

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل
École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral



Mémoire de fin d'études en vue de l'obtention du diplôme
d'Ingénieur et Master en Sciences de la Mer
Option : Biodiversité et gestion des écosystèmes

Thème :

Bioévaluation de la qualité écologique des eaux marines côtières par
utilisation des peuplements macroalgues

Présenté par :

Mlle AIT KACI Lydia

Mlle OUKIL Aida

Soutenu le 28/09/2022, devant le jury composé de :

M. AIT SAIDI A.	MCB	ENSSMAL	Président
M. KABRANE A.	MAA	ENSSMAL	Promoteur
Mme BAHBAH L.	MAB	ENSSMAL	Examinatrice
Mme LAHMER N.	MAA	ENSSMAL	Examinatrice

Année universitaire : 2021- 2022

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل
École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral



Mémoire de fin d'études en vue de l'obtention du diplôme
d'Ingénieur et Master en Sciences de la Mer
Option : Biodiversité et gestion des écosystèmes

Thème :

Bioévaluation de la qualité écologique des eaux marines côtières par
utilisation des peuplements macroalgaux

Présenté par :

Mlle AIT KACI Lydia

Mlle OUKIL Aida

Soutenu le 28/09/2022, devant le jury composé de :

M. AIT SAIDI A.	MCB	ENSSMAL	Président
M. KABRANE A.	MAA	ENSSMAL	Promoteur
Mme BAHBAH L.	MAB	ENSSMAL	Examinatrice
Mme LAHMER N.	MAA	ENSSMAL	Examinatrice

Année universitaire : 2021- 2022

Remerciements

En premier lieu, on souhaiterait adresser nos remerciements aux personnes ayant contribué de près ou de loin, à leur manière et à des degrés différents, à l'élaboration et à l'accomplissement de ce mémoire, Il s'agit pour nous, d'un devoir spontané de reconnaissance et de gratitude, envers toutes les personnes sans lesquelles ce mémoire n'aurait pas pu prendre forme, Ce travail est aussi le leur.

On est très reconnaissantes à **M. KABRANE**, d'avoir proposé un sujet intéressant et pertinent et de nous avoir permis d'apporter notre modeste contribution à ce travail, ainsi que d'avoir accepté de diriger ce travail malgré ses multiples occupations. Son implication dans ce travail, ses conseils ainsi que sa constante sollicitude, auront été indispensables à la bonne réalisation de ce mémoire.

Nous tenons à remercier **M. AIT SAIDI** de nous avoir fait le grand honneur d'accepter la présidence du jury, qu'il trouve ici l'expression de notre profond respect, Un grand merci également à **Mme LAHMER** et **Mme BAHBAH** qui ont bien voulu faire partie du jury et d'apporter leurs vives contributions à l'enrichissement de ce travail par leurs commentaires constructifs, leur bon sens et leur expérience.

Nos plus vifs remerciements à **Mme MEKDAHI** qui a bonifié l'atmosphère au laboratoire.

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements

Liste des figures

Liste des tableaux

Acronymes et abréviations

Résumé

INTRODUCTION.....	1
1. LES MACROALGUES : BIOINDICATEURS DE LA QUALITÉ DES EAUX MARINES.....	4
2. LOCALISATION ET DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE.....	5
2.1 SITUATION GÉOGRAPHIQUE.....	6
2.2 CLIMATOLOGIE.....	6
2.3 COURANTOLOGIE.....	7
2.4 HYDROGRAPHIE.....	7
2.5 SÉDIMENTOLOGIE.....	7
2.6 SOURCES DE NUISANCES DANS LA BAIE.....	8
1. STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE.....	10
2. LOCALISATION DES SITES ÉTUDIÉS.....	11
2.1 AÏN TAGOURAIT (AT).....	11
2.2 PLAGE BERARD (BR).....	11
2.3 BOU-ISMAÏL (BI).....	11
2.4 AÏN BENIAN (AB).....	12
3. DEGRÉ D'ANTHROPISATION DES SITES ÉTUDIÉS.....	12
4. ÉCHANTILLONNAGE ET TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS.....	14
4.1 ÉCHANTILLONNAGE.....	14
4.2 TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS.....	15
5. ÉTUDE STRUCTURELLE.....	16
5.1 PARAMÈTRES ANALYTIQUES.....	16
5.1.1 LE RECOUVREMENT (R).....	16
5.1.2 LE COEFFICIENT T.....	17
5.1.3 LE COEFFICIENT Q.....	18
5.2 LES PARAMETRES SYNTHETIQUES.....	18
5.2.1 LE RECOUVREMENT MOYEN GLOBAL (RMG).....	18
5.2.2 LA DOMINANCE QUALITATIVE (DQ _i).....	18

5.2.3	LA DOMINANCE QUANTITATIVE (DR_i)	18
5.2.4	LES INDICES DE DIVERSITÉ	18
5.2.5	L'INDICE DE SIMILITUDE DE SORENSEN	19
5.2.6	INDICE DE DISSIMILARITE DE BRAY-CURTIS	20
5.2.7	DIAGRAMMES RANG-FRÉQUENCE (DRF)	20
6.	ÉTUDE FONCTIONNELLE : INDICE D'ÉVALUATION ÉCOLOGIQUE (EEI-c)....	21
7.	INDICE DES PRESSIONS ANTHROPIQUES MA-LUSI	25
1.	INVENTAIRE FLORISTIQUE	27
2.	VARIATION DES RAPPORTS D'ABONDANCES INTERGROUPE DES SITES ÉTUDIÉS	34
3.	VARIATION DES RAPPORTS DE DOMINANCES INTERGROUPE DES SITES ÉTUDIÉS	36
4.	ÉTUDE DE LA SIMILARITÉ DES SITES ÉTUDIÉS	37
5.	INDICES DE DIVERSITÉ	39
6.	ETUDE FONCTIONNELLE : L'INDICE D'ÉVALUATION ÉCOLOGIQUE CONTINU (EEI-c).....	42
7.	RELATION ENTRE L'INDICE BIOTIQUE (EEI-c) ET L'INDICE DE PRESSION (MA-LUSI).....	43
8.	DISCUSSION GÉNÉRALE	44
	Conclusion.....	45
	CONCLUSION	46
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	48
	ANNEXES	I

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Situation géographique et localisation de la baie de Bou-Ismaïl (AIT KACI et OUKIL, 2022 ; originale ; ArcGIS).....	6
Figure 2: Localisation des stations d'étude (AIT KACI et OUKIL, 2022 ; originale ; ArcGIS)	11
Figure 3: Quadrats utilisés pour les prélèvements (AIT KACI et OUKIL, 2022).	15
Figure 4: Schéma de quadrat utilisé pour l'estimation du recouvrement.	17
Figure 5: Evolution théorique de l'allure des diagrammes rang - fréquence selon les stades de la succession écologique notés 1, 2 et 3 sur le graphique (d'après FRONTIER (1976) ; modifiée).	21
Figure 6: Modèle conceptuel de deux états stables alternatifs de communautés macroalgales à travers un gradient d'état écologique dans les eaux côtières. Une vision conventionnelle (A) et dynamique (B) des changements successoraux (Modifié à partir de ORFANIDIS <i>et al.</i> , 2005, 2008 ; VIAROLI et COLL., 2008).	22
Figure 7: Groupes d'état écologique.....	23
Figure 8: Variation des proportions de rapports d'abondances intergroupes des sites étudiés. 34	
Figure 9: Variation des proportions de rapports de dominances intergroupes des sites étudiés.	36
Figure 10: Diagrammes Rangs-Fréquences des sites d'étude.....	41
Figure 11 : Carte synthétique des indices structuraux et fonctionnels suivant un gradient d'anthropisation. (AIT KACI et OUKIL, 2022 ; originale)	44

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Définition de trois classes de qualité des eaux côtières sur la base du phytobenthos en référence à la DCE (ANON, 2000 ; <i>in</i> KABRANE, 2012).....	5
Tableau 2: Tableau comparatif de données relatives aux stations d'études (HADJ-TAHER et REBAI, 2021 ; modifié).....	13
Tableau 3: Limites de la classe d'état écologique des eaux de transition et des eaux côtières selon la formule continue de l'indice d'évaluation écologique (EEI-c) appliquée dans les valeurs théoriques (ORFANIDIS <i>et al.</i> , 2011).	24
Tableau 4: Inventaire floristique des taxons recensés dans la zone d'étude : Aïn Tagourait (AT), Bérard (BR), Bou-Ismaïl (BI) et Aïn Benian (AB) (1 = présence , 0 = absence).	28
Tableau 5: Indices de similarités calculés entre les sites.	38
Tableau 6: Récapitulation des indices de diversités estimés pour les stations Aïn Tagourait, Bérard, Bou-Ismaïl et Aïn Benian.....	39
Tableau 7: Indice d'évaluation écologique EEI-c et l'état écologique EQR des quatre sites d'étude.....	42
Tableau 8: Valeurs obtenues pour le Ratio de Qualité Écologique (EQR) et l'indice de pression anthropique (MA-LUSI) pour les quatre sites d'étude.....	43

LISTE DES ABREVIATIONS

DCE : Directive-Cadre sur l'Eau

BQE : *Biological Quality Elements*

AT : Aïn Tagourait

BR : Bérard

BI : Bou Ismaïl

AB : Aïn Benian

CNL : Commissariat National du Littoral

EI : *Ecological Evaluation Index*

CARLIT : *Cartography of Rocky-shore Littoral communities*

EI-c : *Ecological Evaluation Index -continuous*

EQR : *Ecological Quality Ratio*

ESG : *Ecological Status group*

ESC : *Ecological Status Classes*

ONM : Office National de Météorologie (Algérie)

ONS : Office National des Statistiques

PAC : Programme d'Aménagement Côtier

WoRMS : *World Register of Marine Species*

INTRODUCTION

INTRODUCTION

Le manque de systèmes de traitement des eaux usées, en particulier pour l'élimination des nutriments dans certaines zones, et les émissions de polluants industriels, maritimes et agricoles constituent des menaces pour l'océan, notamment sur les plans de la sécurité alimentaire, de l'innocuité des aliments et du maintien de la biodiversité marine. Les déchets marins, dont 80% sont d'origine terrestre, constituent un problème particulier. Bien que les efforts aient été faits à l'échelle de la planète, les dispositifs de contrôle pour beaucoup de polluants sont inadéquats, et les mécanismes connexes efficaces de limitation de la quantité de substances dangereuses et d'application de ces mesures sont insuffisants (NATIONS UNIES, 2017).

Pour lors, plusieurs outils de bio-évaluation ont été développés ou adaptés aux exigences de la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE) en utilisant différents éléments de qualité biologique, tels que le phytoplancton, les macroalgues, les herbiers marins et le macrozoobenthos (BIRK *et al.*, 2012). Les macroalgues ont été indiquées comme élément de qualité biologique (BQE) pour les fonds rocheux côtiers, car les assemblages de macroalgues sont largement reconnus comme un bon indicateur écologique pour les enquêtes de surveillance et les études d'évaluation des impacts (ARÉVALO *et al.*, 2007; KRAUSE-JENSEN *et al.*, 2007 ; PINEDO *et al.*, 2007; SCANLAN *et al.*, 2007) ; WELLS *et al.*, 2007 ; JUANES *et al.*, 2008)., ; GUINDA *et al.*, 2008 ; DÍEZ *et al.*, 2012 ; NETO *et al.*, 2012).

L'évaluation biologique de la qualité des eaux en Algérie avait commencé par l'étude de l'impact de la pollution sur la fraction algale des peuplements benthiques, ainsi que la mise en évidence d'espèces ou groupes d'espèces indicatrices de pollution, en fonction de leur disparition, ou de leur prolifération, en relation avec la qualité des eaux marines côtières (KADARI-MEZIANE, 1994 ; OULD-AHMED, 1994 ; SERIDI, 2007 et SERIDI *et al.*, 2007 ; BENALI, 2010; KARALI, 2010 ; KABRANE, 2012).

CHABANE (2019) a étudié dans un aspect spatio-temporel la biodiversité et le fonctionnement des peuplements algaux benthiques des côtes algéroises, en utilisant l'indice d'évaluation écologique EEI-c pour la surveillance des masses d'eau marines.

BAHBAH (2020) a cartographié les peuplements algaux photophiles infralittoraux de la région algéroise afin d'évaluer l'impact des effluents sur les masses d'eau côtières en appliquant l'indice CARLIT.

INTRODUCTION

BENDIBA (2020) , HADJ-TAHER et REBAI (2021) se sont intéressées à la dynamique des peuplements macroalgaux en relation avec la qualité écologique des masses d'eau côtières.

Le présent travail s'inscrit dans le même contexte : une évaluation de la qualité écologique des masses d'eau côtières par utilisation des macroalgues suivant un gradient probable d'anthropisation, a été réalisé, en combinant des observations ponctuelles sur deux années (2020, 2021) de quatre sites d'étude.

CHAPITRE I

GÉNÉRALITÉS

1. LES MACROALGUES : BIOINDICATEURS DE LA QUALITÉ DES EAUX MARINES

La notion de bioindicateur désigne une espèce ou une population qui, du fait des particularités écologiques des espèces composant l'assemblage, est apte à rendre compte de façon intégrée dans le temps de l'ambiance écologique régnant dans un milieu aquatique et à révéler précocement des modifications biotiques ou abiotiques de l'environnement (NAULEAU, 1988).

La bioindication est donc une science basée sur l'utilisation d'organismes vivants pour évaluer les conditions environnementales d'un environnement donné, à l'aide de nombreux outils (bioindicateurs, biomoniteurs, bioaccumulateurs, biomarqueurs, etc.) et permettant la gestion et le maintien des écosystèmes marins côtiers (BOURI *et al.*, 2021).

Parmi les différents bioindicateurs, les macroalgues peuvent être utilisées pour évaluer la qualité écologique des eaux marines côtières (BOURI *et al.*, 2021) et sont considérées comme étant un excellent indice de la qualité de l'eau (BALLESTEROS *et al.*, 2007). En raison de leur condition sessile, elles intègrent les effets d'une exposition à long terme aux polluants, ce qui entraîne une modification de la structure des assemblages liée à une diminution de l'espèce la plus sensible et son remplacement par des espèces très tolérantes (ERIKSSON *et al.*, 2002 ; GORGULA et CONNELL, 2004 ; KAREZ *et al.*, 2004 ; KRAUFVELIN *et al.*, 2006 ; PINEDO *et al.*, 2007).

Les composantes biologiques du benthos intègrent les caractéristiques écologiques locales, soumises à des fluctuations d'origine naturelles ou anthropique (pollutions, industriels, aménagements, etc). Il constitue ainsi, un témoin permanent de l'environnement au niveau de l'infralittoral (GRAY *et al.*, 1992). Ces organismes se révèlent être particulièrement adaptées pour l'évaluation de la qualité de l'environnement côtier dans lequel ils se développent (PEARSON *et al.*, 1983 ; PEARSON et ROSENBERG, 1978 ; WARWICK et CLARKE, 1993 ; DAUER, 1993 ; FANO *et al.*, 2003) du fait de l'accessibilité de leur biotope, ainsi que de la forte exposition de ce dernier aux impacts anthropiques (BENALI, 2010).

La composition taxonomique des macroalgues est importante pour la structure et les fonctions caractérisant les communautés côtières marines et, par conséquent, elle a une influence sur la dynamique et les changements survenant dans les environnements côtiers. Inversement, il est également connu que la richesse en espèces, la composition taxonomique et l'abondance de certaines espèces de macroalgues dans les communautés de rivages rocailloux intertidaux (proportion de la couverture des opportunistes par rapport à la couverture totale) peuvent refléter les changements résultant des altérations de la qualité de l'eau (LIMA *et al.*, 2017).

Ces caractéristiques ont permis à la Directive-Cadre sur l'eau (DCE, 2000/60/CE) - une législation environnementale européenne – de recommander l'utilisation des macroalgues marines comme l'un des éléments biologiques clés à prendre en compte dans la détermination de l'état de la qualité écologique des masses d'eau côtières (ORFANIDIS *et al.*, 2003 ; PANAYOTIDIS *et al.*, 2004 ; BALLESTEROS *et al.*, 2007 ; JUANES *et al.*, 2008) ; trois cas de figure ont été posés, en prenant en compte les macrophytes comme le montre le Tableau 1.

Tableau 1: Définition de trois classes de qualité des eaux côtières sur la base du phytobenthos en référence à la DCE (ANON, 2000 ; *in* KABRANE, 2012).

	Très bon état	Bon état	Etat moyen
Algues macroscopiques et angiospermes	<p>Tous les taxons d'algues microscopiques et d'angiospermes sensibles aux perturbations et associés aux conditions non perturbées sont présents.</p> <p>Les niveaux de couverture d'algues macroscopiques et l'abondance d'angiospermes correspondent aux conditions non perturbées.</p>	<p>La plupart des taxons d'algues macroscopiques et d'angiospermes sensibles aux perturbations et associés aux conditions non perturbées sont présents.</p> <p>Le niveau de couverture d'algues macroscopiques et l'abondance d'angiospermes montrent de légers signes de perturbation..</p>	<p>Un nombre modéré de taxons d'algues macroscopiques et d'angiospermes sensibles aux perturbations et associés aux conditions non perturbées sont absents.</p> <p>La couverture d'algues macroscopiques et l'abondance d'angiospermes sont modérément perturbées et peuvent être de nature à entraîner une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans la masse d'eau.</p>

Sur la base des exigences de la DCE, plusieurs méthodes ont été développées, chacune avec ses propres avantages, pour évaluer l'état écologique des eaux de transition et des eaux côtières dans différentes parties de l'Europe (IVEŠA *et al.*, 2009).

Dans l'écorégion méditerranéenne, deux indices biotiques différents basés sur les assemblages de macroalgues ont été adoptés pour évaluer l'état de la qualité écologique des masses d'eau dans le cadre de la DCE : l'indice CARLIT - *Cartography of Rocky-shore Littoral Communities* - : BALLESTEROS *et al.*, 2007 ; MANJIALAJO *et al.*, 2007) et l'EEI - *Ecological Evaluation Index* - : (ORFANIDIS *et al.*, 2001, 2003, 2011 ; PANAYOTIDIS *et al.*, 2004).

2. LOCALISATION ET DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE

La présente étude concerne la baie de Bou-Ismaïl (ex Golfe de Castiglione), l'une des plus importantes de la côte algérienne, située dans la partie centrale du littoral algérien, dépendant administrativement des wilayas d'Alger et de Tipaza et comprenant 11 communes littorales (Figure 1). Elle est essentiellement constituée par des côtes rocheuses indentées, prolongées en

récifs, îlots, écueils et falaises. Le reste de la côte correspond au domaine des plages et des cordons dunaires (BAKALEM *et al.*, 2003).

2.1 SITUATION GÉOGRAPHIQUE

La baie de Bou-Ismaïl est située à l'ouest d'Alger ; elle est limitée dans sa partie Est par le promontoire de Ras-Acrata et dans sa partie Ouest par le cap du Mont Chenoua.

Dans ce vaste domaine maritime, se trouve incluse la baie d'El Djamilia. La baie couvre une superficie de 350 Km² avec une large ouverture atteignant 40 Km orientée du Sud-Ouest au Nord-Est, soit 2° 54 Est et 36° 48 Nord à 2° 24 Est et 36° 38 Nord. La longueur du plateau continental de la baie se rétrécit au niveau des caps (2km à 3km) et s'élargit au milieu de la baie –10km en face du Mazafran - (CADASTRE, 2004).

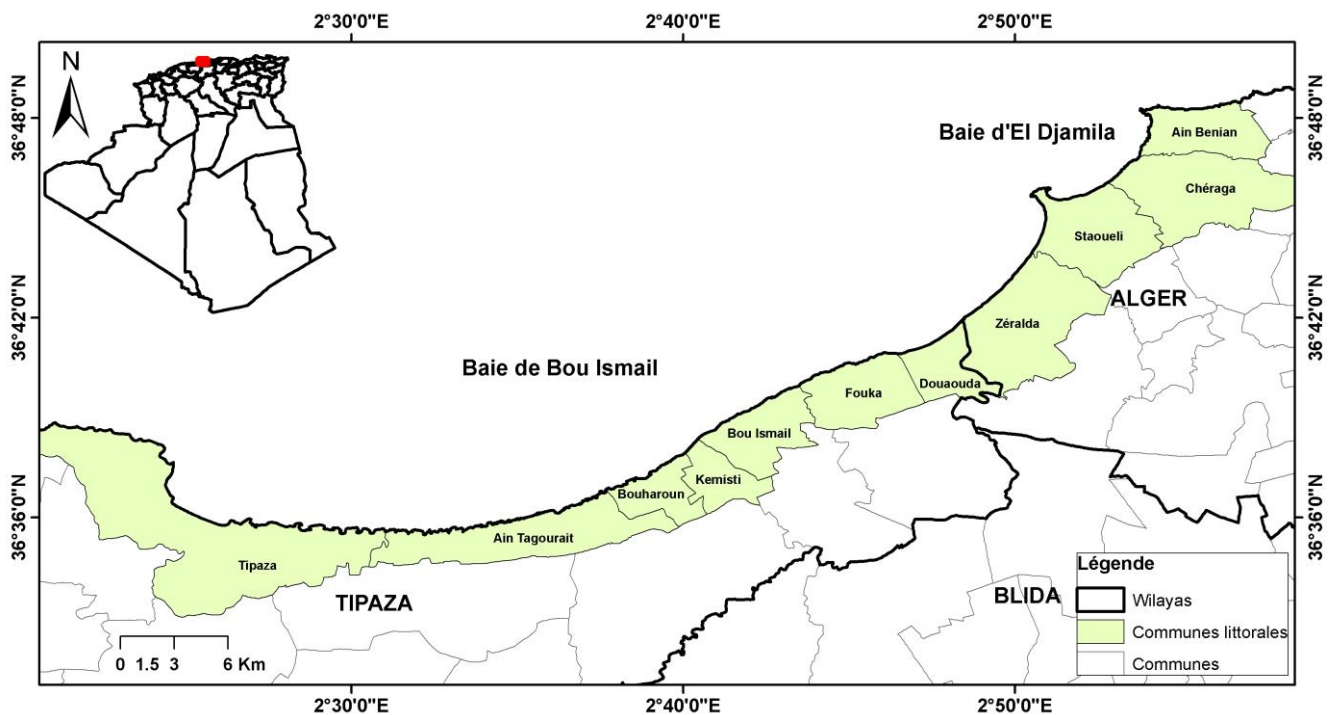


Figure 1: Situation géographique et localisation de la baie de Bou-Ismaïl (AIT KACI et OUKIL, 2022 ; originale ; ArcGIS)

2.2 CLIMATOLOGIE

Le climat méditerranéen dont jouit la région de Bou-Ismaïl se caractérise par la succession de deux saisons nettement contrastées. Elle appartient à l'étage bioclimatique subhumide (PAC, 2016).

