36 : 356-78.
- Bayed, A., Chaouti, A., (2004).** Impact des aménagements sur l'équilibre et le fonctionnement de la lagune et les marais de Smir dans le nord-ouest du Maroc. *Travaux de l'Institut Scientifique, Série Générale*, n° 2.
- Bellan-Santini, D., Arnaud, P.M., Bellan, G., Verlaque, M., (1996).** The influence of the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia* on the biodiversity of the Mediterranean marine biota. *Journal of the Marine Biological Association UK*, 76: 235-237.
- Bellan-Santini, D., Karaman, G., Krapp-Schickel, G., Ledoyer, M., Meyers, A.A., Ruffo, S., Schiecke, U., (1982).** The Amphipoda of the Mediterranean. *Mémoires Institut Océanographique Monaco* 13 : xii + 364 pp.
- Bellon-Humbert, C., (1962a).** Les Mollusques marins testacés du Maroc. I- Les Gastéropodes. *Travaux de l'Institut Scientifique Chérifien. Série zoologie N°23*, Rabat : 245p.
- Bellon-Humbert, C., (1962b).** Les mollusques marins testacés du Maroc. Lamellibranches et Scaphopodes. *Travaux de l'institut Scientifique chérifien. Série zoologique. N°28* Rabat : 184p.
- Bellon-Humbert, C., (1973).** Les mollusques testacés du Maroc premier supplément. *Travaux de l'institut Scientifique chérifien. Série N°37*. Rabat : 144p. Light, W.J., 1975. Invertebrates of the San Francisco bay estuary system: Spionidae (Annelida, Polyhaeta). Ed. Lee W.L., California Academy of Sciences. The Boxwood Press : 1-51.
- Benbrahim, S., (2009).** Etude de l'eutrophisation de la lagune de Nador. Rapport pour le Plan d'action Pour La Méditerranée / Programme MEDPOL-IV, 63 p.
- Ben Souissi, J., Kahri, C., Ben Salem, M., Zaouali, J., (2010).** Les espèces non-indigènes du macrobenthos des lagunes du sud-est tunisien : point sur la situation. Rapport de la Commission internationale pour l'exploration scientifique de la Mer Méditerranée (CIESM) 39 : 449
- Bensari, B., Bahbah, L., Lounaouci, A., Fahci, S.F., Bouda, A.A., Bachari, N.E.L., (2020).** First records of non-indigenous species in port of Arzew (Algeria : southwestern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*, 21(2) : 393-399.

- Berraho, A., Orbi A., Dafir, J.E., (1995).** La lagune de Nador : organisation, fonctionnement et évolution. Travaux et Documents N° 85, Institut Scientifique des Pêches maritimes 66p.
- Bettoso, N., Aleffi, I.F., Faresi, L., Rossin, P., Mattassi, G., Crivellaro, P., (2010).** Evaluation on the ecological status of the macrozoobenthic communities in the Marano and Grado Lagoon (northern Adriatic Sea). *Annales, Series Historia Naturalis*, 20, 193-206.
- Blanchard, M., (1997).** Spread of the slipper limpet *Crepidula fornicata* (L. 1758) in Europe. Current state and consequences. *Scientia Marina*, 61 : 109-118.
- Blanchet, H., (2004).** Structure et fonctionnement des peuplements benthiques du Bassin d’Arcachon. Bordeaux : University of Bordeaux.
- Blanchet, H., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J.C., Sauriau, P.G., Desroy, N., Desclaux, C., Leconte, M., Bachelet, G., Janson, A.L., Bessineton, C., Duhamel, S., Jourde, J. Mayot, S., Simon, S., de Montaudouin, X., (2008).** Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats – implications for the implementation of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 8 : 360-372.
- Blott, S.J., Pye, K., (2001).** GRADISTAT : a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, 1237-1248.
- Bloundi, M.K., (2005).** Geochemical Study of the Lagoon of Nador (EasternMorocco) : Impacts of the Anthropic Factors. Ph.D. Thesis, University of Mohammed V, Rabat, Morocco, p. 238.
- Bloundi, M.K., Faure, P., Duplay, J., (2008).** Organic contamination identification in sediments from a Mediterranean coastal ecosystem : The case of the Nador lagoon (Eastern Morocco). *Comptes Rendus – Géoscience*, 340, 840-849.
- Bonanno, G., Orlando-Bonaca, M., (2019).** Non-indigenous marine species in the Mediterranean Sea-Myth and reality. *Environmental Science & Policy* 96 : 123-131.
- Borja, A., Dauer, D.M., (2008).** Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems : Comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, 8 : 331-337.
- Borja, A., Dauer, D.M., Diaz, R., Llansó, R.J., Muxika, I., Rodriguez, J.G., Schaffner, L., (2008).** Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay : A comparison of three indices. *Ecological Indicators*, 8, 395-403.
- Borja, A., Franco, J., Mixuka, I., (2003).** The application of a marine biotic index to different sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin* 46, 835-845.
- Borja, A., Franco, J., Perez, V., (2000).** A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1100-1114.

- Borja, A., Rodriguez, J.G., Black, K., Bodoy, A., Emblow, C., Fernandes, T.F., et al. (2009).** Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located in sites across Europe. *Aquaculture* 293, 231–240.
- Boudouresque, C.F., (2004).** Marine biodiversity in the Mediterranean : status of species, populations and communities. Scientific Report of Port-Cros National Park 20, 97-146.
- Boudouresque, C.F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Tunesi, L., (2006).** Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. RAMOGE pub., Monaco : 202 p.
- Boudouresque, C.F., Meinesz A., (1982).** Découverte de l’herbier de Posidonie. *Trav. Scient. Parc Nat. Port-Cros*, 4 : 79pp.
- Boussalwa, E., Douira, A., Mokhtar, N., (2000).** Contribution à l’étude typologique d’une lagune exposée à la pollution, la lagune de Nador : Distribution des crustacés. *Cahiers de Biologie Marine*, 41 : 255-260.
- Boutoumit, S., Bououarour, O., El Kamcha, R., Pouzet, P., Zourarah, B., Benhoussa, A., & Bazairi, H. (2021).** Spatial Patterns of Macrozoobenthos Assemblages in a Sentinel Coastal Lagoon : Biodiversity and Environmental Drivers. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(5), 461.
- Bouvier. E.L., (1940).** Faune de France. Paris, Lechevalier et Fils, 404 p.
- Boyauzan, A., Irzi, Z., (2019).** Méditerranée Effets des aménagements sur les morphosédimentaires de l’île barrière de la lagune Nador (Nord - Est du Maroc, région de l’Oriental). *Méditerranée. Revue géographique des pays méditerranéens/Journal of Mediterranean geography*, (125), 85-94.
- Brethes, J.C., & Tesson, M., (1978).** Observations hydrologiques sur la sebkha Bou-Areg (lagune de Nador- Maroc). Bilan d’automne 1976 et d’hiver 1977. 24, 16p. Travaux Document de l’ISPM, Maroc.
- Brun, F.G., Pérez-Lloréns, J.L., Hernández, I., Vergara, J.J., (2003).** Patch distribution and within- patch dynamics of the seagrass *Zostera noltii* Hornem. In *Los Toruños salt-marsch, Cádiz Bay, natural park, Spain. Botanica Marina*, 46 : 513-524.
- Byers, C., Mills, E.L., Stewart, P.L., (1978).** A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments with suggestions for a standard method. *Hydrobiologia* 58, 43-47.
- Cancemi, G., Buia, M.C., Mazzella, L., (2002).** Structure and growth dynamics of *Cymodocea nodosa* meadows. *Scientia Marina*, 66, 289-365.
- Canning-Clode, J., (2015).** General introduction : aquatic and terrestrial biological invasions in the 21st century. In : “Biological invasions in changing ecosystems : vectors, ecological impacts, management and predictions” Canning-Clode, J. (Eds.). De Gruyter Open., Berlin, pp. 13-20.

- Carvalho, S., Gaspar, M.B., Moura, A., Vale, C., Antunes, P., Gil, O., Cancela da Fonseca, L., Falcao, M., (2006).** The use of the marine biotic index AMBI in the assessment of the ecological status of the O' bidos lagoon (Portugal). *Marine Pollution Bulletin*, 52, 1414-1424.
- Castelló, J., Carballo, J.L., (2001).** Isopod fauna, excluding Epicaridea, from the Strait of Gibraltar and nearby areas (Southern Iberian Peninsula). *Scientia Marina*, 65(3) : 221-241.
- Cataudella, S., Crosetti, D., Massa, F., (2015).** Mediterranean coastal lagoons : sustainable management and interactions among aquaculture, capture fisheries and the environment. *Studies and Reviews, General Fisheries Commission for the Mediterranean*, 95. FAO, Rome.
- Caye, G., Meinesz, A., (1985).** Observations on the vegetative development, flowering and seedling of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson on the Mediterranean coasts of France. *Aquatic Botany*, 22 : 277-289.
- CCISN, (2006).** Monographie économique de Nador pour 2007. Chambre de Commerce, d'Industrie et de Service de Nador. Royaume du Maroc, 52p.
- Chair, A., Abdellaoui, B., Maicu, F., Bajo, M., Hilmi, K., Umgeisser, G. (2018).** Circulation de la lagune de Nador par modélisation hydrodynamique 3D. Rapport conjoint INRH et ISMAR (document interne).
- Chaouti, A., Azirar, A., Bayed, A., (2019).** Macrofaunal spatial distribution and community structure in a lagoon without a river discharge (the Oualidia lagoon, NW Morocco). *Marine Ecology*, 40, e12557.
- Chaouti, A., Bayed, A., (2011).** Structure et organisation trophique du peuplement macrobenthique de la lagune méditerranéenne de Smir (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique Rabat*, 33(1), 1-12.
- Chartosia, N., Anastasiadis, D., Bazairi, H., Crocetta, F., Deidun, A., Despalatović, M., Di Martino, V., Dimitriou, N., Dragičević, B., Dulčić, J., Durucan, F., Hasbek, D., Ketsilis-Rinis, V., Kleitou, P., Lipej, L., Macali, A., Marchini, A., Ousselam, M., Piraino, S., Stancanelli, B., Theodosiou, M., Tiralongo, F., Todorova, V., Trkov, D., Yapici, S., (2018).** New Mediterranean Biodiversity Records (July 2018). *Mediterranean Marine Science*, 19 : 398-415.
- Chebaane, S., Sempre-Valverde, J., Dorai, S., Kacem, A., Ramzi Sghaier, Y., (2019).** A Preliminary inventory of alien and cryptogenic species in Monastir Bay, Tunisia : spatial distribution, introduction trends and pathways. *Mediterranean Marine Science*, 20 : 616-626.
- Chebaane, S., Shaiek, M., Zakhama-Sraieb, R., (2018).** A new record and range extension of an invasive amphipod *Caprella scaura* Templeton, 1836 in Tunisia, North Africa. *Journal Black Sea / Mediterranean Environment*, 24(3) : 255-262.
- Chevreaux, E., & Fage, L., (1925).** Amphipodes ; faune de France n°9. Eds. Lechevalier, Paris, 488 p.
- Çinar, M.E., Bakir, K., (2014).** ALien Biotic IndEX (ALEX)- a new index for assessing impacts of alien species on benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, 87, 171-179.

