

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE  
SCIENTIFIQUE  
UNIVERSITE DES SCIENCES ET DE LA TECHNOLOGIE HOUARI  
BOUMEDIENE  
FACULTE DES SCIENCES BIOLOGIQUES



**THESE DE DOCTORAT**

Présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur

**En :** Science de la Nature et de la Vie

**Spécialité :** Ecosystèmes Marins : Modélisation & Application

Par

**ANTEUR** Abla Chahinez

**THEME :**

*Etude de l'impact de l'anthropisation de la côte algérienne sur la biocénose à macroalgues benthiques : cas de la zone de Kouali (Tipasa)*

Soutenu le : 27/02/2025, devant le jury composé de

<b>M. BACHARI</b> Nour El Islam	Professeur	À l'USTHB	Président
<b>M<sup>me</sup> SERIDI</b> Halima	Professeur	À l'USTHB	Directrice de thèse
<b>M<sup>me</sup> BOUZIDI</b> ép EL HATTAB Naïma	Professeur	À l'UNIV. BLIDA1	Examineur
<b>M. HAFFERSSAS</b> Aziz	Professeur	À l'USTHB	Examineur
<b>M<sup>me</sup> KHATIB</b> Zagh Naïma	Maître de conférences/A	À l'USTHB	Examinatrice
<b>M. BACHOUCHE</b> Samir	Maître de conférences/A	AU CNRDPA	Examineur
<b>M<sup>me</sup> BAHBAH</b> Lamia	Maître de conférences/B	À l'ENSSMAL	Invitée

## Résumé

Les zones côtières rocheuses de la Méditerranée et de la mer Noire constituent 50% du linéaire côtier et revêtent une importance écologique, scientifique et socio-économique majeure. Elles abritent en effet une biodiversité remarquable et servent d'indicateurs sensibles des changements environnementaux. L'Algérie, avec ses 1 622 km de façade maritime et 37% de sa population résidant sur le littoral, illustre bien ces enjeux environnementaux en Méditerranée. Cette étude se concentre sur six sites (KOU1 et KOU2 (Kouali ; Tipasa), FON (Fontaine ; Aïn Bénian), FDE (Fort de l'eau ; Bordj El Kiffan), ANC (Ain Chorb ; Ain Taya), et TEN (Ténès ; Chlef)), sélectionnés le long de la côte algérienne, représentant un large éventail de pressions anthropiques. L'objectif était d'évaluer l'impact de l'anthropisation sur la biocénose à macroalgues benthiques, en utilisant leur potentiel en tant que bioindicateurs de la qualité écologique des milieux côtiers. Pour cela, des relevés phytosociologiques standardisés et des analyses en laboratoire ont été réalisés. Les résultats révèlent une richesse de 116 taxons de macroalgues, avec une prédominance des Florideophyceae, et des variations de diversité selon les sites, les zones urbanisées montrant une biodiversité réduite. L'indice de qualité des fonds rocheux (CFR), basé sur la composition et l'abondance des macroalgues, a classé les sites selon leur qualité écologique : bonne à élevée dans les sites occidentaux comme TEN, KOU1 et KOU2, où l'on trouve les espèces caractéristiques compétitives des *Cystoseira sensu lato*, et moyenne dans les sites centraux comme FON, FDE, et ANC, dominés par les espèces tolérantes au stress comme *Pachymeniopsis lanceolata*, *Ellisolandia elongata* et *Halopteris scoparia*, ainsi que les espèces opportunistes *Ulva rigida*, *Ulva lactuca* et *Ulva linza*. L'indice CFR a été comparé aux indices EEI-c et CARLIT, et on peut noter que les trois indices utilisent différentes échelles spatiales, niveaux biologiques et classifications des espèces. L'analyse des corrélations et l'ACP montrent que la richesse spécifique est liée aux indices de diversité (Shannon, Simpson). L'indice d'équitabilité présente les liens les plus forts avec divers paramètres écologiques, tandis que les Ulvophyceae sont associées à une moindre qualité environnementale contrairement aux Phaeophyceae. L'indice CFR, comparé aux indices EEI-c et CARLIT, est un outil utile pour évaluer la qualité des eaux côtières et démontre l'impact significatif de l'anthropisation sur les communautés macroalgales des côtes algériennes. Les résultats suggèrent que l'approche combinée des différents indices permet une évaluation plus complète de la santé des écosystèmes côtiers, essentielle pour leur gestion et leur conservation à long terme.

**Mots clés :** Biocénose, Macroalgues, Qualité écologique, Indice CFR, Pression anthropique, Eaux côtières, Côte algérienne.

# *Remerciements*

Je tiens à exprimer ma gratitude la plus sincère et profonde à ma directrice de thèse, madame **SERIDI Halima**. Sa bienveillance, sa confiance et son accompagnement ont été exceptionnels, me considérant comme sa fille. Elle m'a guidée avec une attention et un amour profond, dépassant le cadre académique. Ses conseils éclairés et son soutien constant ont été déterminants dans ma progression scientifique et personnelle. Je lui serai à jamais reconnaissante pour sa générosité, sa patience et sa vision qui ont illuminé mon parcours doctoral.

Je remercierai monsieur **BACHARI Nour El Islam** qui me fera l'honneur de présider ma soutenance. Sa bienveillance et son soutien constant ont été essentiels tout au long de mon parcours doctoral. Il a toujours été là pour me conseiller, m'orienter et me guider dans l'élaboration de cette thèse. Pour tous les doctorants, il est bien plus qu'un directeur de formation, il est un mentor, un ami et un père académique. Je le remercie vivement d'avoir accepté de présider ce jury et pour toute l'aide précieuse qu'il m'a apportée.

Je remercierai Madame **BOUZIDI EP HATTAB Naïma** pour l'honneur qu'elle me fera en acceptant d'examiner ce travail. Sa participation au jury et ses recommandations scientifiques contribueront à l'enrichissement de ma recherche.

Je témoignerai ma gratitude à monsieur **HAFFERSSAS Aziz** pour sa participation attentive à l'examen de ma thèse. Ses observations et recommandations permettront d'approfondir la qualité académique de mes travaux.

Je remercierai madame **KHATIB Zagh Naïma** pour l'intérêt porté à mon travail et pour sa participation à ce jury. Ses recommandations apporteront un éclairage pertinent sur mes recherches.

Mes remerciements s'adresseront à monsieur **BACHOUCHE Samir** pour sa contribution à l'évaluation de ma thèse. Ses recommandations et son regard critique seront essentiels à l'amélioration de mon travail.

Je remercierai Madame **BAHBAH Lamia** pour sa bienveillance et son soutien. Sa générosité et son accompagnement ont été une source d'inspiration et de motivation tout au long de mon parcours doctoral.

Mes **parents** et ma tata **Nadjia**, vous êtes les architectes de mon parcours, m'ayant transmis les valeurs de persévérance, d'ambition et de résilience. Chacun de vos sacrifices, chacun de vos encouragements ont été des rayons de lumière guidant mes pas vers la réussite.

Mes sœurs **Rachouda, Kenza, Meryem, Sarra, Chaima, Souhir**, et mes frères **Mohammed** et **Abdellatif**, vous avez été mon refuge, mon soutien inconditionnel. Dans les moments de doute comme dans les instants de joie, votre amour a été mon bouclier et ma force.

Un hommage spécial à mes **tatas Fatima Zohra, Gousseem, Zoubida, Tonton Tadjedinne** et **Mohammed**, et à ma chère **Ryma**. Votre présence bienveillante, vos encouragements chaleureux et votre soutien indéfectible ont été des trésors précieux tout au long de mon parcours.

Un profond et sincère merci à **M. ZERDANI, M. BOUKHROUFA, M. BENSARI** et **Mme KHARCHOUCHE, M. GUEDIOURA**. Chacun de vous a joué un rôle crucial dans mon parcours académique, m'apportant bien plus que de simples connaissances théoriques. Vos enseignements riches et exigeants ont stimulé ma réflexion critique, élargissant ma compréhension au-delà des contenus académiques. Vos méthodes pédagogiques inspirantes m'ont permis de développer des compétences essentielles, tant sur le plan intellectuel que personnel, qui seront déterminantes pour mon avenir professionnel.

Je remercie **M. BENSARI** pour son aide précieuse sur le terrain et le partage généreux de ses connaissances pratiques, qui ont enrichi ma compréhension et mon approche.

Je remercie chaleureusement **M. TOUAHRIA, Mme Noura, Mme Amira** et **Mme BOUCHELOUCHE** pour leur gentillesse exceptionnelle et leur accompagnement bienveillant tout au long de mon parcours.

Un immense merci à mes précieux collègues : **DILMI, OULD SAID, BACHTARZI, Sabrina, CHABANI, ZIGHA, HAMICI, KAHIA, ARBAOUI, Samira, SIDI ALI, KELIA, NEDJAR, BAMMOUNE, CHAOUADI, GASMI, KHAMES, MORSI, BOUFEKANE, AMAROUCHE**.

Bien plus que de simples camarades, vous avez été mes compagnons de route dans cette aventure académique. Votre collaboration, votre soutien mutuel et votre solidarité ont transformé les défis en opportunités. Ensemble, nous avons partagé des moments d'apprentissage, de doute, de rire et de succès.

Chacun de vous a apporté une dimension unique à ce parcours, enrichissant mon expérience par vos perspectives différentes, votre créativité et votre engagement. Votre présence a rendu ce voyage intellectuel non seulement possible, mais véritablement mémorable.

Un remerciement tout particulier à **Fatteh**, plongeur professionnel passionné, qui a été bien plus qu'un simple assistant technique lors de l'échantillonnage. Sa compétence, sa rigueur et son dévouement ont été essentiels dans cette étape cruciale de ma recherche.

Un immense merci à **Ishak** et sa famille, ainsi qu'à Mme **BENAISSA**, pour leurs encouragements constants et leur soutien chaleureux qui ont illuminé les moments les plus difficiles de ce parcours.

En définitive, ce travail doctoral est le reflet d'une trajectoire collective, où chaque rencontre, chaque soutien a contribué à façonner non seulement ma recherche, mais également ma croissance personnelle et professionnelle. Ma gratitude transcende les mots, car elle est l'expression d'une reconnaissance profonde envers tous ceux qui ont été les artisans invisibles de cette réussite.

# Sommaire

<b>Introduction</b> .....	1
---------------------------	---

## **Chapitre I. Généralités**

1. Ecosystème côtier .....	6
1.1. Les caractéristiques du substrat dur .....	8
1.2. Facteurs Abiotiques .....	9
1.2.1. Effet des facteurs abiotiques sur les macroalgues .....	10
1.3. Caractéristiques des peuplements .....	13
1.4. Biocénoses des substrats durs en Méditerranée et en Algérie .....	15
1.4.1. Etage médiolittoral .....	15
1.4.2. Etage infralittoral .....	18
1.4.3. Étage circalittoral .....	19
2. L'influence de l'Homme sur la zone côtière .....	19
2.1. Les menaces sur les biocénoses des substrats durs .....	21
3. Les Macroalgues : De la Diversité Biologique aux Applications Biotechnologiques .	22
4. Utilisation des macroalgues comme indicateur de la qualité des eaux littorales. ....	25
5. Caractérisation de la zone côtière Algérienne .....	30
5.1. La région de Chlef .....	30
5.1.1. Présentation géographique .....	30
5.1.2. Caractéristiques environnementales .....	31
5.1.3. Configuration bathymétrique et morphologique .....	31
5.1.4. Système hydrographique et développement territorial .....	31
5.1.5. Activités économiques et développement .....	31
5.2. La baie de Bou-Ismaïl .....	32
5.2.1. Présentation géographique .....	32
5.2.2. Caractéristiques hydrodynamiques .....	32
5.2.3. Caractéristiques sédimentologiques et bathymétriques .....	33
5.2.4. Système Hydrographique .....	34
5.2.5. Pressions environnementales .....	34
5.3. La baie d'El Djamila .....	35
5.3.1. Présentation géographique .....	35
5.3.2. Caractéristiques hydrodynamiques .....	35
5.3.3. Caractéristiques sédimentologiques et bathymétriques .....	36

5.3.4. Système hydrographique .....	36
5.4. La baie d'Alger .....	37
5.4.1. Présentation géographique.....	37
5.4.2. Caractéristiques hydrodynamiques.....	38
5.4.3. Caractéristiques sédimentologiques .....	38
5.4.4. Pressions environnementales.....	39
5.5. La baie de Zemmouri.....	42
5.5.1. Présentation géographique.....	42
5.5.2. Caractéristiques sédimentologiques .....	42
5.5.3. Caractéristiques hydrographiques .....	43
5.5.4. Pressions environnementales.....	43

## **Chapitre II. Matériel et méthodes**

1. Présentation des sites d'étude .....	45
2. Stratégie d'échantillonnage .....	47
2.1. Prélèvements phytosociologiques .....	47
2.2. Exploitation des relevés phytosociologiques.....	47
2.2.1. Les paramètres analytiques.....	48
2.2.1.1.Le coefficient T .....	48
2.2.1.2.Le coefficient Q.....	48
2.2.1.3.Le recouvrement (Ri) .....	48
2.2.2. Les paramètres synthétiques.....	48
2.2.2.1.Recouvrement moyen global (RMG).....	49
2.2.2.2.Dominance qualitative.....	49
2.2.2.3.Dominance quantitative.....	49
2.2.2.4.Rapport R/P .....	50
2.2.3. Etudes de la biodiversité des macroalgues dans les sites d'étude .....	50
2.2.3.1.Indices de diversité.....	50
2.2.3.1.1.Indice de Shannon-Wiener (H') .....	50
2.2.3.1.2.Equitabilité (E) .....	51
2.2.3.1.3.Indice de diversité de Simpson.....	51
2.2.3.1.4.Profil de diversité .....	52
2.2.3.2.Indice de Sørensen .....	52
2.2.3.3.Dominance .....	53
2.2.3.3.1.Indice de Berger-Parker .....	53
2.2.3.3.2.K- dominance .....	53

2.2.4. Analyse multivariée.....	53
2.2.4.1.Le Diagramme Rang-Fréquence .....	53
2.2.4.2.L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) .....	55
2.2.4.3.L'analyse des correspondances détendues (DCA).....	56
2.2.4.4.Classification Hiérarchique Ascendante (CHA) .....	57
2.2.4.5.Mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique (nMDS).....	58
2.2.4.6.Analyse de similarité SIMPER .....	58
2.3. Evaluation de la qualité des eaux côtières en utilisant les macroalgues benthiques ....	59
2.3.1. L'indice de qualité des fonds rocheux CFR .....	59
2.3.1.1.Développement de la liste CFR.....	59
2.3.1.2.Application de l'indice CFR .....	60
2.3.2. Indice MALUSI.....	62
2.3.3. Analyse de la composition et de l'abondance de macroalgues .....	63
2.3.4. Comparaison des résultats de l'indice CFR avec les résultats des indices EEI-c et CARLIT .....	64
2.4. La biodiversité des macroalgues peut-elle renseigner sur la qualité des eaux côtières ? .....	65

### **Chapitre III. Résultats**

1. Inventaire des algues marines.....	66
2. Richesse spécifique .....	72
3. Analyse systématique .....	73
3.1. Dominances qualitatives des groupes systématiques (DQ).....	73
3.2. Dominances quantitatives des groupes systématiques (DQn).....	77
3.3. Rapport R/P .....	81
3.4. Affinités biogéographiques de la flore marine .....	83
3.5. Groupes écologiques .....	89
3.5.1. Dominance qualitative.....	90
3.5.2. Dominance quantitative.....	93
4. Etude de la biodiversité des macroalgues dans les sites d'étude.....	97
4.1. Indices de diversité .....	97
4.2. Indice de Similarité Sorensen .....	99
4.3. La dominance .....	99
4.3.1. L'indice de Berger-Parker.....	99
4.3.2. K-dominance .....	100

5.	Analyse multivariée.....	101
5.1.	Les diagrammes rang-fréquence.....	101
5.2.	Analyse Factorielle des correspondances (AFC) .....	103
5.3.	Analyse des correspondances détendus (DCA).....	104
5.4.	Classification Hiérarchique ascendante et la mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique.....	106
5.5.	Analyse SIMPER.....	107
6.	Qualité des eaux côtières .....	109
6.1.	Indice de CFR.....	109
6.2.	La corrélation entre l'indice de CFR et l'indice de MALUSI.....	109
6.3.	Analyse structurelle des macroalgues caractéristique et espèces opportunistes .....	110
6.3.1.	Analyse des correspondances détendus (DCA).....	110
6.3.2.	Classification Hiérarchique ascendante et la mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique.....	112
6.3.3.	Analyse SIMPER.....	112
6.3.4.	Analyse des composantes principales (ACP) biplot.....	114
6.4.	Comparaison des résultats de l'indice CFR avec les résultats des indices EEI-c et CARLIT .....	116
7.	La biodiversité des macroalgues peut-elle renseigner sur la qualité des eaux côtières ? .....	118
7.1.	Test de corrélation .....	118
7.2.	Analyse en composantes principales (ACP).....	119
	<b>Chapitre IV. Discussion générale.....</b>	<b>121</b>
	<b>Conclusion et perspectives.....</b>	<b>138</b>
	<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>141</b>