Sur le littoral, les amplitudes thermiques sont tempérées par la mer, la température ne descend pratiquement jamais en dessous de 0°C et ne dépasse guère 40°C. La température moyenne est de 10° en Janvier et 25° en Août (PAC, 2016).

2.3 COURANTOLOGIE

La baie est baignée par les eaux du courant algérien qui est d'origine Atlantique (MILLOT, 1999). Ce courant instable relativement étroit (30 à 50 km de largeur) et profond (200 à 400m) tend à s'élargir et s'épaissir en progressant vers l'Est avec une vitesse de quelques kilomètres par jour, ou par mois, dans certains cas, en induisant à l'intérieur des côtes des méandres tourbillonnaires anticycloniques (MILLOT, 1999). Lorsque la branche amont quitte la côte, cela engendre des remontées d'eaux (*upwelling*) froides et riches en chlorophylle (MILLOT *et al.*, 1997) ; (MILLOT et TAUPIER-LETAGE, 2005). Ces derniers favorisent une forte production biologique qui augmente les capacités trophiques du milieu.

2.4 HYDROGRAPHIE

Au niveau de la baie de Bou-Ismaïl, trois oueds à régime irrégulier s'y déversent et l'alimentent en apports terrigènes :

L'oued Mazafran : C'est l'oued le plus important de la région. Il draine un bassin versant de 1850 km² (partie ouest de la Mitidja), son débit solide est estimé entre 1400 et 1800 t/km², tandis que son débit liquide à 43.8 millions m³/an (AMAROUCHE, 2005). Ce oued se jette au niveau d'une petite plage sablonneuse, située à 30 km d'Alger, entre Zéralda et Douaouda.

L'oued Nador : situé dans sa partie occidentale, il possède un bassin versant d'une superficie de 200 à 300 Km². Avec un débit liquide de 28 millions m³/an (0,89 m³/s), il débouche sous forme d'un collecteur dans la petite baie du Chenoua, entre Djebel Chenoua et Tipaza. Il regroupe trois oueds qui jouent un rôle important dans les apports en eaux usées (AMAROUCHE, 2005).

L'oued de Beni-Messous : avec son débit réduit (0.245 m³/s), il ne participe que faiblement à l'enrichissement de cette baie. Il se situe entre El-Djamila et Club des pins à 18 Km à l'ouest d'Alger (AMAROUCHE, 2005).

2.5 SÉDIMENTOLOGIE

La baie de Bou-Ismaïl est caractérisée par les sables grossiers au niveau de l'embouchure de l'oued Mazafran jusqu'à une profondeur de 25m. Au-delà de ce dépôt fluvio-marin et jusqu'à une profondeur de 10 à 15m, les sables moyens ne réapparaissent qu'au niveau de Khemisti sur une zone étroite continue jusqu'à Tipaza (AL SID CHIKH *et al.*, 2009).

Une bande de sable fin apparaît au large de Sidi-Fredj et Palm Beach à moins de 2m de profondeur et tapisse le fond de 15m à 25m tout le long de la baie. Parallèlement à ces facies, les sables fins vaseux longent la côte entre 25 à 40m de profondeur. On y trouve également un dépôt de sable moyen et de gravier au large de Sidi-Fredj (2 à 3 Km) (LEM, 1998 ; *in* BACHARI, 2009).

2.6 SOURCES DE NUISANCES DANS LA BAIE

La région de Bou-Ismaïl est une zone aux multiples vocations : touristique, agricole et industrielle. Sa façade maritime est soumise aux rejets domestiques qui s'affluent directement dans le milieu marin sans aucun traitement au préalable à l'exception de Aïn Benian où il existe désormais une station d'épuration (STEP) (LEM, 1998 ; *in* BACHARI, 2009).

Les oueds constituent des collecteurs des polluants résultant des activités humaines, industrielles et agricoles (BAHBAH, 2020). Ils affectent la nature des fonds, interviennent sur les paramètres physico-chimiques de la zone de l'embouchure, et conditionnent donc l'abondance et la diversité de ses peuplements (AMAROUCHE, 2005).

La baie de Bou-Ismaïl est caractérisée par une agriculture bien développée. Les conditions agropédologiques offrent des terres fertiles et des sols cultivables du fait de leur profondeur et de leur texture fine en utilisant des pesticides qui polluent la nappe phréatique par infiltration au niveau des vallées alluviales sublittorales de cette zone (OUAHIL, 2017).

Plus d'une centaine d'exploitations agricoles dont les sols sont traités par des produits phytopharmaceutiques et fertilisés par des engrais à base de nitrate, de phosphate et de potassium, ou de produits à base de cuivre ont été recensés aux environs de l'oued Mazafran. Tous ces produits contaminent les oueds et rejoignent les eaux superficielles marines par le biais du ruissellement (AMAROUCHE, 2005).

D'un autre côté, la région de Bou-Ismaïl comporte plusieurs activités industrielles qui font partie de catégories diverses telle la métallurgie, la chimie générale, et autres tanneries, unités de textiles, de produits cosmétiques et pâte à papier (AMAROUCHE, 2005).

Il y a lieu de souligner aussi que la baie a été exposée aux aménagements côtiers qui causent des dégâts sur les communautés benthiques par les remblayages incessants et l'apport de matériaux et produits artificiels. À tout cela s'ajoute la pollution dérivant des ouvrages portuaires existants dans la baie (OUAHIL, 2017).

CHAPITRE II

MATÉRIEL ET MÉTHODES

1. STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

Une méthode d'échantillonnage adéquate doit parvenir, à une estimation la plus précise possible des paramètres étudiés et de leur variabilité en prenant en compte les connaissances préalables du milieu et les contraintes logistiques - temps, matériel, ressources, etc. (BLANCHET, 2004).

La stratégie adoptée, au niveau des quatre sites investis, est basée pour l'essentiel sur des observations *in situ*, prélèvements et mesures bionomiques, afin de comprendre la relation de causalité entre la structure/fonctionnement des peuplements macroalgaux, et la qualité écologique des eaux côtières ; les résultats obtenus permettent de comparer l'état écologique des sites prospectés.

Le choix des sites est motivé par la probabilité de trouver un gradient d'anthropisation, suggérant que les stations d'étude seraient soumises à des pressions anthropiques différentes.

L'étage infralittoral est la zone la plus riche et la plus diversifiée en faune et en flore marines ; ceci est dû aux conditions favorables d'éclairement qui s'amenuisent en descendant vers les étages inférieurs (PERES et PICARD, 1964).

La limite supérieure de l'étage infralittoral est le niveau à partir duquel, les peuplements sont, soit toujours immergés, soit très rarement émergés.

La méthodologie de quadrat est la mieux préconisée pour ce genre d'étude : elle permet, à la fois, d'avoir un aspect qualitatif et quantitatif des peuplements macroalgaux de substrat dur.

La surface du quadrat ne doit pas être inférieure à "l'aire minimale" définie par (PERES et PICARD, 1964) comme étant la plus petite surface sur laquelle la quasi-totalité des espèces de peuplement se trouvent réunies simultanément ; elle doit être supérieure à 0,25m², et excède exceptionnellement le 1m² (PERES et PICARD, 1964).

Le présent travail se soucie d'étudier la variabilité spatiale des peuplements macroalgaux, qui consiste en un prélèvement ponctuel sur quatre stations d'étude distantes et supposées être exposées à différents niveaux de stress environnementaux et pour une période allant de 2020 à 2021.

2. LOCALISATION DES SITES ÉTUDIÉS

L'échantillonnage a été effectué au niveau de quatre stations différentes (Figure 2) : Aïn Tagourait (cultemare), Bérard, Bou-Ismaïl et Aïn Benian (Ilot).

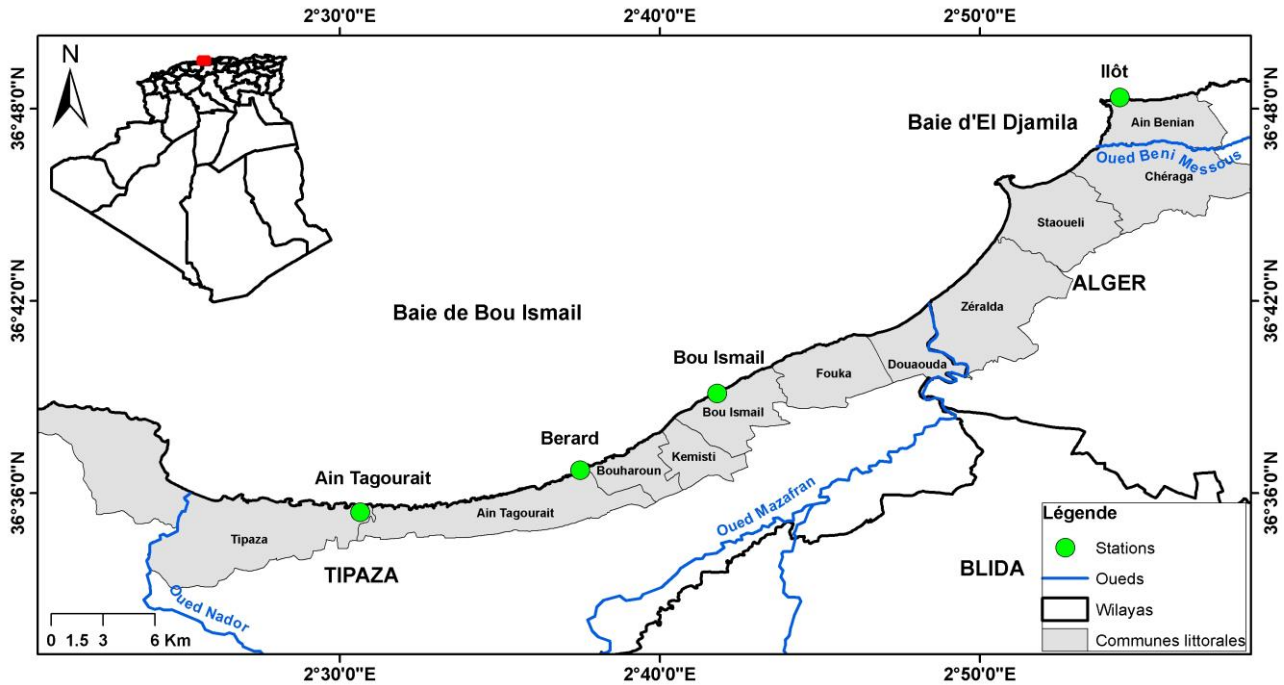


Figure 2: Localisation des stations d'étude (AIT KACI et OUKIL, 2022 ; originale ; ArcGIS)

2.1 AÏN TAGOURAIT (AT)

Le premier site d'échantillonnage correspond à la ferme aquacole "Cultmare" plus précisément à proximité de la plage (36°59'16.2"N 2°51'11.8"E) qui se situe à l'anse de kouali 3, à 6km à l'Est de Tipaza. Elle occupe une surface de 5km² environ. L'aspect de ce site apparaît comme un estran rocheux assez long (environ 30m de long). C'est une plage qui connaît une affluence croissante, notamment en période estivale.

2.2 PLAGE BERARD (BR)

La deuxième station d'échantillonnage correspond à la plage "Bérard" (36°36'42.8"N 2°37'29.4"E), située à l'entrée de la commune de Aïn Tagourait La zone est limitée à l'ouest par la ferme Sarl Elevage Aquacole de la Méditerranée (Sarl EAM) - présentement fermée-, et à l'est par la plage Mahieddine (plage Suisse).

2.3 BOU-ISMAÏL (BI)

Le troisième point d'échantillonnage correspond à la plage "pailote" aux coordonnées géographiques 36°39'06.8"N 2°41'46.5"E. Il s'agit d'une plage avec un fond marqué par une

CHAPITRE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES

succession de faciès rocheux et sablonneux ; des dépôts meubles surplombent souvent un socle rocheux.

Cette station se trouve à l'intérieur de la ville de Bou-Ismaïl ; elle est densément peuplée, avec un trafic important, et des émissaires urbains sauvages.

2.4 AÏN BENIAN (AB)

La quatrième station concerne plus exactement la plage "Ilot" (36°48'21.3"N 2°54'21.7"E), sise à quelques encablures du Ras Acrata (limite Est de la Baie d'El-Djamila), et constitue une limite orographique avec le port d'El Djamila (ex La Madrague).

C'est une plage qui est en partie sablonneuse, et compte un long platier rocheux. Cette circonscription côtière s'étend sur une superficie de 1326.5 ha, avec un domaine littoral couvrant 906,5 ha et un linéaire côtier de 9,47 km qui a fait d'elle une zone attractive (CADASTRE, 2004). Aïn Benian n'échappe pas à la tendance générale à la littoralisation : l'effet conjugué d'un tissu urbain chaotique et de l'érosion côtière menace la stabilité de la côte, ainsi que tous les systèmes inféodés (P.A.C, 2005). Elle fait partie des ZET (Zones d'Expansion Touristique : définie par la loi du 17.02.2003 relative au développement durable) et intègre le schéma global du Programme d'Aménagement Côtier (PAC) de la région algéroise.

3. DEGRÉ D'ANTHROPISATION DES SITES ÉTUDIÉS

Le tableau comparatif suivant (Tableau 2) illustre une variété de données (ex. : démographie, urbanisation, proximité des sources de pression telles que les ports et les unités industrielles...) relatives aux communes respectives des sites prospectés (Aïn Tagourait, Bou-Ismaïl, Aïn Benian). Les données disponibles pour le site de Aïn Tagourait sont aussi bien valables pour Bérard du fait de leur appartenances à la même circonscription (Aïn Tagourait). Une telle approche permet d'avoir une idée générale sur le degré d'anthropisation des sites prospectés, et ce, malgré l'accès difficile à des données actualisées. Cela permet également de tirer quelques observations s'agissant d'un possible gradient « gradient d'anthropisation », depuis Aïn Tagourait, jusqu'à Aïn Benian.

CHAPITRE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES

Tableau 2: Tableau comparatif de données relatives aux stations d'études.

(+ : loin, ++ : moyennement proche, +++ : très proche)

Données \ Sites	Aïn Tagourait	Bou-Ismaïl	Aïn Benian	Références
Surface	26,18 km ²	14,00 km ²	13,26 km ²	(O.N.S, 2011)
Nombre d'habitat	10 411 hab	41 684 hab	68 354 hab	
Densité	397,7 hab/km ²	2 977,4 hab/km ²	5155 hab/km ²	
Urbanisation	Semi – Urbaine	Suburbaine	Suburbaine	
Les agglomérations				
Distance entre les agglomérations (interdites au moins de 3km sur le littoral)	Non conforme	Non conforme	Non conforme	(P.A.C, 2006)
Secteurs d'activités économiques (entités)				
Industrie	16	133	29	(P.A.C, 2006) (BABOURI, 2013) (A.P.P.L, 2010)
Commerce	108	602	/	
Services	98	310	/	
Proximité de ports*				
*les plus importants de la zone par rapport à la concentration de la flottille et les quantités débarquées				
Port de Bou Haroun	+++	+++	+	(P.A.C, 2006) (BABOURI, 2013)
Port de Khemisti	+++	+++	+	
Port de Tipaza	+	+	+	
La plage d'échouage de Fouka	+	+++	++	
L'abri de pêche aménagé de Bou-Ismaïl	++	+++	++	
Port de plaisance de Sidi Fredj	+++	+	+++	
Abri de pêche d'El-Djamila	+++	+	+++	
Proximité des oueds (distance approximative en km)				
Classés suivant l'ordre décroissant de débit				
Oued Mazafran	23	13	19	(BACHARI, 2009)
Oued Nador	20	28	19	
Oued de Beni-Messous	35	27	4	
Les émissaires en mer				
Nombre de rejets	10	19	22	(CNL, 2020)
Nature des rejets	Urbaine	Urbaine/industrielle	Urbaine	

CHAPITRE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES

Il ressort du tableau ci-dessus que les zones les plus anthropisées seraient Bou Ismail et Aïn Benian. Il s'agit d'un constat est établi sur fond d'inaccessibilité de données actualisées ; cet état des lieux est étayé par :

- Une importante démographie constatée à Bou Ismail et à Aïn Benian comparée à Aïn Tagourait. Le nombre d'unités industrielles est moindre dans les communes de Aïn Tagourait (16 entités) et de Aïn Benian (29 entités) par rapport à la commune de Bou Ismail (133 entités).
- Il apparaît également que les oueds les plus importants (en débit) agiraient davantage sur Bou Ismail, en raison entre autres, de leur proximité (HADJ-TAHER et REBAI, 2021).
- Le nombre de rejets d'eaux usées ainsi que leur nature confortent ce constat : ceci montre clairement que les communes de Bou Ismail (19 rejets) et de Aïn Benian (22 rejets) seraient plus sujettes aux problèmes liés aux eaux usées, comparées à la commune de Aïn Tagourait comptant un nombre moindre de rejets (10) avec un statut semi-urbain et ce malgré l'existence d'une station d'épuration (STEP) sise à Aïn Benian.

4. ÉCHANTILLONNAGE ET TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS

4.1 ÉCHANTILLONNAGE

Les peuplements macroalgaux ont été échantillonnés au niveau de quatre stations. Les prélèvements ont été effectués au niveau de l'étage infralittoral supérieur sur substrat dur d'inclinaison horizontale, de mode battu à semi battu à des profondeurs variant entre 0,2 et 0,3m.

Trois prélèvements ont été réalisés le 11 Mars 2020 au niveau des stations de Bérard, Bou-Ismaïl et Aïn Benian (plage Ilôt) par (BENDIBA, 2020).

Un autre prélèvement ponctuel a été effectué le 31 mai 2021 à la station de Aïn Tagourait (Cultmare) par (HADJ-TAHER et REBAI, 2021).

Tous les prélèvements ont été réalisés en utilisant un quadrat métallique de 20cm de côté, délimitant une surface de 400cm² (Figure 3). Cette surface est suffisamment grande pour être représentative de la complexité (nombre d'espèces, diversité, biomasse, couverture) des communautés échantillonnées (BALLESTEROS *et al.*, 2007).

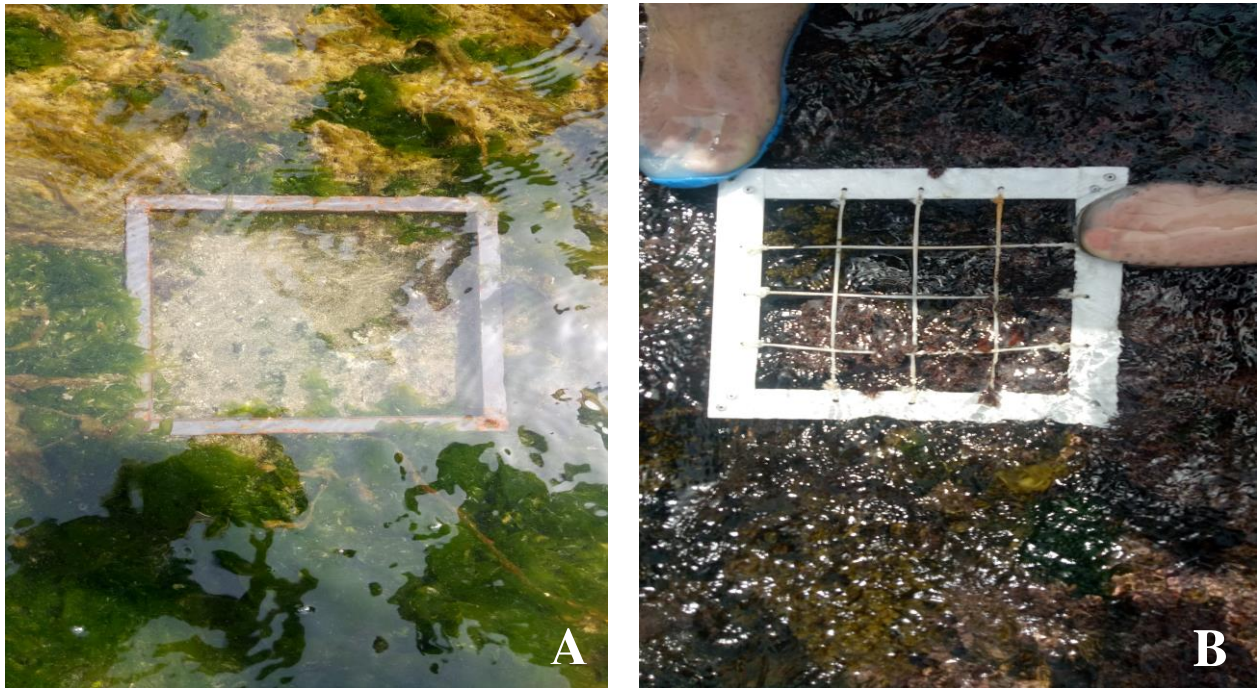


Figure 3: Quadrats utilisés pour les prélèvements (AIT KACI et OUKIL, 2022).