- Çinar, M.E., Katagan, T., Ozturk, B., Bakir, K., Dagli, E., et al., (2012a).** Spatio-temporal distributions of zoobenthos in soft substratum of Izmir Bay (Aegean Sea, eastern Mediterranean), with special emphasis on alien species and ecological quality status. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92, 1457-1477.
- Çinar, M.E., Katagan, T., Ozturk, B., Dagli, E., Acik, S., et al., (2012b).** Spatio-temporal distributions of zoobenthos in Mersin Bay (Levantine Sea, eastern Mediterranean) and the importance of alien species in benthic communities. *Marine Biology Research*, 8, 954-968.
- Clanzig, S., (1989).** Evolution Des peuplements malacologiques de la lagune mediterraneene de Nador (Maroc). *Vie Milieu*, 1989, 39(2) : 71-76.
- Clarke Murray, C., Gartner, H., Gregr, E.J., Chan, K., Pakhomov, E., Therriault, T.W., (2014).** Spatial distribution of marine invasive species : environmental, demographic and vector drivers. *Diversity and Distributions*, 20 : 824-836.
- Clarke, J., (1998).** Coastal Seas : The Conservation Challenge. Blackwell Science, Oxford, 134 pp.
- Clarke, K.R., (1993).** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18 : 117-143.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., (2006).** PRIMER v6 : User Manual/Tutorial. Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research (PRIMER-E). Plymouth, 182 pp.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., (1994).** Similarity-based testing for community pattern : the 2-way layout with no replication. *Marine Biology*, 118, 167-176.
- Cockman, B., Albone, P., (1987).** Caprellidae of the Swan River estuary. In : John J (ed), Swan River estuary, ecology and management. Environmental Studies Group report no. 1. Curtin University of Technology, Perth, Australia, pp 163–177
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C.N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Frogia, C., Galil, B.S., Gasol, J.M., Gertwagen, R., Gil, J., Guilhaumon, F., Kesner-Reyes, K., Kitsos, M.S., Koukouras, A., Lampadariou, N., Laxamana, E., López-Fé de la Cuadra, C.M., Lotze, H.K., Martin, D., Mouillot, D., Oro, D., Raicevich, S., Rius-Barile, J., Saiz-Salinas, J.I., San Vicente, C., Somot, S., Templado, J., Turon, X., Vafidis, D., Villanueva, R., Voultsiadou, E., (2010).** The biodiversity of the Mediterranean Sea : estimates, patterns, and threats. *PLoS ONE*, 5 : e11842.
- Colombo, G., (1977).** Lagoons. In : R.S.K. Barnes (ed.), *The Coastline*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 63-82. Constable.
- Como, S., Magni, P., (2009).** Temporal changes of a macrobenthic assemblage in harsh lagoon sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83, 638-646.
- Conradi, M., López-González, P.J., García-Gómez, J.C., (1997).** The amphipod community as a bioindicator in Algeciras Bay (Southern Iberian Peninsula) based on a spatio-temporal distribution. *Marine Ecology*, 18, 97-111.

- Cook, E.J., Jahnke, M., Kerckhof, F., Minchin, D., Faasse, M., Boos, K., Ashton, G., (2007).** European expansion of the introduced amphipod *Caprella mutica* Schurin 1935. *Aquatic Invasions* 2: 411-421.
- Copp, G.H., Bianco, P.G., Bogutskaya, N.G., Ers, T., Falka, I., Ferreira, M.T., Fox, M.G., Freyhof, J., Gozlan, R.E., Grabowska, J., Kovár, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A.M., Peáz, M., Pov, M., Przybylski, M., Robillard, M., Russell, I.C., Staknas, S., Šumer, S., Vila-Gispert, A., Wiesner, C., (2005).** To be, or not to be, a non-native freshwater fish ? *Journal of Applied Ichthyology*, 21 :242-262.
- Corbera, J., Cardell, M.J., (1995).** Cumaceans as indicators of eutrophication on soft bottoms. *Scientia Marina*, 59(Suppl 1), 63-69.
- Corriero, G., Pierri, C., Accoroni, S., Alabiso, G., Bavestrello, G., Barbone, E., Bastianini, M., Bazzoni, A.M., Bernardi, A.F., Boero, F., Buia, M.C., Cabrini, M., Camatti, E., Cardone, F., Cataletto, B., Cattaneo Vietti, R., Cecere, E., Cibic, T., Colangelo, P., De Olazabal, A., D'onghia, G., Finotto, S., Fiore, N., Fornasaro, D., Frascchetti, S., Gambi, M.C., Giangrande, A., Gravili, C., Guglielmo, R., Longo, C., Lorenti, M., Lugliè, A., Maiorano, P., Mazzocchi, M.G., Mercurio, M., Mastrototaro, F., Mistri, M., Monti, M., Munari, C., Musco, L., Nonnis-Marzano C, Padedda BM, Patti FP, Petrocelli A, Piraino S, Portacci G, Pugnetti A, Pulina S, Romagnoli, T., Rosati, I., Sarno, D., Satta, C.T., Sechi, N., Schiaparelli, S., Scipione, B., Sion, L., Terlizzi, A., Tirelli, V., Totti, C., Tursi, A., Ungaro, N., Zingone, A., Zupo, V., Basset, A., (2016).** Ecosystem vulnerability to alien and invasive species : A case study on marine habitats along the Italian coast. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, 26 : 392-409.
- Cosentino, A., Giacobbe, S., Potoschi, A., (2009).** The CSI of the Faro coastal lake (Messina) : a natural observatory for the incoming of marine alien species. *Biologia marina mediterranea*, 16(1) : 132-133.
- Cronk, Q.C.B., Fuller, J.L., (1996).** Plant invaders. Chapman & Hall.
- Cunha, A.H., Duarte, C.M., (2007).** Biomass and leaf dynamics of *Cymodocea nodosa* in the Ria Formosa lagoon, south Portugal. *Botanica Marina*, 50, 1-7.
- Dakki, M., (2004).** Programme d'Aménagement Côtier en Méditerranée marocaine : Etude de faisabilité. Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Eau et de l'Environnement, 113p.
- Dakki, M., et al., (2011).** Zones humides du Maroc inscrites jusqu'en 2005 sur la Liste de la Convention de Ramsar. Travaux de l'Institut Scientifique de Rabat, Série Générale.
- Dakki, M., Fekhaoui, M., El Fellah, B., Belguenani, H., Benhoussa, A., El Madani, F., et al., (2003).** Diagnostic pour l'aménagement des zones humides du nord-est du Maroc : Sebkh Bou Areg (lagune de Nador). In MedWetCoast project, final report (p. 54).
- Dauvin, J.C., (1993).** Le benthos : témoin des variations de l'environnement. *Océanis*, 19 : 25-53.
- Dauvin, J.C., (2007).** Paradox of estuarine quality : benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 271-281.

- Dauvin, J.C., Ruellet, T., (2007).** Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 215-224.
- Dauvin, J.C., Ruellet, T., (2009).** The Estuarine Quality Paradox : is it possible to define an Ecological Quality Status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems ? *Marine Pollution Bulletin*, 59, 38-47.
- Day, J.H., (1968).** A Monograph on the Polychaeta of Southern Africa Part 1, Errantia : Part 2, Sedentaria Published by the Trustees of the British Museum (Natural History), London, 1967 Publication no. 656. Pp. viii 878. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 48(3), 836-836.
- De-la-Ossa-Carretero, J.A., Del-Pilar-Ruso, Y., Giménez-Casalduero, F., SánchezLizaso, J.L., (2009).** Testing BOPA index in sewage affected soft-bottom communities in the north-western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 332-340.
- Doherty, T.S., Glen, A.S., Nimmo, D.G., Ritchie, E.G., Dickman, C.R., (2016).** Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113 : 11261-11265.
- Diawara, M., Zouari-Tlig, S., Rabaoui, L., & Ben Hassine, O. K. (2008).** Impact of management on the diversity of macrobenthic communities in Tunis north lagoon : systematics. *Cahiers de Biologie Marine*, 49(1), 1-16.
- Dragičević, B., Anadoli, O., Angel, D., Benabdi, M., Bitar, G.H., Castriota, L., et al., (2019).** New Mediterranean Biodiversity Records (December 2019). *Mediterranean Marine Science*, 20, 645-656.
- Draredja, B., (2005).** Structure et organisation de la macrofaune benthique de la Lagune Mellah (Algérie, Méditerranée sud occidentale). *Journal de recherche océanographique*, 30(1-2), 24-33.
- Drew, E.A., (1971).** Botany. Underwater Science. An introduction to experiments by divers. Woods et Lithgoe édit., London, 59 p.
- Drew, E.A., Jupp, B.P., (1976).** Some aspects of the growth of *Posidonia oceanica* in Malta. *Underwater Research*, Academic Press, London, p. 357-367.
- Duck, R.W., da Silva, J.F., (2012).** Coastal lagoons and their evolution : a hydromorphological perspective. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 110, 2-14.
- Edelist, D., Rilov, G., Golani, D., Carlton, J.T., Spanier, E., (2013).** Restructuring the sea : profound shifts in the world's most invaded marine ecosystem. *Diversity and Distributions*, 19 : 69-77.
- El Asri, F., Martin, D., Errhif, A., Tamsouri, M.N., Maanan, M., et al., (2020).** Community Structure and Spatial Patterns of Soft-Bottom Macrozoobenthos in Oualidia Lagoon, Moroccan Atlantic. *Thalassas : An International Journal of Marine Sciences*, 1-11.

- El Kamcha, R., Bououarour, O., Boutoumit, S., Bazairi, H., (2020).** Occurrence of the invasive *Caprella scaura* Templeton, 1836 (Amphipoda : Caprellidae) in the Marchica coastal lagoon (Alboran Sea, Morocco). *BioInvasions Records*, 9(4) : 763-771.
- El Madani, F., (2012).** Caractérisation écologique de l'écosystème lagunaire de Nador sur la base de son peuplement phytoplanctonique. Ph.D. Thesis, University of Mohamed Premier, Oujda, Morocco, p.230.
- Elliott, M., Hemingway, K.L., (2001).** Fishes in estuaries. Blackwell Science, Oxford, UK, 625 pp.
- Espinosa-Pérez, M.C., Hendrickx, M., (2002).** The genus *Paracerceis* Hansen, 1905 (Isopoda, Sphaeromatidae) in the eastern tropical Pacific, with the description of a new species. *Crustaceana*, 74(11) : 1169-1187.
- Espinosa-Pérez, M.C., Hendrickx, M.E., (2006).** A comparative analysis of biodiversity and distribution of shallow-water marine isopods (Crustacea : Isopoda) from polar and temperate waters in the East Pacific. *The Belgian Journal of Zoology*, 136(2) : 219-247.
- Esteves, F.A., Caliman, A., Santangelo, J.M., Guariento, R.D., Bozelli, R.L., (2008).** Neotropical coastal lagoons : an appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4, Suppl), 967-981.
- Fauvel, P., (1923).** Faune de France. Polychètes errantes. Paris : Librairie de la Faculté des Sciences.
- Ferrario, J., Bogi, C., Cardeccia, A., Langeneck, J., Marchini, A., Ulman, A., Occhipinti Ambrogi, A., (2018).** Fouling community in the harbour of Piran (Slovenia). *Biologia marina mediterranea*, 25(1) : 147-151.
- Ferrario, J., Caronni, S., Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A., (2017).** Role of commercial harbours and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species. *Biofouling*, 33 : 651-660.
- Forni, G., & Occhipinti Ambrogi, A., (2007).** Daphne : a new multimetric benthic index for the quality assessment of marine coastal environment in the Northern Adriatic Sea. *Chemistry and Ecology* 23, 427-442.
- Forniz, C., Maggiore, F., (1985).** New records of Sphaeromatidae from the Mediterranean Sea (Crustacea, Isopoda). *Oebalia*, 11 : 779-783.
- Forniz, C., Sconfiatti, R., (1983).** Ritrovamento di *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904) (Isopoda, Flabellifera, Sphaeromatidae) nella Laguna di Venezia. *Bollettino del Museo civico di storia naturale di Venezia*, 34 : 197-203.
- 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. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 66, 67-83.

Galil, B.S., (2006). The marine caravan-the Suez Canal and the Erythraean invasion. In : “Bridging Divides : Maritime Canals as Invasion Corridors.” Gollasch, S., Galil, B.S., Cohen, A.N., (Eds.). Springer, Dordrecht, 207-300.

Galil, B.S., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., (2016). East is east and West is west ? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 201 : 7-16.

Galil, B.S., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., (2018). Mare Nostrum, Mare Quod Invasitur - The History of Bioinvasions in the Mediterranean Sea. In : Queiroz A., Pooley S. (eds) Histories of Bioinvasions in the Mediterranean Environmental History, vol 8. Springer, Cham, 21-49.

Galil, B.S., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., Ojaveer, H., (2017). The enlargement of the Suez Canal–Erythraean introductions and management challenges. Management of Biological Invasions, 8 : 141-152.

Gangnery, A., Chabirand, J.M., Lagarde, F., Le Gall, P., Oheix, J., Bacheret, C., Buestel, D., (2003). Growth model of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, cultured in Thau Lagoon (Mediterranean, France). Revue Des Sciences de l’Eau, 215 : 267-290

Gee, G.W., Or, D., (2002). 2.4 particle-size analysis. Dane, J.H., Topp, C.G., (Eds.), SSSA Book Series, Soil Science Society of America, San Diego, 255-293.

Gentil, F., (1976). Distribution des peuplements benthiques en Baie de Seine. Thèse 3ème Cycle. Université de Paris VI : 70p. George.

Geraldi, N.R., Smyth, A.R., Piehler, M.F., Peterson, C.H., (2014). Artificial substrates enhance non-native macroalga and N₂ production. Biological Invasions, 16 : 1819-1831.

Giuliani, S., Piazza, R., El Moumni, B., Polo, F.P., Vecchiato, M., Romano, S., Zambon, S., Frignani, M., Bellucci, L.G., (2015). Recognizing different impacts of human and natural sources on the spatial distribution and temporal trends of PAHs and PCBs (including PCB-11) in sediments of the nador lagoon (Morocco). Science of the Total Environment, 526, 346-357.