## **Annexes**

## Liste des Figures

<b>Figure 1:</b> Illustration conceptuelle des principaux facteurs abiotiques et biotiques causant le déclin des macrophytes dans les estuaires et baies côtières eutrophisées. Les signes plus et moins indiquent respectivement les effets positifs et négatifs qu'un facteur exerce sur un autre (Olafsson, 2016). .....	13
<b>Figure 2 :</b> Les étages marins et les provinces océaniques. ....	15
<b>Figure 3 :</b> Modèles généralisés de reproduction sexuelle dans l'histoire de la vie des algues et des plantes à fleurs marines (Castro & Huber, 2016). ....	23
<b>Figure 4:</b> exemple d'un système d'algues marines avec des voies d'accès à l'énergie. Alors que la production primaire se fait à l'intérieur du système de macrophytes, différentes composantes de la faune exploitent l'énergie (biomasse) produite qui est disponible à la fois à l'intérieur du système et par transport vers différents systèmes à l'extérieur de l'algue, comme l'indiquent les flèches (Olafsson, 2016). ....	26
<b>Figure 5:</b> modèle conceptuel des impacts des activités humaines sur les macrophytes de l'ingénierie des écosystèmes. Les activités anthropiques ont entraîné une accumulation de dioxyde de carbone dans l'atmosphère, ce qui a provoqué un réchauffement de l'atmosphère et des océans, des changements dans les schémas de circulation, une élévation du niveau de la mer, des changements dans la chimie des océans et une augmentation des tempêtes. Ce diagramme représente tous les principaux facteurs de stress directs et indirects ayant un impact sur les macrophytes marins (Olafsson, 2016). ....	28
<b>Figure 6 :</b> localisation géographique de la baie de Souahlia. ....	30
<b>Figure 7 :</b> Carte d'occupation du sol dans la baie de Souahlia (Open Street Map, 2016 in Laama, 2019). ....	32
<b>Figure 8 :</b> Localisation géographique de la baie de Bou-Ismaïl. ....	33
<b>Figure 9 :</b> Distribution des rejets d'eaux usées et zones urbaines dans la baie de Bou-Ismaïl (Bakalem, 2008 in Khatib, 2017). ....	35
<b>Figure 10 :</b> Localisation géographique de la baie d'Alger. ....	37
<b>Figure 11 :</b> Cartographie des rejets d'eaux usées et des sites industriels majeurs dans le bassin versant de l'Oued El Harrach (Bakalem, 2008 in Khatib, 2017). ....	41
<b>Figure 12 :</b> Localisation géographique de la baie de Zemmouri. ....	42

<b>Figure 13 :</b> la situation géographique des sites d'étude. ....	45
<b>Figure 14 :</b> Allure des Diagrammes Rangs-Fréquences DRF au cours d'une succession écologique (Frontier, 1976).....	55
<b>Figure 15 :</b> Exemple de superposition de données environnementales sur une MDS (d'après Field et al., 1982).....	58
<b>Figure 16 :</b> Richesse floristique (T) du peuplement algal des sites d'étude.....	73
<b>Figure 17 :</b> La dominance qualitative des différents ordres taxonomiques dans les communautés de macroalgues dans la zone de Kouali. ....	74
<b>Figure 18 :</b> Dominance qualitative des principaux groupes taxonomiques (Florideophyceae, Phaeophyceae, et Ulvophyceae) dans les sites d'étude. ....	75
<b>Figure 19 :</b> La dominance qualitative des différents ordres taxonomiques dans les communautés de macroalgues le long des sites d'étude. ....	76
<b>Figure 20 :</b> La dominance qualitative des différents ordres taxonomiques dans les communautés de macroalgues dans la région centre algérienne.....	77
<b>Figure 21 :</b> La dominance quantitative des différents ordres taxonomiques dans les communautés de macroalgues le long des sites d'étude. ....	78
<b>Figure 22 :</b> Dominance quantitative des principaux groupes taxonomiques (Florideophyceae, Phaeophyceae, et Ulvophyceae) dans les sites d'étude. ....	78
<b>Figure 23 :</b> La dominance quantitative des différents ordres taxonomiques dans les communautés de macroalgues le long des sites d'étude. ....	80
<b>Figure 24 :</b> La dominance quantitative des différents ordres taxonomiques dans les communautés de macroalgues dans la région centre algérienne.....	80
<b>Figure 25 :</b> Comparaison des valeurs du ratio R/P obtenues dans les différents sites étudiés.	81
<b>Figure 26 :</b> Dominance biogéographique de la flore algale dans la zone de Kouali.....	85
<b>Figure 27 :</b> Dominance biogéographique de la flore algale des sites étudiés. ....	85
<b>Figure 28 :</b> la dominance biogéographique dans la région centre algérienne. ....	88
<b>Figure 29 :</b> Evolution de la dominance biogéographique du littoral algérien de 2007 à 2024 : Analyse comparative des études de Seridi (2007), Bahbah (2020) et la présente étude (2024). ....	89

<b>Figure 30</b> : Dominance qualitatives des groupes écologiques des algues dans la zone de Kouali. .....	91
<b>Figure 31</b> : Dominance qualitatives des groupes écologiques des algues dans les sites étudiés. .....	92
<b>Figure 32</b> : Dominance qualitatives des groupes écologiques des algues dans la région centre algérienne. ....	93
<b>Figure 33</b> : Dominance quantitatives des groupes écologiques des algues dans la zone de Kouali. ....	94
<b>Figure 34</b> : Dominance quantitatives des groupes écologiques des algues dans les sites. ....	95
<b>Figure 35</b> : Dominance quantitatives moyenne des groupes écologiques dans la région centre algérienne. ....	96
<b>Figure 36</b> : Profil de diversité de macroalgues au niveau de la zone de Kouali et les sites étudiés. .....	98
<b>Figure 37</b> : l'indice de similarité calculé entre les sites. ....	99
<b>Figure 38</b> : Les profils de K-dominance dans sites étudiés. ....	100
<b>Figure 39</b> : Diagramme Rang-Fréquence des sites étudiés, Zone de Kouali et Zone Centre algérienne. ....	103
<b>Figure 40</b> : Analyse Factoriel des correspondance (AFC) des espèces macroalgales au niveau des sites étudiés. Les noms d'espèces abrégés sont détaillés dans l'Annexe 3. ....	104
<b>Figure 41</b> : Analyse des correspondance détendus (DCA) de l'abondance des macroalgues sur les sites d'étude. Les noms d'espèces abrégés sont détaillés dans l'Annexe 4. ....	105
<b>Figure 42</b> : Analyse par classification hiérarchique ascendante (I) présentant un coefficient de corrélation de 69.03 % et la mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique (nMDS) (II) des sites étudiés. ....	106
<b>Figure 43</b> : Corrélation entre les valeurs EQR obtenues par l'indice CFR et l'indice de pression anthropique (MALUSI). ....	110
<b>Figure 44</b> : Analyse des correspondances détendue (DCA) des données d'abondance et de composition pour les macroalgues caractéristiques et les espèces opportunistes de la zone de Kouali (KOU1 et KOU2) et des sites étudiés. Les noms abrégés des espèces sont détaillés dans l'Annexe 3. ....	111

<b>Figure 45 :</b> Ordination multidimensionnelle non métrique (nMDS) et classification hiérarchique ascendante (CHA) de Bray-Curtis entre les sites étudiés, basée sur l'abondance et la composition des macroalgues caractéristiques et des espèces opportunistes. ....	112
<b>Figure 46 :</b> Ordination des sites d'étude avec les macroalgues dominantes, l'indice CFR (EQR, Cover of CM (%), CM Richness, Cover of OS (%) et Fraction of OS (%)), et l'indice de pression anthropique (MALUSI) dérivée de l'analyse en composantes principales (ACP). Les noms d'espèces abrégés sont détaillés dans l'Annexe 3.....	115
<b>Figure 47 :</b> La corrélation entre les résultats EQR obtenus par l'indice CFR et les indices EEI-c (A) et CARLIT (B). ....	116
<b>Figure 48 :</b> Résultats EQR pour les indices CFR, EEI-c et CARLIT pour la zone de Kouali et les sites étudiés. ....	117
<b>Figure 49 :</b> L'analyse des corrélations entre des paramètres de qualité écologique avec les indices de biodiversité ainsi que la dominance qualitative et quantitative des groupes taxonomiques. ....	119
<b>Figure 50 :</b> Analyse en composantes principales (ACP) des paramètres de qualité, indices de biodiversité et dominance des groupes taxonomiques. ....	120

## Liste des Tableaux

<b>Tableau 1 :</b> Exemple de classification de la pollution à partir de la valeur de H', dans les habitats sableux/vaseux (d'après Simboura et Zenetos, 2002) .....	51
<b>Tableau 2 :</b> Liste des principales espèces opportunistes et des macroalgues caractéristiques considérées dans l'indice CFR appliqué à la côte algérienne. R : Rhodophyta, P : Phaeophyceae, C : Chlorophyta. ....	60
<b>Tableau 3 :</b> Les limites pour la classification des catégories de qualité écologique (EQ) dans l'indice CFR, selon Guinda et al. (2014). ....	62
<b>Tableau 4 :</b> Indice de pression anthropique (MALUSI) correspondant à chaque site d'étude selon Bahbah et al. (2020).....	62
<b>Tableau 5 :</b> Résultats des indices EEI-c et CARLIT appliqués à la côte algérienne (Bahbah et al., 2020 ; Chabane et al., 2018).....	64
<b>Tableau 6 :</b> valeurs du rapport R/P calculées en Algérie. ....	82
<b>Tableau 7 :</b> valeurs du rapport R/P calculé dans différentes zones géographiques. ....	83
<b>Tableau 8 :</b> les indices de diversité dans les sites étudiés. ....	97
<b>Tableau 9 :</b> Résultats de l'indice de Dominance de Berger-Parker dans les sites étudiés....	100
<b>Tableau 10 :</b> Analyse SIMPER : Variations intergroupes des communautés macroalgales. ....	107
<b>Tableau 11 :</b> Analyse comparative de la dissimilarité entre le groupe B (Kouali) et les autres groupes. ....	108
<b>Tableau 12 :</b> Résultats des trois métriques, du ratio de qualité écologique (EQR) et de la qualité écologique (EQ), avec l'indice CFR pour chaque site d'étude (CM : Macroalgues caractéristiques, OS : Espèces opportunistes). ....	109
<b>Tableau 13 :</b> Résultats du test de normalité pour la zone de Kouali (KOU1 et KOU2) et chaque site étudié.....	110
<b>Tableau 14 :</b> Analyse de similarité SIMPER des espèces de macroalgues le long des sites d'étude. ....	113

# Introduction

### Introduction

Les côtes rocheuses représentent une part substantielle du littoral méditerranéen et de la mer Noire, atteignant près de 50% de l'ensemble des côtes de cette région (Furlani et al., 2014). Ces zones intertidales rocheuses revêtent une importance écologique, scientifique et socio-économique majeure, abritant une biodiversité remarquable et servant d'indicateurs sensibles des changements environnementaux tout en offrant des opportunités uniques pour la recherche et l'éducation (Murray et al., 2006).

L'exploitation et le développement côtiers (p. ex., l'urbanisation, l'aquaculture, l'industrialisation et la pêche) révèlent une tendance à l'épuisement des ressources écosystémiques et à la perte de biodiversité (Clark, 1996). Ainsi, la conservation de l'environnement maritime est devenue une priorité mondiale, donnant lieu à de nombreuses méthodes pour prévenir la détérioration future des habitats côtiers et améliorer leur qualité écologique (Mann, 2000). Face aux nombreuses pressions anthropiques et naturelles qui touchent les zones côtières, l'Union Européenne a mis en place plusieurs directives comme la Directive-cadre sur la stratégie pour le milieu marin (DCSMM, 2008), visant à évaluer et préserver le "Bon État Écologique" de ces écosystèmes (Habitats Directive, 1992; Bianchi et al., 2012; Vacchi et al., 2014).

La Directive-cadre sur l'eau (DCE, 2000/60/CE) a été adoptée pour spécifier les objectifs de "bon état" que tous les plans d'eau doivent atteindre pour être durables, fixant initialement une échéance à 2015 mais permettant deux cycles supplémentaires de 6 ans, pouvant prolonger la date cible jusqu'en 2027, sauf si les conditions naturelles empêchent l'atteinte des objectifs dans ce délai (UE, 2019). La directive établit une approche globale pour classer tous les plans d'eau de surface, y compris les rivières, les lacs, les eaux de transition et les eaux côtières, comme détaillé dans les Documents d'orientation n°5 et n°13 (WFD CIS, 2003a, 2003b). Cette méthodologie intègre des éléments de qualité biologiques, hydromorphologiques et physico-chimiques pour chaque type de plan d'eau. Le développement des indices est basé sur le calcul des Ratios de Qualité Écologique ( $RQE = \text{Valeur observée} / \text{Valeur de référence}$ ), normalisés sur une échelle de 0 à 1, facilitant la classification en cinq catégories d'état écologique (Élevé : 0,8-1 ; Bon : 0,6-0,8 ; Moyen : 0,4-0,6 ; Médiocre : 0,2-0,4 ; Mauvais : 0-0,2), comparant les conditions observées aux conditions de référence spécifiques au type. Le processus implique l'identification des sites de référence avec un impact anthropique minimal, la définition des conditions de référence spécifiques au type et l'établissement des limites de classe pour chaque type de plan d'eau. Cette directive nécessite

une évaluation des états écologique et chimique. Les éléments de qualité biologiques (EQB) sont utilisés pour évaluer l'état écologique (EE). Les macroinvertébrés, le phytoplancton et les macrophytes tels que les herbiers marins et les macroalgues ont été sélectionnés comme EQB pour évaluer la qualité des eaux côtières (DCE, 2000/60/CE) (Quevauviller et al., 2008).

Les zones urbaines et industrielles ont un impact significatif sur les communautés sublittorales supérieures des côtes rocheuses (Thibaut et al., 2005; Arevalo et al., 2007; Díez et al., 2009; Pinedo et al., 2015; Orlando-Bonaca et Rotter, 2018). Les macroalgues dominent la zone sublittorale supérieure des côtes rocheuses méditerranéennes, et sont reconnues comme de bons indicateurs de la qualité de l'eau (Munda, 1974; Belsher, 1979; Ballesteros et al., 1984; Orlando-Bonaca et al., 2008; Lasinio et al., 2017; Pinedo et Ballesteros, 2019). Les laminaires, fucoïdes et les espèces de *Cystoseira*, qui dominent les récifs rocheux méditerranéens, subissent un déclin mondial lié aux activités humaines et au réchauffement climatique (Dayton, 1985; Steneck et al., 2002; Vergés et al., 2014; Thibaut et al., 2015). Leur rôle d'ingénieurs d'écosystèmes en fait des indicateurs biologiques importants pour évaluer l'état écologique des assemblages benthiques (Díez et al., 2003; Ballesteros et al., 2007; Gobert et al., 2014).

En raison de leurs habitudes sessiles, les macroalgues peuvent absorber l'exposition à long terme aux facteurs naturels ou humains et refléter les effets cumulatifs du stress et des perturbations (Borowitzka, 1972; Reish, 1987; Pinedo et Ballesteros, 2019). Plusieurs méthodologies basées sur les macroalgues ont été développées dans divers pays pour mettre en œuvre la DCE, telles que l'Indice d'Evaluation Ecologique (EEI-c) (Orfanidis et al., 2001, 2011), la CARTographie des communautés LITtorales et sublittorales supérieures des côtes rocheuses (Ballesteros et al., 2007), la Liste d'Espèces Réduites (RSL) (Wells et al., 2007), la Qualité des Fonds Rocheux (CFR) (Juanes et al., 2008; Guinda et al., 2014), l'Indice de Qualité des Communautés Rocheuses Intertidales (Díez et al., 2012), l'Outil d'Evaluation des Macroalgues Marines (Neto et al., 2012), et la Couverture Caractéristique des Espèces Opportunistes (Gall et al., 2016).

Il existe trois stratégies principales pour classer les plantes selon leurs propriétés écologiques : (1) les compétiteurs, qui vivent dans des habitats avec peu de stress et de perturbations ; (2) les espèces stress-tolérantes, qui peuvent croître sous diverses conditions de stress ; et (3) les rudérales (opportunistes), qui vivent dans des zones très perturbées. À des niveaux intermédiaires de pollution, les espèces compétitives sont remplacées par des espèces stress-tolérantes, tandis que dans les zones très polluées, les espèces rudérales prennent leur place (Grime, 1977; Arévalo et al., 2007). La DCE recommande de classer la qualité

écologique des rivages rocheux sur la base de l'abondance et de la composition en espèces des écosystèmes d'algues intertidales (Wells et al., 2007; Guinda et al., 2014). Les espèces du complexe *Cystoseira sensu lato* (c'est-à-dire *Cystoseira*, *Ericaria*, et *Gongolaria*) (Molinari-Novoa et Guiry, 2020) dominent les écosystèmes sublittoraux supérieurs méditerranéens et sont très vulnérables au stress naturel ou anthropique. À mesure que les concentrations en matière organique et en nutriments augmentent, les communautés dominées par *Cystoseira* s.l. sont remplacées par *Ellisolandia elongata* et *Mytilus galloprovincialis*. Les algues vertes éphémères (*Ulva* spp., *Cladophora* spp., et *Enteromorpha* spp.) dominent les habitats perturbés près des rejets d'eau douce, tandis que les algues bleues-vertes (cyanobactéries) peuvent être trouvées dans les habitats en détérioration (Pinedo et al., 2007). Sur la côte algérienne, les communautés abondantes de *Cystoseira* s.l. sont corrélées avec des littoraux à EQR élevé avec des EQ élevés et bons (Chabane et al., 2018; Bahbah et al., 2020). Les algues photophiles, les algues corallines, les algues vertes et les cyanobactéries sont associées aux côtes d'EQ moyen et médiocre (Bahbah et al., 2020).