A) : Quadrat d'échantillonnage.

B) : Quadrat d'estimation du recouvrement.

Trois répliques ont été opérées sur chaque site d'échantillonnage en procédant par grattage complet de la surface échantillonnée, à l'aide d'un grattoir (échantillonnage destructif). Par moment, la simple lecture d'une réplique, sans grattage, peut être envisagée ; le cas échéant, on parle d'échantillonnage non destructif.

En vue de relever les paramètres (écologiques et autres) relatifs au prélèvement (ex.: date de prélèvement, profondeur, inclinaison du substratum, mode d'exposition, taux de couverture du substratum, etc), en plus des taxons identifiés ainsi que leurs recouvrements approximatifs (lecture *in situ* pour les taxons dominants), une fiche d'échantillonnage est utilisée sur terrain (ANNEXE I).

4.2 TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS

Les échantillons prélevés ont été placés dans des sacs en plastiques étiquetés par réplique avec une quantité suffisante en eau de mer pour éviter toute altération de l'échantillon.

Par la suite, les échantillons sont transportés au laboratoire, fixés avec de l'eau de mer formolée à 5% et conservés dans des bocaux hermétiques, à l'abri de la lumière et de la chaleur.

Les échantillons sont examinés en effectuant un tri grossier ou macroscopique, à l'œil nu, afin de rassembler tous les semblables, en prenant principalement, pour critère la forme générale de l'appareil végétatif.

CHAPITRE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES

S'ensuit alors une phase d'identification plus fine, qui repose sur des observations microscopiques des structures cellulaires, et requiert parfois, le recours à des coupes réalisées sur les différentes parties du thalle ; la couleur n'étant pas un critère fiable.

L'identification a été réalisée en se basant sur des clés d'identification (*A FIELD KEY TO THE BRITISH SEAWEEDS*, *Algas, hongos y fanerógamas marinas de las Islas Canarias*), le guide des algues de méditerranée, *ALGAS BENTÓNICAS MARINAS Y SALOBRES DE GALICIA: ICONOGRAFÍAS Y CLAVES DE IDENTIFICACIÓN*,

En ce qui concerne la nomenclature et la filiation systématique, des références taxonomiques internationales ont été utilisées telle que la base de données algaebase.com et le registre mondial des espèces marines WoRMS.org (*World Register of Marine Specie*). Dans le cas où les taxons n'ont pas pu être identifiés, l'abréviation "*sp*" leur a été affectée.

Ainsi, une liste floristique par site est établie. La combinaison de ces observations, couplée au calcul d'un nombre d'indices bionomiques ou biotiques permet une caractérisation des peuplements de chaque station d'un point de vue qualitative et quantitative. Le choix des indices est justifié, entre autres, par leur usage notamment pour l'étude structurale et fonctionnelle des peuplements benthiques, leur relative facilité de calcul et d'interprétation, ainsi que par leur caractère itératif.

5. ÉTUDE STRUCTURELLE

S'appuie sur des paramètres analytiques, qui décrivent les espèces (ou groupes d'espèces) à l'intérieur d'un relevé, et des paramètres synthétiques, s'appliquant aux espèces (ou groupes d'espèces) d'un ensemble de relevés (BOUDOURESQUE, 1971).

5.1 PARAMÈTRES ANALYTIQUES

Les principaux paramètres retenus sont les suivants :

5.1.1 LE RECOUVREMENT (R)

Le recouvrement (R_i) est défini par (BOUDOURESQUE, 1971) comme étant le pourcentage de la surface du substrat couverte en projection par une espèce (i).

R_i est l'un des coefficients principaux attribués à chaque espèce.

- L'appréciation de ce recouvrement s'appuie exclusivement sur l'observation et non sur une théorie (Figure 4).

- La végétation se disposant sur plusieurs strates, le Recouvrement total d'un relevé ($Rt = \sum Ri$ $T i=1$) dépasse assez souvent les 100% (BOUDOURESQUE, 1971).

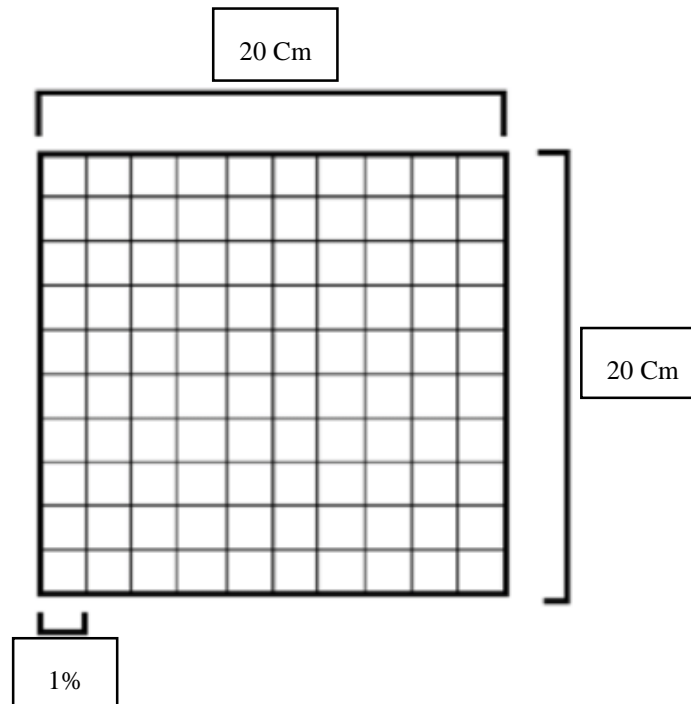


Figure 4: Schéma de quadrat utilisé pour l'estimation du recouvrement.

Le recouvrement peut prendre des valeurs comprises entre 0.01%, valeur arbitraire attribuée aux algues dont le Ri est inférieur à 0.1% et 100% correspondant à la couverture totale du relevé. L'échelle d'abondance-dominance, imaginée par (BRAUN-BLANQUET and PAVILLARD, 1928), a été utilisée pour transformer les données brutes selon ce qui suit :

+ = recouvrement négligeable

1= recouvrement < 5% de la surface

2= recouvrement compris entre 5 et 25% de la surface

3= recouvrement compris entre 25 et 50% de la surface

4= recouvrement compris entre 50 et 75 % de la surface

5 = recouvrement > 75% de la surface.

5.1.2 LE COEFFICIENT T

Représente le nombre d'espèces d'un relevé (BOUDOURESQUE, 1970).

5.1.3 LE COEFFICIENT Q

Il représente l'effectif spécifique d'un sous-ensemble quelconque dans un relevé, et non pour un ensemble de relevés (BOUDOURESQUE, 1970).

$$\sum Qi = T \quad (1)$$

5.2 LES PARAMETRES SYNTHETIQUES

Alors que les paramètres analytiques décrivent les espèces (ou groupes d'espèces ; cas limite : le relevé tout entier) à l'intérieur d'un relevé, les paramètres synthétiques s'appliquent aux espèces (ou groupes d'espèces) d'un ensemble de relevés, (BOUDOURESQUE, 1971).

5.2.1 LE RECOUVREMENT MOYEN GLOBAL (RMG)

Le recouvrement moyen global (RMG) de l'espèce i dans un ensemble de relevé P , est le rapport entre la somme des recouvrements Ri et le nombre de relevés au niveau de la station. La somme des RMG peut être supérieure à 100 % (BOUDOURESQUE, 1973) et il a pour relation :

$$RMG = \frac{\sum_{i=1}^p Ri}{p} \times 100 \quad (2)$$

5.2.2 LA DOMINANCE QUALITATIVE (DQi)

La dominance qualitative d'un groupe d'espèces (DQi) est le rapport entre le nombre d'espèces de ce groupe (Qi) et le nombre total d'espèces (T) multiplié par 100.

$$DQi = \left(\frac{Qi}{T} \right) \times 100 \quad (3)$$

5.2.3 LA DOMINANCE QUANTITATIVE (DRi)

La dominance quantitative (Ri) est l'un des paramètres les plus utilisés en écologie. La dominance en fonction du recouvrement (DR) est le rapport entre le recouvrement d'un groupe d'espèces et le recouvrement total multiplié par 100.

$$DRi = \sum \frac{Ri}{RT} \times 100 \quad (4)$$

5.2.4 LES INDICES DE DIVERSITÉ

La diversité spécifique prend en compte aussi bien le nombre d'espèces que la distribution des individus au sein de ces espèces. L'écologue tient ainsi à sa disposition plusieurs indices de

CHAPITRE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES

diversité. Ceux-ci sont le plus souvent accompagnés d'indices d'équitabilité, qui traduisent la répartition des abondances d'espèces dans le peuplement.

Grâce à ces indices, il devient possible de suivre l'évolution des peuplements au cours du temps, mais également de les comparer entre stations étudiées.

➤ L'INDICE DE DIVERSITÉ SPÉCIFIQUE (H')

Un des indices dérivés de la théorie de l'information et le plus utilisé dans l'étude des populations est donné par l'expression de SHANNON-WEAVER (1938) :

$$H' = - \sum (P_i \times \log_2 P_i) \quad (5)$$

Avec P_i (recouvrement relative de l'espèce i)

$$P_i = \frac{R_i}{R_t} \quad (6)$$

R_i : recouvrement de l'espèce i .

R_t : recouvrement total.

Cette expression est simple à appliquer ; c'est une mesure de la composition spécifique d'une communauté, en termes de nombre d'espèces et de leurs abondances relatives (LEGENDERE et LEGENDERE, 1979). Quel que soit le groupe zoologique ou botanique étudié, les valeurs des indices de diversité fréquemment rencontrés s'échelonnent entre moins de 1 (0,5 étant un indice de diversité très faible) et environ 4,5 étant un indice de diversité très important (FRONTIER et PICHOD-VIALE, 1991).

➤ L'ÉQUITABILITÉ (E)

Pour comparer la structure de plusieurs peuplements, on utilise aussi l'Équitabilité (PIELOU, 1984) ou Régularité (FRONTIER et PICHOD-VIALE, 1992) définie comme le rapport entre la diversité effective de la communauté et sa diversité maximale théorique :

$$E = H' / \log_2 T \quad (7)$$

T : nombre total des espèces recensées.

L'indice permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, Sa valeur varie de 0 (dominance d'une des espèces) à 1 (équirépartition des individus dans les espèces).

5.2.5 L'INDICE DE SIMILITUDE DE SORENSEN

L'indice de Sørensen (1948) est destiné à comparer des objets en se basant sur la présence/absence des espèces. C'est une mesure simple de la biodiversité dont les valeurs varient de 0 quand il

n'existe pas d'espèces communes entre les deux communautés, à 1 lorsque les mêmes espèces existent dans les deux communautés (CHABANE, 2019).

$$Cs = 2c/S1 + S2 \quad (8)$$

S1= le nombre total d'espèces enregistrées dans la première communauté.

S2= le nombre total d'espèces enregistrées dans la deuxième communauté.

C= le nombre d'espèces communes aux deux communautés.

5.2.6 INDICE DE DISSIMILARITE DE BRAY-CURTIS

La relation entre les mesures de l'abondance ou de la biomasse des espèces dans deux échantillons quelconques est mesurée par un indice de similarité ou de dissimilarité. Toutes les paires d'échantillons possibles produisent donc une matrice de ces mesures, qui peut être utilisée pour répartir les échantillons en groupes selon leur degré de similarité (ou de dissemblance), (GREEN, 1980, MARDIA *et al.*, 1979 ; PIELOU, 1984 ; BRAAK, 1986).

Parmi les différents coefficients de similarité, l'indice de dissemblance de Bray-Curtis (1957) s'est avéré très fiable (FAITH *et al.*, 1987). Il est compris entre 0 (les deux échantillons ont la même composition) à 1 (les échantillons sont totalement dissemblables) (DESCHASAUX *et al.*, 2019).

$$d = \frac{\sum_{i=1}^N |PiA - PiB|}{\sum_{i=1}^N (PiA + PiB)} \quad (9)$$

Pi : abondance de l'espèce i

A et B : sites ou relevés

5.2.7 DIAGRAMMES RANG-FRÉQUENCE (DRF)

Ils permettent une représentation graphique de l'évolution de la diversité des communautés planctoniques (Figure 5).

Les DRF mettent en évidence les différents stades reliant les communautés pionnières à sénescences. Les stades ont été définis en fonction de l'allure des courbes obtenues par construction des DRF et à l'aide de l'interprétation de (FRONTIER, 1976). Les espèces ont été classées selon leur densité, par ordre décroissant. Le rang a été reporté en abscisse et les fréquences en ordonnée, les axes étant logarithmiques.

Au stade 1 (départ de la succession), la courbe est concave en haut à gauche, indiquant qu'une faible proportion d'espèces est dominante. La courbe s'infléchit et la partie droite devient convexe. La densité des espèces les plus rares décroît rapidement, la diversité est faible. La succession se

CHAPITRE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES

poursuivant, la partie convexe se déplace encore sur la partie droite. Les espèces dominantes deviennent plus nombreuses et régulièrement distribuées. La diversité augmente et la densité des espèces rares continue à décroître. Au stade 2 (communauté mature), la courbe devient entièrement convexe. La diversité est maximale. Au stade 3 (fin de la succession), la courbe se linéarise, signe de l'augmentation des densités des espèces prédominantes. La diversité est inférieure à celle du stade 2. La communauté devient vieillissante.

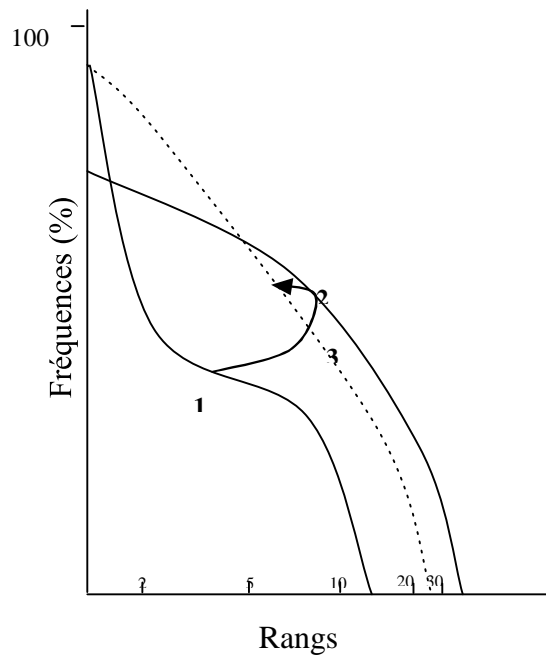


Figure 5: Evolution théorique de l'allure des diagrammes rang - fréquence selon les stades de la succession écologique notés 1, 2 et 3 sur le graphique (d'après FRONTIER (1976) ; modifiée).

6. ÉTUDE FONCTIONNELLE : INDICE D'ÉVALUATION ÉCOLOGIQUE (EEI-c)

L'indice d'évaluation écologique continue (EEI-c) a été conçu pour estimer l'état écologique fondé sur l'habitat des eaux de transition côtières rocheuses et sédimentaires en utilisant des communautés de macrophytes benthiques peu profondes comme bioindicateurs (ORFANIDIS *et al.*, 2011).

Le concept de EEI-c est basé sur le modèle évident et universel selon lequel les perturbations anthropiques, par exemple la pollution-eutrophisation, font passer l'écosystème d'un état vierge où les espèces de fin de succession sont dominantes ESG I (Groupe d'état écologique I) à un état

dégradé, où les espèces opportunistes sont dominantes ESG II Sur les côtes modérément impactées, (voir Figure 6).

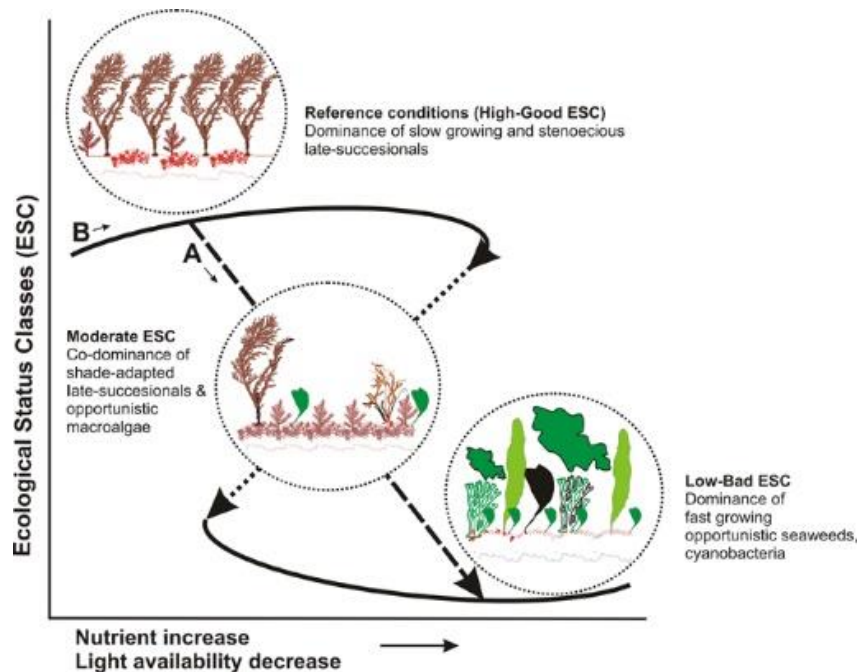


Figure 6: Modèle conceptuel de deux états stables alternatifs de communautés macroalgales à travers un gradient d'état écologique dans les eaux côtières. Une vision conventionnelle (A) et dynamique (B) des changements successoraux (Modifié à partir de ORFANIDIS *et al.*, 2005, 2008 ; VIAROLI et COLL., 2008).

ORFANIDIS *et al.* (2011) ont classé les macrophytes benthiques en sept groupes, selon des caractéristiques morpho-physiologiques et écologiques, eux-mêmes rassemblés en deux groupes d'état écologiques (ESG), Qui sont eux même divisés en trois et deux sous-groupes, respectivement (Figure 7).

Il est à noter qu'aucun organisme n'est complètement de la sélection r ou complètement de la sélection K, mais tous doivent parvenir à un compromis entre les deux extrêmes (r, K *continuum*) (PIANKA, 1970 ; *in* ORFANIDIS *et al.*, 2011).