Glémarec, M., (2003). Les indices biotiques en milieu marin. In “bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d’immersion”. Alzieu (Coord.) eds. Ifremer, 31-50.

Grall, J., Glémarec, M., (1997). Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 44, 43-53.

Gray, J., (1981). The Ecology of Marine Sediments. Cambridge University Press : 185p.

Grémare, A., Labrune, C., Vanden Berghe, E., Amouroux, J.M., Bachelet, G., Zettler, M.L., Vanaverbeke, J., Fleischer, D., Bigot, L., Maire, O., Deflandre, B., Craeymeersch, J., Degraer, S., Dounas, C., Duineveld, G., Heip, C., Herrmann, M., Hummel, H., Karakassis, I., Kedra, M., Kendall, M., Kingston, P., Laudien, J., Occhipinti-Ambrogi, A., Rachor, E., Sardá, R., Speybroeck, J., Van Hoey, G., Vincx, M., Whomersley, P., Willems,

- W., Wlodarska-Kowalczyk, M., Zenetos, A., (2009).** Comparison of the performances of two biotic indices based on the MacroBen database. *Marine Ecology Progress Series*, 382, 297-311.
- Grémare, A., Medernach, L., DeBovee, F., Amouroux, J.M., Vétion, G., et al., (2002).** Relationships between sedimentary organics and benthic meiofauna on the continental shelf and the upper slope of the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, 234, 85-94.
- Green E.P., Short F.T., (2003).** *World Atlas of Seagrasses*. Berkeley : University of California Press Publ. Berkeley, 298p.
- Grochowski, N., Collins, M.B., Boxall, S.R., Salomon, J.C., (1993a).** Sediment transport predictions for the English Channel, using numerical models. *Journal of the Geological Society*, London, 150 : 683 – 695.
- Grochowski, N., Collins, M.B., Boxall, S.R., Salomon, J.C., Breton, M., Lafite, R., (1993b).** Sediment transport pathways in the Eastern English Channel. *Oceanologica Acta* 16 : 531 - 537.
- Guélorget, O., Monti, D., Frisoni, G.F., Perthuisot, J.P., (1984).** Diagnose écologique de la lagune de Nador. *Rapp. FAO*, mai 1984, Ronéo, 52 p.
- Guélorget, O., Perthuisot, J.P., Frisoni, G.F., Monti, D., (1987).** Le rôle du confinement dans l'organisation biogéographique de la lagune de Nador (Maroc). *Oceanologica Acta*, 10(4), 435-444.
- Guerra-García, J.M., (2003).** The Caprellidea (Crustacea : Amphipoda) from Mauritius Island, western Indian Ocean. *Zootaxa*, 232 : 1-24.
- Guerra-García, J.M., García-Gómez, J.C., (2004).** Crustacean assemblages and sediment pollution in an exceptional case study : a harbour with two opposing entrances. *Crustaceana*, 77, 353-370.
- Guerra-García, J.M., Ros, M., Dugo-Cota, A., Burgos, V., Flores-León, A.M., Baeza-Rojano, E., Cabezas, M.P., Núñez, J., (2011).** Geographical expansion of the invader *Caprella scaura* (Crustacea : Amphipoda : Caprellidae) to the East Atlantic coast. *Marine Biology*, 158 : 2617-2622.
- Guillou, N., Chapalain, G., (2008).** Modélisation des mises en suspension des sédiments de fond dans le détroit du Pas-de-Calais en condition de tempête – comparaison avec les observations. In : Levacher D, Gaufres P (eds) *Xèmes Journées Nationales Génie Côtier- Génie Civil*, Sophia Antipolis, Paralia. 101 – 110 pp.
- Guiselin Anthony, E.J., Héquette, A., (2007).** The grain-size characterization of coastal sand from the Somme estuary to Belgium : sediment sorting processes and mixing in a tide- and storm-dominated setting. *Sedimentary Geology*. 202 : 369 – 382.
- Hamoumi, N., (2012).** Le complexe lagunaire de Nador (Maroc) : fonctionnement, contrôle naturel et provoqué, scénarii d'évolution future. *Revue Paralia*, 5 : 5-1.

- Harmelin-Vivien, M., Francour, P., Harmelin, J.G., Le Direac'h, L., (2001).** Dynamics of fish assemblage alterations caused by the introduced alga *Caulerpa taxifolia* near Menton (France). Fourth International Workshop on *Caulerpa taxifolia*, Gravez, V., Ruitton, S., Boudouresque, C.F., Le Direac'h, L., Meinesz, A., Scabbia, G., Verlaque, M., eds. GIS Posidonie publ. : 236-245.
- Héral, M., (1993).** Why carrying capacity models are useful tools for management of bivalve molluscs culture, In : Bivalve filter feeders, Dame, R.F., (eds.), Springer-Verlag, 455-477.
- Hewitt, C.L., Campell, M.L., (2001).** The Australian distribution of the introduced Sphaeromatid Isopod, *Paracerceis sculpta*. Crustaceana, 74(9) : 925-936.
- Hilmi, K., (2005).** Modélisation numérique de la circulation de deux milieux paraliques du littoral marocain : la lagune de Oualidia (Atlantique) et la lagune de Nador (Méditerranée), Thèse de doctorat, Faculté des Sciences, Ben Msik, Casablanca, 183 p.
- Hilmi, K., Koutitonsky, V.G., Orbi, A. (2003).** Circulation et dispersion tridimensionnelle (3D) de la lagune de Nador durant l'automne 2001 (Septembre-Novembre 2001). Travaux et Documents, INRH (Maroc), N° 112, 47 p.
- Hilmi, K., Makaoui, A., Idrissi, M., Abdellaoui, B., El Ouehabi, Z., (2015).** Circulation marine de la lagune de Nador (Maroc) par modélisation hydrodynamique. European Scientific Journal November 2015-edition vol.11, No.32 ISSN : 1857 – 7881 (Print) e - ISSN 1857- 7431].
- Hily, C., (1984).** Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la rade de Brest. Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences, Université de Bretagne Occidentale, Brest : pp. Vol. 1 : 359 & Vol. 352 : 337.
- Hily, C., Duchêne, J., Bouchon, C., Bouchon-Navaro, Y., Gigou, A., Payri, C., & Védie, F., (2010).** Les herbiers de phanérogames marines de l'outre-mer français. Hily C, Gabrié C, Duncombe M, editors 2010.
- Hoey, G.V., Degraer, S., Vincx, M., (2004).** Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian continental shelf. Estuarine Coastal and Shelf Science, 59, 599-613.
- ICES., (2005).** Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 2005 : 30 p.
- Inani, I., (1995).** Dynamique sédimentaire et état de pollution dans la lagune de Nador. Thèse de doctorat, Université Mohamed V, Rabat, 186 p.
- INRH/DO/LMOE., (2019).** Circulation marine de la lagune de Nador (Maroc) par modélisation hydrodynamique. Rapport inédite de l'Institut National de Recherche Halieutique, Département d'Océanographie
- IUCN., (2000).** Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. 51st Meeting of the IUCN Council, Gland Switzerland, February 2000 : 24 p.
- Jones, N.S., (1976).** British Cumaceans. Synopses of the British Fauna (new series) 7 : 1-66.

- Joulami, L., (2003).** Interactions entre les conditions écologiques, le benthos et les communautés des limicoles dans un écosystème côtier du Nord-Ouest de l'Afrique (Lagune de Sidi Moussa, Maroc). Ph.D. Thesis, University of Hassan II Mohammedia – Casablanca, p. 129.
- Kapetsky, J.M., (1984).** Coastal lagoon fisheries around the world : some perspectives on fishery yields and other comparative fishery characteristics. In Management of coastal lagoon fisheries, Kapetsky, J.M. & Lasserre G. (Editors). FAO, Rome, Stud. Rev. GFCM/Etud. Rev. CGPM, 61 (1), 97-139.
- Karim, H., Ahmed, M., Mohammed, I., Zineb, E.O., (2015).** Circulation Marine De La Lagune De Nador (Maroc) Par Modelisation Hydrodynamique. European Scientific Journal, 11, 418-428.
- Katsanevakis, S., Acar, Ü., Ammar, I., Balci, B.A., Bekas, P., Belmonte, M., Chintiroglou, C.C., et al., (2014b).** New Mediterranean biodiversity records (October, 2014). Mediterranean Marine Science, 15(3) : 675-695.
- Katsanevakis, S., Deriu, I., D'Amico, F., Nunes, A.L., Pelaez Sanchez, S., Crocetta, F., Arianoutsou, M., Bazos, I., Christopoulou, A., Curto, G., Delipetrou, P., Kokkoris, Y., Panov, V., Rabitsch, W., Roques, A., Scalera, R., Shirley, S.M., Tricarico, E., Vannini, A., Zenetos, A., Zervou, S., Zikos, A., Cardoso, A.C., (2015).** European Alien Species Information Network (EASIN) : supporting European policies and scientific research. Management of Biological Invasions, 6 : 147-157.
- Katsanevakis, S., Tempera, F., Texeira, H., (2016).** Mapping the impact of alien species on marine ecosystems : The Mediterranean Sea case study. Diversity and Distribution, 22, 694-707.
- Katsanevakis, S., Wallentinus, I., Zenetos, A., Leppäkoski, E., Çinar, M.E., Oztürk, B., Grabowski, M., Golani, D., Cardoso, A.C., (2014a).** Impacts of marine invasive alien species on ecosystem services and biodiversity : A Pan-European review. Aquatic Invasions, 9 : 391-423.
- Katsanevakis, S., Zenetos, A., Belchior, C., Cardoso, A.C., (2013).** Invading European seas : assessing pathways of introduction of marine aliens. Ocean & Coastal Management, 76 : 64-74.
- Khammassi, M., Jourde, J., Zaabar, W., Laabidi, S., Sauriau, P.G., Achouri, M.S., (2019).** Inventory and new records of benthic amphipods from macrophytes and fine sand communities of the Bizerte lagoon (Tunisia, SW Mediterranean Sea). Marine Biodiversity Records, 12 : 1-10.
- Khedhri, I., Afli, A., Aleya, L., (2017).** Structuring factors of the spatio-temporal variability of macrozoobenthos assemblages in a southern Mediterranean lagoon : How useful for bioindication is a multi-biotic indices approach ? Marine Pollution Bulletin, 114 : 515- 527.
- Khedhri, I., Atoui, A., Ibrahim, M., Afli, A., & Aleya, L. (2016).** Assessment of surface sediment dynamics and response of benthic macrofauna assemblages in Boughrara Lagoon (SW Mediterranean Sea). Ecological Indicators, 70, 77-88.

- Knoppers, B., (1994).** Aquatic primary production in coastal lagoons. Elsevier oceanography series (60). In : Kjerfve, B., (eds.), Coastal Lagoons Processes. Elsevier, Amsterdam, pp. 243-275.
- Komatsu T., (1997).** Long-term changes in the *Zostera* bed area in the Seto Inland Sea (Japan), especially along the coast of the Okayama Prefecture. *Oceanologica Acta*, 20 : 209-216.
- Krapp T., Lang C., Libertini A., Melzer RR., (2006).** *Caprella scaura* Templeton, 1836 sensu lato (Amphipoda : Caprellidae) in the Mediterranean. *Organisms, Diversity and Evolution* 6 : 77-81.
- Labrune C., Amouroux J.M., Sarda R., Dutrieux E., Thorin S., Rosenberg R. and Grémare A. (2006).** Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 34–47.
- Labrune, C., Romero-Ramirez, A., Amouroux, J.M., Duchêne, J.C., Desmalades, M. et al., (2012).** Comparison of ecological quality indices based on benthic macrofauna and sediment profile images: a case study along an organic enrichment gradient off the Rhône River. *Ecological Indicators*, 12, 133-142.
- Le Bot, S., Trentesaux, A., Garlan, T., Berne, S., Chamley, H., (2000).** Influence des tempêtes sur la mobilité des dunes tidales dans le détroit du Pas-de-Calais. *Oceanologica Acta*, 23: 129 – 141.
- Lee, S.Y., Kim, J.B., Lee, S.M., (2006).** Temporal dynamics of subtidal *Zostera marina* and intertidal *Zostera japonica* on the southern coast of Korea. *Marine Ecology*, 27, 133–144.
- Lee, S.Y., Oh, J.H., Choi, C.I., Suh, Y., Mukai, H., (2005).** Leaf growth and population dynamics of intertidal *Zostera japonica* on the western coast of Korea. *Aquatic Botany*, 83, 263–280.
- Lefèbvre A., Guélorget O., Perthuisot J.P. & Dafir J., (1996).** Evolution biogéologique de la lagune de Nador (Maroc) au cours de la période 1982-1993. *Oceanologica Acta*, 20, 2, 371-385.
- Lefrere, L., Ouassas, M., Guillois, B., Gillet, P., & Moukrim, A. (2015).** Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments in the Khnifiss lagoon, South of Morocco. *Journal of Material and Environmental Science*, 6, 2226-2236.
- Legendre, P., (1993).** Spatial autocorrelation: Trouble or new paradigm? *Ecology*, 74, 1659-1673.
- Lim S., Alexander C., (1986).** Reproductive behavior of the caprellid amphipod *Caprella scaura* typica Mayer, 1890. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 12 : 217-230.
- Lincoln, R. J., (1979).** British Marine Amphipoda : Gammaridea. British Museum (Natural History). London: 658 pp.