L'indice de qualité des fonds rocheux (CFR), dérivé du terme espagnol « *calidad de fondos rocosos* » (Juanes et al., 2008), est une méthode quantitative pour évaluer l'abondance et la composition des espèces dans les zones intertidales et subtidales. C'est une méthode multimétrique basée sur trois indicateurs : la couverture, la richesse en macroalgues caractéristiques et la fraction d'espèces opportunistes. L'indice CFR est basé sur la théorie selon laquelle à mesure que les niveaux de pollution augmentent, le nombre et la couverture des macroalgues caractéristiques diminuent tandis que la couverture et la fraction d'espèces opportunistes augmentent (Guinda et al., 2014). L'indice CFR a été utilisé sur la côte nord de l'Espagne (Guinda et al., 2008; García et al., 2011; Díez et al., 2012), au sud (Hernández et al., 2010), dans l'Atlantique Nord-Est des Açores (Portugal) (Wallens et al., 2013; Gabriel et al., 2014), et plus récemment dans les îles de l'archipel de Spermonde (Indonésie) (Hamzah et al., 2020).

Le littoral algérien, qui s'étend sur 1 622 km et abrite 37 % de la population du pays sur 1,9 % de sa superficie, fait face à d'importants défis environnementaux (Silhadi et al., 2020). Les recherches sur le phytobenthos y sont encore limitées malgré l'importante flore marine identifiée par des études anciennes (Feldmann, 1931 ; Feldmann et Feldmann, 1937 à 1949; Seridi, 1990; Seridi, 2007). L'impact anthropique sur la zone côtière est particulièrement notable car elle sert de réservoir aux polluants de diverses sources (Taleb et al., 2007, 2009; Houma et al., 2013; Belkacem et al., 2016; Inal et al., 2018; Boufeniza et al., 2020). Cette

situation est d'autant plus préoccupante que le littoral algérien est soumis à une dynamique de développement socio-économique créant une pression anthropique croissante qui fragilise davantage ces milieux naturels sensibles (MATE, 2015).

Bien que l'Algérie ne soit pas membre de l'Union Européenne, c'est un pays méditerranéen qui a signé la Convention de Barcelone. C'est une sous-région de la Directive-cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM, 2008/CE/56). Maintenir l'environnement marin en bon état écologique est crucial ; cela implique de développer un réseau avec des objectifs, des techniques et des protocoles qui, lorsque c'est possible, sont comparables aux réseaux méditerranéens (Chabane et al., 2018).

L'indice CARLIT (Ballesteros et al., 2007) estime l'EQ en utilisant la cartographie des assemblages ou communautés benthiques macroalgales les plus communs du littoral et du sublittoral supérieur rocheux des Masses d'Eau (WB), qui sont divisées en secteurs et assignées à un niveau de sensibilité. Bahbah et al. (2020) ont utilisé cet indice pour évaluer la qualité de la zone côtière algérienne. L'Indice d'Evaluation Ecologique (EEI-c) (Orfanidis et al., 2001, 2011) évalue les communautés macroalgales dans les zones de transition et côtières. Les travaux récents représentent les premières applications d'indices d'évaluation écologique basés sur les macroalgues dans cette région (Chabane et al., 2018; Chabane, 2019; Belhaouari et Bezzina, 2019).

L'objectif global de cette étude est de fournir une évaluation de l'impact de l'anthropisation sur la biocénose à macroalgues benthiques à travers l'évaluation de leur rôle potentiel comme indicateurs de la qualité écologique des écosystèmes côtiers.

Dans la première partie, cette évaluation sera réalisée à travers une étude phytosociologique qui comprendra un inventaire des espèces d'algues marines présentes, une analyse de la richesse spécifique, des dominances qualitatives et quantitatives des différents groupes systématiques, de leurs affinités biogéographiques et de leur répartition en groupes écologiques. La diversité et la structure globale des communautés macroalgales seront également évaluées.

Dans une deuxième partie, l'étude se concentrera sur l'évaluation de la qualité écologique (EQ) de la zone côtière. L'indice de qualité des fonds rocheux (CFR) sera utilisé pour établir un gradient de EQ. La sensibilité de l'indice CFR à l'indice de pression anthropique (MALUSI) sera également vérifiée. La variabilité de la structure des communautés macroalgales (composition, abondance des espèces caractéristiques et opportunistes) sera

## **Introduction**

analysée le long de ce gradient de qualité écologique. Les résultats obtenus avec l'indice CFR seront comparés à ceux des indices CARLIT et EEI-c appliqué précédemment en Algérie.

Enfin, le potentiel des macroalgues comme indicateurs de la qualité des eaux côtières sera évalué en établissant des corrélations entre les caractéristiques des communautés macroalgales (dominances, indices de diversité) et les indices de qualité des eaux côtière.

# **Chapitre I.**

## **Généralités**

## I. Généralités

### 1. Ecosystème côtier

Les zones côtières abritent des écosystèmes les plus diversifiés et les plus productifs du monde, car elles sont situées à la frontière entre la terre et l'eau.

#### Quelques concepts essentiels

**Ecosystème** : Ce terme a été proposé pour la première fois par Tansley (1935) *in* (Dauvin et al., 2008) est un complexe dynamique formé une communauté écologique vivante (biocénose) et son milieu physico-chimique non biologique (biotope), qui interagissent comme une unité fonctionnelle de relations complémentaires et de transfert et circulation de matière et d'énergie (United Nations Environment Programme Division of Early Warning and Assessment, 2006; Dauvin et al., 2008; Botkin & Keller, 2010) . On peut écrire : **écosystème = biocénose plus biotope** (Collignon, 1991).

Un écosystème doit au moins comprendre les éléments suivants (Botkin & Keller, 2010) :

- Un environnement inorganique
- Un autotrophe
- Un décomposeur
- Un fluide (air ou eau, ou les deux)
- Une source et un puits d'énergie
- Tous les éléments chimiques nécessaires à l'autotrophe et au décomposeur

**Biocénose** : **Möbius** en 1877 a défini le mot **biocénose** comme étant un « *groupement d'êtres vivants correspondant pour sa composition, par le nombre des espèces et des individus, à certaines conditions moyennes du milieu ; groupement d'êtres qui sont liés par une dépendance réciproque et se maintiennent en se reproduisant dans un certain espace de façon permanente* »(Collignon, 1991). Le terme biocénose est à peu près synonyme du terme 'communauté' employé notamment par PETERSEN lors des recherches sur le benthos de la mer Danoise (Pérès & Picard, 1964), et du terme 'Assemblage' qui est utilisé par Pérès (1982) *in* (Dauvin et al., 2008)

Les concepts de biocénose et de biotope sont inextricablement liés. Ce dernier est défini comme une zone géographique de surface ou de volume variable soumise à des conditions dont les dominantes sont homogènes (Pérès & Picard, 1964).

Une biocénose peut présenter « un faciès particulier lorsque la prédominance locale de certains facteurs écologiques entraîne l'exubérance d'une ou d'un petit nombre d'espèces ». Une biocénose peut avoir différents faciès, mais Un faciès fait toujours partie d'une biocénose. Une biocénose est définie par ses espèces caractéristiques, c'est-à-dire les espèces qui vivent exclusivement ou préférentiellement uniquement dans cette biocénose (Pérès & Picard, 1964 ; Dauvin et al., 2008) *in* (Pedel & Fabri, 2011).

Les espèces associées ou accompagnatrices sont celles dont la présence dans le biotope considéré est aussi normale que dans certains autres (espèces caractéristiques de l'étage, espèces à large répartition écologique) (Pedel & Fabri, 2011).

**Zone côtière** : elle est une unité géomorphologique qui assure la transition entre la terre et l'océan (Boaden and Seed, 1985; Quéguiner, 2009).

**Ecosystème côtier** : il présente la frontière entre les écosystèmes entièrement terrestres et les écosystèmes purement marins. Cette zone de transition est de plus en plus reconnue comme une composante importante de la biosphère, tant en termes de diversité des écosystèmes que de fourniture de ressources et de services (Quéguiner, 2009).

La zone côtière sert de point de rencontre pour divers types d'écosystèmes, où s'opèrent d'importants transferts de matière, d'énergie et de gènes (Boaden & Seed, 1985; Quéguiner, 2009). Ces écosystèmes se distinguent tous par des gradients tridimensionnels de leurs propriétés, une variété de caractéristiques climatiques et géomorphologiques, une démographie changeante et la dynamique des processus physiques, chimiques et biologiques. La zone côtière est le foyer d'un nombre important de communautés biologiques distinctes incluant les récifs coralliens, les zones humides, les herbiers de phanérogames et les assemblages d'algues, les prairies côtières... etc. Cette diversification des écosystèmes côtiers reflète des réponses distinctes à une combinaison de conditions environnementales. Par conséquent, la biodiversité que ces écosystèmes abritent s'est adaptée à la grande variabilité des caractéristiques de ces milieux de transition (Quéguiner, 2009; Monaco & Prouzet, 2014)

Les littoraux sont des systèmes adaptatifs où les systèmes naturels et humains interagissent, et les habitats développés dans ces écosystèmes sont soumis à des régimes rigoureux qui les rendent vulnérables aux facteurs naturels et aux actions anthropiques qui affectent leur dynamique (Quéguiner, 2009; Monaco & Prouzet, 2014)

### 1.1. Les caractéristiques du substrat dur

Suivant la zonation verticale, la méthode de classification la plus répandue pour les communautés benthiques marines en Méditerranée est basée sur les paramètres environnementaux, qui comprennent l'humidité et la lumière comme éléments fondamentaux (facteurs climatiques), et l'hydrodynamique, la salinité, la nature du substrat et la température comme facteurs secondaires (facteurs édaphiques). La distribution et l'interaction de ces éléments influencent la répartition des différentes communautés (Bellan-Santini et al., 1994). En considérant le gradient vertical de lumière, nous distinguons deux grands systèmes (Bellan-Santini et al., 1994) :

**Le système phytal** : l'écosystème dans lequel toutes les plantes survivent.

**Le système aphytal** : un système dans lequel les plantes autotrophes n'existent pas, à l'exception de quelques algues unicellulaires dans des conditions encore inconnues.

En vertu de l'objectif de notre étude, l'accent sera mis sur l'étude du système phytal (substrat dur).

Les roches qui sont fixées dans leur position constituent des substrats durs (Collignon, 1991), les côtes rocheuses se forment lorsque les vagues érodent le littoral, exposant les roches les plus dures. Elles constituent un excellent habitat et souvent très peuplées par exemple par des algues, des balanes, des moules, et des patelles...etc (Tait & Dipper, 1998; Cremona, 2014; Dipper, 2022) ces peuplements sont généralement indépendants de la nature chimique du substrat mais très sensibles à sa dureté, le degré de cette dernière la géologie (Collignon, 1991; Knox, 2001; Cremona, 2014).

Le type et l'angle d'inclinaison des strates rocheuses définissent le littoral. Les strates horizontales s'érodent généralement en plateformes homogènes en gradin qui offrent peu de protection contre les vagues, tandis que les strates inclinées fournissent un littoral avec nombreux rebords, surplombs rocheux, et des bassins profonds. Alors que certaines roches stratifiées se fracturent en fissures profondes et étroites, d'autres s'érodent en surface lisse (Tait & Dipper, 1998; Cremona, 2014; Dipper, 2022). Les roches et les grosses pierres augmentent le nombre d'abris pour les organismes, ce qui favorise la diversité de vie (Cremona, 2014).

La mer méditerranée est une mer semi-fermée caractérisée par un plateau continental étroit (Bellan-Santini et al., 1994), la zone côtière méditerranéenne s'étend sur environ 46,000 km, un peu plus de la moitié de la côte est rocheuse, e, grande partie calcaire, le reste englobe presque tous les types d'écosystèmes littoral (Woodward, 2009). Les caractéristiques

géomorphologiques qui résultent sur les rocheuses méditerranéenne comprennent des falaises marines et des plateformes littorales ou encoches marines, qui peuvent se trouvent à différentes altitudes (Mather, 2009).

D'un point de vue topographique, La côte algérienne est formée d'une série de baies d'importance variable (Lalami, 1979) *in* (Bahbah, 2021). Le littoral Algérien se compose de côtes rocheuses, de plages de sable, et de zones humides, ce qui en fait une zone riches et diversifiée sur le plan écologique (Bakalem, 2008) *in* (Bahbah, 2021). Les rivages rocheux sont les plus variable que les autres habitats côtiers, en fonction de la géologie locale, ils peuvent aller de la falaises marine et les plateformes, et les côtes rocheuses découpées (MATE, 2015) *in* (Bahbah, 2021).

## **1.2. Facteurs Abiotiques**

La nature de la vie dans un écosystème particulier est largement déterminée par l'environnement non vivant (abiotique), qui comprend des caractéristiques physiques et chimiques du biotope (Castro & Huber, 2016). De multiples gradients environnementaux peuvent être observés le long de la zone côtière. Ces gradients interagissent et se croisent de manière très complexe pour produire des conditions environnementales uniques pour les organismes littoraux (Kaiser et al., 2011). Par rapport aux organismes vivants dans les substrats meubles, les organismes vivants dans les surfaces rocheuses (beaucoup sont sessiles) sont plus vulnérables aux rigueurs de l'environnement physique. Par conséquent, la répartition et les caractéristiques d'adaptation des organismes benthiques sont incontestablement influencés par la nature de substrat (Boaden & Seed, 1985). Par ailleurs la stabilité des conditions physiques et chimiques des eaux côtières peu profondes est inférieure à celle des eaux profondes. En particulier, la variation de température et les fluctuations de salinité causée par l'évaporation ou la dilution de l'eau douce sont plus extrêmes et plus rapides. En outre, les eaux côtières sont souvent très turbides (ce qui influence le facteur lumière) car de quantités de matières en suspension sont soulevée du fond marin par les vagues ou transportées dans la mer par les rivières (Boaden & Seed, 1985; Tait & Dipper, 1998; Knox, 2001; Cremona, 2014; Dipper, 2022). Sur la plupart des côtes, les condition écologiques sont dominées par les marées et les vagues (Boaden & Seed, 1985; Tait & Dipper, 1998; Knox, 2001; Cremona, 2014; Dipper, 2022). Bien que la Méditerranéen soit typiquement caractérisée par des marée mineurs (Woodward, 2009).

L'hydrodynamisme, résultant des mouvements de l'eau associés au cycle des marées, aux vagues et aux courants océaniques générés par les vents et les variations de densité des

masses d'eau (Hurd et al., 2014). Ce facteur est le plus important qui fait varier les schémas de distribution des organismes sur les rivages rocheux (Tait & Dipper, 1998; Dipper, 2022).

L'hydrodynamique inclut l'agitation de surface et les courants de subsurface. Outre l'effet de l'agitation de surface sur l'humectation dans les niveaux supralittoral et médiolittoral, le facteur hydrodynamique influence l'humectation dans l'infralittoral et, dans une moindre mesure, dans le circalittoral par sa force et sa direction (Bellan-Santini et al., 1994). La force de l'action des vagues a un impact significatif sur la taille et la composition des communautés côtières rocheuses, car c'est l'un des principaux éléments qui influencent la quantité et le type d'algues marines et d'autres organismes sur les rochers (Tait & Dipper, 1998; Dipper, 2022).

Le facteur hydrodynamique est responsable d'arrachement des organismes lorsqu'il est excessivement fort, mais il favorise la dispersion des organismes, l'apport de nutriments, et l'élimination des déchets lorsqu'elle est modérée (MARINOPOULOS, 1988) *in* (Bellan-Santini et al., 1994). Lorsque l'intensité des vagues est modérée, d'énormes algues recouvrent la côte et servent de refuge à de nombreux petits organismes, tels que les éponges, les bryozoaires, et les petits crustacés, qui ne peuvent pas supporter une exposition totale à l'air et au soleil (Tait & Dipper, 1998; Cremona, 2014; Dipper, 2022).

### 1.2.1. Effet des facteurs abiotiques sur les macroalgues

L'hydrodynamisme joue un rôle capital dans la répartition verticale des algues le long du littoral, influençant les facteurs environnementaux tels que la lumière, la température et la disponibilité des nutriments. Cette influence s'étend à la distribution de la faune, impactant indirectement les algues par la compétition spatiale et les interactions avec les herbivores. Les macroalgues exposées développent des adaptations pour résister aux vagues, s'acclimatant à divers niveaux d'exposition, qu'il s'agisse d'un environnement abrité, exposé ou semi-exposé. En résultat, cette dynamique complexe façonne la distribution des espèces de macroalgues (Lüning, 1990 ; Hurd, 2000) *in* (Lalegerie et al., 2020). Les macroalgues sont caractérisées par le phénomène de reconfiguration, ce qui signifie que ces organismes modifient leur forme et leur taille en réponse à l'augmentation de la vitesse des vagues, grâce à leur flexibilité (Boller & Carrington, 2006). Le mouvement de l'eau influence l'absorption des nutriments par les macroalgues, impactant leur croissance et leur processus de la photosynthèse (Hurd, 2000). En effet, lorsqu'il y a une forte intensité de courant, la diminution de l'épaisseur de la couche limite de diffusion et l'accélération du transport à travers celle-ci contribuent à accroître le taux d'absorption des nutriments (Lüning, 1990). En revanche, les algues vivant dans des environnements peu hydrodynamiques ont tendance à avoir un rapport surface/volume plus

élevé afin de compenser les faibles taux d'absorption des nutriments et des gaz (Stewart & Carpenter, 2003). Gordon and Brawley (2004) ont démontré que le mouvement de l'eau a des effets significatifs sur la reproduction des algues, influençant la libération et la distance de dispersion des gamètes et des spores. Cependant, ces effets peuvent varier d'une espèce à l'autre.