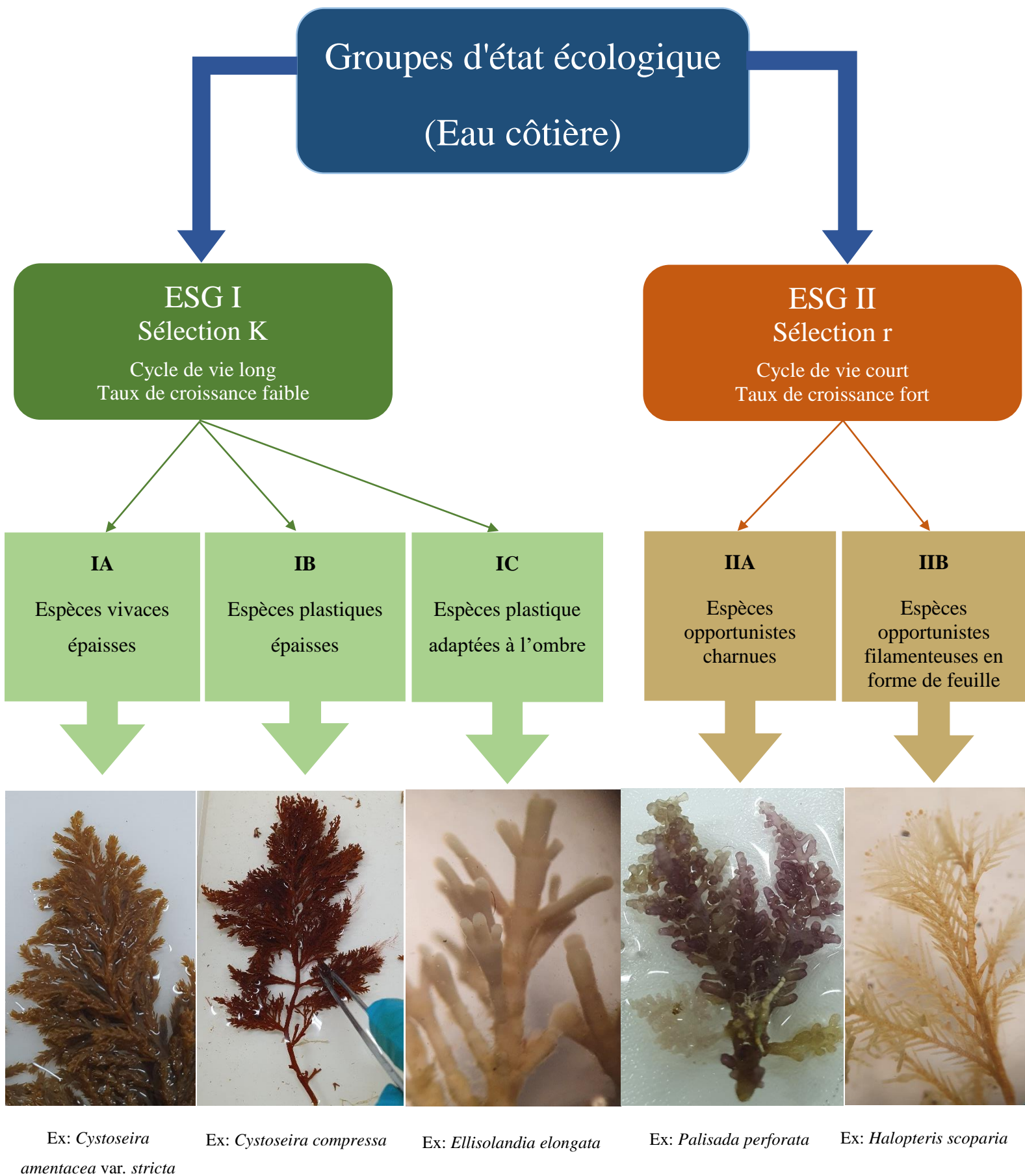


Figure 7: Groupes d'état écologique

CHAPITRE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES

L'indice EEI-c (ORFANIDIS *et al.*, 2011) ; www.eei.gr) a permis de déterminer l'état écologique (ESC=*Ecological Status Classes*) des quatre stations où un système permet d'attribuer une valeur pour chaque catégorie de statut écologique observé pour chaque prélèvement. La valeur finale de l'EEI (EEI=*Ecological Evaluation Index*), variant de 2 à 10, est ensuite reliée à l'état écologique du milieu « EQR=*Ecological Quality Ratio* » (Tableau 3).

Tableau 3: Limites de la classe d'état écologique des eaux de transition et des eaux côtières selon la formule continue de l'indice d'évaluation écologique (EEI-c) appliquée dans les valeurs théoriques (ORFANIDIS *et al.*, 2011).

Etat Ecologique (ESC)	EEI-c	EQR
Excellent	9.72	0.97
Bon-Excellent	8.09	0.76
Bon-Modérer	5.84	0.48
Modérer –Médiocre	4.04	0.25
Mauvais	2.34	0.04

Les formules du EEI-C appliqué sont basé sur le référentiel (www.eei.gr) élaboré par (ORFANIDIS *et al.*, 2011) :

$$ESG I (\% \text{ recouvrement}) = [(IA \times 1) + (IB \times 0.8) + (IC \times 0.6)] \quad (10)$$

$$ESG II (\% \text{ recouvrement}) = [(IIA \times 0,8) + (IIB \times 1)] \quad (11)$$

$$EEIc = 2 + 8 \times \min[1, p(x, y)] \quad (12)$$

$$P(x, y) = a + b \times \left(\frac{ESGI}{100}\right) + c \times \left(\frac{ESGI}{100}\right)^2 + d \times \left(\frac{ESGII}{100}\right) + e \left(\frac{ESGII}{100}\right)^2 + f \times \left(\frac{ESGI}{100}\right) \times \left(\frac{ESGII}{100}\right) \quad (13)$$

Les coefficients de l'hyperbole sont :

$$a = 0.4680 \quad b = 1.2088 \quad c = -0.3583 \quad d = -1.1289 \quad e = 0.5129 \quad f = -0.1869$$

7. INDICE DES PRESSIONS ANTHROPIQUES MA-LUSI

Land Uses Simplified Index (LUSI) est un outil facile à utiliser pour évaluer les pressions continentales sur les eaux côtières dont l'objectif principal est d'évaluer les pressions côtières liées à l'eutrophisation. Il comble non seulement le vide méthodologique, en fournissant une méthode simple pour évaluer les pressions côtières en cas de manque d'information, mais aussi les exigences de la DCE.

Une valeur LUSI faible indique que les eaux côtières ne sont pas ou peu influencées par les pressions continentales et/ou que ces pressions sont diluées. Au contraire, une valeur LUSI élevée indique que les eaux côtières sont fortement influencées par les pressions continentales et/ou que ces pressions ne sont pas diluées.

Une caractéristique supplémentaire et importante de LUSI est qu'elle permet l'établissement de relations pression-impact avec des indicateurs d'impact, tels que ceux liés aux éléments de qualité biologique de la directive ci-dessus. Une concentration, comme proxy de la biomasse phytoplanctonique et donc de l'impact de l'eutrophisation. En fournissant des informations sur les utilisations des terres qui déclenchent l'eutrophisation des eaux côtières, LUSI aide à la conception de mesures visant à remédier aux dommages anthropiques causés à l'environnement (FLO *et al.*, 2019).

Macroalgae-Land Uses Simplified Index (MA-LUSI) est une interprétation différente du *Land Uses Simplified Index* (LUSI). Les deux indices sont une combinaison des pressions qui affectent la masse d'eau (FLO *et al.*, 2011). Pour plus de détail à propos des calculs de cet indice, il est recommandé de consulter, entre autres, la référence FLO *et al.*, (2011).

CHAPITRE III

RÉSULTATS ET DISCUSSION

1. INVENTAIRE FLORISTIQUE

L'analyse de l'ensemble des relevés phytosociologiques effectuée au niveau des quatre stations d'étude : Aïn Tagourait, Bérard, Bou-Ismaïl et Aïn Benian (Ilot) a permis d'établir l'inventaire floristique présenté dans le (Tableau 4 ; ANNEXE II), avec la liste des espèces présentes, l'indication de leur groupe fonctionnel respectif et de leur statut opportuniste.

À partir de l'analyse de la richesse spécifique des sites prospectés, un total de 92 taxons a pu être identifié. Leur répartition montre un déséquilibre certain et se traduit par une large dominance des Rhodophytes avec 57 taxons répertoriés, dont un effectif de 34 espèces à Aïn Benian et 25 espèces dans chacune des stations de Aïn Tagourait, Bérard ainsi que Bou-Ismaïl. Les Chlorophytes viennent en deuxième position avec un nombre total de 19 taxons ; dont le plus important correspond au site de Aïn Benian (16 espèces) suivi de Bou-Ismaïl (7 espèces) et enfin Aïn Tagourait et Bérard enregistrant les effectifs les plus faibles (respectivement 5 et 4 espèces).

Les Phaeophytes viennent en dernier avec 16 taxons recensés répartis comme suit : 8 espèces à Bérard, un effectif de 7 espèces pour les stations Bou-Ismaïl et Aïn Tagourait et seulement 3 espèces à Aïn Benian.

La distribution des taxons au sein des sites d'échantillonnage suit une dynamique spatiale : c'est Aïn Benian qui présente un nombre de taxon significativement plus élevé (53 taxons), comparé aux autres stations qui, elles, n'indiquent pas de différence significative. La valeur enregistrée pour Aïn Tagourait et Bérard est la même (elle est de l'ordre de 37 taxons) tandis que le nombre de taxons recensé à Bou-Ismaïl est légèrement plus élevé (39 taxons) par rapport à ces dernières.

CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION

Tableau 4: Inventaire floristique des taxons recensés dans la zone d'étude : Aïn Tagourait (AT), Bérard (BR), Bou-Ismaïl (BI) et Aïn Benian (AB) (1 = présence, 0 = absence).

Phyllum	Classe	Ordre	Famille	Genre	Espèce	ESG	OPP	AT	BR	BI	AB		
Chlorophyta	Ulvophyceae	Bryopsidales	<i>Bryopsidaceae</i>	<i>Bryopsis</i>	<i>Bryopsis plumosa</i> (Hudson) C.Agardh, 1823	IIB	Oui	0	0	1	0		
					<i>Bryopsis duplex</i> De Notaris, 1844	IIB	Oui	0	0	0	1		
					<i>Bryopsis sp.</i> J.V.Lamouroux, 1809	IIB	Oui	0	0	0	1		
					<i>Caulerpaceae</i>	<i>Caulerpa</i>	<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh, 1873	IIA		0	0	1	1
		Cladophorales	Cladophoraceae			<i>Rhizoclonium</i>	<i>Rhizoclonium sp.</i>	IIB	Oui	0	0	1	0
						<i>Cladophora</i>	<i>Cladophora lehmanniana</i> (Lindenberg) Kützing, 1843	IIB	Oui	1	1	1	1
							<i>Cladophora laetevirens</i> (Dillwyn) Kützing, 1843	IIB	Oui	1	0	0	1
							<i>Cladophora liniformis</i> Kützing, 1849	IIB	Oui	0	0	0	1
							<i>Cladophora dalmatica</i> Kützing, 1843	IIB	Oui	0	0	0	1
							<i>Cladophora flexuosa</i> (O.F.Müller) Kützing, 1843	IIB	Oui	0	0	0	1
							<i>Cladophora sp.</i>	IIB	Oui	1	0	0	1
							<i>Chaetomorpha</i>	<i>Chaetomorpha sp.</i>	IIB	Oui	0	0	0
		Ulvales	Ulvaceae			<i>Ulva</i>	<i>Ulva compressa</i> Linnaeus, 1753	IIB	Oui	0	1	1	1
							<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus, 1753	IIB	Oui	1	1	1	0
							<i>Ulva rigida</i> C.Agardh, 1823	IIB	Oui	0	1	1	1
<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C.Agardh, 1811	IIB						Oui	0	0	0	1		
<i>Ulva sp.</i>	IIB						Oui	1	0	0	1		
Ulotrichales	Monostromataceae			<i>Monostroma</i>	<i>Monostroma sp.</i>			0	0	0	1		
										0	0	0	1
Ochrophyta	Phaeophyceae	Cutleriales	Cutleriaceae	<i>Cutleria</i>	<i>Cutleria multifida</i> (Turner) Greville, 1830	IB		0	0	1	0		
		Fucales	Sargassaceae	<i>Cystoseira</i>	<i>Cystoseira amentacea</i> var. <i>stricta</i> Montagne, 1846	IA		1	1	0	0		

CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION

Suite Tableau 4											
					<i>Cystoseira compressa</i> (Esper) Gerloff & Nizamuddin, 1975	IB		1	1	0	0
			<i>Sargassum</i>		<i>Sargassum (Sargassum) vulgare</i> C. Agardh, 1820	IB		0	0	0	1
	Dictyotales	Dictyotaceae	<i>Dictyopteris</i>		<i>Dictyopteris polypodioides</i> (A.P.De Candolle) J.V.Lamouroux, 1809	IIA		0	1	1	0
			<i>Dictyota</i>		<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) J.V.Lamouroux, 1809	IIA		0	1	1	1
					<i>Dictyota spiralis</i> Montagne, 1846	IIA		0	1	1	0
					<i>Dictyota sp.</i>	IIA		0	0	1	0
			<i>Padina</i>		<i>Padina pavonica</i> (Linnaeus) Thivy, 1960	IB		0	1	0	0
			<i>Zonaria</i>		<i>Zonaria sp.</i>			1	0	0	0
	Sphacelariales	Sphacelariaceae	<i>Sphacelaria</i>		<i>Sphacelaria rigidula</i> Kützing, 1843	IIA	Oui	1	1	0	0
					<i>Sphacelaria sp.</i>	IIA		1	0	0	0
		Stypocaulaceae	<i>Halopteris</i>		<i>Halopteris filicina</i> (Grateloup) Kützing, 1843	IIB		0	0	1	0
					<i>Halopteris scoparia</i> (Linnaeus) Sauvageau, 1904	IIB		1	1	1	0
	Ectocarpales	Ectocarpaceae	<i>Ectocarpus</i>		<i>Ectocarpus sp.</i>	IIB		1	0	0	0
		Scytosiphonaceae	<i>Colpomenia</i>		<i>Colpomenia sp.</i>	IIA	Oui	0	0	0	1
Rhodophyta	Bangiophyceae	Bangiales	Bangiaceae	<i>Pyropia</i>	<i>Pyropia leucosticta</i> (Thuret) Neefus & J.Brodie, 2011	IIB		0	1	1	0
	Florideophyceae	Ceramiales	Callithamniaceae	<i>Callithamnion</i>	<i>Callithamnion corymbosum</i> (Smith) Lyngbye, 1819	IIB		0	0	1	1
					<i>Callithamnion sp.</i>	IIB		1	0	1	0
			Ceramiaceae	<i>Antithamnion</i>	<i>Antithamnion sp.1</i> Nägeli, 1847	IIB	Oui	0	1	0	1
					<i>Antithamnion sp.2</i> Nägeli, 1847	IIB	Oui	0	0	1	0
				<i>Centroceras</i>	<i>Centroceras clavulatum</i> (C.Agardh) Montagne, 1846	IIB	Oui	0	0	1	1
				<i>Ceramium</i>	<i>Ceramium strictum</i> Roth, 1797	IIB	Oui	0	0	1	1

CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION

Suite Tableau 4										
				<i>Ceramium botryocarpum</i> A.W.Griffiths ex Harvey, 1848	IIB	Oui	0	0	0	1
				<i>Ceramium tenuicorne</i> (Kützing) Waern, 1952	IIB	Oui	0	1	1	0
				<i>Ceramium virgatum</i> Roth, 1797	IIB	Oui	1	1	1	1
				<i>Ceramium cimbricum</i> H.E.Petersen, 1924	IIB	Oui	1	0	0	1
				<i>Ceramium pallidum</i> (Kützing) Maggs & Hommersand, 1993	IIB	Oui	1	0	1	1
				<i>Ceramium diaphanum</i> (Lightfoot) Roth, 1806	IIB	Oui	1	0	0	1
				<i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye, 1819	IIB	Oui	1	0	0	1
				<i>Ceramium gaditanum</i> (Clemente) Cremades, 1990	IIB	Oui	0	0	0	1
				<i>Ceramium sp.1</i>	IIB	Oui	0	0	1	0
				<i>Ceramium sp.2</i>	IIB	Oui	0	0	0	1
			<i>Gayliella</i>	<i>Gayliella flaccida</i> (Harvey ex Kützing) T.O.Cho & L.J.McIvor, 2008	IIB	Oui	0	0	0	1
			Cryptopleura	<i>Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) L.Newton, 1931	IIA		0	1	1	0
		Delesseriaceae	<i>Hypoglossum</i>	<i>Hypoglossum hypoglossoides</i> (Stackhouse) Collins & Hervey, 1917	IIA		0	1	0	0
		Rhodomelaceae	<i>Chondria</i>	<i>Chondria coerulescens</i> (J.Agardh) Sauvageau, 1897	IIA		0	0	0	1
				<i>Chondria sp.</i>	IIA		0	1	1	0
			<i>Herposiphonia</i>	<i>Herposiphonia secunda</i> (C.Agardh) Ambrohn, 1880	IIB	Oui	1	0	0	1
				<i>Herposiphonia sp.</i>	IIB	Oui	1	1	1	1
			<i>Ophidocladus</i>	<i>Ophidocladus simpliciusculus</i> (P.Crouan & H.Crouan) Falkenberg, 1897	IIB	Oui	0	0	1	0
			<i>Palisada</i>	<i>Palisada perforata</i> (Bory) K.W.Nam, 2007	IIA		1	1	0	0

CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION

Suite Tableau 4									
		<i>Polysiphonia</i>	<i>Polysiphonia sertularioides</i> (Grateloup) J.Agardh, 1863	IIB	Oui	1	1	1	1
			<i>Polysiphonia sp.</i> Greville, 1823	IIB	Oui	0	0	0	1
		<i>Rytiphlaea</i>	<i>Rytiphlaea tinctoria</i> (Clemente) C.Agardh, 1824	IIB		0	1	0	0
		<i>Xiphosiphonia</i>	<i>Xiphosiphonia pennata</i> (C.Agardh) Savoie & G.W.Saunders, 2016	IIB	Oui	0	1	1	1
		<i>Pterosiphonia</i>	<i>Pterosiphonia sp.</i>	IIB	Oui	0	0	0	1
		<i>Lophosiphonia</i>	<i>Lophosiphonia sp.</i>	IIA	Oui	1	0	0	0
		<i>Laurencia</i>	<i>Laurencia obtusa</i> (Hudson) J.V.Lamouroux, 1813	IIA		1	0	0	0
			<i>Laurencia sp.</i> J.V.Lamouroux, 1813	IIA		1	0	0	0
		<i>Melanothamnus</i>	<i>Melanothamnus harveyi</i> (Bailey) Díaz-Tapia & Maggs, 2017	IIB		0	0	0	1
	Spyridiaceae	<i>Spyridia</i>	<i>Spyridia filamentosa</i> (Wulfen) Harvey, 1833	IIA		1	1	0	0
Corallinales	Corallinaceae	<i>Corallina</i>	<i>Corallina officinalis</i> Linnaeus, 1758	IC	Oui	1	1	1	1
		<i>Ellisolandia</i>	<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders, 2013	IC	Oui	1	1	1	1
		<i>Jania</i>	<i>Jania rubens</i> (Linnaeus) J.V.Lamouroux, 1816	IC		1	1	0	1
			<i>Jania virgata</i> (Zanardini) Montagne, 1846	IC		1	1	0	1
			<i>Jania longifurca</i> Zanardini, 1844	IC		1	0	0	1
			<i>Jania rubens var. corniculata</i> (Linnaeus) Yendo, 1905	IC		0	0	0	1
			<i>Jania sp.1</i> J.V.Lamouroux, 1812	IC		0	0	0	1
			<i>Jania sp.2</i> J.V.Lamouroux, 1812	IC		1	0	0	1
	Lithophyllaceae	<i>Lithophyllum</i>	<i>Lithophyllum sp</i>	IC		1	1	1	1
Gelidiales	Gelidiaceae	<i>Gelidium</i>	<i>Gelidium crinale</i> (Hare ex Turner) Gaillon, 1828	IIA		0	1	1	0
			<i>Gelidium sp</i>	IIA		1	0	0	0

CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION

Suite Tableau 4

		Pterocladaceae	<i>Pterocladia</i>	<i>Pterocladia capillacea</i> (S.G.Gmelin) Santelices & Hommersand, 1997	IIA	0	1	0	1
	Gigartinales	Cystocloniaceae	<i>Hypnea</i>	<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) J.V.Lamouroux, 1813	IIA	0	1	1	0
			<i>Rhodophyllis</i>	<i>Rhodophyllis divaricata</i> (Stackhouse) Papenfuss, 1950	IB	0	0	1	1
		Gigartinaceae	<i>Chondracanthus</i>	<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq, 1993	IIA	1	1	1	1
		Sphaerococcaceae		<i>Sphaerococcus coronopifolius</i> Stackhouse, 1797	IIA	0	1	0	0
	Gracilariales	Gracilariaceae	<i>Gracilaria</i>	<i>Gracilaria bursa-pastoris</i> (SGGmelin) PCSilva, 1952	IIA	1	0	1	0
				<i>Gracilaria sp</i>	IIA	0	1	0	0
	Rhodymeniales	Champiaceae	<i>Champia</i>	<i>Champia parvula</i> (C.Agardh) Harvey, 1853	IIA	0	1	1	0
			<i>Gastroclonium</i>	<i>Gastroclonium reflexum</i> (Chauvin) Kützing, 1849	IIA	0	0	0	1
	Compsopogonophyceae	Erythropeltales	Erythrotrichiaceae	<i>Sahlingia</i> Kornmann		1	0	0	0
				<i>Sahlingia subintegra</i> (Rosenvinge) Kornmann, 1989					

La considération des taxons opportunistes est faite selon les références suivantes :(NETO *et al.*, 2012 ; GASPAR *et al.*, 2012 ; BERMEJO *et al.*, 2012 ; LIMA *et al.*, 2017)

Les ESG ont été affectés selon les travaux d'(ORFANIDIS *et al.*, 2011).