- Lindegarth, M. & Hoskin, M., (2001).** Patterns of Distribution of Macro-fauna in Different Types of Estuarine, Soft Sediment Habitats Adjacent to Urban and Non-urban Areas. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 52,237-247.
- Lipkin y., Beer S., Zakai D., (2003).** The seagrasses of the eastern Mediterranean and Red Sea. In : E.P. Green & F.T. Short (Eds), "World atlas of seagrasses", University of California Press, Berkeley : 65-73.
- Lopes M. F. R., Marques J. C. and Bellan-Santini D., (1993).** The benthic amphipod fauna of the Azores (Portugal) : an up-to-date annotated list of species, and some biogeographic considerations. *Crustaceana*, 65, 204-217.
- Maanan, M., Landesman, C., Maanan, M., Zourarah, B., Fattal, P., Sahabi, M., (2013).** Evaluation of the anthropogenic influx of metal and metalloid contaminants into the Moulay Bousselham lagoon, Morocco, using chemometric methods coupled to geographical information systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(7), 4729-4741.
- Maanan, Mohamed, Saddik, M., Maanan, Mehdi, Chaibi, M., Assobhei, O., Zourarah, B., (2015).** Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecological Indicators*, 48, 616-626.
- Magni, P., Draredja, B., Melouah, K., & Como, S., (2015).** Patterns of seasonal variation in lagoonal macrozoobenthic assemblages (Mellah lagoon, Algeria). *Marine Environmental Research*, 109, 168-176.
- Mahjoubi, R., (1991).** Évolution de la dynamique sédimentaire d'un système lagunaire microtidal pendant l'Holocène : lagune de Nador (Maroc nord-oriental), thèse de 3e cycle ès-Sciences, Univ. Sidi Mohamed Ben Abdellah, Fès, 287 p.
- Mangano, M. C., Ape, F., Mirto, S., (2019).** The role of two non-indigenous serpulid tube worms in shaping artificial hard substrata communities : Case study of a fish farm in the central Mediterranean Sea. *Aquac. Environ. Interact.* 11, 41-51.
- Marchini, A., Costa, A.C., Ferrario, J. and Micael, J., (2017).** The global invader *Paracerceis sculpta* (Isopoda : Sphaeromatidae) has extended its range to the Azores Archipelago. *Mar. Biodivers.*, 48 : 1001–1007.
- Marchini, A., Ferrario, J. and Minchin, D., (2015).** Marinas may act as hubs for the spread of the pseudo-indigenous bryozoan *Amathia verticillata* (Delle Chiaje, 1822) and its associates. *Scientia Marina*, 79(3) : 355–365.
- Marchini, A., Gauzer, K., Occhipinti-Ambrogi, A., (2004).** Spatial and temporal variability of hard-bottom macrofauna in a disturbed coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River Delta, northwestern Adriatic Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 48, 1084–1095.
- Marques, J. C., Bellan-Santini. D., (1990).** Benthic amphipod fauna (Crustacea) of the Portuguese coast : Biogeographical considerations. *Marine Nature*, 3, 43–51.

- Martínez J., Adarraga I., (2008).** First record of invasive caprellid *Caprella scaura* Templeton, 1836 sensu lato (Crustacea : Amphipoda : Caprellidae) from the Iberian Peninsula. *Aquatic Invasions*, 3 : 165–171.
- Martínez, J., Adarraga, I., (2001).** Distribución batimétrica de comunidades macrobentónicas de sustrato blando en la plataforma conti-nental de Guipúzcoa (golfo de Vizcaya). *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 17, 33–48.
- Martínez-Laiz, G., Ros, M. and Guerra-García, J.M., (2018).** Marine exotic isopods from the Iberian Peninsula and nearby waters. *PeerJ.*, 6 : e4408.
- MedWetCoast (2003).** Phase diagnostic, Rapport de synthèse, site " lagune de Nador". 102 p.
- Mendez, N., (2002).** Annelid assemblages in soft bottoms subjected to human impact in the Urías estuary (Sinaloa, Mexico). *Oceanologica Acta* 25,139-147.
- Menioui M., Zine N. E., (1995).** Etat des connaissances sur la biodiversité (faune benthique) d’une lagune méditerranéenne : lagune de Nador. *Rapports de la CIESM* 34 : 83.
- Menzies, R.J., (1962).** The marina isopod fauna of Bahia de San Quintin, Baja California, Mexico. *Pacific Naturalist*, 3(11) : 331-348.
- Mineur, F., Doherty, E. J., Minchin, D., Bohn, K., MacLeod, A., Maggs, CA., (2012).** Changing coasts : marine aliens and artificial structures. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review* 50 : 189-234.
- Mistri, M., Fano, EA., Ghion, F., & Rossi, R., (2002).** Distur- bance and community pattern of polychaetes inhabiting Valle Magnavacca (Valli di Comacchio, Northern Adriatic Sea, Italy). *PSZN Marine Ecology* 23 : 31–49.
- Mistri, M. and Munari, C., (2008).** BITS : A SMART indicator for soft-bottom, non-tidal lagoons. *Marine Pollution Bulletin*, 56(3) : 587-599.
- Mizzan, L., (1999).** Le specie alloctone del macrozoobenthos della Laguna di Venezia : il punto della situazione. *Bollettino del Museo civico di storia naturale di Venezia*, 49 : 145-177
- Mostafa, H.M., (1996).** Preliminary observations of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Mediterranean waters of Alexandria, Egypt. *Bulletin of the National Institute of Oceanography and Fisheries*, A. R. E. 22 : 19–28.
- Muller, S., (2000).** Les espèces végétales invasives en France : bilan des connaissances et propositions d’actions. *Revue d’écologie*.
- Muller, S., (2004).** Plantes invasives en France. *Muséum National d’Histoire Naturelle. Patrimoines naturels*, 62, 30.
- Munari, C., Mistri, M., (2010).** Towards the application of the Water Framework Directive in Italy : assessing the potential of benthic tools in Adriatic coastal transitional ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 1040-1050.

- Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A.M.S., Tommasi, L.R., Borja, A. (2005).** Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin* 50, 624-637.
- Murray, C.C., Pakhomov, E.A., Therriault, T.W., (2011).** Recreational boating : a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions*, 17 : 1161-1172.
- Muxika, I., Borja, A., Bald, J., (2007).** Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 16-29.
- Muxika, I., Borja, A., Bonne, W., (2005).** The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*, 5, 19-31.
- Najih, M., Berday, N., Lamrini, A., Nachite, D., & Zahri, Y., (2015).** Situation de la pêche aux petits métiers après l'ouverture du nouveau chenal dans la lagune de Nador. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 3(1), 19-30.
- Najih, M., Nachite, D., Berday, N., Pastres, R., Lamrini, A., Rezzoum, N., (2017).** Characterization of the new status of Nador Lagoon (Morocco) after the implementation of the management plan. *Journal of Marine Science and Engineering*, 5(1), 7.
- Najih, M., Berday, N., Rezzoum, N., Mounir, F., Lamrini, A., Nachite, D., (2016).** Évolution temporelle et spatiale de la macroflore benthique de l'écosystème lagunaire De Nador. *European Scientific Journal*, ESJ, 12, 355.
- Naylor, E., (1972).** A synopsis of the British marine isopods. *Synopses of the British Fauna*, 3, 86 pp.
- Nentwig, W., (2007).** Biological invasions: why it matters. In: "Biological invasions" W. Nentwig W. (Eds.) Springer., Berlin, pp. 1-6.
- Newton, A., Brito, A.C., Icely, J.D., Derolez, V., Clara, I. et al., (2018).** Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *Journal for nature conservation*, 44, 50-65.
- Nixon S.W., 1982.** Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. *Oceanologica Acta*, Special Issue.
- Nonnis Marzano, C., Scalera Liaci, L., Fianchini, A., Gravina, F., Mercurio, M., Corriero, G., (2003).** Distribution, persistence and change in the macrobenthos of the lagoon of Lesina (Apulia, southern Adriatic Sea). *Oceanologica acta*, 26(1), 57-66.
- Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A., Cantone, G., Castelli, A., Chimenz, C. et al., (2011).** Alien species along the Italian coasts : an overview. *Biological Invasions*, 13, 215-37.
- Ojaveer H., Galil B.S., Carlton J.T., Alleway H., Goulletquer P., Lehtiniemi M., Marchini A., Miller W., Occhipinti-Ambrogi A., Peharda M., Ruiz G.M., Williams S.L., Zaiko A.,**

(2018). Historical baselines in marine bioinvasions : implications for policy and management, PLoS ONE 13, e0202383.

Olsgard, F., & Gray, J.S., (1995). A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. Marine Ecology Progress Series, 122,277-306.

Orth, R.J., Luckenbach, M.L., Marion, S.R., Mooore, K.A., & Wilcox, D.J., (2006). Seagrass recovery in the Delmarva coastal bays. Aquatic Botany, 84 : 26–36.

Ounifi Ben Amor, K., Ben Amor, M.M., Rifi, M., Ben Souissi, J., (2017). Diversity of crustacean species from Tunis Southern Lagoon (Central Mediterranean) after an ecological restoration. Cahiers de Biologie Marine, 58, 49-57.

Paiva, P.C., (2001). Spatial and Temporal Variation of a Nearshore Benthic Community in Southern Brazil : Implications for the Design of Monitoring Programs. Estuarine Coastal and Shelf Science, 52,423-433.

Pascal, M., Lorvelec, O., Vigne, J.D., (2006). Invasions Biologiques et Extinctions : 11 000 ans d'histoire des Vertébrés en France. Coédition Belin - Quæ, Paris : 350 p.

Pearson, T. H., Rosenberg, R., (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology : An Annual Review, 16, 229-311.

Peduzzi, P. and Vukovic, A., (1990). Primary production of *Cymodocea nodosa* in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea) : a comparison of methods. Marine Ecology Progress Series, 64 : 197-207.

Pejchar L., Mooney H.A., (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. Trends in Ecology & Evolution 24, 497-504.

Pérès J.M. & Picard J., (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. Station Marine d'Endoume, 31(47), 137p.

Pérez, M., (1989). Fanerogamas marinas en sistemas estuarieos : production, factores limitantes y algunos aspectos del ciclo de nutrientes. Doctoral thesis, University of Barcelona, Spain. pp. 244.

Pérez, M., Duarte, C.M., Romero, J., Sand-Jensen, K., Alcoverro, T., (1994). Growth plasticity in *Cymodocea nodosa* stands : the importance of nutrient supply. Aquatic Botany, 47 : 249-264.

Pérez-Ruzafa, A., Fernández, A.I., Marcos, C., Gilabert, J., Quispe, J.I. et al., (2005). Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). Hydrobiologia, 550, 11-27.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., and Pérez-Ruzafa, I.M., (2011). Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. Physics and Chemistry of the Earth, 36, 160-166.