Dans la zone intertidale, les algues, en tant qu'organismes fixés au substrat, font face à la dessiccation due à l'alternance d'immersion et d'émersion. Selon plusieurs études préliminaires, la capacité des algues à tolérer une perte d'eau importante et à se réhydrater rapidement détermine leur résistance à la sécheresse (Contreras-Porcia et al., 2017) *in* (Lalegerie et al., 2020).

Les différentes espèces d'algues présentent une tolérance variable à la dessiccation, avec les espèces les plus résistantes localisées au sommet de la zone intertidale (Lüning, 1990 ; Abe et al., 2001) *in* (Lalegerie et al., 2020). La dessiccation est également liée au mode d'exposition, les espèces les plus exposées ayant un taux de dessiccation potentiellement plus faible en raison de parois cellulaires plus épaisses (Kristensen, 1968) *in* (Lalegerie et al., 2020). Les espèces présentant un rapport surface/volume plus bas perdent leur contenu en eau de manière moins rapide (Lüning, 1990). Schagerl & Möstl, 2011 ont trouvé qu'il y a une relation claire entre la taille et la résistance à la sécheresse, les algues plus petites de la zone intertidale supérieure sont plus résistantes à la sécheresse, pouvant supporter des périodes de dessiccation prolongées sans être endommagées.

La lumière joue un rôle crucial pour les algues marines, fournissant l'énergie nécessaire à la photosynthèse et agissant comme un signal avec divers effets photopériodiques et photomorphogénétiques. Bien que la compréhension de la lumière soit complexe, son importance est incontestable. Les principes de la photosynthèse, partagés entre les algues et les plantes supérieures, ont émergé en partie des algues, surtout celles unicellulaires. Les caractéristiques distinctes des algues marines, telles que la diversité de la pigmentation et les conditions lumineuses variées dans les océans, ainsi que la nature de l'approvisionnement en carbone dans le milieu marin, nécessitent une attention particulière. L'irradiance océanique, variable selon divers facteurs, est un élément crucial influençant la vie des algues (Hurd et al., 2014).

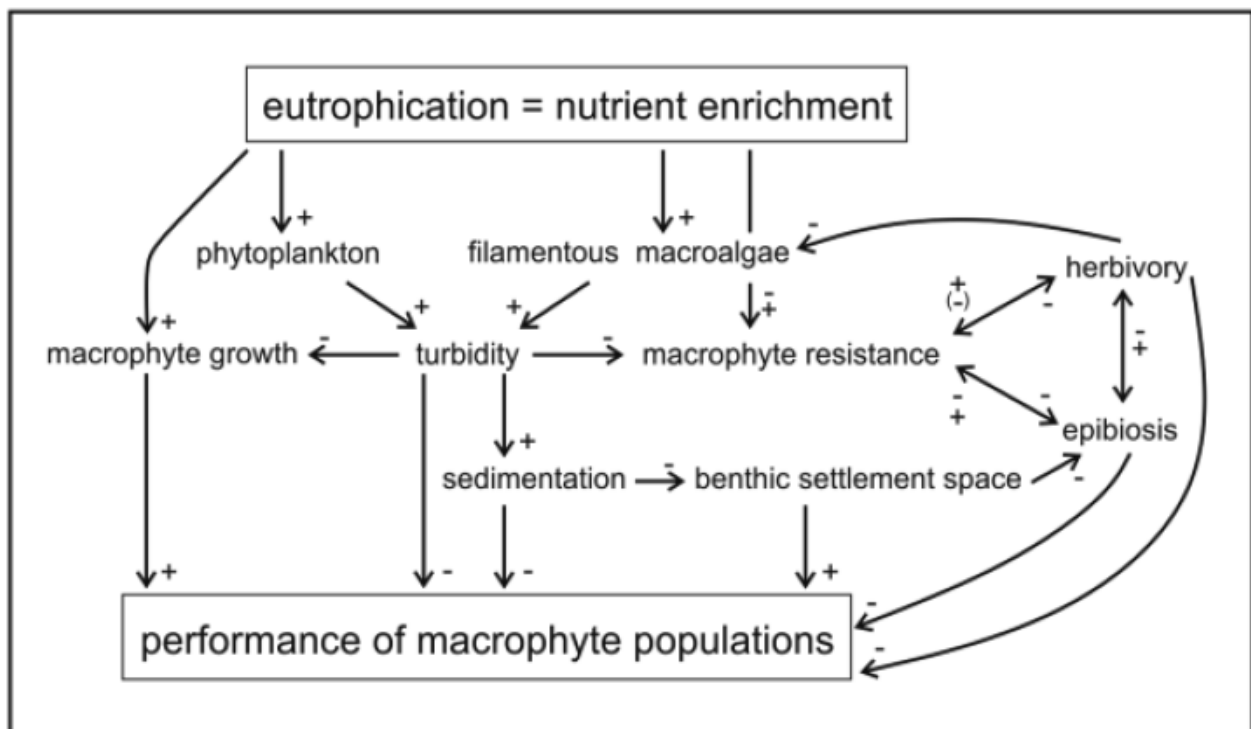
La survie et la distribution des macroalgues est principalement régulée par la température. Deux éléments importants influent sur la répartition des espèces : l'impact de la température sur la croissance, la photosynthèse, etc. (performance), et la capacité des espèces à survivre à différentes températures (tolérance). Les réactions des espèces à la température sont

souvent liées aux conditions locales, mais peuvent varier selon les saisons, les populations ou les stades de vie en raison de la plasticité phénotypique. Ainsi, il est nécessaire de distinguer trois types de réponses à la température : l'adaptation génétique, l'acclimatation phénotypique et la régulation physiologique à court terme. Ces réponses se manifestent à différentes échelles de temps, allant de quelques secondes à quelques minutes pour la régulation, de quelques heures à quelques jours pour l'acclimatation, et s'étendant jusqu'à des milliers ou des millions d'années pour l'adaptation Eggert (2012).

Les niveaux de salinité varient considérablement dans les habitats marins en termes d'espace et de temps. Cette diversité est observée à travers les océans et les mers, avec des environnements tels que les marais salants, les estuaires et les eaux littorales présentant des variations de salinité extrêmes. Même dans les eaux marines, les algues intertidales subissent des changements de salinité liés à la saison, au moment de la journée, voire à l'heure, notamment dans les enrochements de la zone intertidale. Les macroalgues résidant dans des milieux à salinité changeante doivent maintenir une pression osmotique plus élevée à l'intérieur de leurs cellules que dans leur environnement (Karsten, 2007) *in* (Lalegerie et al., 2020). Dans la zone intertidale, les Fucales démontrent une capacité à supporter des fluctuations de salinité allant de 0.1 à 3.5 fois celle de l'eau de mer. En revanche, les algues subtidales, telles que les genres de macroalgues rouges *Antithamnion* ou *Plocamium*, présentent une tolérance moindre, avec des variations de salinité comprises entre 0.5 et 1.5 fois celle de l'eau de mer (Zaneveld, 1969) *in* (Lalegerie et al., 2020).

Les algues dépendent de nutriments essentiels tels que l'azote (sous forme de nitrate, nitrite, ammonium, ou urée) et le phosphore (sous forme de phosphate) pour réaliser leur photosynthèse et favoriser leur croissance. Ces nutriments sont souvent des facteurs limitants dans l'environnement marin en raison de leurs concentrations relativement basses dans l'eau de mer (Lüning, 1990) *in* (Lalegerie et al., 2020). L'affinité des différentes espèces d'algues pour ces formes spécifiques de nutriments varie : La contribution significative du  $\text{NH}_4^+$  en hiver comme source d'azote essentiel pour toutes les espèces souligne son importance dans la nutrition azotée globale. À l'inverse, l'urée joue un rôle majeur en été, représentant entre 27 et 33 % de l'azote total acquis par la plupart des espèces. Une préférence relative est observée, montrant que durant l'hiver, les sources d'azote sont utilisées dans l'ordre  $\text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^- > \text{urée}$ , tandis qu'en été, l'ordre devient  $\text{NH}_4^+ = \text{NO}_3^- > \text{urée}$  (Phillips & Hurd, 2003). L'enrichissement en nutriments dans les eaux côtières peu profondes modifie la composition végétale (Figure 1), favorisant les algues à croissance rapide au détriment des macrophytes lents. Dans une étude

comparant l'effet de cet enrichissement sur la communauté phytoplanctonique et cinq types d'algues, l'azote a été identifié comme le principal nutriment limitant. En été, les algues à croissance rapide sont plus fortement impactées sur une période prolongée. Les variations dans la durée de la limitation sont liées aux besoins spécifiques en azote de chaque espèce et à leurs réserves d'azote. Les algues à croissance rapide ont jusqu'à 30 fois plus de besoins en azote par unité de biomasse et de temps, expliquant les différences de durée de limitation. Ces résultats soulignent que les algues à croissance rapide réagissent favorablement à une disponibilité accrue de nutriments, tandis que les algues à croissance lente ne sont pas affectées ou sont entravées par l'ombrage. (Pedersen & Borum, 1996).



**Figure 1:** Illustration conceptuelle des principaux facteurs abiotiques et biotiques causant le déclin des macrophytes dans les estuaires et baies côtières eutrophisées. Les signes plus et moins indiquent respectivement les effets positifs et négatifs qu'un facteur exerce sur un autre (Olafsson, 2016).

### 1.3. Caractéristiques des peuplements

Les peuplements benthiques des substrats durs marins présentent une organisation complexe et dynamique. Bellan-Santini et al. (1994) définit l'étagement comme "un classement des peuplements marins en fonction des facteurs ambiants qui se succèdent du haut vers le bas des côtes." Cette organisation est fortement influencée par la nature du substrat. Comme le souligne Boaden & Seed, (1985), "la roche constitue une surface stable à laquelle les

organismes doivent se fixer ou dans laquelle ils doivent s'enfoncer." Il ajoute que "la texture de la surface dépend du type de roche et de l'altération et joue un rôle important dans le succès de la fixation." Cette stabilité et cette texture sont cruciales pour la formation des communautés benthiques.

Sur ces substrats stables se développent des interactions complexes entre les organismes. Ces interactions sont multiples, principalement dominées par la compétition et la prédation. Sommer (2002) met en évidence que "l'espace est la ressource la plus limitée sur les côtes rocheuses, tant pour les algues benthiques que pour les invertébrés sessiles." Cette limitation spatiale conduit à une forte compétition entre les espèces. Sommer ajoute que "la compétition par interférence (par exemple, par surcroissance ou par ombrage) est courante sur les côtes rocheuses."

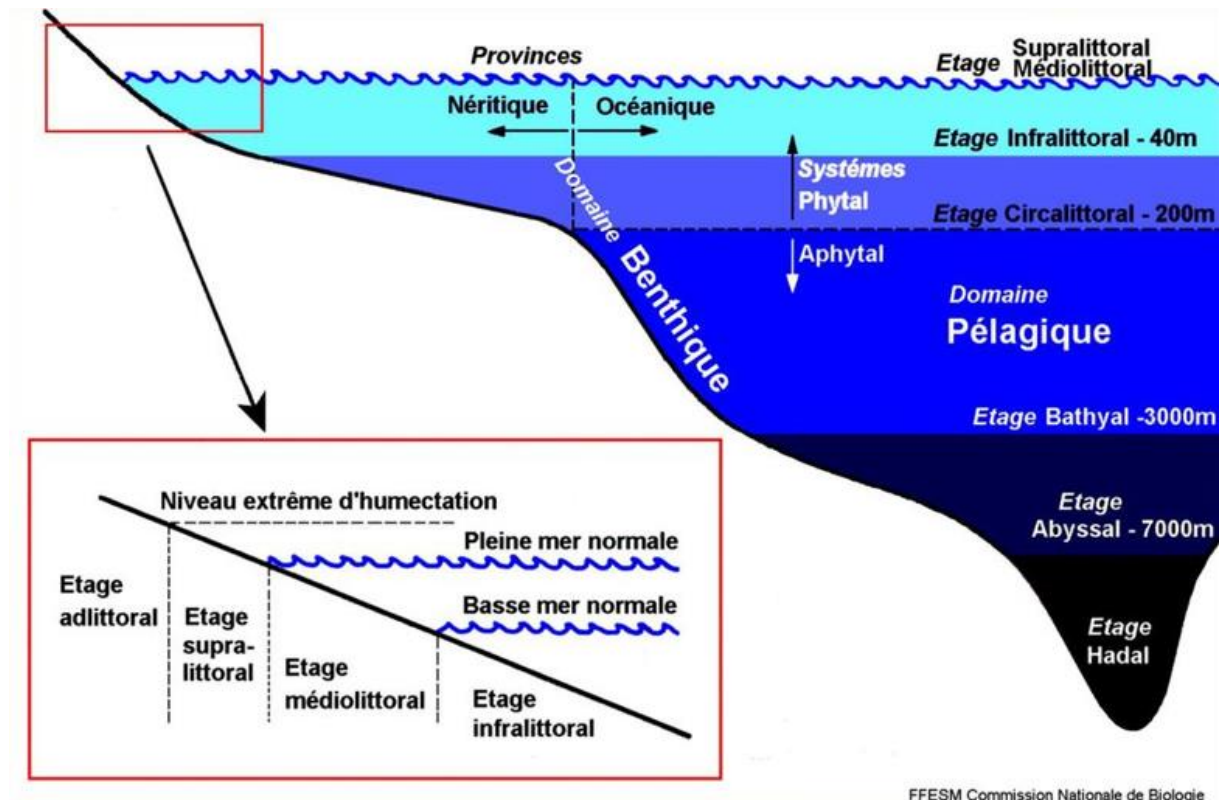
Ces mécanismes compétitifs structurent profondément les communautés, comme le souligne Connell (1972) : "les interactions biologiques, telles que la compétition et la prédation, jouent un rôle crucial dans la structuration de ces communautés, notamment en influençant les limites inférieures des zones de distribution des espèces." Ces interactions complexes contribuent à façonner la distribution verticale des espèces sur le substrat rocheux.

Cette distribution verticale se manifeste par une zonation caractéristique des organismes. Boaden & Seed, (1985) décrit ce phénomène : "Les espèces se remplacent progressivement le long du gradient marin-terrestre. Il en résulte des zonations verticales où chaque espèce est typiquement plus abondante dans une zone particulière où les conditions favorisent sa survie."

En Méditerranée, Bellan-Santini et al. (1994) souligne que l'étagement (Figure 2) est particulièrement bien défini et dépend de facteurs principaux (humectation, lumière, salinité, hydrodynamique) et secondaires (facteurs édaphiques).

Dans le système phytal, on distingue quatre étages distincts :

1. Le supralittoral : où vivent les organismes exigeant une forte humectation sans immersion.
2. Le médiolittoral : correspondant à la zone battue par les vagues.
3. L'infralittoral : zone immergée compatible avec la vie des phanérogames marines et des algues photophiles.
4. Le circalittoral : s'étendant jusqu'à la limite de survie des algues pluricellulaires autotrophes.



FFESM Commission Nationale de Biologie

**Figure 2 :** Les étages marins et les provinces océaniques.

L'établissement et le maintien de cette zonation dépendent de multiples facteurs environnementaux. Boaden & Seed, (1985) souligne que "les schémas de zonation sont modifiés par de nombreux facteurs autres que les marées, parmi lesquels l'action des vagues joue un rôle particulièrement important." Au sein de cette organisation, la complexité structurale de l'habitat influence également la distribution des espèces, comme le démontrent Thompson et al. (1996) : "Les clumps de *Fucus* hébergent une plus grande diversité d'espèces que les surfaces nues ou couvertes de barnacles."

Cette organisation spatiale n'est pas figée mais évolue dans le temps, comme la note Sommer (2002) : "les perturbations physiques comme le mouvement des vagues ou la présence de bois flotté peuvent influencer les structures des peuplements en limitant la compétition à long terme et en offrant des opportunités de colonisation pour des espèces moins compétitives."

#### 1.4. Biocénoses des substrats durs en Méditerranée et en Algérie

##### 1.4.1. Etage médiolittoral

Le médiolittoral est caractérisé par des alternances d'immersion et d'émersion dues aux variations du niveau de la mer (Bellan-Santini et al., 1994). Il abrite des organismes sessiles adaptés à ces fluctuations, principalement des algues, qui servent d'indicateurs biologiques de ces fluctuations marines (Bahbah, 2021).

## Selon Bellan-Santini et al. (1994) : Méditerranée

### 1. Biocénose de la roche médiolittorale supérieure :

- Espèces dominantes : *Chthamalus stellatus* (crustacé cirripède), *Patella rustica* (*P. lusitanica*) (gastéropode), *Patella ferruginea* (gastéropode, espèce rare), des cyanophycées épilithes et endolithes.
- Faciès algaux : *Bangia atropurpurea*, *Porphyra leucosticta*, *Rissoella verruculosa* (espèce calcifuge).