Les figures ci-dessous illustrent quelques espèces identifiées :



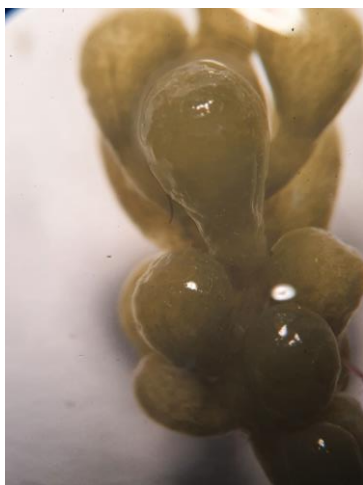
Cystoseira amantacea var *stricta* Montagne, 1846



Ellisollandia elongata (J.Ellis & Solander)
K.R.Hind & G.W.Saunders, 2013



Ceramium virgatum Roth, 1797



Caulerpa racemosa (Forsskål)
J.Agardh, 1873



Pterocladia capillacea (S.G.Gmelin)
Santelices & Hommersand, 1997

2. VARIATION DES RAPPORTS D'ABONDANCES INTERGROUPEDES DES SITES ÉTUDIÉS

Le graphique suivant illustre la variation des rapports d'abondances intergroupes des quatre stations d'étude (

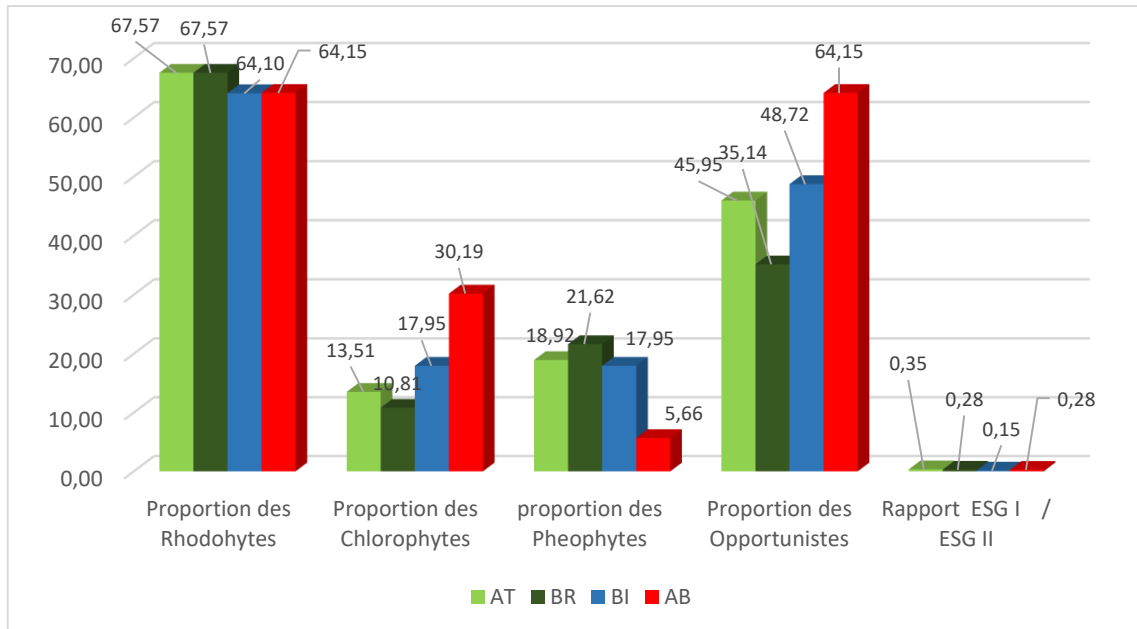


Figure 8; ANNEXE IV).

Figure 8: Variation des proportions de rapports d'abondances intergroupes des sites étudiés.

La proportion des Rhodophytes est relativement la même pour les quatre stations (variant de 64,10% à 67,5%). Les stations Aïn Benian et Bou-Ismaïl sont marquées par des valeurs élevées en proportion de Chlorophytes avec respectivement 30,19% et 17,95%, tandis que Aïn Tagouraitet Bérard montrent des valeurs plus faibles (respectivement 13,51% et 10,81%). La proportion des Phaeophyceae, quant à elle, est proche entre Bérard (21,62%), Aïn Tagourait (18,92 %) et Bou-Ismaïl (17,95%), avec une légère importance pour cette dernière, tandis qu'elle est très faible à Aïn Benian (5,66%). L'analyse de la proportion des opportunistes indique une valeur nettement plus importante dans la station Aïn Benian (62,3%) comparée aux autres stations, qui elles, enregistrant des valeurs moins prononcées, variant entre 32% et 45,9%.

CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION

Le ratio ESGI/ESGII atteint son maximum à Aïn Tagourait (0,35) et indique la même valeur pour Bérard et Aïn Benian (0,28) contre une valeur minimale (0,15) à Bou-Ismaïl.

En effet, les changements dans les proportions des Rhodophytes et des Chlorophytes sont considérés comme indicateurs des influences anthropogéniques et des changements dans l'état de la qualité du milieu. Les Rhodophytes augmentent en nombre d'espèces avec l'amélioration de la qualité de l'environnement, tandis que les chlorophytes s'adaptent plus facilement aux changements et augmentent lorsque la qualité de l'environnement diminue (WELLS *et al.*, 2007). Dans notre cas, les valeurs élevées de la proportion des Rhodophytes dans les quatre sites et plus particulièrement à Aïn Tagourait et Bérard s'expliqueraient par une bonne qualité des eaux et des conditions favorables du milieu. Ces stations sont éloignées des sources de pollution, sont faiblement urbanisées et comptent un nombre de rejets moindre par rapport aux autres stations, d'où la dominance naturelle en nombre des Rhodophytes. Par ailleurs, la proportion des Chlorophytes enregistrée à Aïn Benian et Bou-Ismaïl traduirait des conditions défavorables et un taux de pollution plus important, car ces zones sont soumises à différentes formes de pressions anthropiques (proximité des oueds et des ports, forte urbanisation, nombre élevé d'entités industrielles). Le cas échéant, les Chlorophytes en seraient plus favorisés, au détriment des autres peuplements.

De même pour la proportion des opportunistes et avec des conditions de plus en plus dégradées, comme l'exposition à des niveaux d'enrichissement en nutriments plus élevés, les taxons opportunistes (annuels) sont capables de dominer, augmentant leur biomasse hors de proportion avec le reste de la communauté, ce qui entraîne principalement l'exclusion des taxons plus sensibles (SCHRAMM, 1999 ; ORFANIDIS *et al.*, 2003 ; KRAUSE-JENSEN *et al.*, 2007). C'est le cas pour Aïn Benian et Bou-Ismaïl, qui marquent une proportion importante des macroalgues opportunistes, qui révélerait la nature perturbée du milieu du fait de l'importante démographie qui caractérise ces deux régions, la proximité des oueds qui agiraient davantage sur les sites, les effluents industriels et les eaux usées domestiques rejetées sans prétraitement dans les oueds ou directement en mer par le biais des rejets ubiquistes.

Les valeurs du ratio ESGI/ESGII conforteraient celles obtenues pour les opportunistes : en effet, les faibles rapports sont souvent consécutifs à un nombre important en taxons du groupe d'état écologique II, notamment constitué par des taxons opportunistes et autres espèces rudérales. En revanche, le rapport élevé à Aïn Tagourait démontre l'importance relative des taxons sthéniques (ESGI : notamment les Cystoseires) aux taxons du ESGII, ce qui pourrait nous amener à déduire une relative bonne qualité des eaux au niveau de ce site (Aïn Tagourait), contre des eaux de

moyenne qualité au niveau des sites restants, avec des degrés différents, propres aux particularités de chacun.

3. VARIATION DES RAPPORTS DE DOMINANCES INTERGROUPEDES DES SITES ÉTUDIÉS

La comparaison des proportions relatives des principaux groupes taxonomiques (Chlorophytes, Rhodophytes, Phaeophytes) parmi le total des taxons recensés, de la proportion des opportunistes ainsi que du ratio ESGI/ESGII des sites étudiés a permis d’obtenir les résultats présentés dans le graphique suivant (Figure 9 ; ANNEXE V) :

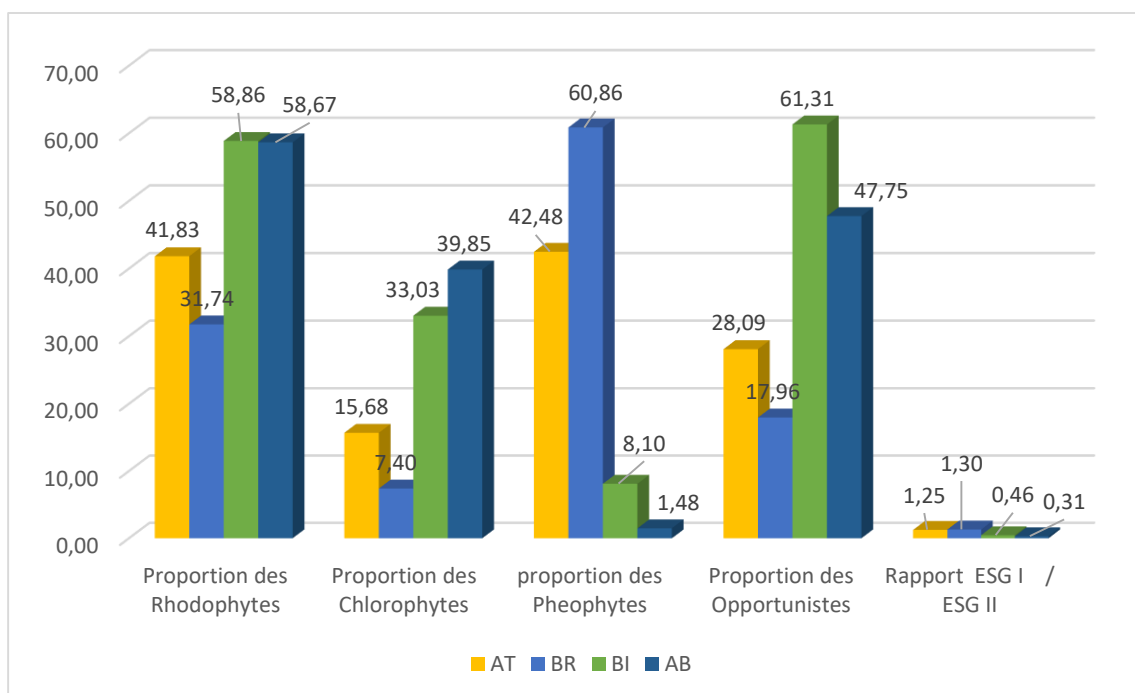


Figure 9: Variation des proportions de rapports de dominances intergroupes des sites étudiés.

Les proportions des dominances des Rhodophytes et des Chlorophytes sont les plus élevées à Aïn Benian et Bou-Ismaïl, comparativement à Aïn-Tagourait et Bérard où elles sont moindres. Les Phaeophyceae prédominent à Bérard (60.86%), à Aïn-Tagourait (42.48%), et sont quasi-faibles à Bou-Ismaïl et Aïn Benian, où elles ne représentent que 1.48% du recouvrement total du peuplement algal.

Les proportions des opportunistes dépassent les 40% à Bou-Ismaïl (61.31%) et Aïn Benian (41.75%), alors qu’elles sont très en-deçà à Aïn Tagourait et Bérard (28.09% et 17.96%).

CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les macroalgues opportunistes à croissance particulièrement rapide peuvent avoir des effets délétères sur les communautés intertidales (SOULSBY *et al.*, 1982 ; TUBBS et TUBBS, 1983 ; DEN HARTOG, 1994) où une biomasse excessive serait considérée comme un état de qualité modéré, médiocre ou mauvais (WILKINSON et WOOD, 2003).

Le rapport des dominances ESGI / ESGII met en avant des valeurs favorables pour Bérard (1.30) et Aïn Tagourait (1.25), alors qu'elles sont très faibles à Bou- Ismail (0.46) et Aïn Benian (0.31), reflétant ainsi le faible recouvrement du groupe des ESGI, formé essentiellement d'espèces sthéniques inféodées aux eaux claires et propres (ex. : *Cystoseira spp.*).

Les espèces de macroalgues des deux groupes (ESGI, ESGII) sont généralement présentes dans des conditions naturelles, mais la dégradation due aux pressions tend à diminuer le nombre d'espèces de ces derniers. Cependant, sous la trajectoire de dégradation, certains taxons opportunistes – appartenant au ESGII - peuvent commencer à dominer (GASPAR *et al.*, 2012), ce qui expliquerait leur importante proportion à Aïn Benian et Bou Ismaïl ; cependant, à Aïn Tagourait et Bérard où on note un ratio élevé, la contribution des ESGII s'amenuise, au profit des ESGI, synonyme d'une anthropisation moindre, et de surcroît, une meilleure qualité des eaux.

Les espèces appartenant aux Ulvaceae (ex. : *Ulva spp.*), ou encore *Pterocladia capillacea*, toutes deux du groupe ESGII, sont très sensibles à l'enrichissement du milieu en éléments nutritifs, et par conséquent, elles présentent des recouvrements importants en milieu enrichi en substances susceptibles d'induire des proliférations anormales (KABRANE, 2012).

La présence de *Caulerpa racemosa* (ESGII), une algue invasive dont le pouvoir d'expansion est avéré, semble tolérer de forts gradients de pollution (KABRANE, 2012) ce qui pourrait expliquer sa présence exclusive à Bou-Ismaïl et Aïn Tagourait où les sites seraient perturbés.

Les peuplements à *Cystoseira spp.*, recensés à Aïn Tagourait et Bérard, sont considérées comme les plus sensibles en cas de pollution (DÍEZ *et al.*, 2012 ; PINEDO *et al.*, 2007), car les communautés dominées par *Cystoseira* prospèrent dans des sites de référence (ARÉVALO *et al.*, 2007).

4. ÉTUDE DE LA SIMILARITÉ DES SITES ÉTUDIÉS

L'indice de Similarité de Sorensen permet d'évaluer en fonction de la présence/absence des espèces, les affinités entre relevés pris deux à deux (BOUDOURESQUE, 1971) tandis que l'indice de Bray-Curtis permet de comparer la différence entre les assemblages des sites étudiés

CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION

en se basant sur l'abondance des espèces. L'analyse de ces indices a permis de comparer les peuplements des quatre sites étudiés (Tableau 5 ; ANNEXE VI et VII).

Tableau 5: Indices de similarités calculés entre les sites.

Sites	AT	BR	BI	AB
AT	1	0,46	0,34	0,44
BR	0,56	1	0,58	0,36
BI	0,74	0,45	1	0,39
AB	0,71	0,7	0,62	1

■ Valeurs obtenues pour l'indice de Sorensen

■ Valeurs obtenues pour l'indice de Bray-Curtis

Le coefficient de similitude entre Bou-Ismaïl et Bérard est de l'ordre de 0,58. C'est la valeur maximale qui a été enregistré, cela mettrait en évidence l'existence d'un grand nombre d'espèces communes au sein des deux communautés. Les peuplements présentent donc une homogénéité dans les deux sites. En contrepartie, l'indice de Bray-Curtis indique une valeur minimale de 0,45 traduisant une faible dissimilarité entre les deux sites.

Les sites de Bou-Ismaïl et de Aïn Tagourait présentent un faible coefficient de similitude (0,34) et un coefficient de dissimilarité élevé (0,74) ce qui reflèterait une hétérogénéité dans la composition spécifique des deux peuplements. De même pour Aïn Benian / Bérard et Aïn Benian / Bou-Ismaïl qui indiquent les valeurs les plus faibles de l'indice de similarité (respectivement 0,36 ; 0,39), inversement, l'indice de Bray-Curtis indique des valeurs importantes pour ces mêmes sites (respectivement 0,70 ; 0,62) ce qui montrerait clairement l'hétérogénéité au sein des communautés de ces sites.

Il ressort grossièrement que la similarité, ou la dissimilarité sont proportionnelles au degré d'anthropisation probable des sites considérés, avec une fluctuation qui apparaît comme suivant le gradient d'anthropisation croissant vers Aïn Benian ; autrement dit, et à quelques exceptions, au fur et à mesure que le gradient probable d'anthropisation augmente, les peuplements macroalgaux inféodés aux sites observés sont différents par rapport aux peuplements de Aïn Tagourait pouvant, à titre suppositif, incarner un site dit « référence », car, subissant en théorie, un moindre stress.

5. INDICES DE DIVERSITÉ

Les indices H' et E montrent des valeurs élevées dans des sites relativement pollués (Tableau 6) tels que Aïn Benian (H'=3,61 ; E=0,63) et Bou-Ismaïl (H'=3,39 ; E=0,64) mais aussi à Bérard qui est une station relativement propre (H'=3,28 ; E=0,63). Les valeurs les plus faibles pour ces indices ont été enregistré à Aïn Tagourait (H'=2,89 ; E=0,55).

Les valeurs de l'Equitabilité obtenues pour les quatre sites d'étude sont comprises entre 0,55 et 0,64. En effet, dans les phytocénoses benthiques infralittorales de Méditerranée, les indices d'Equitabilité restent toujours moyens, même dans les peuplements assez bien structurés, en raison du nombre important de petites espèces d'abondances négligeables (GERBAL et VERLAQUE, 1994).

Tableau 6: Récapitulation des indices de diversités estimés pour les stations Aïn Tagourait, Bérard, Bou-Ismaïl et Aïn Benian

	Aïn Tagourait	Bérard	Bou-Ismaïl	Aïn Benian
H' (bits/individu)	2,89	3,28	3,39	3,61
E	0,55	0,63	0,64	0,63

Les indices calculés auparavant sont complétés par les Diagrammes Rangs-Fréquences. Ces derniers présentent des allures différentes dans les sites d'étude (Figure 10 ; ANNEXE VIII) :

Stade 1' tendant vers le Stade 2/ Aïn Tagourait (H'=2,89 ; E=0,55) : le Diagramme rang-fréquence obtenu pour ce site montre une allure convexe qui se déplace vers le haut, ce qui caractérise une nette dominance des espèces suivantes : *Cystoseira amantacea* var. *stricta*, *Cystoseira compressa* et *Gracilaria bursa-pastoris* qui occupent respectivement le premier, le deuxième et le troisième rang. En effet, le nombre d'espèces occupant les premiers rangs est

CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION

petit, cela indiquerait que ces peuplements et particulièrement ceux de *Cystoseira* se trouvent dans un milieu favorable dans lequel l'eau est claire et la compétition pour l'espace disponible est faible, Ces espèces ont donc un caractère indicateur de la bonne qualité des eaux. À ce stade, les peuplements sont en évolution et la diversité augmente (FRONTIER, 1976).

Stade 1/ Bérard ($H'=3,28$; $E=0,63$) : à ce niveau, la courbe indique une allure concave vers le haut dans sa partie gauche, avec la prédominance de deux espèces : *Cystoseira compressa* qui occupe le premier rang et *Cystoseira amantacea* var. *stricta* occupant le deuxième rang. La courbe devient convexe et chute rapidement pour les espèces peu abondantes. La diversité est donc faible.

Stade 1/ Bou-Ismaïl ($H'=3,39$; $E=0,64$) : la courbe montre un aspect concave dans sa partie gauche, caractérisée par la dominance de *Corallina officinalis* qui occupe le premier rang (espèce indicatrice de la qualité moyenne des eaux), *Ulva lactuca* (espèce opportuniste) occupe le deuxième rang et *Hypnea musciformis* (espèce indicatrice de pollution et qui occupe le troisième rang) puis s'observe une chute rapide des espèces rares. Ici, le peuplement est occupé par un groupe d'espèces avec des rapports de dominances faibles ce qui traduit des conditions favorables, une forte compétition et un peuplement autochtone perturbé. Cette tendance est probablement due à un enrichissement en éléments biogènes ou de pollution ne laissant qu'un certain groupe d'espèces se développer dans de telles conditions.

Courbe en paliers successifs / Aïn Benian ($H'=3,61$; $E=0,63$) traduisant un peuplement perturbé (KABRANE, 2012) : à ce stade, l'allure convexe se déplace vers le haut. Les espèces abondantes, telles que : *Ulva compressa*, *Pterocladia capilacea* et *Jania longifurca* sont plus nombreuses avec une chute des espèces peu abondantes. La diversité augmente (FRONTIER, 1976). On note au niveau de ce site, la présence de l'espèce *Caulerpa racemosa* qui est considérée comme une algue envahissante. En effet, elle réduit l'espace de vie d'autres espèces ; le nombre des espèces natives ; l'abondance et la couverture des espèces autochtones et affecte ainsi fortement la structure des communautés à macroalgues (CHABANE, 2019) ; son potentiel de compétition elle le doit, en partie, et sous certaines conditions, à la faible structuration du peuplement autochtone envahi, car, probablement lui-même soumis à un stress quelconque faisant sa vulnérabilité (KABRANE, 2012).

En conclusion, l'indice de Shannon-Weaver et les DRFs ne fournissent pas des résultats très concluants à propos de l'existence d'un gradient d'anthropisation, autrement dit, une nette dynamique spatiale des peuplements macroalgaux, le long de cette partie du littoral algérois.