- Pérez-Ruzafa, A., Pérez-Ruzafa, I.M., Newton, A., Marcos, C., (2019).** Coastal lagoons : environmental variability, ecosystem complexity, and goods and services uniformity. *Coasts and Estuaries*, 253-276.
- Pergent-Martini, C., Leoni, V., Pasqualini, V., Ardizzone, G.D., Balestri, E., Bedini, R., Belluscio, A., Belsher, T., Borg, J., Boudouresque, C.F., Boumaza, S., Bouquegneau, J.M., Buia, M.C., Calvo, S., Cebrian, J., Charbonnel, E., Cinelli, F., Cossu, A., Di Maida, G., Dural, B., Francour, P., Gobert, S., Lepoint, G., Meinesz, A., Molenaar, H., Mansour, H.M., Panayotidis, P., Peirano, A., Pergent, G., Piazzzi, L., Pirrotta, M., Relini, G., Romero, J., Sanchez-Lizaso, J.L., Semroud, R., Shembri, P., Shili, A., Tomasello, A., Velimirov, B., (2005).** Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows : Use and application. *Ecological indicators*, 5, pp. 213-230.
- Petrocelli, A., Antolić, B., Bolognini, L., Cecere, E., Cvitković, I., Despalatović, M., Falace, A., Finotto, S., Iveša, L., Mačić, V., Marini, M., Orlando-Bonaca, M., Rubino, F., Trabucco, B. and Žuljević, A., (2019).** Port baseline biological surveys and seaweed bioinvasions in port areas : what's the matter in the Adriatic Sea ? *Mar. Marine Pollution Bulletin*, 147 : 98-116.
- Piazzzi L., Gennaro, P., Atzori, F., Cadoni, N., Cinti, M.F. et al., (2018).** ALEX index enables detection of alien macroalgae invasions across habitats within a marine protected area. *Marine Pollution Bulletin*, 128, 318–323.
- Piazzzi, L., Gennaro, P., Ceccherelli, G., (2015).** Suitability of the ALien Biotic IndEX (ALEX) for assessing invasion of macroalgae across different Mediterranean habitats. *Marine Pollution Bulletin*, 97, 234–240.
- Pinot J. P., (1998).** La gestion du littoral. Institut océanographique, Paris, Volume 2. : 759p.
- Pinto R., Patricio J., Baeta A., Fath B.D., Neto J.M., Marques J.C., (2009).** Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators*, 9, 1-25.
- Pires, A.M.S., (1981).** *Sergiella angra* Pires, 1980, a junior synonym of *Paracerceis sculpta* (Holmes, 1904) (Isopoda, Sphaeromatidae). *Crustaceana.*, 41(2), 219-220.
- PNUE-PAM, (2009).** Etat de l'environnement et du développement en Méditerranée. PNUE/PAM-Plan Bleu, Athènes : 212 p.
- Poggiale, J.C., Dauvin, J.C., (2001).** Long-term dynamics of three benthic *Ampelisca* (Crustacea-Amphipoda) populations from the Bay of Morlaix (western English Channel) related to their disappearance after the “Amoco Cadiz” oil spill. *Marine Ecology Progress Series*, 214, 201-209.
- Pyšek, P., Richardson, D.M., Rejmánek, M., Webster, G., Williamson, M., Kirschner, J., (2004).** Alien plants in checklists and floras : towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53,131-143.
- Qinghong, L., (1995).** A model for species diversity monitoring at community level and its application. *Environmental monitoring and assessment*, 34, 271-284.

- Rahouti, M., (2004).** Apports de la télédétection spatiale et des systèmes d'informations géographiques à la cartographie des écosystèmes lagunaires et au suivi de leur évolution cas des lagunes de Moulay Bousselham et Nador, Thèse de Doctorat, université Mohammed V Agdal Rabat. 187 p.
- Ramadan, S.E., Dowidar, N.M., Khalil, A.N., and Elsonbaty, S.M., (1998).** Redescription of three new records of isopoda (crustacea) associated with fouling communities in the eastern harbour of Alexandria, Egypt. Bulletin National Institute of Oceanography and Fisheries. Egypt., 24 : 197-220.
- Rebai, N., Slama, T., & Turki, M.M., (2007).** Evaluation de différentes méthodes d'interpolation spatiale pour la production d'un MNT à partir de données topographiques dans un SIG. XYZ, (110), 19-28.
- Reiss, H., Kröncke, I., (2005).** Seasonal variability of benthic indices : an approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. Marine Pollution Bulletin 50, 1490-1499.
- Reyes, J., (1993).** Estudio de las praderas marinas de *Cymodocea nodosa* (Cymodoceaceae, Magnoliophyta) y su comunidad de epi'fitos, en El Me'dano (Tenerife, Islas Canarias). Tesis Doctoral, University of La Laguna. pp. 424.
- Rezig, M., (1978).** Sur la présence de *Paracerceis sculpta* (Crustacé, Isopode, Flabellifère) dans le Lac de Tunis. Bull. Off. Natl. Pêche. Tunisie., 21(2) : 175-191.
- RGPH, (2004).** Recensement Général de la Population et de l'Habitat 2004. Caractéristiques démographiques et socio-économiques de la population. Rapport national, 166p.
- Richardson, D.M., Pysek, P., Barbour, M.G., Panetta, F.D., Rejmanek, M., Wests, C. J., (2000).** Naturalization and invasion of alien plants : concepts and definition. Diversity and Distributions, 6, 93-107.
- Rismondo, A., Curiel, D., Marzocchi, M., & Scattolin, M., (1997).** Seasonal pattern of *Cymodocea nodosa* biomass and production in the lagoon of Venice. Aquatic Botany, 58(1), 55-64.
- Ros, M., Guerra-García, J.M., González-Macías, M., Saavedra, Á., & López-Fe, C.M., (2013).** Influence of fouling communities on the establishment success of alien caprellids (Crustacea : Amphipoda) in Southern Spain. Marine Biology Research, 9(3), 261-273.
- Ros, M., Guerra-García, J. M., Navarro-Barranco, C., Cabezas, M. P., Vázquez-Luis, M., (2014).** The spreading of the non-native caprellid (Crustacea : Amphipoda) *Caprella scaura* Templeton, 1836 into southern Europe and northern Africa : a complicated taxonomic history. Mediterranean Marine Science, 15, 145-155.
- Ros, M., Vázquez-Luis, M., & Guerra-García, J. M., (2013a).** The role of marinas and recreational boating in the occurrence and distribution of exotic caprellids (Crustacea : Amphipoda) in the Western Mediterranean : Mallorca Island as a case study. Journal of Sea Research, 83, 94-103.

- Ros, M., Vazquez-Luis, M., & Guerra-Garcia, J. M., (2015).** Environmental factors modulating the extent of impact in coastal invasions : the case of a widespread invasive caprellid (Crustacea : Amphipoda) in the Iberian Peninsula. *Marine pollution bulletin*, 98(1-2), 247-258.
- Rosenberg, R., (2001).** Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity. *Scientia Marina* 62,107-119.
- Roy, H. E., Bacher, S., Essl, F., Adriaens, T., Aldridge, D. C., Bishop, J. D., & Rabitsch, W., (2019).** Developing a list of invasive alien species likely to threaten biodiversity and ecosystems in the European Union. *Global Change Biology*, 25(3), 1032-1048.
- Ruiton, S., (1994).** Impact de *Caulerpa taxifolia* sur une population de l'oursin *Paracentrotus lividus* à Roquebrune-Cap Martin (Alpes-Maritimes, France). In First international workshop on *Caulerpa taxifolia*. GIS Posidonie Publ., 371-378.
- Ruiz, G.M., Rawlings, T.K., Dobbs, F.C., Drake, L. A., Mullady, T., Huq, A., Colwell, R. R., (2000).** Global spread of microorganisms by ships. *Nature*, 408, 49-50.
- Salas, F., Marcos, C., Neto, J.M., Patricio, J., Perez-Ruzafa, A., Marques, J.C., (2006).** User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean & Coastal Management*, 49, 308-331.
- Sardain, A., Sardain, E., & Leung, B., (2019).** Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050. *Nature Sustainability*, 2(4), 274-282.
- Saubade, A.M., (1979).** La malacofaune actuelle (Bivalves et gastéropodes) de la lagune de Nador (côte méditerranéenne du Maroc). *Bulletin Institut Géologique Bassin d'Aquitaine*, Bordeaux, 26, 69-90.
- Savini, D., Marchini, A., Forni, G., & Castellazzi, M., (2006).** Touristic harbours and secondary spread of alien species. *Biologia Marina Mediterranea*, 13, 760-763.
- Savini, D., Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A., Tricarico, E., Gherardi, F., Olenin, S., & Gollasch, S., (2010).** The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. *Journal of applied ichthyology*, 26, 1-7.
- Schaffelke, B., Smith, J.E., Hewitt, C.L., (2006).** Introduced macroalgae - a growing concern. *Journal of Applied Phycology*, 18, 529-541.
- Schulz, M.K., Alexander, C.G., (2001).** Aggressive behavior of *Caprella scaura* Mayer, 1890 (Crustacea : Amphipoda). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 34, 181-187.
- Scipione, M.B., (2015).** *Caprella scaura* Templeton, 1836 : new data able to date back its presence in the Mediterranean Sea. In : Coasta, F. O., Cunha, M. R., (eds), *Book of Abstracts - Proceedings of the 16th International Colloquium on Amphipoda (ICA)*, Aveiro, Portugal, 7-11 sept 2015.

- Sconfietti, R., Danesi, P., (1996).** Structural variations in Peracarids communities at the opposite extremes of the Malamocco basin (Lagoon of Venice). *Atti Società Italiana Ecologia*, 17, 407-410.
- Selfati, M., (2020).** Faune ichtyque de la lagune de Marchica : Approche quantitative de la fonction de nourricerie et potentialités de restauration écologique. Thèse de Doctorat, université Mohammed V Rabat. 243 p.
- Selfati, M., El Ouamari, N., Crocetta, F., Mesfioui, A., Boissery, P., Bazairi, H., (2017).** Closing the circle in the Mediterranean Sea : *Bursatella leachii* Blainville, 1817 (Mollusca : Gastropoda : Anaspidea) has reached Morocco. *BioInvasions Records*, 6, 129-134.
- Selfati, M., El Ouamari, N., Franco, A., Lenfant, P., Lecaillon, G., Mesfioui, A., & Bazairi, H., (2019).** Fish assemblages of the Marchica lagoon (Mediterranean, Morocco) : Spatial patterns and environmental drivers. *Regional Studies in Marine Science*, 32, 100896.
- Servello, G., Andaloro, F., Azzurro, E., Castriota, L., Catra, M., Chiarore, A., & Zenetos, A. (2019).** Marine alien species in Italy : A contribution to the implementation of descriptor D2 of the marine strategy framework directive. *Mediterranean Marine Science*, 20(1), 1-48.
- Sfriso, A., Birkemeyer, T., & Ghetti, P. F., (2001).** Benthic macrofauna changes in areas of Venice lagoon populated by seagrasses or seaweeds. *Marine Environmental Research*, 52(4), 323-349.
- Sghaier, Y.R., (2013).** Les magnoliophytes marines de la Tunisie : distribution, croissance et production primaire. Ph.D. Thesis, University of Tunis El Manar, Tunisie, p. 295.
- Sghaier, Y.R., Zakhama-Sraieb, R., & Charfi- Cheikhrouha, F., (2011).** Primary production and biomass in a *Cymodocea nodosa* meadow in the Ghar El Melh lagoon, Tunisia. *Botanica Marina*, 54 : 411- 418.
- Sghaier, Y. R., Zakhama-Sraieb, R., & Charfi-Cheikhrouha, F., (2012).** Seasonal Variatiron of *Cymodocea nodosa* in the Ghar el Melh Lagoon (Tunisia) with reference to insolation, temperature and salinity effects. *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô*, Vol. 39, 117-125.
- Sghaier, Y.R., Zakhama-Sraieb, R., & Charfi-Cheikhrouha, F., (2017).** Spatio-temporal dynamics and biomass of *Cymodocea nodosa* in Bekalta (Tunisia, Southern Mediterranean Sea). *Marine Ecology*, 38(1), e12383.
- Short, F.T, Willy-Echeverria, S., (1996).** Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*, 23, 17-27.
- Shin, P.K.S., Huang, Z.G. & Wu, R.S.S., (2004).** An updated baseline of subtropical macrobenthic communities in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 49,119-141.
- Simboura, N., Zenetos, A., (2002).** Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean Marine Science*, 3/2, 77-111.

Snelgrove, P.V.R., (1998). The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity Conservation*, 7, 1123-1132.

Spagnolo, A., Auriemma, R., Bacci, T., Balković, I., Bertasi, F., Bolognini, L., Cabrini, M et al., (2019). Non-indigenous macrozoobenthic species on hard substrata of selected harbours in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 147, 150-158.

Streftaris, N., Zenetos, A., Papathanassiou, E., 2005. Globalization in marine ecosystems : The story of non-indigenous marine species across European seas. *Oceanography and Marine Biology : An Annual Review*, 43, 419-453.

Subida, M. D., Drake, P., Jordana, E., Mavrič, B., Pinedo, S., Simboura, N., & Salas, F., (2012). Response of different biotic indices to gradients of organic enrichment in Mediterranean coastal waters : implications of non-monotonic responses of diversity measures. *Ecological Indicators*, 19, 106-117.

Tempesti, J., Langeneck, J., Maltagliati, F., & Castelli, A., (2020). Macrobenthic fouling assemblages and NIS success in a Mediterranean port : The role of use destination. *Marine pollution bulletin*, 150, 110768.