### 2. Biocénose de la roche médiolittorale inférieure :

- Espèces caractéristiques : *Lithophyllum lichenoides* (*Lithophyllum tortuosum*), *Patella aspera* (gastéropode) et (*Middendorfia*) *caprearum* (polyplacophore).
- Faune associée : *Miniacina miniacea* (foraminifère), divers *Syllis* spp. (polychètes), divers *Hyale* spp. (amphipodes), *Acanthochitona fascicularis* (polyplacophore), *Musculus costulatus*, *Cardita calyculata* (pélécy-podes).

## Selon Bahbah (2021) : Algérie

### 3. Biocénose de la roche médiolittorale sous fort hydrodynamisme :

- Faciès à *Patella* spp. et *Chthamalus* spp
- Association à *Lithophyllum byssoides* TROTTOIR
- Faciès à *Neogoniolithon brassica-florida*
- Association à *Corallina elongata*
- Association à *Gelidium* spp
- Association à *Rissoella verruculosa*
- Faciès à *Bangia atropurpurea*
- Faciès à *Mytilus galloprovincialis*
- Association à Ceramiales
- Faciès à *Cystoseira compressa*
- Association à *Cystoseira amentacea / tamariscifolia/mediterranea*
- Faciès à Vermets

### 4. Biocénose de la roche médiolittorale sous hydrodynamisme modéré :

- Association *Ralfsia verrucosa*
  - Facies a *Rissoela verruculosa*
  - Facies à *Lithophyllum papillosum*
  - Facies à *Lithophyllum byssoides*
  - Facies a *Corallina elongata*
  - Facies à *Ulva rigida*
  - Faciès à Vermets *Dendropoma petraeum*
  - Faciès à *Hypnea* sp
5. Biocénose de la roche médiolittorale en mode protégé :
- Facies à *Nemoderma* sp
  - Association à *Lithophyllum incrustans*
  - Facies à *Cystoseira barbata*
  - Association à fucales (*Cystoseira* spp. et *Sargassum* spp.)
6. Biocénose de la grotte médiolittorale :
- Grottes médiolittorales avec *Lithophyllum byssoides*
  - Grottes médiolittorales avec *Hildenbrandia rubra* et *Phymatolithon lenormandii*
  - Grottes médiolittorales avec *Lithophyllum* spp
  - Grottes médiolittorales avec *Actinia equina* et *Astroides calycularis*
7. Cuvettes médiolittorales :
- Algues encrôtantes et oursins
  - Association à *Cystoseira* spp
  - Association à vermetes
  - Association à ulvales
  - Association à Dictyotales
  - Association à *Codium* spp

### 1.4.2. Etage infralittoral

Selon Bellan-Santini et al. (1994) :

#### 1. Biocénose des Algues Photophiles :

- Horizon superficiel : *Cystoseira stricta*, *Cystoseira crinita*, *Padina pavonica*, *Schottera nicaeensis*, *Udotea petiolata*, *Halimeda tuna*, *Corallina* spp., *Ulva rigida*, *Lithophyllum incrustans*, *Mytilus galloprovincialis*
- Horizon moyen : faciès à *Aglaophenia* spp.
- Horizon profond : faciès à gorgones (*Eunicella*)

Selon Bahbah (2021) pour l'Algérie :

#### 2. Roche infralittorale supérieure :

- Association à *Cystoseira amentacea* var. *stricta* / *Cystoseira mediterranea*
- Association à *Sargassum* spp
- Association à *Cystoseira barbata*/*Cystoseira foeniculacea*
- Association à *Cystoseira compressa*
- Forêts à fucales
- Association à *Cystoseira crinita*
- Association à *Cystoseira sedoides*
- Facies à Dictyotales
- Association à *Padina pavonica*
- Association à *Dictyopteris polypodioides*, *Zonaria tournefortii*
- Association à *Halopteris scoparia*
- Algues photophiles en absence des fucales
- Association à *Codium* spp
- Association à *Ulva* spp
- Faciès à *Mytilus* spp
- Facies a *Plocamium cartilagineum*
- Association à *Pterocliadiella capillacea*

- Association à *Corallina elongata* et algues photophiles
- Association à *Corallina elongata*
- Faciès de surpâturage à algues calcaires encroûtantes et oursin
- Faciès à *Lithophyllum incrustans*
- Association à *Lithophyllum* spp. et *Mesophyllum* spp
- Faciès à *Asparagopsis armata/Taxiformis*
- Faciès à *Grateloupia lanceola*
- Algues sciaphiles.

### 1.4.3. Étage circalittoral

#### 1. Biocénose du Coralligène :

- Bioconcrétionnement développé composé d'algues calcaires et d'animaux constructeurs (bryozoaires, spongiaires, polychètes serpulides, mollusques)
  - Faciès : *Cystoseira zosteroides*, *Parazoanthus axinellae*, *Corallium rubrum*, *Paramuricea clavata*, *Eunicella* sp.
2. Communautés des grottes semi-obscurées et grottes obscures.

## 2. L'influence de l'Homme sur la zone côtière

L'anthropisation des zones côtières représente un phénomène aux implications multiples, exerçant une influence profonde sur l'équilibre écologique et la pérennité des écosystèmes littoraux et marins. Les investigations scientifiques menées dans ce domaine apportent des éclairages essentiels sur l'ampleur et l'intensité des contraintes imposées à ces milieux vulnérables. Ces travaux révèlent la diversité des impacts anthropiques sur les habitats côtiers, englobant notamment l'expansion urbaine, les diverses formes de pollution, l'exploitation excessive des ressources naturelles, ainsi que les effets des changements climatiques induits par l'activité humaine.

L'urbanisation et le développement côtier représentent l'une des menaces les plus significatives pour les écosystèmes littoraux. Comme l'affirme Ahlhorn (2018), "les habitats côtiers sont fréquemment menacés par des constructions qui perturbent les fonctions écologiques naturelles et affectent les interactions biogéochimiques essentielles entre la terre et la mer". Cette observation est renforcée par les travaux de Suanez & Bruzzi (1999) qui

démontrent que les aménagements physiques comme les digues et les enrochements provoquent des modifications profondes des dynamiques sédimentaires. Espinosa (2023) souligne que la construction d'infrastructures artificielles entraîne non seulement la destruction directe d'habitats naturels mais modifie également les processus côtiers naturels de manière durable.

La pollution et la dégradation des écosystèmes constituent une menace majeure aux multiples facettes. Monaco (2014) met en évidence la problématique critique de l'accumulation de micropolluants dans les eaux côtières, tandis que Kingsford et al. (1991) analysent l'impact des activités humaines, comme la pêche et la collecte d'organismes intertidaux, sur les récifs rocheux. Ils observent que l'exploitation humaine réduit les herbivores, favorisant ainsi la prolifération d'algues. Gray (1997) ajoute que la contamination par les déchets agricoles aggrave considérablement la situation des écosystèmes côtiers. Comme le souligne Ahlhorn (2018), les zones côtières sont particulièrement vulnérables car elles agissent comme des réceptacles pour les polluants transportés par les fleuves avant leur dispersion dans l'océan.

Les pressions exercées par les activités humaines, notamment touristiques et récréatives, représentent un défi croissant. D'après Crowe et al. (2000), le piétinement intensif lié à la fréquentation humaine cause des dommages significatifs aux communautés d'algues et de faune. Ahlhorn (2018) note que "les pressions du tourisme exacerbent les besoins en infrastructures, souvent au détriment des habitats naturels". Cette observation est corroborée par Gray (1997) qui documente la destruction d'habitats côtiers dans les zones fortement fréquentées.

La surexploitation des ressources marines, particulièrement à travers la surpêche, constitue une menace majeure pour la biodiversité marine. Monaco (2014) met en évidence que cette pression excessive sur les stocks de poissons, combinée aux effets de la pollution, compromet non seulement la résilience des écosystèmes mais menace également la sécurité alimentaire des communautés côtières.

L'aquaculture connaît une croissance annuelle de 9 % depuis 1985 et peut contribuer à réduire la pression sur les stocks sauvages (Diana, 2009). Cependant, la conversion massive des zones humides côtières, notamment les mangroves, a atteint des taux de destruction entre 50 et 80 % dans certaines régions d'Asie et d'Amérique latine (Ottinger et al., 2016). Les rejets aquacoles riches en nutriments provoquent l'eutrophisation des eaux côtières et la sédimentation excessive étouffe les habitats benthiques (Holmer et al., 2008). Primavera (2006) met en évidence la salinisation des sols, l'introduction d'espèces exotiques qui peuvent devenir envahissantes, la propagation de maladies affectant les populations sauvages, ainsi que la

pression accrue sur les stocks de poissons sauvages due à l'utilisation de farine de poisson pour l'alimentation des espèces aquacoles.

L'introduction d'espèces invasives représente un danger croissant pour les écosystèmes côtiers. Addessi (1994) et Godet (2008) soulignent le rôle majeur du transport maritime, notamment via les eaux de ballast, dans la propagation d'espèces non indigènes. Bellan-santini et al. (1994) met en évidence les perturbations significatives que ces introductions causent aux équilibres écologiques établis.

Les changements climatiques amplifient considérablement la vulnérabilité des zones côtières. Monaco (2014) détaille les impacts multiples de ce phénomène : élévation du niveau de la mer, augmentation des inondations, perte de terres côtières et dégradation des infrastructures et des écosystèmes naturels. Ces changements exacerbent les pressions déjà exercées par les autres facteurs anthropiques.

Face à cette complexité d'impacts, Godet (2008) souligne que la résilience des habitats côtiers est sérieusement compromise. La mise en place d'une Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC) apparaît comme une réponse nécessaire. Comme le précise Ahlhorn (2018), "la gestion intégrée offre une approche holistique qui permet d'équilibrer les besoins économiques avec la préservation des ressources naturelles en tenant compte des aspects écologiques, sociaux et économiques".

## 2.1. Les menaces sur les biocénoses des substrats durs

Effets sur les biocénoses d'après Bellan-Santini et al. (1994) :

### **Biocénose de la roche médiolittorale :**

- ✓ Gros dégâts sur les peuplements
- ✓ Destruction et mort de l'encorbellement à *Lithophyllum lichenoides*
- ✓ Remplacement ou destruction de certains sites et peuplements

### **Biocénose Infralittorale :**

- ✓ Destruction quasi totale d'espèces et de peuplements du liseré côtier
- ✓ Altération d'une zone à forte productivité (la plus forte après l'herbier de Posidonies)
- ✓ Impacts sur une biocénose de grande production végétale avec une importante formation de matière organique enrichissant l'ensemble des écosystèmes littoral et profond
- ✓ Très forte baisse de la diversité spécifique

- ✓ "Monotonisation" vers un peuplement constitué essentiellement d'espèces très résistantes, à large répartition écologique.

L'impact des activités anthropiques dans l'étage circalittoral est particulièrement marqué au niveau du coralligène, un écosystème complexe et fragile qui joue un rôle crucial dans la biodiversité méditerranéenne.

### 3. Les Macroalgues : De la Diversité Biologique aux Applications Biotechnologiques

Les macroalgues représentent un groupe d'organismes multicellulaires fondamentaux qui, conjointement avec les algues unicellulaires, sont responsables de la production d'environ 90% de l'oxygène atmosphérique (Castro & Huber, 2016). Bien que leur apparence puisse suggérer une similarité avec les plantes terrestres, elles appartiennent en réalité au groupe des protistes, se distinguant par une structure plus simple dépourvue de tissus spécialisés tels que les feuilles ou les racines (Cabioc'h et al., 2014). Historiquement, ces organismes étaient classés avec les champignons dans les Thallophytes, mais les avancées en biochimie, cytologie, physiologie, génétique et phylogénie moléculaire ont révélé leur appartenance à plusieurs lignées évolutives distinctes (Cabioc'h et al., 2014).

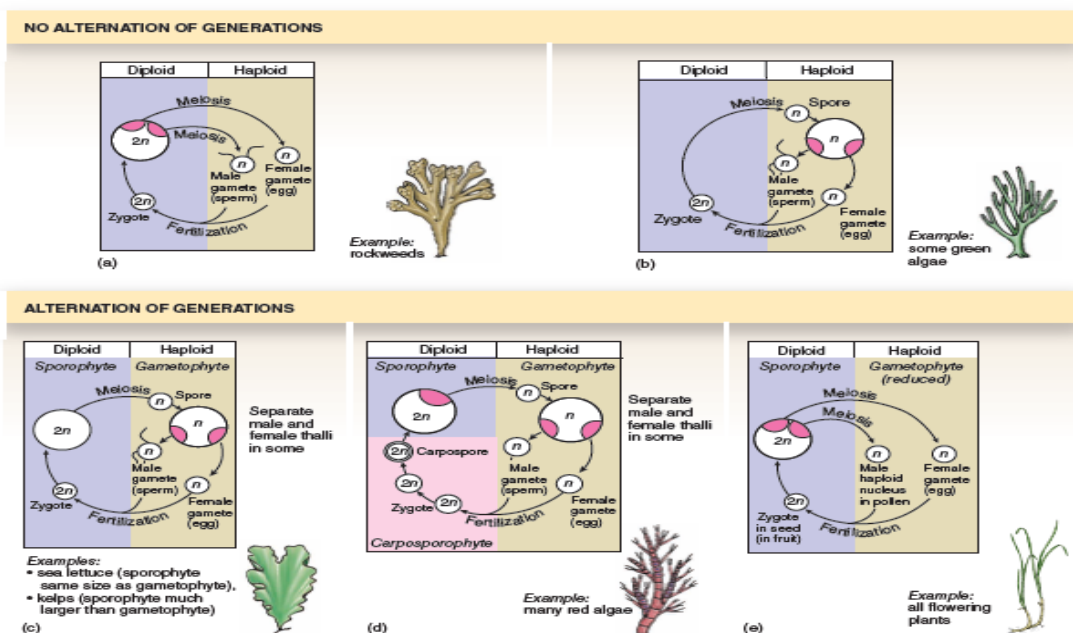
La classification phylogénétique moderne, basée sur les travaux de Pereira (2014), s'appuie sur des analyses moléculaires approfondies, notamment l'étude des séquences d'ADN ribosomique et des plastides. Cette approche a permis d'identifier trois grands groupes distincts de macroalgues. Les Chlorophyta, ou algues vertes, se caractérisent par la présence de chlorophylles a et b, ainsi que de carotènes et xanthophylles (Hurd et al., 2014). Elles stockent leur amidon de manière intraplastidiale et se retrouvent majoritairement en eau douce, avec une plus grande diversité dans les mers chaudes (Cabioc'h et al., 2014). Les Phaeophyceae, ou algues brunes, contiennent des chlorophylles a et c, ainsi que de la fucoxanthine. Presque exclusivement marines, elles se distinguent par l'absence d'amidon intraplastidial et peuvent développer une organisation complexe incluant un système conducteur (Hurd et al., 2014). Les Rhodophyta, ou algues rouges, possèdent de la chlorophylle a et des pigments spécifiques comme les phycoérythrine et phycocyanine (Castro & Huber, 2016).

L'histoire évolutive de ces organismes s'étend sur plus de 1,5 milliard d'années, marquée par les grands événements géologiques et notamment les cycles climatiques du Pléistocène (Hurd et al., 2014). La phylogénie des macroalgues repose sur l'analyse des séquences moléculaires, principalement les séquences de l'ADN ribosomique et des plastides ((Pereira & Neto, 2014). Ces études permettent de comprendre les relations évolutives entre les différentes espèces et

groupes d'algues, notamment les trois grands groupes : Chlorophyta, Phéophyceae, et Rhodophyta. Les études phylogénétiques récentes ont mis en évidence une importante diversité génétique, particulièrement prononcée chez les algues rouges qui comprennent les Bangiophytes et les Florideophytes (Hu & Fraser, 2016).

Les approches modernes intègrent des données morphologiques et moléculaires pour tracer l'évolution des algues marines à travers différents environnements. Les algues brunes, particulièrement les Laminariales, montrent des divergences génétiques significatives, reflétant leur adaptation à des environnements variés, souvent influencés par des conditions environnementales changeantes ((Pereira & Neto, 2014). Les recherches modernes ont d'ailleurs révélé qu'il existe parfois plus de différences biochimiques et cytologiques entre certaines algues, comme entre *Porphyra* et *Ulva*, qu'entre une algue verte et une plante terrestre (Cabioc'h et al., 2014).

La reproduction des macroalgues présente une remarquable diversité de mécanismes, comme l'expliquent Castro et Huber (2016). Elle peut être asexuée, permettant à de simples fragments du thalle de générer de nouveaux individus, ou sexuée (Figure 3), impliquant la production et la fusion de gamètes. Hurd et al. (2014) ont notamment démontré que chez certaines espèces comme *Fucus*, la reproduction sexuée est régulée par des facteurs environnementaux tels que la lumière et les cycles de marée. Les cycles de vie varient considérablement selon les espèces ((Pereira & Neto, 2014).



**Figure 3 :** Modèles généralisés de reproduction sexuelle dans l'histoire de la vie des algues et des plantes à fleurs marines (Castro & Huber, 2016).