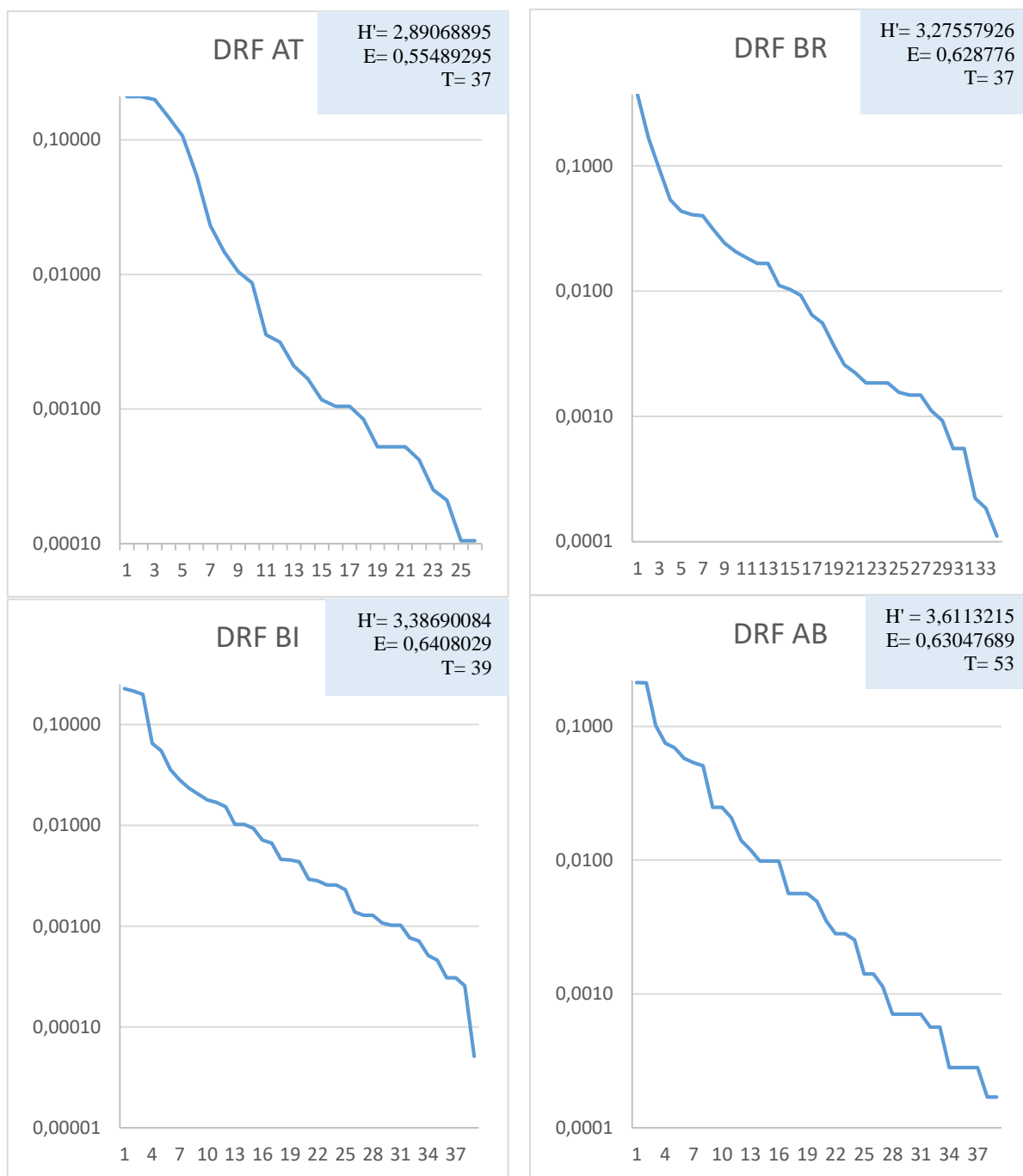


Figure 10: Diagrammes Rangs-Fréquences des sites d'étude

6. ETUDE FONCTIONNELLE : L'INDICE D'ÉVALUATION ÉCOLOGIQUE CONTINU (EEI-c)

Pour que nos résultats soient conformes et comparables aux systèmes de monitoring internationaux, les données ont été exprimées en Ratio de Qualité Ecologique (EQR).

Les conditions de référence (état de référence) correspondent à un EQR=1, tandis que des valeurs proches de 0 signifient une mauvaise qualité (statut) écologique.

Les résultats obtenus à partir de l'indice EEI-c ont permis de déterminer le Statut Ecologique des quatre sites étudiés (Tableau 7). L'étude a révélé une classe de statut écologique « Bon-Excellent » pour deux stations, « Modérée- Médiocre » pour une station, « Modéré-Médiocre » tendant vers « Mauvais » pour la dernière station. En effet, les sites Aïn Tagourait et Bérard ont indiqué la valeur de EQR la plus élevée avec respectivement 0,57 et 0,56 et ont été classés de ce fait comme des stations de ESC « Bon-Excellent ». Le site de Bou-Ismaïl a un EQR faible (0,23) et a été classé comme ESC « Modéré-Médiocre ». Avec un EQR très faible (0,06), le site de Aïn Benian apparaît comme étant le plus mauvais d'entre tous.

Tableau 7: Indice d'évaluation écologique EEI-c et l'état écologique EQR des quatre sites d'étude.

	AT	BR	BI	AB
ESG I	73,07	43,37	13,04	17,11
ESG II	61,93	35,27	40,95	81,81
EEI-c per site	6,58	6,49	3,87	2,46
EQR (EEI-c)	0,57	0,56	0,23	0,06
EQR théorique	[0,76 ; 0,97[[0,76 ; 0,97[[0,25 ; 0,48[[0,04 ; 0,25[
Statut écologique ESC	Bon-Excellent	Bon-Excellent	Modéré-Médiocre	Modéré-Médiocre tend vers Mauvais

Les résultats obtenus pour l'EQR, l'indice d'évaluation écologique (EEI-c) et l'indice MA-LUSI peuvent prétendre à une éventuelle comparaison avec les travaux de (CHABANE, 2019 ; BAHBAH, 2020). Les valeurs de l'indice EEI-c, de l'EQR et de MA-LUSI obtenues par (CHABANE, 2019 ; BAHBAH, 2020) sont fortement corrélés et ont indiqués un statut écologique « Mauvais » pour le site de Aïn Benian, « Modéré » pour Bou-Ismaïl et « Bon-Excellent » à Aïn Tagourait ce qui recoupe avec nos résultats. Cela prouve la fiabilité de ces indices pour l'évaluation des masses d'eau côtières.

7. RELATION ENTRE L'INDICE BIOTIQUE (EEI-c) ET L'INDICE DE PRESSION (MA-LUSI)

Les résultats obtenus en comparant les valeurs de l'indice de pression anthropique (MA-LUSI) avec ceux du Ratio de Qualité Écologique (EQR) pour les quatre sites étudiés sont illustrés dans le tableau ci-dessous (Tableau 8).

Tableau 8: Valeurs obtenues pour le Ratio de Qualité Écologique (EQR) et l'indice de pression anthropique (MA-LUSI) pour les quatre sites d'étude.

Sites	MA-LUSI	EQR (EEI-c)	ESC
AT	5	0,57	Bon-Excellent
BR	5	0,56	Bon-Excellent
BI	9	0,23	Modéré-Médiocre
AB	10	0,06	Modéré-Médiocre

Une lecture rapide du tableau supra suffit pour comprendre la proportionnalité qui existe entre la qualité écologique des eaux et le degré de stress propres à chacun des sites prospectés. En effet, l'indice MA-LUSI a montré des valeurs maximales à Aïn Benian (10) et Bou-Ismaïl (9). Témoignant ainsi du stress important consécutif d'une tendance accrue à la littoralisation, touchant cette partie de la côte, alias Aïn Benian (urbanisation, décharges d'eaux usées domestiques et industrielles, ports). Cette observation recoupe avec le mauvais statut écologique indiqué par l'indice EEI-c. Par contre, la valeur la plus basse de cet indice a été trouvée aux stations Aïn Tagourait et Bérard (elle est de l'ordre de 5), correspondant à une pression anthropique moindre, favorisant un état écologique excellent.

Enfin, en plus de la proportionnalité mise en évidence, il apparaît clairement que l'on évolue sur un gradient d'anthropisation croissant vers Aïn Benian, le long duquel la qualité écologique des eaux marines côtières tend progressivement à se dégrader.

8. DISCUSSION GÉNÉRALE

Les résultats de l'étude structurale coïncident avec ceux de l'étude fonctionnelle ; en effet, la variation relative de la distribution des espèces et des groupes d'espèces ainsi que leurs poids respectifs le long des sites considérés reflète grossièrement la variabilité des conditions environnementales le long de cette partie de côte.

Il est vrai que la variabilité naturelle puisse être responsable des changements structurels (composition et abondance) dans les communautés les plus riches, mais en toute évidence il apparaît que le degré d'anthropisation serait un élément majeur conduisant à une dynamique spatiale qui se matérialise par des changements des peuplements associés aux sites les moins anthropisés – en d'autres termes, zone de référence -, ex. : Aïn Tagourait vers des sites subissant plus de stress d'origine anthropique, et par conséquent de moindre qualité écologique (ex. : Aïn Benian).

Les paramètres utilisés (richesse spécifique, abondance ou recouvrement, diversité et équitabilité, etc.), permettent de mettre en évidence la structure des peuplements algaux parallèlement avec l'étude des groupes fonctionnels, comme indiqué dans la Figure 11.

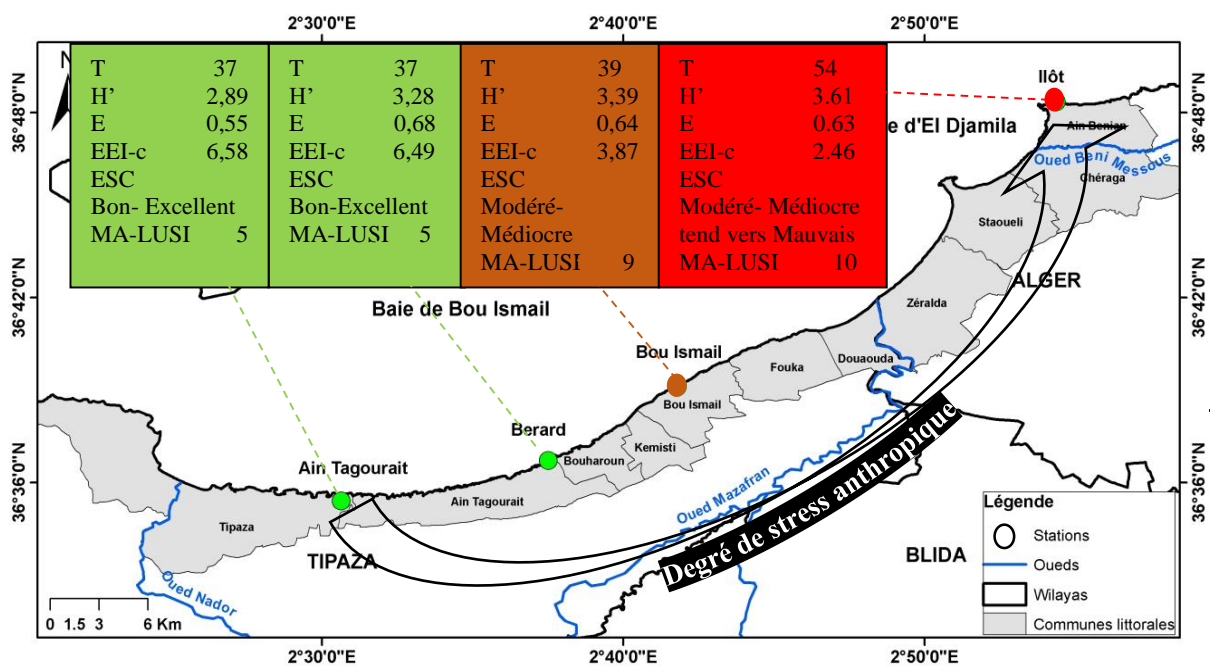


Figure 11 : Carte synthétique des indices structuraux et fonctionnels suivant un gradient d'anthropisation. (AIT KACI et OUKIL, 2022 ; originale)

Vert : Bon-Excellent, Marron : Modéré-Médiocre, Rouge : Modéré-Médiocre tend vers Mauvais.

Conclusion

CONCLUSION

CONCLUSION

La bioévaluation de la qualité écologique des eaux marines côtières par utilisation des peuplements macro-algaux le long des sites prospectés confirme l'hypothèse de la proportionnalité entre la qualité écologique des masses d'eau côtières et le degré d'anthropisation, à savoir un statut écologique « Bon-Excellent » à Aïn Tagourait et Bérard - pouvant être considérés comme site de référence - qui diminue vers Aïn Benian en passant par Bou-Ismaïl pour être « Mauvais ».

Cet état des lieux est confirmé par l'analyse des dominances des groupes écologiques (ex. : proportion des opportunistes, rapport ESGI/ESGII, etc).

Ces conclusions sont étayées par la combinaison de l'indice d'évaluation écologique (EEI-c) et l'indice des pressions anthropiques (MA-LUSI). En revanche, les indices de diversité (ex. : H', E) s'avèrent être moins concluants.

Enfin, ces résultats confirment que les Macroalgues sont d'excellents bioindicateurs de la qualité des masses d'eau marines côtières.

En perspective, on suggère l'utilisation d'autres indices de diversité afin de fournir des informations plus pertinentes à propos de la diversité et en relation avec la perturbation du milieu.

Par ailleurs, il serait intéressant d'utiliser d'autres indices biotiques.

En dernier, ces résultats gagneraient à être valoriser dans le cadre d'un projet de surveillance de la qualité des eaux marines des côtes algériennes.

RÉFÉRENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AL SID CHIKH, BELKESSA., et al (2009).** Diagnostic du littoral ouest algérois pour une gestion intégrée; The 5th International Symposium on Sandy beaches, which will be held in Rabat, Morocco, p.p. 19-23.
- AMAROUCHE, N., (2005).** Contribution à l'étude de l'accumulation et de la mémorisation des métaux traces (Hg, Zn et Cu) par *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile dans la baie de Bou Ismail. Magister. Ecologie marine. Bab Ezzouar: USTHB, p.p.18,22
- ARÉVALO, PINEDO., et al (2007).** Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: Descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (1-6), p.p. 104-113.
- BABOURI, (2013).** Utilisation des indicateurs trophiques pour l'évaluation de l'impact de la pêche sur un écosystème exploité. Application sur les pêcheries algériennes en mettant l'accent sur la pêche de la baie de Bou-Ismaïl. Master de science en gestion durable des pêches. Espagne : Université d'Alicante, p. 11.
- BACHARI, H.F., (2009).** Modélisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymétrie à partir de l'imagerie satellitaire. Thèse de doctorat. Sciences de l'Univers et Environnement. Paris : Université Du Val De Marne Paris XII, p.p. 10-50.
- BAHBAH, L., (2020).** Cartographie par différentes techniques du peuplement algal photophile de substrat dur de l'infralittoral de la région algéroise : impact des rejets d'effluents. Ecosystème marin, modélisation et application. Thèse de doctorat. Bab Ezzouar: USTHB, p.10
- BAKALEM A., (2003).** Les trottoirs ou plates-formes à Vermets sur la côte algérienne: synthèse. In " International Workshop on Vermetid terraces and Migratory / Invasive Organisms", 8, p.p. 16-17
- BALLESTEROS, E., TORRAS X., et al (2007).** A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution bulletin*, 55, p.p. 172-180.
- BENALI, (2010).** Contribution à l'étude de la biodiversité associée aux Chromobiontes du genre *Cystoseira* dans la région de Tipaza. Thèse. Océanographie Biologique et Environnement Marin. Bab Ezzouar : USTHB. p.p. 1-87.

BENDIBA, (2020). Bioévaluation de la qualité des eaux marines côtières par les peuplements macrophytes benthiques. Biodiversité et gestion des écosystèmes. Dely Brahim: ENSSMAL, p. 52.

BERMEJO, R., VERGARA, J. J., et al (2012). Application and reassessment of the reduced species list index for macroalgae to assess the ecological status under the Water Framework Directive in the Atlantic coast of Southern Spain. *Ecological Indicators*. 12(1), p.p. 46-57.

BIRK, S., BONNE, W., et al (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18, p.p. 31–41.

BLANCHET, M.H., 2004. Structure et fonctionnement des peuplements benthiques du bassin d'Arcachon. *Océanographie*. Bordeaux I: Ecole doctorale sciences du vivant, géosciences, sciences de l'environnement, p. 222.

BOUDOURESQUE, C.F., (1970). Recherche de Bionomie analytique, structurale, et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles de Méditerranée occidentale (fraction algale). Thèse de Doctorat. Environnement marine. France : Univesité Aix-Marseille II, p. 624.

BOUDOURESQUE, C., (1971). Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). *Tethys*. 3(1), p.p. 79–104.

BOUDOURESQUE, C.F., (1973). Recherches de bionomie analytique, structurale et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles de Méditerranée occidentale (fraction algale). Marseille. *Bulletin du muséum d'histoire naturelle de Marseille* TOM XXXIII, p.p. 148- 225.

BOURI, I., ROUANE-HACENE, O., et al (2021). Ecological diagnosis of the marine environment of the Algerian Ukrainian Journal of Ecology. 11(4), p.p. 13-20.

BRAAK, C.J.F., (1986). Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology*. 67, p.p. 1167–1179.

BRAUN-BLANQUET, J., PAVILLARD, J., (1928). Vocabulaire de sociologie végétale. Montpellier : p.23.

CADASTRE, (2004). Etude d'aménagement du littoral wilaya d'alger. Rapport Cadastre wilaya d'Alger. Document non publié. Alger : Cadastre.

- CHABANE, K., (2019).** Fonctionnement et diversité d'un écosystème à macroalgue de substrat rocheux de la région d'Alger. Thèse de doctorat. Ecosystèmes marins : Modélisation et applications. Bab Ezzouar : USTHB, p.p. 33-51.
- CNL, (2020).** Contribution du CNL au recensement des points de rejets sur la zone côtière. Rapport CNL. Document non publié. Kouba-Alger : Commissariat National du Littoral.
- DAUER, D.M., (1993).** Biological Criteria, Environmental Health and Estuarine Macrobenthic Community Structure. *Marine Pollution Bulletin*. 26(5), p.p. 249-257.
- DESCHASAUX, M., ZWINDERMAN, K., et al (2019).** Origine ethnique et composition du microbiote intestinal. 35(5), p.p. 401-404.
- DEN HARTOG, C., (1994).** Asphyxie d'un lit de *Zostera littoral* par *Enteromorpha radiata*. *Botanique aquatique*. 47, p.p. 21–28.
- DÍEZ, I., BUSTAMENTE, M., et al (2012).** Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidalcoastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. *Ecological Indicators*. 12, p.p. 58–71.
- ERIKSSON, B.K., JOHANSSON, G., et al (2002).** Long term changes in the macroalgal vegetation of the inner gullmar fjord, swedish skagerrak coast. *Journal of Phycology* 38, p.p. 284–296.
- FAITH, D., Minchin, P., et al (1987).** Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance, in: *Vegetatio*. p.p. 57–68.
- FANO, E., MISTRI, M., et al (2003).** The ecofunctional quality index (EQI): A new tool for assessing lagoonal ecosystem impairment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 56(3-4), p.p. 709–716.
- FLO, E., CAMP, J., et al (2011).** Review of the Methods, Criteria and Limit Values for the Assessment of Eutrophication (Biological Quality Element Phytoplankton) as Developed in the Framework of the Intercalibration Exercise of the MED GIG (Mediterranean Eco-region) Water Framework Directive 2000/60 EC. UNEP(DEPI)/MED WG.365/Inf.7, Athens, p. 41.
- FRONTIER, (1976).** Utilisation des diagrammes rang – fréquence dans l'analyse des écosystèmes. *Journal de Recherche Océanographique*. (1), p.p. 35-48.
- FRONTIER S., (1983).** Stratégies d'échantillonnage en écologie. Paris: Masson, p. 494.

FRONTIER S. et PiCHODE-VIALE D., (1991). Ecosystèmes : structure et fonctionnement, évolution. Paris: Masson, p. 392.

GASPAR, R., PEREIRA, L., et al (2012). Ecological reference conditions and quality states of marine macroalgae sensu Water Framework Directive: An example from the intertidal rocky shores of the Portuguese coastal waters. *Ecological Indicators*. 19, p.p. 24–38.

GERBAL, M., VERLAQUE, M., (1994). Analyse spacio-temporelle des peuplements de substrat meuble de l'étang de Thau (Hérault, France). Thèse Doc. France: Univ. Aix-Marseille, p. 241.

GORGULA, S., Connell, S., (2004). Expansive covers of turf-forming algae on human-dominated coast: The relative effects of increasing nutrient and sediment loads. *Marine Biology*. 145, p.p. 613–619.

GRAY, J. S., MCINTYRE, A. D., et al (1992). Manuel des méthodes de recherche sur l'environnement aquatique. Onzième partie. Evaluation biologique de la pollution marine, eu égard en particulier au benthos. FAO Document technique sur les pêches, N° 324, p.p. 53.

GREEN, R.H., (1980). Multivariate Approaches in Ecology: The Assessment of Ecologic Similarity. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 11, p.p. 1–14.

GUINDA, X., JUANES, J.A., et al (2008). Comparison of two methods for quality assessment of macroalgae assemblages, under different pollution types. *Ecological Indicators* 8, p.p. 743–753.

HADJ-TAHER, REBAI, (2021). Bioévaluation de la qualité des eaux marines côtières par l'utilisation des macroalgues : dynamique spatiale. Mémoire d'ingénieur. Biodiversité et gestion des écosystèmes. Dely Brahim: ENSSMAL, p. 87.

IVEŠA, L., LYONS, D.M., et al (2009). Assessment of the ecological status of north-eastern Adriatic coastal waters (Istria, Croatia) using macroalgal assemblages for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 19 (1), p.p. 14–23.

JUANES, J.A., Guinda, X., et al (2008). Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecological Indicators* 8(4), p.p. 351–359.