Templeton, R., & Mills, W., (1836). XLI. Descriptions of some undescribed exotic Crustacea. *Transactions of the Royal Entomological Society of London*, 1(3), 185-198.

Terrados, J. and Ros, J.D., (1991). Production dynamics in a macrophyte-dominated ecosystem : The Mar Menor coastal lagoon (SE Spair). *Oecologia aquatica*, 10(10), 255-270.

Terrados, J. and Ros, J.D., (1992). Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a Mediterranean lagoon : The Mar Menor (SE Spain). *Aquatic Botany*, 43, 63-74.

Teske, P. & Wooldridge, T., (2001). A comparison of the macrobenthic faunas of permanently open and temporarily open/closed South African estuaries. *Hydrobiologia*, 464, 227-243.

Tesson, M., (1977). Régime hydrologique et hydrodynamique de la Sebkha Bou Areg : Bilan du printemps. Travaux et documents N°21. Office National des Pêches, Institut Scientifique des Pêches Maritimes, 65p.

Tesson, M., Gensous, B., (1981). Quelques caractères de la géochimie d'une lagune microtidale : la Sebkha Bou Areg (Maroc). 706e Congrès National des Sociétés Savantes, Perpignan, Sciences fasc. II, 783-794.

Thompson, T. E., (1988). Molluscs : benthic opisthobranchs : Mollusca, Gastropoda : keys and notes for the identification of the species (Vol. 8). Brill.

Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Pridmore, R.D., (1989). Pattern in the spatial arrangement of polychaetes and bivalves in intertidal sandflat. *Marine Biology*, 102, 529-535.

Touhami, F., Bazairi, H., Badaoui, B., Morabbi, A., & Benhoussa, A., (2019). Structure and spatial organization of macrobenthic fauna of intertidal habitats frequented by wintering

shorebirds at Merja Zerga lagoon (Moroccan Ramsar Site). *Cahiers de Biologie Marine*, 60, 41-50.

Ulman, A., Ferrario, J., Forcada, A., Arvanitidis, C., Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A., (2019). A Hitchhiker's guide to Mediterranean marina travel for alien species. *Journal of Environmental Management*, 241, 328-339.

Ulman, A., Ferrario, J., Occhipinti-Ambrogi, A., Arvanitidis, C., Bandi, A., Bertolino, M. and et al., (2017). A massive update of non-indigenous species records in Mediterranean marinas. *PeerJ*, 5 : e395.

Van Lent, F., Nienhuis, P.H., & Verschuure, J.M., (1991). Production and biomass of the seagrass *Zostera noltii* Hornem and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson at the Banc d'Arguin (Mauritania, NW Africa) : a preliminary approach. *Aquatic Botany*, 41 : 353-367.

Vincenzi, C., Lanzafame, C., Colombo, M., Caccia, M.G., Abbiati, M., & Ponti, M., (2013). Alien species in the northern Adriatic lagoons : *Paracerceis sculpta* (Isopoda : Sphaeromatidae). *Rapport de la Commission Internationale de la Mer Méditerranée*, 40.

Wang, F., (2006). Quantitative methods and applications in GIS. CRC Press.

Warwick, R.M., (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92, 557-562.

Willaert, T.O.M., (2014). Valuation of marine and coastal ecosystems : The role of ecological-economic modeling (Doctoral dissertation, NSBE-UNL).

Williamson, M.H., & Fitter, A., (1996). The characters of successful invaders. *Biological conservation*, 78(1-2), 163-170.

Woods, C. M., (2009). Caprellid amphipods : an overlooked marine finfish aquaculture resource ? *Aquaculture*, 289(3-4), 199-211.

WoRMS Editorial Board, (2020). World Register of Marine Species. <http://marinespecies.org/> (Accessed 22 June 2021)

Ysebaert, T., & Herman, P.M., (2002). Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. *Marine Ecology Progress Series*, 244, 105-124.

Zaabar, W., Charfi Cheikhrouha, F., & Achouri, M.S., (2017). Distribution of four isopods (Peracarida : Crustacea) in shallow waters of the Bizerte Lagoon (Tunisia, SW Mediterranean Sea). *The European Zoological Journal*, 84(1), 368-379.

Zakhama-Sraieb, R., Mouelhi S., Ramos Espla, A., (2010). Phenology and biomass of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) ascherson in the Gulf of Gabes. In : EL Asmi S., Langar H., Belgacem W. (Eds.), *Proceedings of the Fourth Mediterranean Symposium on Marine Vegetation* (Yasmine- Hammamet, 2-4 December 2010), UNEP-MAP-RAC/SPA publ. Tunis. 233- 234.

- Zenetos, A., & Galanidi, M., (2020).** Mediterranean non-indigenous species at the start of the 2020s : recent changes. *Marine Biodiversity Records*, 13(1), 1-17.
- Zenetos, A., Cinar, M.E., Crocetta, F., Golani, D., Rosso, A., Servello, G., Shenkar, N., Turon, X., Verlaque, M., (2017).** Uncertainties and validation of alien species catalogues : The Mediterranean as an example. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 191, 171-187.
- Zenetos, A., Corsini-Foka, M., Crocetta, F., Gerovasileiou, V., Karachle, P. K., Simboura, N., & Pancucci-Papadopoulou, M.A. (2018).** Deep cleaning of alien and cryptogenic species records in the Greek Seas (2018 update). *Management of Biological Invasions*, 9(3), 209-226.
- Zenetos, A., Gofas, S., Verlaque, M., Çinar, M. E., García Raso, E. et al., (2010).** Alien species in the Mediterranean by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean Marine Science*, 11, 381-493.
- Zenetos, A., Gofas, S., Morri, C., Rosso, A., Violanti, D. et al., (2012).** Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trend and pathways. *Mediterranean Marine Science*, 13/2, 328-352.
- Zerrouqi, Z., Sbaa, M., Chafi, A., & Aqil, H., (2013).** Contribution to the study of the Nador lagoon's water quality: anthropogenic impact. *Bulletin de l'Institut Scientifique : Section Sciences de la Vie*, 35, 51-59.
- Zine, N.E., (1989).** Etude de la malacofaune de la lagune de Nador et dynamique de population de *Venerupis decussata* (Linné 1767). Thèse doctorat 3^{ème} cycle, Faculté des Sciences de Rabat, Maroc, 97 pp.
- Zine, N.E., (2005).** Etude éco-biologique et dynamique des populations de la palourde (*Ruditapes decussatus*) et analyse typologique de la faune benthique de milieux paraliques atlantico-méditerranéens du Maroc. Thèse doctorat d'Etat, Université Moulay Ismail, Meknès, Maroc, 200p.
- Zribi, I., Mnasri, I., Charfi-Cheikhrouha, F., & Zakhama-Sraieb, R. (2019).** Study of *Cymodocea nodosa* meadows features in tunisian marine protected area, Kuriat Island. *Marine Environmental Research*, 60(3), 317-337.
- Zupo, V., Buia M.C., & Mazzella, L., (1997).** A production model for *Posidonia oceanica* based on temperature. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44 : 483–492.
- Zwerschke, N., Emmerson, M.C., Roberts, D., O'Connor, N.E., (2016).** Benthic assemblages associated with native and non-native oysters are similar. *Marine Pollution Bulletin*, 111(1-2), 305-310.

ANNEXES

Table S1: Published records of *Caprella scaura* from the Mediterranean Sea.

Map. Ref	Locality	Country	Coordinate		Sampling date	Site description, substratum	Number of specimens	Source
			Latitude (N)	Longitude (E)				
1	Mar Piccolo di Taranto	Italy	40.466667	17.233333	1989-1990	--	--	Scipione (2015)
2	Venice lagoon	Italy	45.35	12.283333	1994	--	--	Sconfietti and Danesi (1996)
3	Venice lagoon	Italy	45.35	12.283333	1994	--	--	Mizzan (1999)
4	Gulf of Amvrakikos, Koronissia	Greece	38.733333	20.833333	2002	Natural habitat, small seagrass	--	Krapp et al. (2006)
5	Sicily	Italy	36.966667	13.983333	2004	--	--	Krapp et al. (2006)
6	Tyrrhenian Sea at Livorno	Italy	43.540618	10.298867	2004	--	--	Galil (2008)
7	Gerona, Roses Bay	Spain	42.263038	3.169798	2005	--	(++)	Martinez and Adarraga (2008)
8	Grado-Marano lagoon	Italy	45.7	13.35	< 2005	--	--	Sconfietti et al. (2005)
9	Ravenna Harbour	Italy	44.483333	12.283333	< 2005	--	--	Sconfietti et al. (2005)
10	Venice lagoon	Italy	45.35	12.283333	< 2006	--	--	Krapp et al. (2006)
11	Güllük Bay	Turkey	37.266667	27.566667	2008	Fishing farms	44	Bakir and Katağan (2011)
12	Mar Piccolo di Taranto	Italy	40.466667	17.233333	2008	<i>Chaetomorpha linum</i> , <i>Hypnea cornuta</i>	442	Prato et al. (2013)
13	Boughrara Lagoon	Tunisia	33.602211	10.802174	2009	<i>Gracilaria</i> and <i>Polysiphonia</i> in shallow water	--	Ben Souissi et al. (2010)
14	El Bibane Lagoon	Tunisia	33.257196	11.239399	2009	<i>Gracilaria</i> and <i>Polysiphonia</i> in shallow water	--	Ben Souissi et al. (2010)
15	brac island	Croatia	43.316667	16.633333	2010	Tuna farms	569	Fernandez-Gonzalez and Sanchez-Jerez (2014)
16	Crete	Greece	35.524486	25.264081	2010	Algae, Hydroids, Mussels	--	Fernandez-Gonzalez and Sanchez-Jerez (2014)
17	Qawra	Malta	35.95	14.4	2010	Fishing farms	22	Fernandez-Gonzalez and Sanchez-Jerez (2014)
18	Ugljan island	Croatia	44.083333	15.166667	2010	Tuna farms	51	Fernandez-Gonzalez and Sanchez-Jerez (2014)
19	Santa Gilla lagoon	Italy	39.23727	9.052262	2010-2011	--	180	Cabiddu et al. (2013)
20	Alicante (Marina)	Spain	38.333333	-0.483333	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i>); Hydroids (<i>Pennaria disticha</i>); Macroalgae (<i>Dictyota dichotoma</i>)	--	Ros et al. (2014)
21	Almería (Marina)	Spain	36.816667	-2.45	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i> , <i>Amathia verticillata</i>)	--	Ros et al. (2014)
22	Almerimar (Marina)	Spain	36.683333	-2.783333	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i>)	--	Ros et al. (2014)
23	Barcelona (Marina)	Spain	41.368324	2.183154	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i> , <i>Amathia verticillata</i>)	--	Ros et al. (2014)
24	Benicarló (Marina)	Spain	40.4	0.433333	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i> , <i>Amathia verticillata</i>)	--	Ros et al. (2014)
25	Borriana (Marina)	Spain	39.85	-0.066667	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i>)	--	Ros et al. (2014)
26	Denia (Marina)	Spain	38.841525	0.1173	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i> , <i>Amathia verticillata</i>); Macroalgae (<i>Dictyota dichotoma</i>)	--	Ros et al. (2014)
27	Il-Hofriet	Malta	35.833333	14.55	2011	Fishing farms	--	Fernandez-Gonzalez and Sanchez-Jerez (2017)
28	L'Estartit (Marina)	Spain	42.05	3.2	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i> , <i>Amathia verticillata</i>)	--	Ros et al. (2014)
29	Mallorca (Club Nautico Porto Colom)	Spain	39.418418	3.263458	2011	Hydroids (<i>Eudendrium racemosum</i> , <i>Pennaria disticha</i>)	--	Ros et al. (2013)
30	Mallorca (Puerto de Cala Bona)	Spain	39.614413	3.392708	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i> , <i>Tricellaria inopinata</i>); Macroalgae (<i>Halopteris filicina</i>)	--	Ros et al. (2013)
31	Mallorca (Club Nautico Cala Ratjada)	Spain	39.709649	3.462694	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i>); Macroalgae (<i>Ellisolandia elongata</i> , <i>Ceramium ciliatum</i> , <i>Halopteris filicina</i> , <i>Dictyota dichotoma</i>)	--	Ros et al. (2013)
32	Mar Piccolo di Taranto	Italy	40.466667	17.233333	2011	<i>Chaetomorpha linum</i> , <i>Gracilaria bursa-pastoris</i> , <i>Hypnea cornuta</i>	--	Eleftheriou et al. (2011)
33	Marina Smir	Morocco	35.75	-5.333333	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i> , <i>Amathia verticillata</i>)	--	Ros et al. (2014)
34	Oropesa (Marina)	Spain	40.066667	0.133333	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i>)	--	Ros et al. (2014)
35	Palemo (Marina)	Italy	38.133333	13.366667	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i>)	--	Cabezas et al. (2014)
36	Palemo (Marina)	Italy	38.133333	13.366667	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i> , <i>Amathia verticillata</i>)	--	Ros et al. (2013)
37	Porto Torres	Italy	40.84072	8.369645	2011	Natural habitat, <i>Dilophus</i> sp.	--	Cabezas et al. (2014)
38	Roquetas (Marina)	Spain	36.75	-2.6	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i>)	--	Ros et al. (2014)
39	Tarragona (Marina)	Spain	41.1	1.25	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i>); Macroalgae (<i>Halopteris scoparia</i> , <i>Cladostephus spongiosus</i> , <i>Dictyota dichotoma</i>)	--	Ros et al. (2014)
40	Torreveja (Marina)	Spain	37.966667	-0.683333	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i>)	--	Ros et al. (2014)
41	Valencia (Marina)	Spain	39.416667	-0.316667	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i> , <i>Amathia verticillata</i>)	--	Ros et al. (2014)
42	Vilanova (Marina)	Spain	41.2	1.716667	2011	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i> , <i>Amathia verticillata</i>)	--	Ros et al. (2014)
43	Caprolace lagoon	Italy	41.333333	12.966667	2011-2012	Sandy muddy bottom with <i>Cymodocea nodosa</i>	3	Cabiddu et al. (2013)
44	Fogliano lagoon	Italy	41.383333	12.9	2011-2012	Sandy muddy bottom with <i>Zostera noltii</i>	3	Cabiddu et al. (2013)
45	Ajaccio (Marina)	France	41.916667	8.733333	2012	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i>); Hydroids (<i>Eudendrium</i> sp.)	--	Ros et al. (2014)
46	Civitavecchia	Italy	42.083333	11.783333	2012	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i>)	--	Ros et al. (2014)
47	Gzira (Marina)	Malta	35.9	14.5	2012	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i> , <i>Tricellaria inopinata</i>)	--	Ros et al. (2014)
48	Heraklion (Marina)	Greece	35.343858	25.136356	2012	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i>)	--	Ros et al. (2014)
49	Livorno (Marina)	Italy	43.538642	10.299665	2012	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i>)	--	Ros et al. (2014)
50	Menorca (Club marítimo de Mahon)	Spain	39.866667	4.3	2012	Bryozoans (<i>Bugula neritina</i> , <i>Amathia verticillata</i>)	--	Ros et al. (2013)
51	Chioggia (Porto Turistico San Felice)	Italy	45.226	12.294	2012	--	--	Unpublished in Ulman et al. (2017)
52	Treport (Marina Fiorita)	Italy	45.471	12.448	2012	--	--	Unpublished in Ulman et al. (2017)
53	Venice (Dipartimento Veneto Veneziano)	Italy	45.428	12.365	2012	--	--	Unpublished in Ulman et al. (2017)
54	Assonauca La Spezia	Italy	44.101225	9.832954	2013	--	Abundant colonies/numerous individuals	Ferrario et al. (2017)
55	Genoa Harbour	Italy	44.404	8.889	2013	--	A few colonies/individuals	Ferrario et al. (2017)
56	Livorno (Leghorn) Harbour	Italy	43.55	10.3	2013	--	Presence of isolated colonies/individuals	Ferrario et al. (2017)
57	Portofino di Lerici	Italy	44.074238	9.906824	2013	--	A few colonies/individuals	Ferrario et al. (2017)
58	Porto di Viareggio	Italy	43.863	10.243	2013	--	Abundant colonies/numerous individuals	Ferrario et al. (2017)
59	La Grande Motte (Marina)	France	43.555104	4.080838	2014	--	--	Marchini et al. (2015)
60	Olbia Harbour	Italy	40.926	9.544	2014	--	Very abundant colonies/very numerous individuals	Ferrario et al. (2017)