Cette diversité biologique remarquable se traduit par de nombreuses applications pratiques qui ne cessent de se développer (Castro & Huber, 2016). Les macroalgues jouent un rôle crucial dans divers secteurs industriels. Dans le domaine cosmétique, les algues vertes sont valorisées pour leurs propriétés hydratantes et protectrices grâce à leurs lipopeptides et polysaccharides sulfatés (Pereira, 2018). Les algues brunes sont exploitées pour l'extraction d'alginate, utilisés comme agents gélifiants et stabilisateurs dans les produits cosmétiques, tandis que les algues rouges fournissent des carraghénanes aux propriétés épaississantes et émulsifiantes (Pereira, 2018).

Les macroalgues présentent également des applications importantes dans le domaine médical et pharmaceutique. Les algues brunes contiennent des phlorotannins et du fucoïdane qui exercent des effets anti-vieillessement et antioxydants significatifs, protégeant contre les dommages UV et stimulant la production de collagène (Pereira, 2018). Les algues rouges produisent des composés qui agissent comme filtres UV naturels et possèdent des propriétés antivirales et antioxydantes (Iselin, 2019).

Dans le secteur alimentaire, les macroalgues sont valorisées pour leur richesse nutritionnelle, apportant vitamines, minéraux, acides gras essentiels, protéines et fibres (Iselin, 2019). Les extraits d'algues servent d'agents gélifiants et épaississants dans l'industrie alimentaire, améliorant la texture et la stabilité de nombreux produits (Kim, 2011).

Les applications environnementales des macroalgues sont particulièrement prometteuses. Elles jouent un rôle essentiel dans la production d'oxygène et l'absorption du dioxyde de carbone, contribuant ainsi à la lutte contre le changement climatique (Iselin, 2019). Les algues rouges sont également étudiées pour la production de bioéthanol, offrant l'avantage d'une conversion simplifiée en éthanol grâce à leur haute teneur en glucides (Kim, 2011). Dans le domaine du traitement des eaux usées, les macroalgues démontrent une capacité remarquable à absorber les métaux lourds, offrant une solution économique et efficace pour la bioremédiation (Kim, 2011).

La thalassothérapie constitue un autre domaine d'application important, où les extraits d'algues sont utilisés pour leurs propriétés drainantes, détoxifiantes et circulatoires. Ces traitements sont particulièrement appréciés dans les soins anticellulite et les thérapies de relaxation (Pereira, 2018).

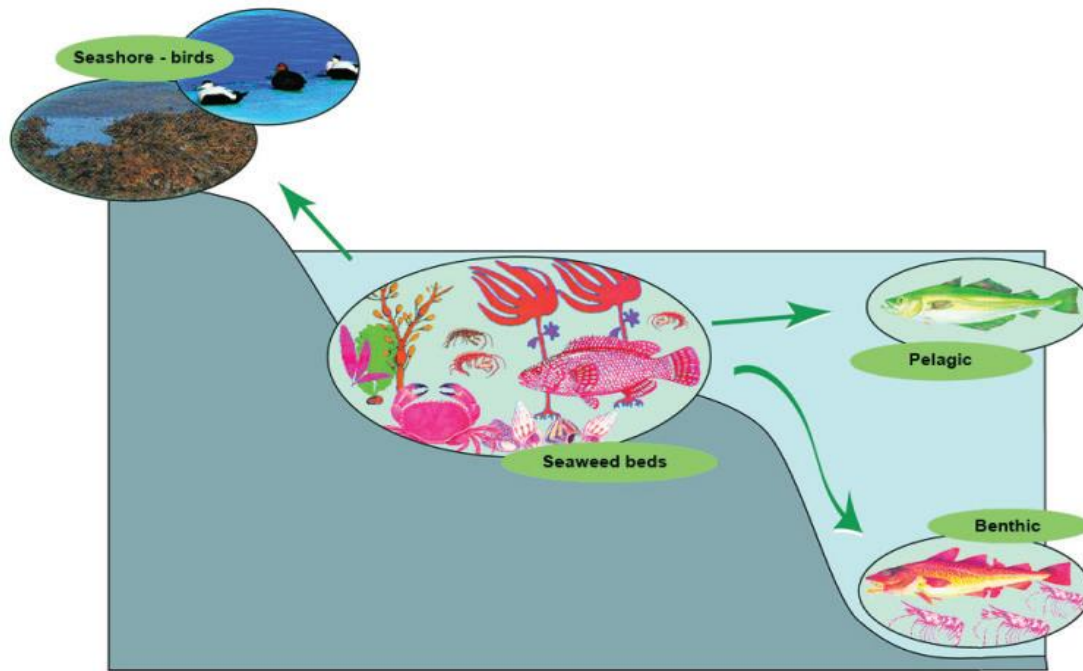
Les macroalgues marines, comme *Dictyopteris membranacea* et *Cystoseira foeniculacea*, présentent un fort potentiel en biotechnologie grâce à leur richesse en composés bioactifs. Riad et al. (2021) ont exploré l'extraction d'huiles volatiles de *D. membranacea* par des techniques

avancées, révélant des applications potentielles dans les industries alimentaires et cosmétiques. Bouzidi et al. (2019) ont mis en évidence l'isolement de stérols, comme le fucostérol, à partir de *Cystoseira foeniculacea*, soulignant leur intérêt pour les secteurs de la santé et des cosmétiques. Ces études démontrent l'importance de valoriser les macroalgues en Algérie pour des usages biotechnologiques innovants.

Cette diversification des applications des macroalgues témoigne de leur importance croissante dans notre société, alliant bénéfices économiques et environnementaux (Hurd et al., 2014). Leur utilisation dans des secteurs aussi variés que la cosmétique, l'alimentation, l'énergie et l'environnement souligne leur potentiel considérable pour répondre aux défis contemporains de développement durable.

#### **4. Utilisation des macroalgues comme indicateur de la qualité des eaux littorales.**

Dans les écosystèmes marins, les macroalgues agissent comme de véritables "ingénieurs écologiques" (Figure 4), créant et maintenant des habitats complexes qui favorisent une biodiversité remarquable (Olafsson, 2016). La mer Méditerranée illustre parfaitement cette fonction écologique, avec ses récifs rocheux peu profonds qui abritent des assemblages algaux photophiles diversifiés, incluant des espèces des ordres Sphacelariales, Dictyotales, Gigartinales, et Bryopsidales. Ces communautés peuvent concentrer plus de 100 espèces d'algues dans un espace restreint de 600 cm<sup>2</sup> (Sheppard, 2021). Leur contribution à la production primaire est également significative, les communautés dominées par les Fucales pouvant produire jusqu'à 900 gC par m<sup>2</sup> par an dans les sites exposés, avec une productivité infralittorale moyenne de 100 à 300 gC par m<sup>2</sup> par an.



**Figure 4:** exemple d'un système d'algues marines avec des voies d'accès à l'énergie. Alors que la production primaire se fait à l'intérieur du système de macrophytes, différentes composantes de la faune exploitent l'énergie (biomasse) produite qui est disponible à la fois à l'intérieur du système et par transport vers différents systèmes à l'extérieur de l'algue, comme l'indiquent les flèches (Olafsson, 2016).

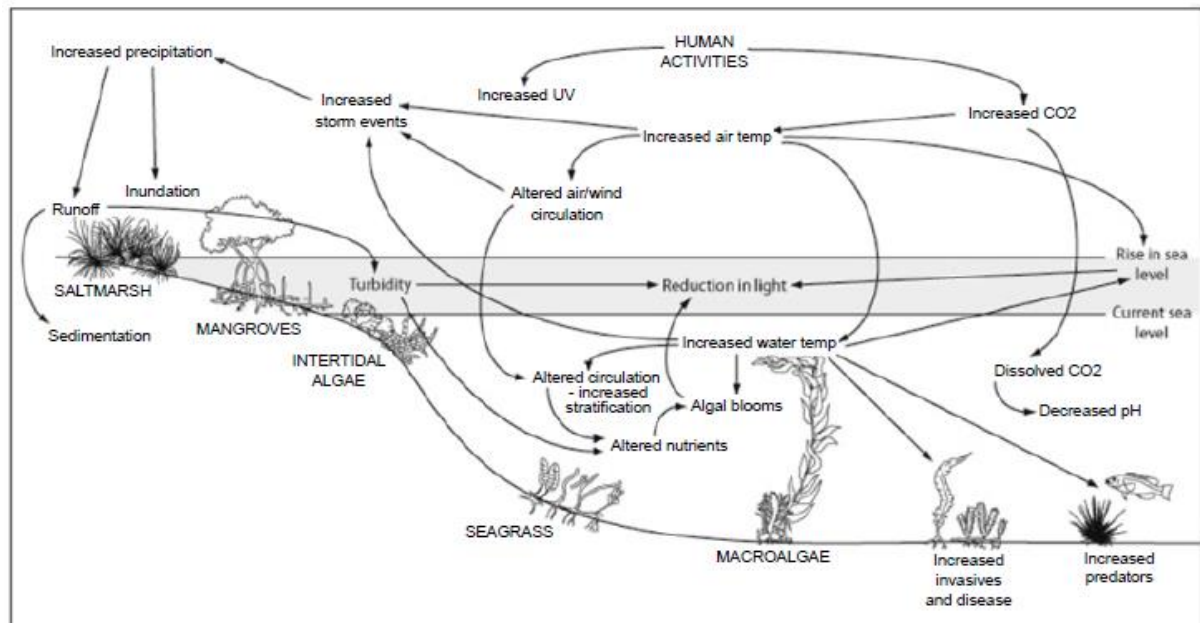
Les macroalgues constituent des composants essentiels des écosystèmes marins côtiers, jouant un rôle fondamental dans leur structure et leur fonctionnement. Leur nature sessile les rend particulièrement sensibles aux conditions environnementales locales, leur permettant d'intégrer les effets de la qualité de l'eau sur de longues périodes (Pereira & Neto, 2014). Cette caractéristique en fait d'excellents bioindicateurs, capables de refléter l'état écologique global de leur environnement et de détecter les changements de la qualité des eaux côtières. Les espèces de macroalgues, notamment celles des genres *Cystoseira*, réagissent aux niveaux de pollution et aux changements de qualité de l'eau, rendant leur observation utile pour surveiller les impacts anthropiques, tels que la surcharge en nutriments et la pollution par les métaux lourds. Cette sensibilité aide les gestionnaires de l'environnement à détecter rapidement des signes de dégradation écologique (Boudouresque et al., 2020).

Les macroalgues jouent aussi un rôle important dans la régulation des écosystèmes par leurs capacités de filtration, qui contribuent à la purification de l'eau et à la régulation des nutriments, notamment en absorbant l'azote et le phosphore. Ces propriétés font des communautés de macroalgues un élément clé pour la stabilité des écosystèmes locaux et pour atténuer certains

effets de la pollution côtière. En plus de leur rôle dans la surveillance et la régulation de l'environnement, les macroalgues influencent la biodiversité marine en offrant des habitats diversifiés qui favorisent la croissance d'autres espèces. Leur complexité structurelle fournit un espace pour la nourriture, la reproduction et le refuge de nombreux organismes marins, ce qui augmente la résilience des écosystèmes marins face aux perturbations (Boudouresque et al., 2020).

L'utilisation des macroalgues comme bioindicateurs s'est considérablement développée ces dernières décennies, particulièrement en réponse aux directives environnementales internationales visant à protéger les écosystèmes côtiers (D'Archino et Piazzini, 2021). Cette évolution s'appuie sur leur sensibilité marquée aux perturbations environnementales et leur rôle écologique fondamental. Les premiers indices développés se concentraient principalement sur la sensibilité et la tolérance des espèces indicatrices face aux stress environnementaux (Orfanidis et al., 2003). Par exemple, l'indice BENTHOS, développé sur la côte catalane, utilise des outils d'ordination pour classer les échantillons et les espèces le long d'un gradient environnemental, démontrant une progression des communautés dominées par les Fucales vers celles dominées par *Ulva* (Pinedo et al., 2007).

Les réponses des communautés de macroalgues aux perturbations sont particulièrement révélatrices. Les algues opportunistes prolifèrent dans les environnements riches en nutriments, signalant clairement les phénomènes d'eutrophisation (Islam & Jørgensen, 2017). À l'inverse, la disparition des grandes algues brunes pérennes, conjuguée à la prolifération des algues gazonnantes, indique des perturbations environnementales significatives (Ballesteros et al., 2007). Ces changements dans la composition et la structure des communautés peuvent signaler différents types de stress, notamment l'eutrophisation, la sédimentation ou la pollution (Figure 5).



**Figure 5:** modèle conceptuel des impacts des activités humaines sur les macrophytes de l'ingénierie des écosystèmes. Les activités anthropiques ont entraîné une accumulation de dioxyde de carbone dans l'atmosphère, ce qui a provoqué un réchauffement de l'atmosphère et des océans, des changements dans les schémas de circulation, une élévation du niveau de la mer, des changements dans la chimie des océans et une augmentation des tempêtes. Ce diagramme représente tous les principaux facteurs de stress directs et indirects ayant un impact sur les macrophytes marins (Olafsson, 2016).

L'urbanisation côtière entraîne des modifications profondes dans la structure et la composition des communautés de macroalgues. Les zones urbaines se caractérisent typiquement par une dominance d'espèces « non indigènes » qui forment des peuplements monospécifiques, reflétant une homogénéisation biotique significative. À l'inverse, les environnements côtiers préservés de l'urbanisation maintiennent une plus grande diversité spécifique avec des assemblages multi-spécifiques complexes (García et al., 2020).

Ce phénomène d'homogénéisation s'observe à l'échelle mondiale, où l'intensification de l'urbanisation favorise systématiquement les espèces opportunistes à croissance rapide, particulièrement adaptées aux conditions d'eutrophisation caractéristiques des zones urbaines. En contraste, les zones moins impactées par l'urbanisation conservent des populations d'espèces pérennes, plus sensibles aux perturbations anthropiques. Cette dichotomie dans la distribution des espèces fait des macroalgues d'excellents bioindicateurs de la qualité environnementale des écosystèmes côtiers (De Vasconcelos et al., 2019).

Les méthodes d'évaluation écologique basées sur les macroalgues se sont perfectionnées au fil du temps. L'indice CARLIT (CARTography of LITtoral), qui évalue le développement des

communautés algales sur les rivages rocheux, est désormais officiellement reconnu comme outil de surveillance institutionnel dans plusieurs pays méditerranéens (Ballesteros et al., 2007). L'indice CFR (Calidad de Fondos Rocosos) représente une autre avancée importante, combinant l'analyse des communautés d'algues le long du gradient de profondeur avec une méthodologie simple ne nécessitant pas d'identifications taxonomiques très précises (Juanes et al., 2008).

La gestion des zones côtières s'appuie aujourd'hui largement sur ces bioindicateurs. L'évaluation écologique utilise plusieurs indices standardisés, comme l'EEI (Ecological Evaluation Index) qui classe les macrophytes en groupes écologiques distincts (Orfanidis et al., 2011). Les comparaisons entre ces différents indices ont démontré qu'une approche multi-indices peut fournir une information plus complète sur la qualité écologique des écosystèmes (D'Archino et Piazzini, 2021). Cette utilisation des macroalgues comme bioindicateurs s'est révélée particulièrement pertinente pour la surveillance environnementale à long terme et l'évaluation des impacts anthropiques, contribuant ainsi à une meilleure protection et gestion des écosystèmes marins côtiers.

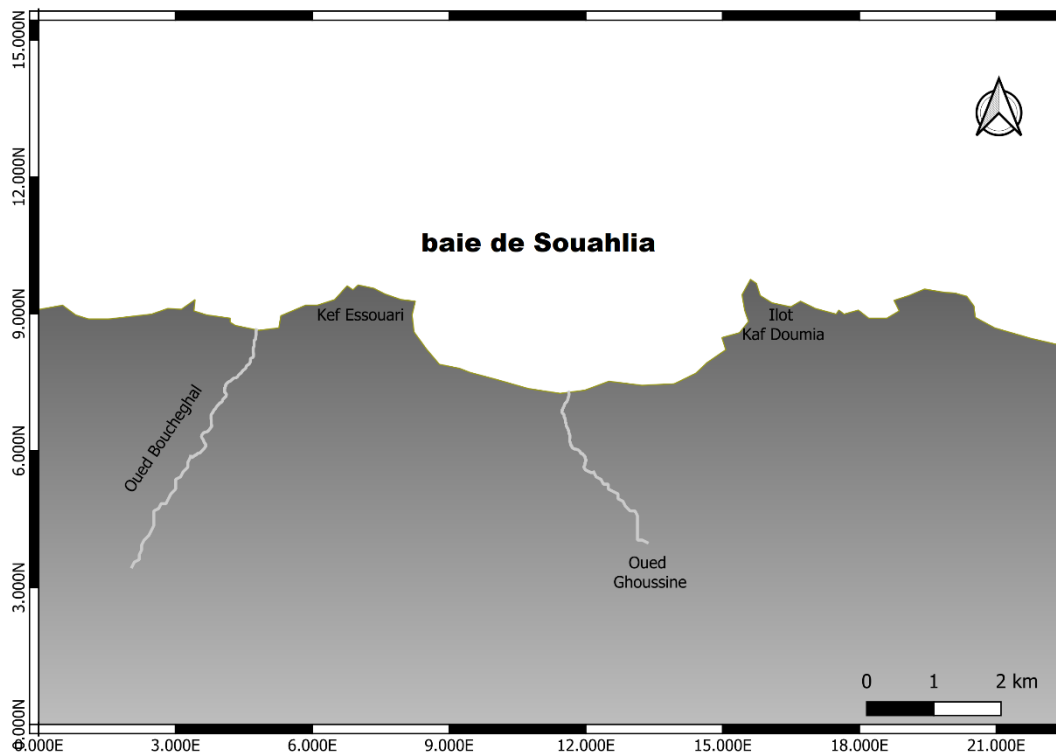
## 5. Caractérisation de la zone côtière Algérienne

### 5.1. La région de Chlef

#### 5.1.1. Présentation géographique

Située dans la partie occidentale du nord de l'Algérie centrale, entre Alger et Oran, la ville de Chlef s'étend sur un territoire côtier remarquable. Son littoral, long d'environ 120 km, est administré par six communes côtières : Beni Haoua, Oued Goussine, Ténès, Sidi Abderrahmane, El Marsa et Dahra. Fait notable, seuls 14% de ce littoral connaissent une urbanisation effective (Bahbah, 2021). La côte chélifienne se distingue par sa topographie accidentée et son plateau continental étroit, caractérisé par des profondeurs dépassant 20 mètres à seulement 1000 mètres du rivage (Bahbah, 2021).