- KABRANE, A., (2012).** Dynamique des peuplements macrophytiques : relation macrophytes - qualité des eaux. Thèse de magister. Océanographie Biologique et Environnement Marin. Bab Ezzouar: USTHB, p. 90.
- KADARI-MEZIANE, Y. (1994).** Contribution à l'étude de l'impact de la pollution sur la distribution spatio-temporelle des peuplements phytobenthiques dans la baie de Bou-Ismaïl (Algérie). Thèse Mag. Ecol. Nat. Sup., vieux Kouba, Alger, p. 226.
- KARALI, A. (2010).** Contribution à l'étude des biocénoses remarquables (bioconcrétionnements) de la région centre de la côte algérienne (biodiversité, caractérisation des peuplements associés). Océanographie Biologique et Environnement Marin. Bab Ezzouar: USTHB, p.p. 2-86.
- KAREZ, R., ENGELBERT, S., et al. (2004).** Biomass response and changes in composition of ephemeral macroalgal assemblages along an experimental gradient of nutrient enrichment. *Aquat Bot.* 78, p.p. 103-117.
- KRAUFVELIN, P., MOY, F.E., et al. (2006).** Nutrient Addition to Experimental Rocky Shore Communities Revisited: Delayed Responses, Rapid Recovery. *Ecosystems* 9, p.p. 1076–1093.
- KRAUSE-JENSEN, D., MIDDELBOE, A., et al. (2007).** Spatial patterns of macroalgal abundance in relation to eutrophication. *Marine Biology*. 152(1), p.p. 25-36.
- LEGENDERE, L., LEGENDERE, P., (1979).** Ecologie numérique. 1. Le traitement multiple des données écologiques. Paris. Masson, p. 197.
- LIMA, A.L., GASPAR, R., et al. (2017).** The identification of macroalgae and the assessment of intertidal rocky shores' ecological statuses in the central western coast of continental Portugal.
- MANJIALAJO, L., RUGGIERI, N., et al. (2007).** Ecological status in the Ligurian Sea: the effect of coastline urbanisation and the importance of proper reference sites. *Marine Pollution Bulletin*. 55, p.p. 30–41.
- MARDIA, K., J., KENT., et al. (1979).** Multivariate Analysis. Royaume-Uni : Academic Press, p. 521.
- MILLOT, C., BENZOHRRA, M., et al. (1997).** Circulation off Algeria inferred from the Médiprod-5 current meters. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research* 44, p.p. 1467–1495.

MILLOT, C., (1999). Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems*. 20, p.p. 423–442.

MILLOT, C., TAUPIER-LETAGE, I., (2005). Additional evidence of LIW entrainment across the Algerian subbasin by mesoscale eddies and not by a permanent westward flow. *Progress in Oceanography, Mediterranean physical oceanography and biogeochemical cycles: Mediterranean general circulation and climate variability*. 66, p.p. 231–250.

NATIONS UNIES, (2017). Résumé technique de la première évaluation mondiale intégrée du milieu marin, l’océan et les objectifs de développement durable énoncés dans le programme de développement durable à l’horizon 2030. New York, Publication des Nations Unies.

NETO, J.M., GASPAR, R., et al. (2012). Marine Macroalgae Assessment Tool (MarMAT) for intertidal rocky shores. Quality assessment under the scope of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 19, p.p. 39–47.

NAULEAU, O. (1988). Analyse bibliographique des conditions du développement des algues coloniales a formation macroscopiques. Rapport d’étude du SRAE, Corse Lyon, p. 25.

O.N.S. "Office National des Statistiques" (2011). V° Recensement Général de la Population et de l’Habitat – 2008 – : Armature Urbaine. Coll. Statist., n° 163 : Serie C, p.p. 248 - 334.

ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P., et al. (2001). Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Med. Mar. Resear.* 2 (2), p.p. 45-65.

ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P., et al (2003). An insight to the ecological evaluation index (EEI). *EcologicalIndicators*. 3(1), p.p. 27-33.

ORFANIDIS, S., STAMATIS, N. et al. (2005). Ecological status assessment of Delta Nestos Lagoons by using biological and chemical indicators in agreement to Water Framework Directive (WFD 2000/60). p.p. 245-248. In: *Proceedings of the 12th Panhellenic Congress of Ichthyologists*, 13-16 October 2005, Drama, Greece.

ORFANIDIS, S., PINNA, M., et al. (2008). Variation of structural and functional metrics in macrophyte communities within two habitats of eastern Mediterranean coastal lagoons: natural versus human effects. *Aquatic Conservation: Marine & Freshwater Ecosystems*, 18 (1): p.p. 45-61.

- ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P., et al. (2011).** Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterranean Marine Science*. 12(1), p. 199.
- OUAHIL, A., (2017).** Etat de la pollution par matières particulaires et dissoutes dans le système fluvio-marin d'Oued Mazafran- embouchure (baie de Bousmail). *Hydraulique urbaine. Blida : Ecole Nationale Supérieure d'Hydraulique*, p.p. 21-22.
- OULD AHMED, N. (1994).** Etude des espèces phytobentiques au voisinage de la centrale thermique de Mers El Hadjadj (Golf d'Arzew ; Ouest algérien). Mention particulière sur une espèce remarquable Chlorophyte, Caulerpale : *Caulerpa prolifera* Lamouroux. Aménagement du littoral. Alger : ENSSMAL, p. 263. +78 tab.
- PANAYOTIDIS, P., MONTESANTO, B., et al (2004).** Use of low-budget monitoring of macroalgae to implement the European Water Framework Directive. *Journal of Applied Phycology*. 16(1), p.p. 49-59.
- PEARSON, T. H. & ROSENBERG, R. (1978).** Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanographic Marine Biology Annual Review*. 16, p.p. 230- 306.
- PERES J.M., PICARD J. (1964).** Manuel des bionomies benthiques de la Méditerranée. *Rec. Trv. St. Mar. Endoume*. 31 (47), p.p. 5-137.
- PEARSON, T.H., GRAY, J.S., et al. (1983).** Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities.2. Data analyses. *Marine Ecology Progress Series*. 12, p.p. 237–255.
- PERES J.M., PICARD J. (1964).** Manuel des bionomies benthiques de la Méditerranée. *Rec. Trv. St. Mar. Endoume*. 31 (47), p.p. 5-137.
- PINEDO, S., GARCÍA, M., et al. (2007).** Rocky-shore communities as indicators of water quality: A case study in the Northwestern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. 55(1-6), p.p. 126-135.
- P.A.C. (2005).** "Zone côtière algéroise". Protection des sites sensibles naturels marins du secteur Cap Djinet au Mont Chenoua Actions pilotes, plan d'action et recommandations, p. 45.
- P.A.C. (2006).** Programme d'Aménagement Côtier (PAC) de la "Zone côtière algéroise". Rapport final intégré. No. 164 de la Série des rapports techniques du PAM, PNUE/PAM, Athènes : PNUE, PAM, & CAR/ASP, PAP.

- PAC, (2016).** Etude d'élaboration du plan d'aménagement côtier (PAC) de la wilaya de Tipasa. Rapport technique. Document non publié. Hydra-Alger : Laboratoire d'études maritimes.
- PIELOU, E.C., (1984).** The latitudinal spans of seaweed species and their patterns of overlap. *J. Biogeogr. Canada* : John Wiley & Sons, Inc, 4, p.p. 299-311.
- SCANLAN, C.M., FODEN, J., et al (2007).** The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. *Marine Pollution Bulletin, Implementation of the Water Framework Directive in European marine waters.* 55, p.p. 162–171.
- SCHRAMM, W. (1999).** Factors influencing seaweed responses to eutrophication; some results from EU-project EUMAC. *Journal of applied Phycology.* 11, p.p. 69-78.
- SERIDI, H. (2007).** Etude de la flore algale de l'Algérie. Etude phytosociologique des peuplements algaux photophiles de l'infralittoral superficiel de substrat dur. *Environnement marin.* Bab Ezzouar : USTHB, p. 172.
- SERIDI, H., RUITTON, S., et al. (2007).** Is it possible to calibrate the pollution level of the region of Algiers (Mediterranean Sea) by exploiting marine macrophytes? *Comptes Rendus Biologie.* 330, p.p. 606-614.
- SOULSBY, PG, LOWTHION, D., et al. (1982).** Effets des tapis de macroalgues sur l'écologie des vasières intertidales. *Bulletin de pollution marine.* 13, p.p. 162–166.
- TUBBS, CR, TUBBS, HM, (1983).** Tapis de macroalgues dans le port de Langstone, Hampshire, Angleterre. *Bulletin de pollution marine,* p.p. 14, 148–149.
- VIAROLI, P., M. BARTOLI, et al. (2008).** Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: p.p. 105-117.
- WARWICK, R.M., CLARKE, K.R., (1993).** Comparing the severity of disturbance: a metaanalysis of marine macrobenthic community data. *Marine Ecology Progress Series* 92, p.p. 221–231.
- WELLS, E., WILKINSON, M., et al. (2007).** The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin.* 55(1-6), p.p. 151–161.
- WILKINSON, M., WOOD, P., (2003).** Conditions de référence spécifiques au type pour les macroalgues et les angiospermes dans les eaux de transition et côtières écossais : rapport à

l'Agence écossaise de protection de l'environnement. Référence du projet SEPA 230/4136.
Université Heriot-Watt, Édimbourg, p. 105.

ANNEXES

ANNEXE II : Codes des taxons recensés

Espèce	Code
<i>Bryopsis plumosa</i>	bryoplum
<i>Bryopsis duplex</i>	bryodupl
<i>Bryopsis sp.</i>	bryoissp
<i>Caulerpa racemosa</i>	caulrace
<i>Rhizoclonium sp.</i>	rhizumsp
<i>Cladophora lehmanniana</i>	cladlehm
<i>Cladophora laetevirens</i>	cladlaet
<i>Cladophora liniformis</i>	cladlini
<i>Cladophora dalmatica</i>	claddalm
<i>Cladophora flexuosa</i>	cladflex
<i>Cladophora sp.</i>	cladrasp
<i>Chaetomorpha sp.</i>	chaehasp
<i>Ulva compressa</i>	ulvacomp
<i>Ulva lactuca</i>	ulvalact
<i>Ulva rigida</i>	ulvarigi
<i>Ulva clathrata</i>	ulvaclat
<i>Ulva sp.</i>	ulvasp
<i>Monostroma sp.</i>	monomasp
<i>Urospora sp.</i>	urosrasp
<i>Cutleria multifida</i>	cutlmult
<i>Cystoseira amentacea var. stricta</i>	cystamst
<i>Cystoseira compressa</i>	cystcomp
<i>Sargassum vulgare</i>	sargvulg
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	dictpoly
<i>Dictyota dichotoma</i>	dictdich
<i>Dictyota spiralis</i>	dictspir
<i>Dictyota sp.</i>	dicttasp
<i>Padina pavonica</i>	padipavo
<i>Zonaria sp.</i>	zonarisp
<i>Sphacelaria rigidula</i>	spharigi
<i>Sphacelaria sp.</i>	spharisp
<i>Halopteris filicina</i>	halofili
<i>Halopteris scoparia</i>	haloscop
<i>Ectocarpus sp.</i>	Ectoussp
<i>Colpomenia sp.</i>	colpiasp
<i>Pyropia leucosticta</i>	pyroleuc
<i>Callithamnion corymbosum</i>	callcory
<i>Callithamnion sp.</i>	callonsp
<i>Antithamnion sp.1</i>	antinsp1
<i>Antithamnion sp.2</i>	antinsp2
<i>Centroceras clavulatum</i>	centclav
<i>Ceramium strictum</i>	cerastri

Espèce	Code
<i>Ceramium gaditanum</i>	ceragadi
<i>Ceramium sp.1</i>	ceramsp1
<i>Ceramium sp.2</i>	ceramsp2
<i>Gayliella flaccida</i>	gaylflac
<i>Cryptopleura ramosa</i>	crypramo
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>	hypohypo
<i>Chondria coerulecens</i>	choncoer
<i>Chondria sp.</i>	choniasp
<i>Herposiphonia secunda</i>	herpsecu
<i>Herposiphonia sp.</i>	herpiasp
<i>Ophidocladus simpliciusculus</i>	ophisimp
<i>Palisada perforata</i>	paliperf
<i>Polysiphonia sertularioides</i>	polysert
<i>Polysiphonia sp.</i>	polyiasp.
<i>Rytiphlaea tinctoria</i>	rytitinc
<i>Xiphosiphonia pennata</i>	xiphpenn
<i>Pterosiphonia sp.</i>	pteriasp
<i>Lophosiphonia sp.</i>	lophiasp
<i>Laurencia obtusa</i>	laurobtu
<i>Laurencia sp.</i>	lauriasp
<i>Melanothamnus harveyi</i>	melaharv
<i>Spyridia filamentosa</i>	spyrfila
<i>Corallina officinalis</i>	coraoffi
<i>Ellisolandia elongata</i>	ellielon
<i>Jania rubens</i>	janirube
<i>Jania virgata</i>	janivirg
<i>Jania longifurca</i>	janilong
<i>Jania rubens var. corniculata</i>	janicorn
<i>Jania sp.1</i>	janiasp1
<i>Jania sp.2</i>	janiasp2
<i>Lithophyllum sp</i>	lithumsp
<i>Gelidium crinale</i>	gelicrin
<i>Gelidium sp</i>	geliumsp
<i>Pterocladia capillacea</i>	ptercapi
<i>Hypnea musciformis</i>	hypnmusc
<i>Rhodophyllis divaricata</i>	rhoddiva
<i>Chondracanthus acicularis</i>	chonacic
<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	sphacoro
<i>Gracilaria bursa-pastoris</i>	gracburs
<i>Gracilaria sp</i>	graciasp
<i>Champia parvula</i>	champarv
<i>Gastroclonium reflexum</i>	gastrefl

Suite Tableau

<i>Ceramium botryocarpum</i>	cerabotr
<i>Ceramium tenuicorne</i>	ceratenu
<i>Ceramium virgatum</i>	ceravirg
<i>Ceramium cimbricum</i>	ceracimb
<i>Ceramium pallidum</i>	cerapall
<i>Ceramium diaphanum</i>	ceradiap
<i>Ceramium secundatum</i>	cerasecu

<i>Sahlingia subintegra</i>	sahlsubi
-----------------------------	----------

ANNEXE III : Matrice d'abondance-dominance selon BRAUN-BLANQUET et PAVILLARD (1922).

	bryoplum	bryodupl	bryoissp	caulrace	rhizumsp	cladlehm	cladlaet	cladlini	
1	0	0	0	0	0	1	1	0	
2	0	0	0	0	0	1	0	0	
3	1	0	0	1	1	1	0	0	
4	0	1	1	2	0	1	1	1	
	claddalm	cladflex	cladrasp	chaehasp	ulvacomp	ulvalact	ulvarigi	ulvaclat	
1	0	0	0	0	0	2	0	0	
2	0	0	0	0	1	1	1	0	
3	0	0	0	0	1	2	1	0	
4	1	1	0	0	3	0	2	0	
	ulvasp	monomasp	urosrasp	cutlmult	cystamst	cystcomp	sargvulg	dictpoly	
1	1	0	0	0	3	3	0	0	
2	0	0	0	0	2	3	0	1	
3	0	0	0	1	0	0	0	1	
4	0	1	1	0	0	0	1	0	
	dictdich	dictspir	dicttasp	padipavo	zonarisp	spharigi	spharisp	halofili	
1	0	0	0	0	0	1	1	0	
2	1	1	0	1	0	1	0	0	
3	1	1	1	0	0	0	0	1	
4	1	0	0	0	0	0	0	0	
	haloscop	Ectoussp	colpiasp	pyroleuc	callcory	callonsp	antinspl	antinsp2	
1	1	0	0	0	0	1	0	0	
2	1	0	0	1	0	0	1	0	
3	1	0	0	1	1	1	0	1	
4	0	0	0	0	1	0	0	0	
	centclav	cerastri	cerabotr	ceratenu	ceravirg	ceracimb	cerapall	ceradiap	
1	0	0	0	0	0	1	0	0	
2	0	0	0	1	1	0	0	0	
3	1	1	0	1	1	0	1	0	
4	1	0	1	0	2	1	1	1	
	cerasecu	ceragadi	ceramspl	ceramsp2	gaylflac	crypramo	hypohypo	choncoer	
1	1	0	0	0	0	0	0	0	
2	0	0	0	0	0	1	1	0	
3	0	0	1	0	0	1	0	0	
4	1	0	0	0	0	0	0	2	
	choniasp	herpsecu	herpiasp	ophisimp	paliperf	polysert	polyiasp.	rytitinc	
1	0	0	0	0	2	1	0	0	
2	1	0	1	0	2	1	0	1	
3	1	0	1	1	0	1	0	0	
4	0	0	1	0	0	1	0	0	

1 : Ain Tagourait ; 2 : Bérard ; 3 : Bou-Ismaïl ; 4 : Ain Benian

ANNEXE IV : Variation des dominances qualitatives (DQ%) intergroupes des sites d'étude : Aïn Tagourait (AT), Bérard (BR), Bou-Ismaïl et Aïn Benian (AB).

Effectifs	AT	BR	BI	AB
Nombre d'espèces	37	37	39	53
Nombre des Rhodophytes	25	25	25	34
Nombre des Chlorophytes	5	4	7	16
Nombre de Phaeophytes	7	8	7	3
Nombre des Opportunistes	17	13	19	34
Nombre des ESG I	9	8	5	11
Nombre des ESG II	26	29	34	40
Proportions (%)				
Proportion des Rhodophytes	67,57	67,57	64,10	64,15
Proportion des Chlorophytes	13,51	10,81	17,95	30,19
proportion des Phaeophytes	18,92	21,62	17,95	5,66
Proportion des Opportunistes	45,95	35,14	48,72	64,15
Rapport ESG I / ESG II	0,35	0,28	0,15	0,28

ANNEXE V : Variation des dominances quantitatives (DR%) intergroupes des sites d'étude : Aïn Tagourait (AT), Bérard (BR), Bou-Ismaïl et Aïn Benian (AB).

Recouvrement moyens (RM%)	AT	BR	BI	AB
<i>RM (%)</i> des espèces	159,12	90,19	65,25	118,33
<i>RM (%)</i> des Rhodophytes	66,56	28,63	38,41	69,42
<i>RM (%)</i> des Chlorophytes	24,96	6,67	21,55	47,16
<i>RM (%)</i> de Phaeophytes	67,6	54,89	5,29	1,75
<i>RM (%)</i> Rhodophytes/ <i>RM (%)</i> Phaeophytes	0,98	0,52	7,265	39,67
<i>RM (%)</i> (Rhodophytes+Chlorophytes)/ <i>RM (%)</i> Phaeophytes	1,354	0,64	11,34	66,62
<i>RM (%)</i> des Opportunistes	44,70	16,19	40	56,51
<i>RM (%)</i> des ESG I	88,45	51	20,45	27,90
<i>RM (%)</i> des ESG II	70,66	39,19	44,80	90,33
Proportions (%)				
Proportion des Rhodophytes	41,83	31,74	58,86	58,67
Proportion des Chlorophytes	15,68	7,40	33,03	39,85
Proportion des Phaeophytes	42,48	60,86	8,10	1,48
Proportion des Opportunistes	28,09	17,96	61,31	47,75
Rapport ESG I / ESG II	1,25	1,30	0,46	0,31

ANNEXE VI : Coefficient de similitude de Sorensen estimé entre stations prises deux à deux.