Map. Ref.	Locality	Country	Coordinate		Sampling date	Site description, substratum	Number of specimens	Source
			Latitude (N)	Longitude (E)				
61	Porto Torres (Marina Turrutana)	Italy	40.84	8.402	2014	--	Presence of isolated colonies/individuals	Ferrario et al. (2017)
62	Tunis lagoon	Tunisia	36.815311	10.244225	2014	Muddy and rocky bottoms	--	Ounifi Ben Amor et al. (2017)
63	Agios Nikolaos (Marina)	Greece	35.192633	25.719503	2015	--	--	Ulman et al. (2017)
64	Cannes Le Vieux Port	France	43.54	7.032	2015	--	--	Ulman et al. (2017)
65	Heraklion (Old Venetan Harbour)	Greece	35.343	25.136	2015	--	--	Ulman et al. (2017)
66	Ischia Island (Marina di Casamicciola)	Italy	40.74938	13.906818	2015	--	--	Ulman et al. (2017)
67	Ischia Island (Marina di Sant'Angelo)	Italy	40.695657	13.893875	2015	--	--	Ulman et al. (2017)
68	Ischia Island (Porto d'Ischia)	Italy	40.74372	13.939631	2015	--	--	Ulman et al. (2017)
69	Le Grau-du-Roi (Port Camargue)	France	43.515	4.132	2015	--	--	Ulman et al. (2017)
70	Marchica lagoon	Morocco	35.166667	-2.85	2015	Soft bottom, soft bottom covered by <i>Cymodocea nodosa</i> , <i>Caulerpa prolifera</i> , <i>Ruppia maritima</i> , <i>Chaetomorpha linum</i> , Algae	1427	Present study
71	Milta Bodrum Marina	Turkey	37.034	27.425	2015	--	--	Ulman et al. (2017)
72	Ortona Harbour	Italy	42.355357	14.411423	2015	--	--	Dalianis et al. (2016)
73	Port Principal du Cap d'Agde	France	43.281	3.501	2015	--	--	Ulman et al. (2017)
74	Porto Turistico di Roma	Italy	41.737	12.25	2015	--	--	Ulman et al. (2017)
75	Setur Marmaris Netsel Marina	Turkey	36.852	28.276	2015	--	--	Ulman et al. (2017)
76	Sorrento (Porto Turistico Marina Piccola)	Italy	40.629	14.375	2015	--	--	Ulman et al. (2017)
77	Alicante (Marina)	Spain	38.339	-0.48	2016	--	--	Ulman et al. (2017)
78	Barcelona (One Ocean Port Vell)	Spain	41.376	2.187	2016	--	--	Ulman et al. (2017)
79	La Grande-Motte (Marina)	France	43.557	4.082	2016	--	--	Ulman et al. (2017)
80	Licata (Marina di Cala del Sole)	Italy	37.097	13.943	2016	--	--	Ulman et al. (2017)
81	Marina di Scarlino	Italy	42.885	10.784	2016	--	--	Unpublished in Ulman et al. (2017)
82	Msida Yacht Marina	Italy	35.896	14.493	2016	--	--	Ulman et al. (2017)
83	Palermo (Marina Villa Ignea)	Italy	38.142	13.37	2016	--	--	Ulman et al. (2017)
84	Porto Turistico Marina di Ragusa	Italy	36.781	14.546	2016	--	--	Ulman et al. (2017)
85	Riposto (Porto dell'Etna)	Italy	37.732	15.208	2016	--	--	Ulman et al. (2017)
86	Siracusa (Porto Grande)	Italy	37.063	15.284	2016	--	--	Ulman et al. (2017)
87	Valletta (Grand Harbour Marina)	Italy	35.89	14.523	2016	--	--	Ulman et al. (2017)
88	Bizerte lagoon	Tunisia	37.166667	9.833333	2016-2017	Among algae	--	Khammassi et al. (2019)
89	Bizerte lagoon	Tunisia	37.166667	9.833333	2017	<i>Cymodocea nodosa</i> leaves	--	Chebaane et al. (2018)
90	Palermo (Marina)	Italy	38.133333	13.366667	2017	--	72	Lo Brutto et al. (2018)
91	Piran Harbour	Slovenia	45.526	13.567	2017	--	--	Ferrario et al. (2018)
92	Monastir Bay	Tunisia	35.737596	10.932847	2018	Fishing farms	--	Chebaane et al. (2019)

Table S2 : Liste faunistique globale des espèces benthiques de la lagune de Marchica. D'après : Saubade, 1978 ; Clanzig, 1983 ; Guélorget et al., 1987 ; Boussalwa et al., 2000 ; Zine, 2005 ; la présente étude.

Annelides	Polychètes	<i>Nereis rava</i>
	<i>Aonides oxycephala</i>	<i>Nereis sp1</i>
	<i>Armandia cirrhosa</i>	<i>Nereis sp2</i>
	<i>Branchiomma lucullanum</i>	<i>Nerine foliosa</i>
	<i>Brania limbata</i>	<i>Notomastus sp</i>
	<i>Capitella capitella</i>	<i>Odontosyllis ctenostoma</i>
	<i>Capitella sp</i>	<i>Onuphis sp</i>
	<i>Chaetozone setosa</i>	<i>Oridia armandi</i>
	<i>Ciriformia tentaculata</i>	<i>Owenia fusiformis</i>
	<i>Cirratulus cirratus</i>	<i>Paucibranchia bellii</i>
	<i>Clymene gracilis</i>	<i>Pectinaria koreni</i>
	<i>Dasychone concharum</i>	<i>Perinereis cultifera</i>
	<i>Diopatra neapolitana</i>	<i>Phyllodoce nana</i>
	<i>Diopatra neopolitana</i>	<i>Phyllodoce pusilla</i>
	<i>Dorvillea rudophii</i>	<i>Phyllodoce sp</i>
	<i>Eulalia viridis</i>	<i>Phylo norvegicus</i>
	<i>Eunice pennata</i>	<i>Pista cristata</i>
	<i>Exogone verugera</i>	<i>Platynereis coccinea</i>
	<i>Gattyana cirrhosa</i>	<i>Platynereis dumerilii</i>
	<i>Glycera convoluta</i>	<i>Polyphthalmus pictus</i>
	<i>Glycera tridactyla</i>	<i>Praxillella gracilis</i>
	<i>Grubea pusilla</i>	<i>Prionospio cirrifera</i>
	<i>Harmothoe spinifera</i>	<i>Sabellaria alveolata</i>
	<i>Heteromastus sp</i>	<i>Scolecopsis ciliata</i>
	<i>Hydroides norvegica</i>	<i>Serpula sp</i>
	<i>Janua pagenstecheri</i>	<i>Sphaerosyllis hystrix</i>
	<i>Janua pagenstechri</i>	<i>Syllis gracilis</i>
	<i>Lagis koreni</i>	<i>Syllis krohnii</i>
	<i>Lagis sp</i>	<i>Syllis prolifera</i>
	<i>Laonome kroyeri</i>	<i>Syllis sp</i>
	<i>Leptonereis sp</i>	<i>Theostoma erstedii</i>
	<i>Lumbriconereis funchalensis</i>	Sipuncules
	<i>Lumbriconereis gracilis</i>	<i>Sipunculus sp</i>
	<i>Lumbriconereis latreilli</i>	<i>Syngnathus abaster</i>
	<i>Lumbriconereis impatiens</i>	Chordés
	<i>Lumbrineris sp</i>	Cnidaires
	<i>Magelona sp</i>	<i>Actinia sp</i>
	<i>Melinnopsis sp</i>	<i>Actinia sp2</i>
	<i>Mysta picta</i>	<i>Aurelia aurita</i>
	<i>Nephtys hombergii</i>	<i>Cnidaire sp1</i>
	<i>Nephtys incisa</i>	Crustacés
	<i>Nereis caudata</i>	Amphipodes
	<i>Nereis diversicolor</i>	<i>Ampelisca anophthalma</i>
		<i>Ampelisca diadema</i>
		<i>Amphithoe helleri</i>
		<i>Amphithoe ramondi</i>

Aora sp
Caprella acanthifera
Caprella scaura
Caprella sp
Colomastix pusilla
Corophium acutum
Corophium Insidiosum
Corophium sp
Cymodoce sp
Dexamine spiniventris
Dexamine spinosa
Elasmopus rapax
Erichthonius brasiliensis
Erichthonius punctatus
Erichthonius rubricornis
Gammarella fucicola
Gammarus aequicauda
Gammarus gp. locusta
Gammarus insensibilis
Gammarus subtypicus
Hyale perieri
Hyale schmidii
Hyperia galba ???
Kroyera carinata
Maera grossimana
Melita palmata
Microdeutopus gryllotalpa
Microdeutopus obtusatus
Monocorophium insidiosum
Phtisica marina
Protohyale schmidtii
Pseudolirius kroyeri
Stenothoe monoculoides
Urothoe pulchella
Balanomorpha
Chthamalus montagui
Cumacés
Cumella limicola
Iphinoe serrata
Decapodes
Acanthonyx tunutalus
Alpheus glaber
Athanas nitescens
Brachynotus foresti
Carcinus maenas
Carcinus sp