La baie de Souahlia, au sein de la commune d'Oued Ghaussine, occupe une position stratégique, à 30 kilomètres à l'est de Ténès et 6,5 kilomètres en mer à l'ouest du port de Beni Haoua. Ses limites naturelles sont définies par Kef Souari à l'ouest et l'Ilot Kef Doumia à l'est (Laama, 2019) (Figure 6).



**Figure 6 :** localisation géographique de la baie de Souahlia.

**5.1.2. Caractéristiques environnementales**

La région bénéficie d'un climat méditerranéen typique avec des températures oscillantes entre 13,5°C en février et 26°C en août. Le régime pluviométrique, totalisant 423,46 mm annuels, culmine en novembre. L'année se divise entre une période sèche de juin à octobre et une période humide de novembre à mai. L'été se caractérise par une forte insolation, dépassant 300 heures en juillet, favorable à l'activité photosynthétique. Les vents, principalement du sud-ouest, peuvent atteindre des vitesses importantes de 11 m/s durant l'hiver (Laama, 2019).

**5.1.3. Configuration bathymétrique et morphologique**

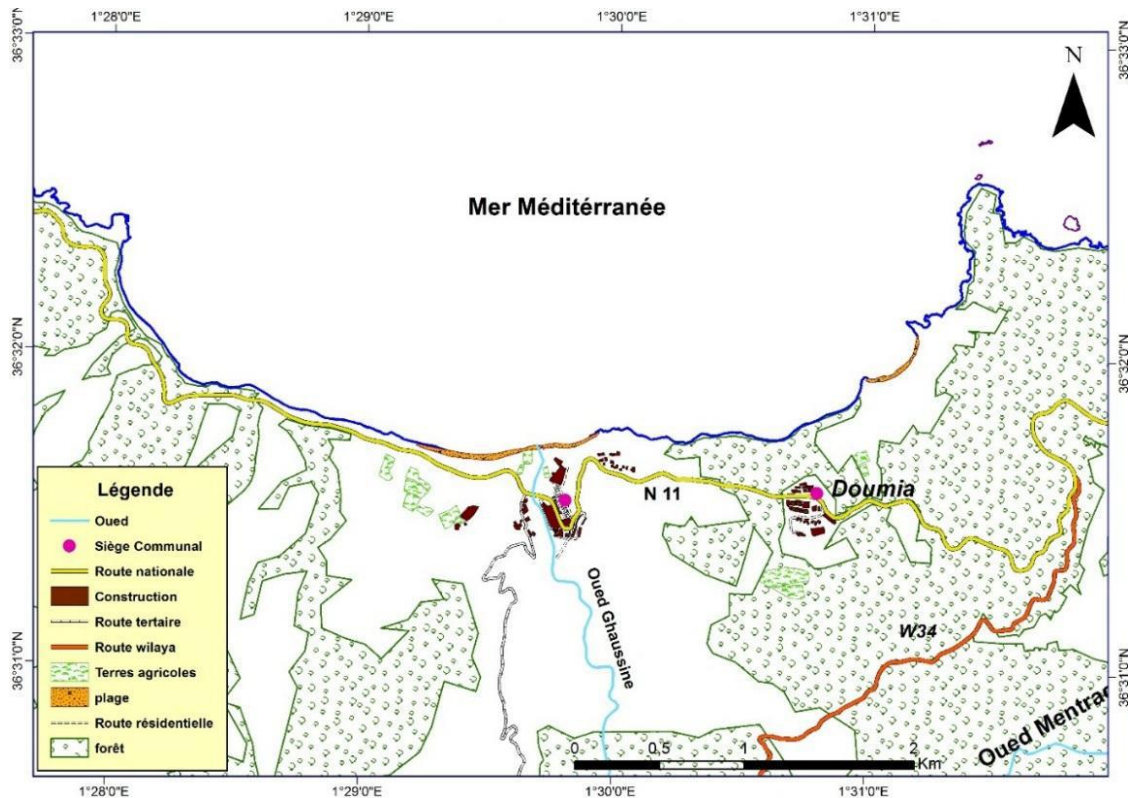
La bathymétrie exceptionnelle de la zone se caractérise par des profondeurs atteignant 1000 mètres à seulement un kilomètre du rivage, avec un talus continental particulièrement réduit pour la côte algérienne. Le paysage se compose essentiellement de montagnes boisées et de hautes falaises, limitant naturellement l'urbanisation et l'activité agricole (Laama, 2019).

**5.1.4. Système hydrographique et développement territorial**

Le territoire compte deux agglomérations semi-rurales principales : Doumia et Oued Ghaussine. L'absence d'industrie et l'accessibilité totale de la baie préservent le caractère naturel du site. L'hydrographie est marquée par l'oued Ghaussine, un cours d'eau temporaire connaissant des crues hivernales (Laama, 2019).

**5.1.5. Activités économiques et développement**

Le potentiel touristique se concentre sur les plages de Boucheghal et Doumia, s'étendant sur 5 kilomètres, mais souffre d'un manque d'infrastructures d'accueil. Bien que la pêche traditionnelle reste modeste avec une production inférieure à 500 tonnes annuelles, le secteur aquacole connaît un essor remarquable depuis 2014. L'installation de la ferme Elmokretar Aqua en 2016, dédiée à l'élevage de daurades, a marqué le début d'une nouvelle ère (Laama, 2019) (Figure 7).



**Figure 7** : Carte d'occupation du sol dans la baie de Souahlia (Open Street Map, 2016 in Laama, 2019).

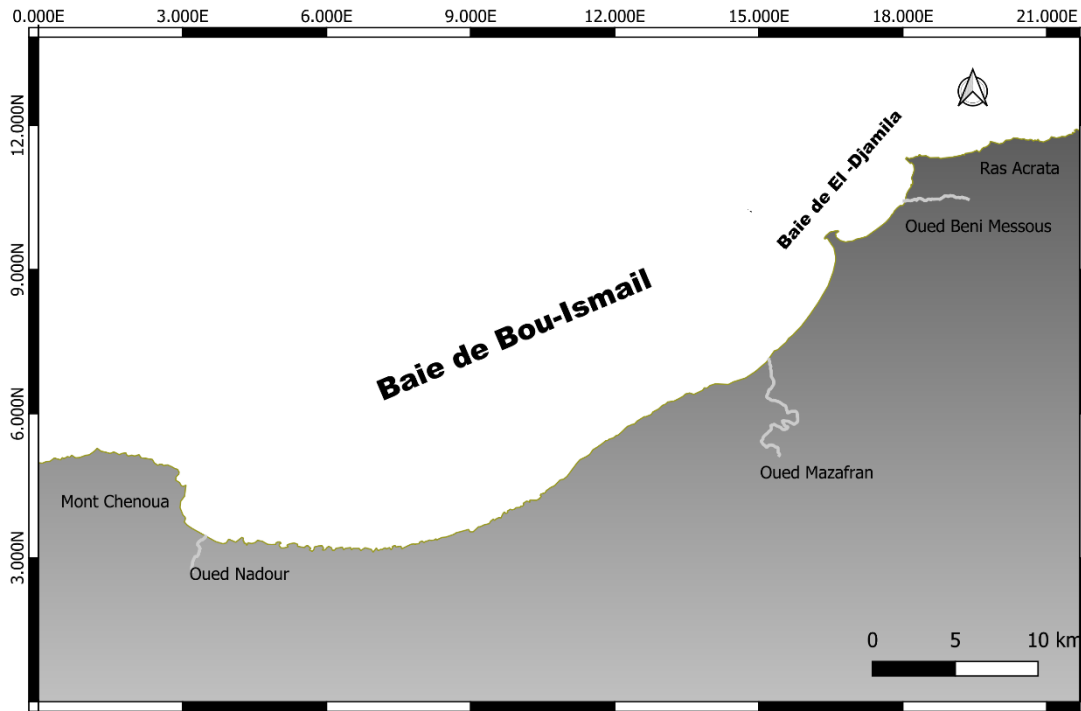
## 5.2. La baie de Bou-Ismaïl

### 5.2.1. Présentation géographique

La baie de Bou-Ismaïl, anciennement Golfe de Castiglione, représente une vaste étendue maritime de 509 km<sup>2</sup> sur la côte algérienne. Elle s'étend de 2°25'E à 2°55'E et couvre une surface de 350 km<sup>2</sup> (Chabane, 2019). Délimitée à l'ouest par le massif du Chenoua et à l'est par le massif de la Bouzaréah, son ouverture s'oriente du sud-ouest au nord-est sur environ 50 km (Dagorne, 1973 in Chabane, 2019).

### 5.2.2. Caractéristiques hydrodynamiques

La baie est influencée par le courant algérien d'origine atlantique, circulant d'ouest en est jusqu'à 200 m de profondeur (Millot, 1985, 1987, 1989 in Chabane, 2019). Ce courant génère des méandres, tourbillons et upwellings à partir de 1-2°E, créant un mélange intense avec les eaux méditerranéennes (Obaton, 1998 in Chabane, 2019). Localement, un contre-courant nord-est/sud-ouest de 0,5-1 m/s se développe, influencé par l'orientation côtière et les vents dominants (Braik, 1989 in Chabane, 2019). Le régime des houles varie saisonnièrement, avec des houles hivernales de secteur ouest à nord et des houles estivales du nord-est (Bakalem, 2008 in Chabane, 2019).



**Figure 8 :** Localisation géographique de la baie de Bou-Ismaïl.

### 5.2.3. Caractéristiques sédimentologiques et bathymétriques

La distribution sédimentaire de la baie révèle une complexité remarquable. Les sables grossiers dominent vers l'embouchure de l'oued Mazafran jusqu'à 25 m de profondeur. Les sables moyens caractérisent la zone entre Khemisti et Tipasa jusqu'à 10-15 m. Une bande de sable fin borde Sidi-Fredj et Palm Beach à faible profondeur et réapparaît entre 15 et 25 m. Les sables fins vaseux s'étendent le long de la côte entre 25 et 40 m de profondeur (LEM, 1998; Al Sid Chikh et al., 2009 *in* Bachari Houma, 2009). L'analyse révèle neuf faciès sédimentaires distincts, avec une distribution asymétrique : les vases pures dominent à l'ouest, formant une importante vasière littorale, tandis que les graviers envasés caractérisent l'est de la baie (LEM, 1998 *in* Bachari Houma, 2009).

Le plateau continental de la baie présente une configuration particulière, avec une largeur variant de 3 km entre Sidi Fredj et Alger à 13 km au Mont Chenoua. La pente générale de 2-3% montre une rupture nette à 100 m de profondeur, perturbée par des pointements rocheux au large du Mazafran et de Bou-Ismaïl (Bachari Houma, 2009). Le littoral est constitué de terrains crétacés schisteux recouverts de marnes miocènes, parfois chevauchés par des calcaires liasiques, tandis que les pointes et caps se composent de terrains métamorphiques (Grovel, 1961 *in* Chabane, 2019).

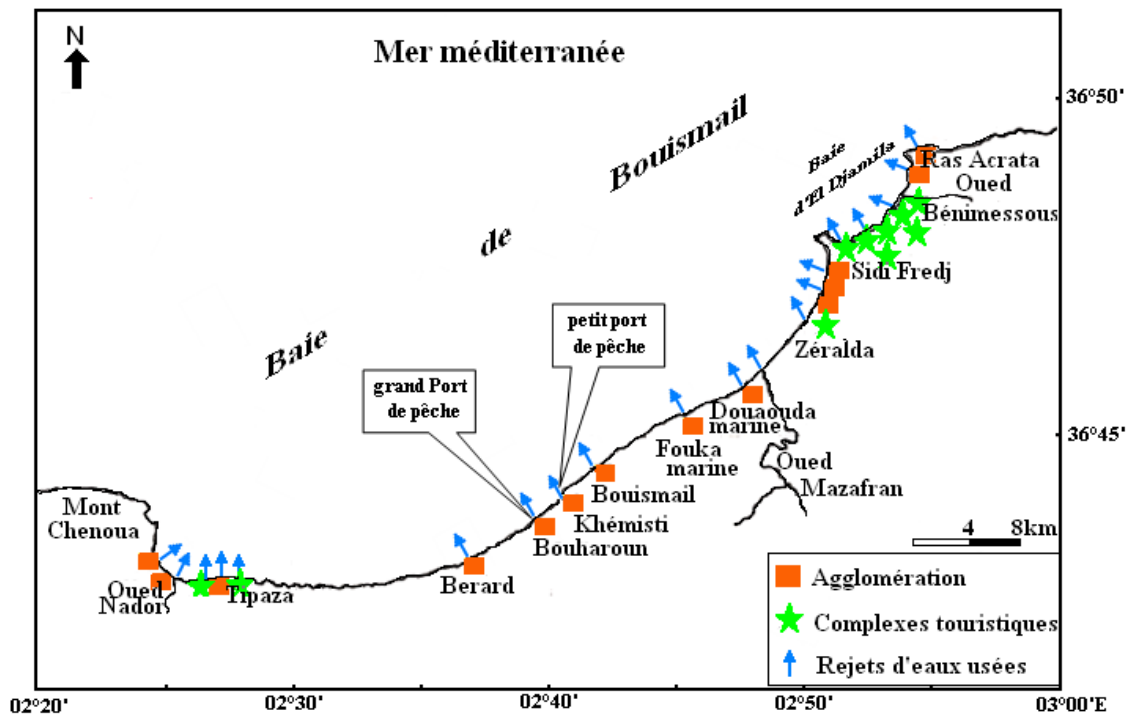
#### 5.2.4. Système Hydrographique

Le réseau hydrographique de la baie est dominé par trois oueds majeurs aux régimes irréguliers. L'oued Mazafran, le plus important avec un bassin versant de 1850 km<sup>2</sup>, se déverse au niveau du secteur Sidi Fredj - Oued Mazafran (Bakalem, 2008 *in* Chabane, 2019). Son débit solide oscille entre 1400 et 1800 t/km<sup>2</sup>, avec un débit liquide atteignant 43,8 millions de m<sup>3</sup>/an. Les apports suivent un régime saisonnier marqué, avec un étiage de juin à début décembre représentant 17,38% du débit annuel, et une période de crue de décembre à avril constituant 82,61% du débit total (Bachari Houma, 2009). L'oued Nador, doté d'un bassin versant de 200 à 300 km<sup>2</sup>, se jette dans la baie du Chenoua avec un débit de 28 millions de m<sup>3</sup>/an. L'oued de Beni-Messous, situé entre El-Djamila et le "club des pins", présente un débit plus modeste de 7,7 millions de m<sup>3</sup>/an (Benzohra, 1993 *in* Bachari Houma, 2009).

#### 5.2.5. Pressions environnementales

La région de Bou-Ismaïl subit diverses pressions anthropiques. La baie reçoit les eaux de la rivière Mazafran, dont le bassin versant couvre environ 1 900 km<sup>2</sup> et est alimenté par plusieurs affluents : les oueds Djer, Bou Roumi et Chiffa. Caractérisée par un régime d'écoulement saisonnier avec des crues intenses en hiver et au printemps, cette rivière transporte des effluents agricoles et industriels, notamment des colorants métalliques à base de Cd et Cr (Benhalima et al., 2022).

Le littoral subit les rejets domestiques des zones urbaines et complexes de loisirs, souvent déversés sans traitement préalable, une pollution qui s'intensifie en été (LEM, 1998 *in* Bachari Houma, 2009). Tipasa, avec ses 145,81 km de côte, illustre cette problématique. Son économie repose principalement sur l'agriculture, le tourisme et la pêche avec cinq ports. Elle accueille des usines d'amendements et d'engrais, des stations de dessalement (Aroua et al., 2023), tandis que l'activité industrielle se limite à quelques carrières d'exploitation d'agrégats (ANRH, 2001 *in* Bahbah, 2021).



**Figure 9 :** Distribution des rejets d'eaux usées et zones urbaines dans la baie de Bou-Ismaïl (Bakalem, 2008 *in* Khatib, 2017).