Espèce	AT	BR	DP	AT	BI	DP	AT	AB	DP	BR	BI	DP	BR	AB	DP	BI	AB	DP
<i>Bryopsis plumosa</i> (Hudson) C.Agardh, 1823	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Bryopsis duplex</i> De Notaris, 1844	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Bryopsis sp.</i> J.V.Lamouroux, 1809	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh, 1873	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1
<i>Rhizoclonium sp.</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cladophora lehmanniana</i> (Lindenberg) Kützing, 1843	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cladophora laetevirens</i> (Dillwyn) Kützing, 1843	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Cladophora liniformis</i> Kützing, 1849	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Cladophora dalmatica</i> Kützing, 1843	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Cladophora flexuosa</i> (O.F.Müller) Kützing, 1843	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Cladophora sp.</i>	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Chaetomorpha sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Ulva compressa</i> Linnaeus, 1753	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus, 1753	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh, 1823	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C.Agardh, 1811	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Ulva sp.</i>	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Monostroma sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Urospora sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Cutleria multifida</i> (Turner) Greville, 1830	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cystoseira amentacea</i> var. <i>stricta</i> Montagne, 1846	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cystoseira compressa</i> (Esper) Gerloff & Nizamuddin, 1975	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Sargassum (Sargassum) vulgare</i> C. Agardh, 1820	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Dictyopteris polypodioides</i> (A.P.De Candolle) J.V.L., 1809	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0
<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) J.V.Lamouroux, 1809	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Dictyota spiralis</i> Montagne, 1846	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0
<i>Dictyota sp.</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Padina pavonica</i> (Linnaeus) Thivy, 1960	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Zonaria sp.</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphacelaria rigidula</i> Kützing, 1843	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Sphacelaria sp.</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halopteris filicina</i> (Grateloup) Kützing, 1843	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Halopteris scoparia</i> (Linnaeus) Sauvageau, 1904	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0
<i>Ectocarpus sp.</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Espèce	AT	BR	DP	AT	BI	DP	AT	AB	DP	BR	BI	DP	BR	AB	DP	BI	AB	DP
<i>Colpomenia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Pyropia leucosticta</i> (Thuret) Neefus & J.Brodie, 2011	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0
<i>Callithamnion corymbosum</i> (Smith) Lyngbye, 1819	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1
<i>Callithamnion sp.</i>	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Antithamnion sp.1</i> Nägeli, 1847	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0
<i>Antithamnion sp.2</i> Nägeli, 1847	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Centroceras clavulatum</i> (C.Agardh) Montagne, 1846	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1
<i>Ceramium strictum</i> Roth, 1797	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1
<i>Ceramium botryocarpum</i> A.W.Griffiths ex Harvey, 1848	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Ceramium tenuicorne</i> (Kützing) Waern, 1952	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0
<i>Ceramium virgatum</i> Roth, 1797	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ceramium cimbricum</i> H.E.Petersen, 1924	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Ceramium pallidum</i> (Kützing) Maggs & Hommersand, 1993	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1
<i>Ceramium diaphanum</i> (Lightfoot) Roth, 1806	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye, 1819	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Ceramium gaditanum</i> (Clemente) Cremades, 1990	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Ceramium sp.1</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Ceramium sp.2</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Gayliella flaccida</i> (Harvey ex Kützing) T.O.Cho & L.J.McIvor, 2008	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) L.Newton, 1931	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i> (Stackhouse) Collins & Hervey, 1917	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Chondria coerulescens</i> (J.Agardh) Sauvageau, 1897	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Chondria sp.</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0
<i>Herposiphonia secunda</i> (C.Agardh) Ambronn, 1880	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Herposiphonia sp.</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ophidocladus simpliciusculus</i> (P.Crouan & H.Crouan) Falkenberg, 1897	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Palisada perforata</i> (Bory) K.W.Nam, 2007	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia sertularioides</i> (Grateloup) J.Agardh, 1863	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Polysiphonia sp.</i> Greville, 1823	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Rytiphlaea tinctoria</i> (Clemente) C.Agardh, 1824	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Xiphosiphonia pennata</i> (C.Agardh) Savoie & G.W.Saunders, 2016	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pterosiphonia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0

Espèce	AT	BR	DP	AT	BI	DP	AT	AB	DP	BR	BI	DP	BR	AB	DP	BI	AB	DP
<i>Lophosiphonia sp.</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Laurencia obtusa</i> (Hudson) J.V.Lamouroux, 1813	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Laurencia sp.</i> J.V.Lamouroux, 1813	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melanothamnus harveyi</i> (Bailey) Díaz-Tapia & Maggs, 2017	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Spyridia filamentosa</i> (Wulfen) Harvey, 1833	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Corallina officinalis</i> Linnaeus, 1758	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders, 2013	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Jania rubens</i> (Linnaeus) J.V.Lamouroux, 1816	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0
<i>Jania virgata</i> (Zanardini) Montagne, 1846	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0
<i>Jania longifurca</i> Zanardini, 1844	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Jania rubens</i> var. <i>corniculata</i> (Linnaeus) Yendo, 1905	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Jania sp.1</i> J.V.Lamouroux, 1812	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Jania sp.2</i> J.V.Lamouroux, 1812	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Lithophyllum sp</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Gelidium crinale</i> (Hare ex Turner) Gaillon, 1828	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0
<i>Gelidium sp</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pterocladia capillacea</i> (S.G.Gmelin) Santelices & Hommersand, 1997	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0
<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) J.V.Lamouroux, 1813	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0
<i>Rhodophyllis divaricata</i> (Stackhouse) Papenfuss, 1950	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq, 1993	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Sphaerococcus coronopifolius</i> Stackhouse, 1797	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Gracilaria bursa-pastoris</i> (SGGmelin) PCSilva, 1952	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Gracilaria sp</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Champia parvula</i> (C.Agardh) Harvey, 1853	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0
<i>Gastroclonium reflexum</i> (Chauvin) Kützing, 1849	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Sahlingia subintegra</i> (Rosenvinge) Kornmann, 1989	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	37	37	17	37	39	13	37	53	20	37	39	22	37	53	16	39	53	18
			0,46			0,34			0,44			0,58			0,36			0,39

ANNEXE VII : Script détaillé du calcul du coefficient de Bray-Curtis sous R

```
1 #On commence d'abord par installer 'Tinn-R' (éditeur de scripts) et 'R' (choisir la
↳ version qui correspond au mieux à la configuration de sa machine) ; 'Tinn-R'
↳ présente l'avantage de mémoriser les scripts...
2
3 #Une fois installés, aller dans le menu 'Fichier' dans la console R pour définir le
↳ dossier de travail, en utilisant la commande 'Changer le répertoire courant'
↳ (emplacement des matrices de données)
4
5 #Installer le package "vegan" depuis le menu 'Packages' sur la console 'R'. Ce
↳ package va nous permettre de faire l'application de l'indice de diversité
↳ taxonomique
6
7 #Charger le package en question à partir du même menu (choisir 'vegan' dans le menu
↳ déroulant 'Charger le package')
8 library(vegan)
9
10 #Préparer un tableau dans lequel on doit présenter 'les données de la communauté'
↳ (en format '.csv') en ayant les taxons en colonnes (utiliser des codes) et les
↳ sites en lignes, en veillant à transformer les recouvrements spécifiques des
↳ macroalgues (%ages) selon l'échelle d'abondance-dominance de Braun-Blanquet (1922)
11
12 #La matrice de données de la communauté
13 duneAA=read.table("duneAA.csv", header=T, sep=";")
14 duneAA
15
16 #Calcul de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis
17 Braycurtis <- vegdist(duneAA, method="bray")
18 Braycurtis #affichage de la matrice
19
```

ANNEXE VIII : Dominances relatives (Ri/RT) et rangs respectifs des taxons recensés pour chaque station.

Aïn Tagourait		
Rang	Espèce	Ri/RT
1	<i>Cystoseira amentacea</i> var. <i>stricta</i>	0,2095
2	<i>Cystoseira compressa</i>	0,2095
3	<i>Gracilaria bursa-pastoris</i>	0,1990
4	<i>Ulva lactuca</i>	0,1466
5	<i>Ellisolandia elongata</i>	0,1068
6	<i>Palisada perforata</i>	0,0545
7	<i>Jania longifurca</i>	0,0230
8	<i>Chondracanthus acicularis</i>	0,0147
9	<i>Polysiphonia sertularioides</i>	0,0105
10	<i>Cladophora laetevirens</i>	0,0086
11	<i>Jania virgata</i>	0,0036
12	<i>Sphacelaria rigidula</i>	0,0031
13	<i>Corallina officinalis</i>	0,0021
14	<i>Sphacelaria</i> sp.	0,0017
15	<i>Jania rubens</i>	0,0012
16	<i>Cladophora lehmanniana</i>	0,0010
17	<i>Halopteris scoparia</i>	0,0010
18	<i>Ceramium secundatum</i>	0,0008
19	<i>Ulva</i> sp.	0,0005
20	<i>Laurencia</i> sp.	0,0005
21	<i>Spyridia filamentosa</i>	0,0005
22	<i>Lophosiphonia</i> sp.	0,0004
23	<i>Ceramium cimbricum</i>	0,0003
24	<i>Jania</i> sp.2	0,0002
25	<i>Callithamnion</i> sp.	0,0001
26	<i>Gelidium</i> sp	0,0001

Bérard		
Rang	Espèce	Ri/RT
1	<i>Cystoseira compressa</i>	0,2095
2	<i>Cystoseira amentacea</i> var. <i>stricta</i>	0,0943
3	<i>Palisada perforata</i>	0,0534
4	<i>Ulva lactuca</i>	0,0304
5	<i>Xiphosiphonia pennata</i>	0,0246
6	<i>Pterocladia capillacea</i>	0,0230
7	<i>Halopteris scoparia</i>	0,0226
8	<i>Chondracanthus acicularis</i>	0,0174
9	<i>Dictyota spiralis</i>	0,0137
10	<i>Corallina officinalis</i>	0,0117
11	<i>Ceramium tenuicorne</i>	0,0105
12	<i>Ulva rigida</i>	0,0094
13	<i>Ceramium virgatum</i>	0,0094
14	<i>Pyropia leucosticta</i>	0,0063
15	<i>Gelidium crinale</i>	0,0059
16	<i>Rytiphlaea tinctoria</i>	0,0052
17	<i>Champia parvula</i>	0,0037
18	<i>Padina pavonica</i>	0,0031
19	<i>Spyridia filamentosa</i>	0,0021
20	<i>Polysiphonia sertularioides</i>	0,0015
21	<i>Cladophora lehmanniana</i>	0,0013
22	<i>Dictyopteris polypodioides</i>	0,0010
23	<i>Lithophyllum</i> sp	0,0010
24	<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	0,0010
25	<i>Ulva compressa</i>	0,0009
26	<i>Herposiphonia</i> sp.	0,0008
27	<i>Ellisolandia elongata</i>	0,0008
28	<i>Gracilaria</i> sp	0,0006
29	<i>Dictyota dichotoma</i>	0,0005
30	<i>Cryptopleura ramosa</i>	0,0003
31	<i>Antithamnion</i> sp.1	0,0003
32	<i>Sphacelaria rigidula</i>	0,0001
33	<i>Chondria</i> sp.	0,0001
34	<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>	0,0001

Bou Ismaïl			Aïn Benian		
Rang	Espèce	Ri/RT	Rang	Espèce	Ri/RT
1	<i>Corallina officinalis</i> Linnaeus, 1758	0,0932	1	<i>Ulva compressa</i> Linnaeus, 1753	0,1582
2	<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus, 1753	0,0882	2	<i>Pterocladia capillacea</i> (S.G.Gmelin) Santelices & Hommersand, 1997	0,1571
3	<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) J.V.Lamouroux, 1813	0,0817	3	<i>Jania longifurca</i> Zanardini, 1844	0,0754
4	<i>Ulva rigida</i> C.Agardh, 1823	0,0267	4	<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh, 1873	0,0556
5	<i>Cutleria multifida</i> (Turner) Greville, 1830	0,0224	5	<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders, 2013	0,0513
6	<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh, 1873	0,0147	6	<i>Chondria coerulescens</i> (J.Agardh) Sauvageau, 1897	0,0429
7	<i>Ceramium pallidum</i> (Kützinger) Maggs & Hommersand, 1993	0,0115	7	<i>Ulva rigida</i> C.Agardh, 1823	0,0398
8	<i>Ceramium virgatum</i> Roth, 1797	0,0096	8	<i>Ceramium virgatum</i> Roth, 1797	0,0377
9	<i>Lithophyllum sp.</i>	0,0084	9	<i>Bryopsis duplex</i> De Notaris, 1844	0,0185
10	<i>Dictyopteris polypodioides</i> (A.P.De Candolle) J.V.Lamouroux, 1809	0,0073	10	<i>Jania rubens</i> (Linnaeus) J.V.Lamouroux, 1816	0,0185
11	<i>Chondria sp.</i>	0,0069	11	<i>Corallina officinalis</i> Linnaeus, 1758	0,0154
12	<i>Centroceras clavulatum</i> (C.Agardh) Montagne, 1846	0,0063	12	<i>Sargassum (Sargassum) vulgare</i> C. Agardh, 1820	0,0105
13	<i>Rhizoclonium sp.</i>	0,0042	13	<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq, 1993	0,0089
14	<i>Pyropia leucosticta</i> (Thuret) Neefus & J.Brodie, 2011	0,0042	14	<i>Cladophora lehmanniana</i> (Lindenberg) Kützinger, 1843	0,0073
15	<i>Champia parvula</i> (C.Agardh) Harvey, 1853	0,0038	15	<i>Cladophora flexuosa</i> (O.F.Müller) Kützinger, 1843	0,0073
16	<i>Polysiphonia sertularioides</i> (Grateloup) J.Agardh, 1863	0,0029	16	<i>Callithamnion corymbosum</i> (Smith) Lyngbye, 1819	0,0073
17	<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders, 2013	0,0027	17	<i>Cladophora liniformis</i> Kützinger, 1849	0,0042
18	<i>Ceramium sp.1</i>	0,0019	18	<i>Cladophora dalmatica</i> Kützinger, 1843	0,0042
19	<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) J.V.Lamouroux, 1809	0,0019	19	<i>Melanothamnus harveyi</i> (Bailey) Díaz-Tapia & Maggs, 2017	0,0042
20	<i>Rhodophyllis divaricata</i> (Stackhouse) Papenfuss, 1950	0,0018	20	<i>Centroceras clavulatum</i> (C.Agardh) Montagne, 1846	0,0037
21	<i>Cladophora lehmanniana</i> (Lindenberg) Kützinger, 1843	0,0012	21	<i>Gastroclonium reflexum</i> (Chauvin) Kützinger, 1849	0,0026
22	<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq, 1993	0,0012	22	<i>Ceramium botryocarpum</i> A.W.Griffiths ex Harvey, 1848	0,0021
23	<i>Dictyota spiralis</i> Montagne, 1846	0,0010	23	<i>Polysiphonia sertularioides</i> (Grateloup) J.Agardh, 1863	0,0021
24	<i>Gracilaria bursa-pastoris</i> (SGGmelin) PCSilva, 1952	0,0010	24	<i>Lithophyllum sp.</i>	0,0019
25	<i>Xiphosiphonia pennata</i> (C.Agardh) Savoie & G.W.Saunders, 2016	0,0009	25	<i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye, 1819	0,0010
26	<i>Herposiphonia sp.</i>	0,0006	26	<i>Rhodophyllis divaricata</i> (Stackhouse) Papenfuss, 1950	0,0010
27	<i>Callithamnion corymbosum</i> (Smith) Lyngbye, 1819	0,0005	27	<i>Jania rubens</i> var. <i>corniculata</i> (Linnaeus) Yendo, 1905	0,0008
28	<i>Gelidium crinale</i> (Hare ex Turner) Gaillon, 1828	0,0005	28	<i>Cladophora laetevirens</i> (Dillwyn) Kützinger, 1843	0,0005
29	<i>Antithamnion sp.2</i> Nägeli, 1847	0,0004	29	<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) J.V.Lamouroux, 1809	0,0005
30	<i>Dictyota sp.</i>	0,0004	30	<i>Ceramium diaphanum</i> (Lightfoot) Roth, 1806	0,0005
31	<i>Callithamnion sp.</i>	0,0004	31	<i>Jania sp.2</i> J.V.Lamouroux, 1812	0,0005
32	<i>Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) L.Newton, 1931	0,0003	32	<i>Monostroma sp.</i>	0,0004
33	<i>Bryopsis plumosa</i> (Hudson) C.Agardh, 1823	0,0003	33	<i>Xiphosiphonia pennata</i> (C.Agardh) Savoie & G.W.Saunders, 2016	0,0004
34	<i>Ulva compressa</i> Linnaeus, 1753	0,0002	34	<i>Urospora sp.</i>	0,0002
35	<i>Ceramium tenuicorne</i> (Kützinger) Waern, 1952	0,0002	35	<i>Ceramium cimbricum</i> H.E.Petersen, 1924	0,0002
36	<i>Halopteris filicina</i> (Grateloup) Kützinger, 1843	0,0001	36	<i>Pterosiphonia sp.</i>	0,0002
37	<i>Ophidocladus simpliciusculus</i> (P.Crouan & H.Crouan) Falkenberg, 1897	0,0001	37	<i>Ceramium pallidum</i> (Kützinger) Maggs & Hommersand, 1993	0,0002
38	<i>Ceramium strictum</i> Roth, 1797	0,0001	38	<i>Bryopsis sp.</i> J.V.Lamouroux, 1809	0,0001
39	<i>Halopteris scoparia</i> (Linnaeus) Sauvageau, 1904	0,0000	39	<i>Herposiphonia sp.</i>	0,0001

RÉSUMÉ

Dans la présente étude, des macroalgues ont été utilisées afin d'évaluer la qualité des masses d'eau, le long des quatre sites prospectés, suivant un gradient d'anthropisation, s'étalant de Aïn Tagourait et Bérard à Aïn Benian en passant par Bou-Ismaïl. Pour se faire, des analyses structurelles et fonctionnelles en utilisant différents indices ont été établies. Les résultats de l'analyse structurelle (à savoir, l'abondance et la dominance des espèces, les proportions des opportunistes, le rapport ESGI/ESGII) coïncident avec ceux de l'analyse fonctionnelle (l'indice EEI-c et l'indice MA-LUSI) et ont montrés que la qualité des eaux côtières à Aïn Tagourait et Bérard serait meilleure comparée à celle de Aïn Benian et Bou-Ismaïl. Ce constat est étayé par la proportion élevée des dominances des opportunistes (*ex. : Ulva spp*) avec faible ratio ESGI/ESGII à Aïn Benian et Bou-Ismaïl, par opposition à Aïn Tagourait et Bérard qui ont indiqués de faibles proportions des dominances des opportunistes et un rapport ESGI/ESGII favorable qui se traduit par la dominance d'espèces sensibles à la pollution (*ex. : Cystoseira spp*). Les indices EEI-c et MA-LUSI ont aussi indiqués une proportionnalité entre la qualité écologique des eaux et le degré de stress propres à chacun des sites prospectés, cela se matérialise par des ESCs « Bon-Excellent » avec de faibles valeurs de MA-LUSI au niveau de Aïn Tagourait et Bérard et des ESCs « Modéré-Médiocre » tendant vers « Mauvais » et des valeurs maximales de MA-LUSI à Aïn Benian et Bou-Ismaïl.

Mots-clés : Bioévaluation ; macroalgues ; qualité des eaux ; gradient de pollution ; pression anthropique ; peuplements infralittoraux ; EEI-c.

ABSTRACT

In the present study, macroalgae were used to assess the quality of water bodies, along the four sites surveyed, following a gradient of anthropization, spreading from Aïn Tagourait and Berard to Aïn Benian through Bou-Ismaïl. To do so, structural and functional analyses using different indices were established. The results of the structural analysis (namely, the abundance and dominance of species, the proportions of opportunists, the ratio ESGI / ESGII) coincide with those of the functional analysis (the index EEI-c and MA-LUSI) and showed that the quality of coastal waters in Aïn Tagourait and Berard would be better compared to that of Aïn Benian and Bou-Ismaïl. This finding is supported by the high proportion of dominance of opportunists (e.g. *Ulva spp.*) with low ESGI/ESGII ratio in Aïn Benian and Bou-Ismaïl, as opposed to Aïn Tagourait and Bérard which indicated low proportions of dominance of opportunists and a favorable ESGI/ESGII ratio which translates into the dominance of species sensitive to pollution (e.g. *Cystoseira spp.*). The EEI-c and MA-LUSI indices also indicated a

proportionality between the ecological quality of the waters and the degree of stress specific to each of the surveyed sites, which is materialized by ESCs "Good-Excellent" with low values of MA-LUSI at the level of Aïn Tagourait and Bérard and ESCs "Moderate-Mediocre tending towards Bad" and maximum values of MA-LUSI at Aïn Benian and Bou-Ismaïl.

Keywords : Bioassessment ; macroalgae ; water quality ; pollution gradient ; anthropic pressure ; infralittoral populations ; IEE-c.

المخلص

في هذه الدراسة، تم استخدام الطحالب الكبيرة لتقييم جودة المسطحات المائية، على طول المواقع الأربعة التي تم مسحها، بعد التدرج الأنتروبيسي، المنتشر من عين تاجوريت و بيران إلى عين بنيان عبر بو إسماعيل. للقيام بذلك، تم إنشاء التحليلات الهيكلية والوظيفية باستخدام مؤشرات مختلفة نتائج التحليل الهيكلية أي وفرة وهيمنة الأنواع، ونسب الانتهازيين، ونسبة (ESGI / ESGII) تتوافق مع نتائج التحليل الوظيفي

(MA-LUSI و EEI-c) وأظهرت أن الجودة من المياه الساحلية في عين تاجوريت و بيران سيكون أفضل مقارنة بمياه عين بنيان و بو إسماعيل

هذه النتيجة مدعومة بنسبة عالية من هيمنة الانتهازيين (مثل *Ulva spp.*) مع انخفاض نسبة ESGI / ESGII في عين بنيان و بو إسماعيل.

على عكس عين تاجوريت و بيران التي أشارت إلى نسب منخفضة من ESGI / ESGII مواتية التي تترجم إلى هيمنة الأنواع الحساسة للتلوث

(مثل *Cystoseira spp.*) يشير مؤشرا MA-LUSI و EEI-c أيضًا إلى التناسب بين الجودة البيئية للمياه ودرجة الإجهاد الخاصة بكل موقع

من المواقع التي تم مسحها، والتي تتحقق من قبل ESCs "جيد - ممتاز" مع قيم منخفضة من "MA-LUSI" على مستوى عين تاجوريت

و بيران و ESCs و معتدل - متوسط يميل نحو السيئ" والقيم القصوى لـ MA-LUSI في عين بنيان و بو إسماعيل ESCs "جيد - ممتاز"

مع قيم منخفضة.

الكلمات المفتاحية: التقييم البيولوجي. الطحالب الكبيرة. جودة المياه؛ تدرج التلوث ضغط بشري السكان غير الساحلية؛ IEE-c.