Galathea sp
Hippolyte inermis
Liocarcinus navigator
Macropodia rostrata
Pachygrapsus marmoratus
Pachygrapsus tansversus
Pagurus sp
Palemon elegans
Penaeus kerathurus
Processa sp
Sirpus zariquieyi
Xantho poressa
Euphausiacés
Euphausiacea
Isopodes
Armadillium sp
Bgatus stebbingi
Callianassa truncata
Cymodoce emarginata
Cymodoce spinosa
Cymodoce truncata
Dynamene bidentata
Dynamene edwardii
Idotea balthica
Idotea hertica
Jaeropsis brevicornis
Paracerceis sculpta
Sphaeroma serratum
Tyllos latreilli
Leptostracés
Nebalia sp
Tanaidacés
Apseudopsis latreillii
Chondrochelia savignyi
Leptocheilia savignyi
Parasinelobus chevreuxi
Pseudotanaïs chevreuxii ??
Tanaïs dulongii
Echinodermes
Acrocorda brachiata
Amphipholis squamata
Asterina gibbosa
Asterina sp
Cucumaria planki
Echinides (Juv)
Holothurais polii
Ophiotrix fragilis

Mollusques	<i>Ophiura ophiura</i>	<i>Mactra stultorum</i>
	<i>Paracentrotus lividus</i>	<i>Meretrix rudis</i>
	Bivalves	<i>Modiolus adriaticus</i>
	<i>Abra alba</i>	<i>Modiolus barbatus</i>
	<i>Abra nitida</i>	<i>Modiolus phaseolinus</i>
	<i>Abra ovata</i>	<i>Modiolus sp</i>
	<i>Abra segmentum</i>	<i>Moerella distorta</i>
	<i>Acanthocardia echinata</i>	<i>Musculus costulatus</i>
	<i>Acanthocardia mucronata</i>	<i>Musculus discors</i>
	<i>Acanthocardia paucicostata</i>	<i>Musculus marmoratus</i>
	<i>Acanthocardia tuberculata</i>	<i>Mytilaster lineatus</i>
	<i>Acanthocardia echinata</i>	<i>Mytilus galoprovincialis</i>
	<i>Anomia ephippium</i>	<i>Mytilus sp</i>
	<i>Arca noae</i>	<i>Notirus irus</i>
	<i>Azorinus chamasolen</i>	<i>Nucula fragilis</i>
	<i>Brachidontes marioni</i>	<i>Nucula nucleus</i>
	<i>Brachidontes minimus</i>	<i>Nucula sulcata</i>
	<i>Callista chione</i>	<i>Ostrea edulis</i>
	<i>Cerastoderma glaucum</i>	<i>Parvicardium exiguum</i>
	<i>Clamys varia</i>	<i>Pecten flexuosus</i>
	<i>Clausinella brongnarti</i>	<i>Peronidia albicans</i>
	<i>Clausinella fasciata</i>	<i>Pholas dactylus</i>
	<i>Corbula gibba</i>	<i>Pholas sp</i>
	<i>Cyclina sp</i>	<i>Pinna nobilis</i>
	<i>Donax sp</i>	<i>Pitar rudis</i>
	<i>Dosinia exoleta</i>	<i>Polititapes aureus</i>
	<i>Dosinia lupinus</i>	<i>Pollium hyalium</i>
	<i>Dosinia sp</i>	<i>Psammophila magna</i>
	<i>Esatonia rugosa</i>	<i>Ruditapes decussata</i>
	<i>Gastrana fragilis</i>	<i>Scrobicularia plana</i>
	<i>Glycymeris violascens</i>	<i>Solecutus strigillatus</i>
	<i>Gregariella opifex</i>	<i>Solen marginatus</i>
	<i>Gregariella sulcata</i>	<i>Solen siliqua</i>
	<i>Lentidium mediterraneum</i>	<i>Sphaerium sp</i>
	<i>Lima fragilis</i>	<i>Spisula subtruncata</i>
	<i>Lima inflata</i>	<i>Spondytus gaederopus</i>
	<i>Limaria tuberculata</i>	<i>Telina donacina</i>
	<i>Limaticula subauriculata</i>	<i>Tellina distorta</i>
	<i>Loripes lacteus</i>	<i>Tellina planata</i>
	<i>Loripes orbiculatus</i>	<i>Tellina pulchella</i>
	<i>Loripinus fragilis</i>	<i>Teredo utricullus</i>
	<i>Lithophaga lithophaga</i>	<i>Venerupis aurea</i>
	<i>Lucina divaricata</i>	<i>Venerupis geographica</i>
	<i>Lucina fragilis</i>	<i>Venerupis pullastra</i>
	<i>Mactra coralina</i>	<i>Venus casina</i>
	<i>Mactra glauca</i>	<i>Venus gallina</i>

Venus verucosa

Céphalopodes

Sepia orbignayana

Gastéropodes

Acera bullata

Aglaja tricolorata

Alvania cimex

Amyclina corniculum

Anisocycla pointelli

Aplysia punctata

Aplysia sp

Astraea rugosa

Alys blainvilligna

Bela laevigata

Bittium reticulatum

Bolinus brandaris

Buccinum comeum

Bulinus sp

Bulla striata

Bursatella leachii

Caecum subannulatum

Cerhitium rupestre

Cerhitium vulgatum

Chrysallida obtusa

Cingula contorta

Cingula vitrea

Clanculus cruciatus

Clanculus jussieui

Columbella rustica

Cyclope neritea

Cylichna sp

Cymatium partheopaeum

Elysia viridis

Epithonium clathrus

Epithonium communitum

Fissurella nubecula

Gibbula ardens

Gibbula cf *tumida*

Gibbula divaricata

Gibbula philberti

Gibbula richardi

Gibbula sp

Gibbula tingitana

Gibbula umbilicalis

Gibbula unmbilicaris

Haminea cf *temarana*

Haminea hydatis

Haminea navicula

Haminoea hydatis

Hexaplex trunculus

Hinia costulata

Hinia incrassata

Hinia reticulata

Hinia semistriata

Hydrobia sp

Hydrobia ulvea

Hydrobia ventrosa

Jujubinus exasperatus

Jujubinus graveina

Jujubinus sp

Junibinus striatus

Lamelaria perspicua

Liriola pectinata

Littorina neritoides

Littorina punctata

Lobiger serradifalci

Mercuria confusa

Mitra tricolor

Monodonta articulata

Monodonta turbinata

Murex trunculus

Muricopsis cristata

Nassa ferussaci

Nassa mutabilis

Nassarius comicus

Nassarius sp

Natica sp

Ocenebra aciculata

Ocenebra brandaris

Ocinerbra erinaceus

Ovatella myosotis

Oxynoe olivacea

Patella tarentina

Philine aperta

Retusa truncatella

Ringicula sp

Rissoa cf *oblongata*

Rissoa grossa

Rissoa guerini

Rissoa lineolata

Rissoa membranacea

Rissoa monodonta

<i>Rissoa parva</i>	<i>Truncatella subcylindrica</i>
<i>Rissoa similis</i>	<i>Turboella dolium</i>
<i>Rissoa variabilis</i>	<i>Turbona cimex</i>
<i>Rissoa ventricosa</i>	<i>Turbonilla cf delicata</i>
<i>Rissoa violacea</i>	<i>Turbonilla sp</i>
<i>Semicassis saburon</i>	<i>Zippora sp</i>
<i>Semicassis undalata</i>	Polyplacophores
<i>Smaragdia viridis</i>	<i>Chiton olivaceus</i>
<i>Soalrium fallaciosum</i>	<i>Lepidochiton cinereus</i>
<i>Steromphala umbilicalis</i>	<i>Middendorffia carpearum</i>
<i>Thais haemastoma</i>	Scaphopodes
<i>Tricolia pullus</i>	<i>Antalis dentalis</i>
<i>Tricolia speciosa</i>	<i>Dentalium dentalis</i>
<i>Tricolia tenuis</i>	<i>Dentalium inaquicostatum</i>
<i>Trinchesia caerulea</i>	<i>Dentalium sp</i>
<i>Tritia incrassata</i>	Plathelminthes <i>Platyhelminthes sp</i>
<i>Tritia mutabilis</i>	Pycnogonides <i>Anoplodactylus petiolatus</i>
<i>Tritia reticulata</i>	<i>Tanystylum orbiculare</i>

Résumé

Les lagunes côtières comptent parmi les habitats marins ayant la plus grande productivité biologique, jouant un rôle écologique important. Ce travail vise à améliorer les connaissances sur les communautés macrozoobenthiques de la lagune de Marchica et à évaluer l'état écologique de l'écosystème à l'aide d'indices biotiques basés sur la macrofaune benthique. La présente étude se base sur l'échantillonnage de 28 stations prélevées durant l'automne, l'hiver, le printemps et l'été 2015. Les résultats de l'analyse environnementale ont montré une variabilité spatiale et saisonnière des paramètres abiotiques et édaphiques. Les herbiers de la phanérogame marine *Cymodocea nodosa* sont moins représentés dans la lagune révélant une nette régression. La caractérisation de cet herbier (phénologie sur la biométrie des feuilles, la surface foliaire et la biomasse) dans les cinq stations sélectionnées montre une variation saisonnière significative avec un maximum au printemps et en été et un minimum en hiver. Selon l'analyse de la composition de la communauté benthique, on constate que la lagune de Marchica présente une faune benthique relativement riche et diversifiée par rapport aux lagunes méditerranéennes. Parmi les espèces identifiées, nous avons rapporté le premier enregistrement de deux espèces non-indigènes (NIS) *Caprella scaura* et *Paracerceis sculpta* qui sont bien établies dans la lagune. L'activité maritime est le vecteur le plus probable de l'introduction de ces deux NIS. La distribution spatio-temporelle des assemblages de macrozoobenthos, semble être principalement conditionnée par la profondeur, les variables sédimentaires et la présence ou l'absence de végétation. Cinq indices biotiques AMBI, M-AMBI, BENTIX, BOPA et BITS ont été appliqués pour évaluer le statut écologique de la Marchica. Les résultats de l'accord/désaccord entre ces indices montrent un statut de qualité "acceptable" pour la majorité des stations. Néanmoins, afin de tester plus précisément la performance des indices biotiques, une approche de surveillance à long terme prenant en compte les descripteurs biotiques et abiotiques est fortement recommandée.

Mots- clés : Lagune méditerranéenne ; Macrofaune benthique ; Invasion biologique ; Facteurs environnementaux ; Herbiers marins ; Patrons de distribution ; Statut écologique.

Abstract

Coastal lagoons are considered among the marine habitats with the highest biological productivity, playing an important ecological role. This work aimed at improving the knowledge on macrozoobenthic communities within the Marchica lagoon, and evaluating the ecological status of the ecosystem using biotic indices based on benthic macrofauna. The present study was based on 28 stations sampled during autumn, winter, spring and summer 2015. The results of the environmental analysis, showed a spatial and seasonal variability in abiotic and edaphic parameters. The meadows of the seagrass *Cymodocea nodosa* are less represented in the lagoon revealing that the spatial distribution of the seagrass *C. nodosa* has undergone a strong regression. The characterization of this seagrass (phenology on leaf biometrics, the leaf surface and the biomass) in the five selected stations show a clear significant seasonal variation with a maximum in spring and summer and a minimum in winter. According to the analysis of the composition of benthic community, it can be seen that the Marchica presents a relatively rich and diversified benthic fauna compared to the Mediterranean lagoons. Among the identified species, we have reported the first record of two non-indigenous species (NIS), the invasives *Caprella scaura* and *Paracerceis sculpta*, which are well established in the lagoon. Shipping activity was the most likely vector for the introduction of those two NIS. The spatio-temporal distribution of macrozoobenthos assemblages seems to be mainly controlled by a depth, sediment variables and the presence or absence of vegetation. The benthic classification indices AMBI, M-AMBI, BENTIX, BOPA and BITS were performed to assess the ecological status of the Marchica lagoon. The results of the agreement/disagreement between the biotic indices exhibits an "acceptable" quality status for the majority of stations. Nevertheless, in order to test more accurately the performance of biotic indices, a long-term monitoring approach of taking biotic and abiotic descriptors into account is strongly recommended.

Key Words: Mediterranean lagoon; Benthic macrofauna; Bioinvasion; Environmental factors; Seagrasses; Distribution patterns; Ecological status.