### 5.3. La baie d'El Djamila

#### 5.3.1. Présentation géographique

La baie d'El Djamila, située à environ 30 kilomètres à l'ouest d'Alger, constitue le quart oriental de la vaste baie de Bou-Ismaïl (Bachari Houma, 2009 ; Chabane, 2019). Cette baie relativement fermée se caractérise par ses limites naturelles distinctes : la presqu'île de Sidi Fredj à l'ouest et le Ras Acrata à l'est. Son rivage, orienté sud-ouest - nord-est, est précisément localisé par les coordonnées Lambert du port de Sidi Fredj ( $2^{\circ}50'54.744''$  Est et  $36^{\circ}45'43.092''$  Nord) et du Ras Acrata ( $2^{\circ}53'42.792''$  Est et  $36^{\circ}48'5.796''$  Nord) (Bachari Houma, 2009).

#### 5.3.2. Caractéristiques hydrodynamiques

La dynamique atmosphérique de la région présente une saisonnalité marquée, comme le révèle l'analyse des régimes des vents effectuée par l'ONM de Dar El Beida sur une période de 44 ans (1960-2004). Les observations de l'US naval weather service command (SSMO) distinguent deux périodes caractéristiques. Durant la période hivernale, d'octobre à mars, les vents dominants proviennent des secteurs ouest et nord-ouest, avec des fréquences remarquablement élevées : 60 à 88% pour le secteur ouest et 90 à 99% pour le secteur nord-ouest. En revanche, la période estivale, d'avril à septembre, voit prédominer les vents des

secteurs est et nord-est, avec des fréquences de 45 à 75% pour le secteur nord-est (LEM, 1998 *in* Bachari Houma, 2009 ; Ait Kaci et Hamdi *in* Chabane, 2019).

Le régime des houles reflète cette dichotomie saisonnière. En hiver, les houles les plus importantes proviennent de l'ouest, atteignant des amplitudes courantes de 2 à 2,5 mètres, avec des maximas pouvant s'élever jusqu'à 4 à 6 mètres. La période estivale se caractérise par des houles d'origine est et nord-est, généralement plus modérées avec des amplitudes de 0,5 à 1 mètre. Les houles du secteur nord maintiennent une présence relativement constante tout au long de l'année (LEM, 1998 *in* Bachari Houma, 2009).

### **5.3.3. Caractéristiques sédimentologiques et bathymétriques**

La dynamique sédimentaire de la baie résulte d'interactions complexes entre processus hydrodynamiques et solides (Broman et al., 1988 *in* Bachari Houma, 2009). Les sédiments présentent une dominance de sable grossier, particulièrement marquée aux abords du port d'El Djamilia, où ils sont remarquablement bien classés (Al Sid Chikh et al., 2009 *in* Bachari Houma, 2009). À l'est du port, l'intensité des houles occidentales provoque un dynamisme important, contribuant au démantèlement de la falaise du Ras Acrata et du platier rocheux. Les houles du secteur ouest-nord-ouest, d'incidence frontale, génèrent un courant de retour qui disperse les sédiments vers le large, les plus fins se déposant dans les zones profondes. Ce même phénomène cause l'érosion de la côte occidentale et facilite le transport des apports de l'oued Mazafran (Houma et al., 2006 ; Al Sid Chikh et al., 2009 ; Millot, 1985 *in* Bachari Houma, 2009).

La configuration bathymétrique de la baie présente des caractéristiques distinctives. Au centre, les isobathes suivent un tracé pratiquement parallèle à la côte, avec une pente douce. Les zones de Ras Acrata et Sidi Fredj se distinguent par un resserrement des isobathes, traduisant un relief plus accidenté et rocheux. Plus à l'ouest, dans le secteur de Moretti, une vaste zone entre les isobathes 5 et 15 mètres se caractérise par une pente particulièrement douce et régulière (Bachari Houma, 2009). Cette topographie sous-marine influence significativement les processus hydrodynamiques et sédimentaires de la baie.

### **5.3.4. Système hydrographique**

Le système hydrographique de la baie est principalement alimenté par deux cours d'eau prenant leur source dans le massif de Bouzareah. L'oued Beni Messous, le plus significatif des deux, s'étend sur 11,5 kilomètres avec un débit de 0,245 m<sup>3</sup>/s. Son bassin versant, couvrant environ 33 km<sup>2</sup>, collecte les eaux d'un vaste territoire et véhicule les eaux usées de plusieurs communes importantes : Bouzareah, Hammamet, Daly Brahim, Ain Benian et Chéraga. Son

embouchure se situe à environ deux kilomètres à l'ouest du port d'El Djamila. L'oued Boukara, bien que présent, exerce une influence plus limitée sur la zone (Alliouane *in* Chabane, 2019).

#### 5.4. La baie d'Alger

##### 5.4.1. Présentation géographique

La baie d'Alger constitue un élément remarquable de la côte algérienne centrale, "limitée par la mer Méditerranée au Nord, à l'Est par la ville de Boumerdes et à l'Ouest par la ville de Tipasa" (Seridi, 2007). Cette formation semi-circulaire, d'une superficie d'environ 180 km<sup>2</sup>, s'étend dans la plaine de la Mitidja entre la Pointe Pescade (Rais Hamidou) à l'ouest et le cap Matifou (Bordj El-Bahri) à l'est. Ses coordonnées géographiques se situent entre 03°.14'.50 et 03°.00'.40 de longitude Est, et entre 36°.49'.35 et 36°.49'.50 de latitude nord (Bachari Houma, 2009 ; Chabane, 2019).

Le plateau continental de la baie présente une configuration particulière, caractérisée par son étroitesse. L'isobathe 50 m se trouve à 4,1 km de la côte, tandis que l'isobathe 100 m est située à 7,6 km, ne dépassant jamais l'isobathe 120 m (Bachari Houma, 2009 ; Chabane, 2019 ; Athmani, 2022). Le littoral d'Alger présente une alternance de falaises et de plages sableuses (Bahbah, 2021).

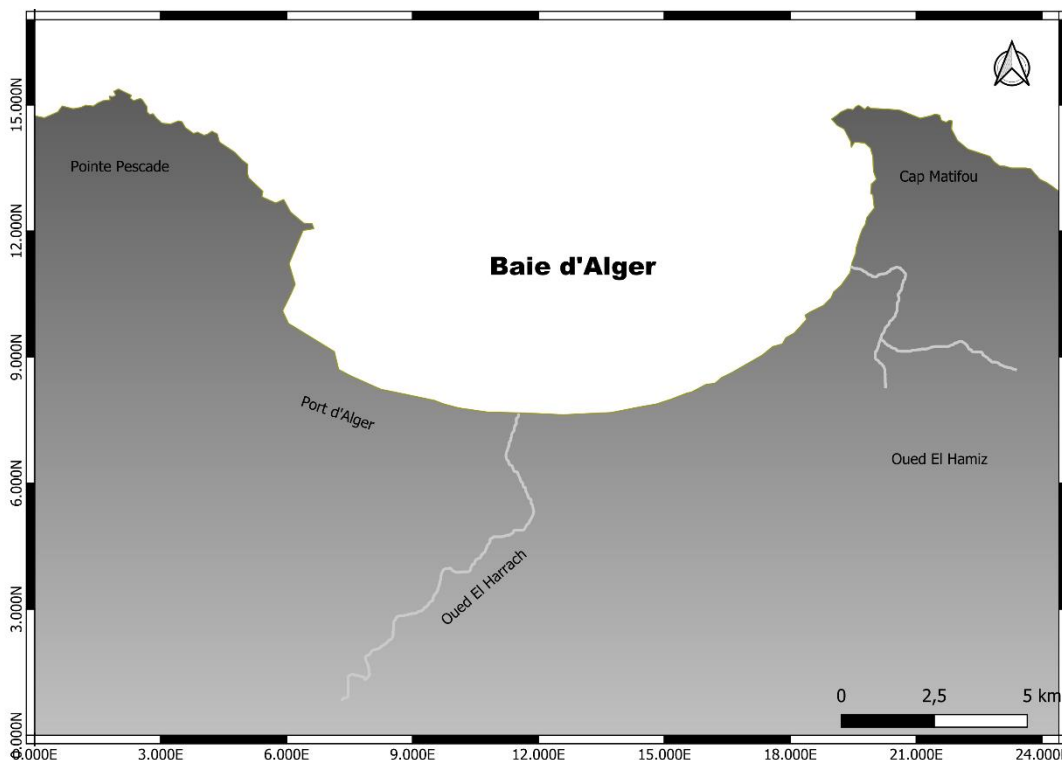


Figure 10 : Localisation géographique de la baie d'Alger.

### 5.4.2. Caractéristiques hydrodynamiques

La région est soumise à un régime de "faible amplitude des marées environ 30 cm" (Semroud, 1993). Les mouvements de houle suivent deux patterns principaux selon Leclaire (1972) : "Une houle d'hiver à l'Est de l'embouchure du Hamiz" et "Une houle d'été atteignant le Cap Matifou sur le versant Est", avec "Le secteur de Tamentfoust - Bordj El Kiffan est à l'abri" (Semroud, 1993).

En période hivernale, les houles proviennent du W-NW (300°), tandis qu'en été, elles arrivent du N-NE (20°-40°) (Benzohra, 1993 ; Belkessa et al., 2008 ; LEM, 1998 *in* Bachari Houma, 2009 ; Athmani, 2022). Ces mouvements jouent un rôle essentiel dans la dynamique des sédiments fins provenant des oueds El Harrach et Hamiz, ainsi que dans la dispersion des polluants urbains (Caulet, 1972 ; Bakalem, 2004 *in* Athmani, 2022). Un phénomène particulier caractérise la baie : le courant atlantique y génère une dérive littorale tournant dans le sens horaire, avec une vitesse moyenne en surface de 0,3 km/h (LEM, 1998 *in* Bachari Houma, 2009 et Chabane, 2019). Cette circulation atteint son maximum en décembre et son minimum en juillet-août, influencée par les vents d'Est dominants (Gaumer, 1981 *in* Bachari Houma, 2009 et Chabane, 2019). Ce mouvement peut affecter l'ensemble de la colonne d'eau et provoquer des upwellings au centre de la baie, contribuant ainsi au renouvellement des masses d'eau (Boulahdid et al., 2003 *in* Athmani, 2022).

### 5.4.3. Caractéristiques sédimentologiques

Les fonds marins de la baie sont caractérisés comme étant "sableuse par les petits fonds jusqu'à 20 m" et "sablo-vaseux et à vase pure" plus en profondeur (Le Danois, 1925; Leclaire, 1972; Bakalem, 1979; Maouche, 1987). La baie présente trois types de faciès sédimentaires distincts (Bachari Houma, 2009) :

#### Les faciès sableux

S'étendant le long du littoral jusqu'à 35 m de profondeur, ils comprennent :

- Des sables fins d'origine terrigène dans les petits fonds
- Une bande étroite de sables moyens longeant la côte rocheuse occidentale
- Des sables grossiers prédominants dans le secteur est, se mélangeant aux faciès pélagiques du cap Matifou vers l'embouchure de l'oued El Hamiz (Belkessa, 1999 ; Maouche, 1987 *in* Bachari Houma, 2009)

## Les faciès carbonatés

Localisés principalement sur les bordures rocheuses et les hauts-fonds de la baie, ils représentent :

- 30 à 35% des sédiments jusqu'à 35-50 m de profondeur dans la bordure ouest
- Plus de 35% des sédiments au large du cap Matifou dans la bordure est
- Plus de 50% des sédiments au niveau du haut-fond du Matifou (Bachari Houma, 2009)

## Les faciès pélitiques

Dominant la partie centrale et septentrionale de la baie, ils se caractérisent par :

- Un envasement central (75 à 95% de fraction pélitique)
- Une distribution progressive depuis les faibles profondeurs (10% à 10 m) jusqu'aux zones plus profondes (75-95% à partir de 30 m)
- Des faciès vaso-sableux à vaseux représentant 70% des dépôts superficiels (Bachari et al., 2004 ; LEM, 1998 *in* Bachari Houma, 2009)

### 5.4.4. Pressions environnementales

La baie d'Alger, comme l'ensemble de la Méditerranée, subit une forte pression environnementale, classée par le PNUE parmi les zones les plus affectées (Boudouresque, 1996 *in* Athmani, 2022). La ville d'Alger, étant "la ville la plus industrialisée" (Bachouche et al., 2017), compte "quatre principales zones industrielles, telles que celles d'Oued Samar et Baba Ali" (Aroua et al., 2023).

Environ 45% de la population algérienne se concentre dans les wilayas littorales (Chabane, 2019). En 1998, la population littorale atteignait 12 564 151 habitants, soit une augmentation de près de 2 millions d'habitants depuis 1987, une tendance qui s'est maintenue jusqu'au milieu des années 2000 (Chabane, 2019).

La pollution provient principalement des apports anthropiques côtiers des pays en voie d'industrialisation (Salomon, 2003 ; Houma et al., 2005 ; Lambert et al., 1981 *in* Athmani, 2022). La rivière El Harrach, qui s'étend sur "1 250 km<sup>2</sup> dans le bassin versant côtier d'Alger", est fortement polluée car elle "reçoit de nombreux effluents industriels et urbains non traités" contenant des "métaux lourds (Hg, Cu, Pb, Cr, Cd)" (Benhalima et al., 2022).

Les principales zones critiques de pollution comprennent :

- Hussein Dey : Influence combinée des rejets urbains et des activités portuaires
- El Harrach : Bassin versant de 970 km<sup>2</sup> générant des effluents urbains, industriels et agricoles
- Bordj El Kiffan : Zone de développement industriel et urbain
- El Hamiz : Bassin versant de 160 km<sup>2</sup> avec une activité industrielle modérée.

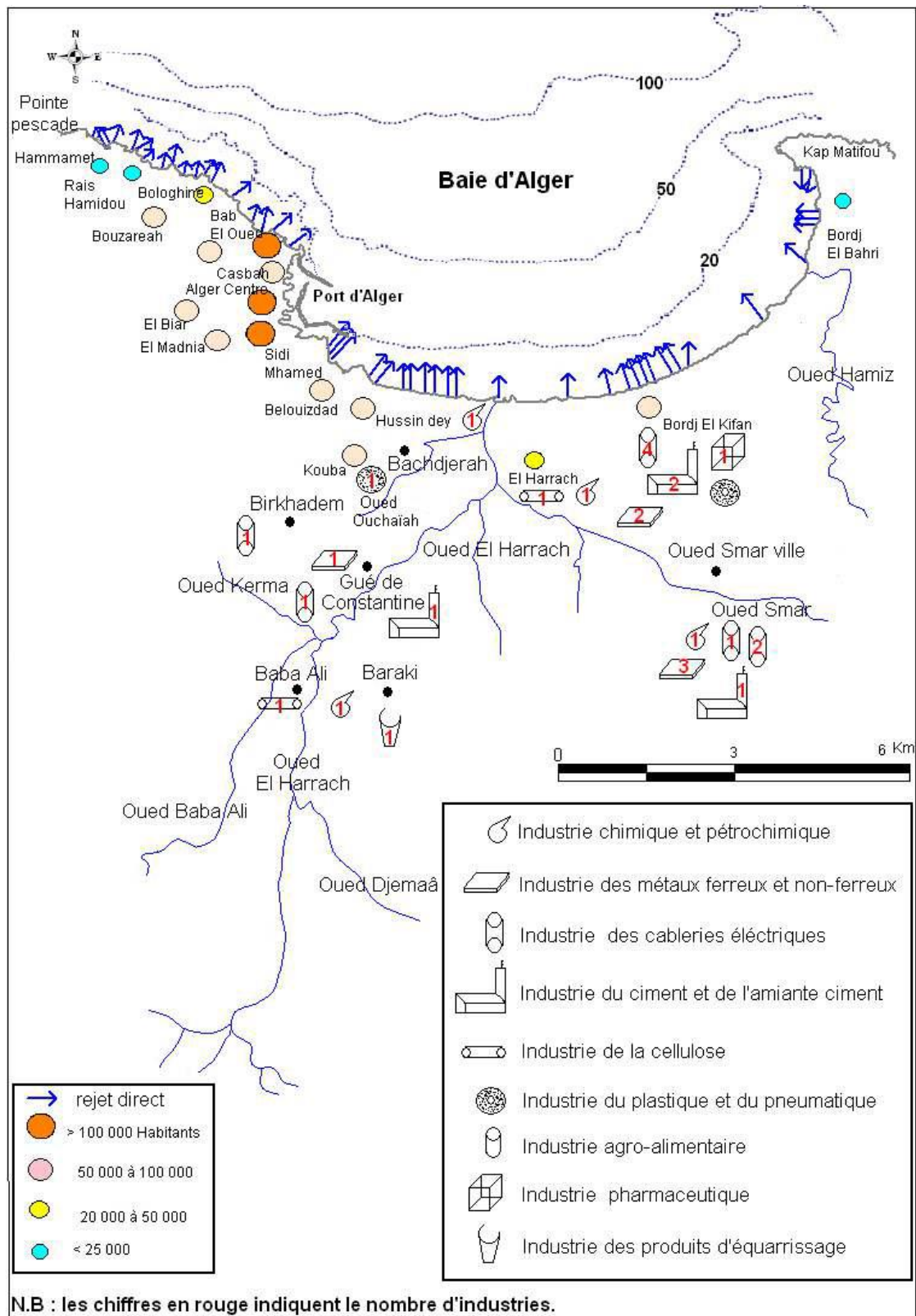


Figure 11 : Cartographie des rejets d'eaux usées et des sites industriels majeurs dans le bassin versant de l'Oued El Harrach (Bakalem, 2008 in Khatib, 2017).

## 5.5. La baie de Zemmouri

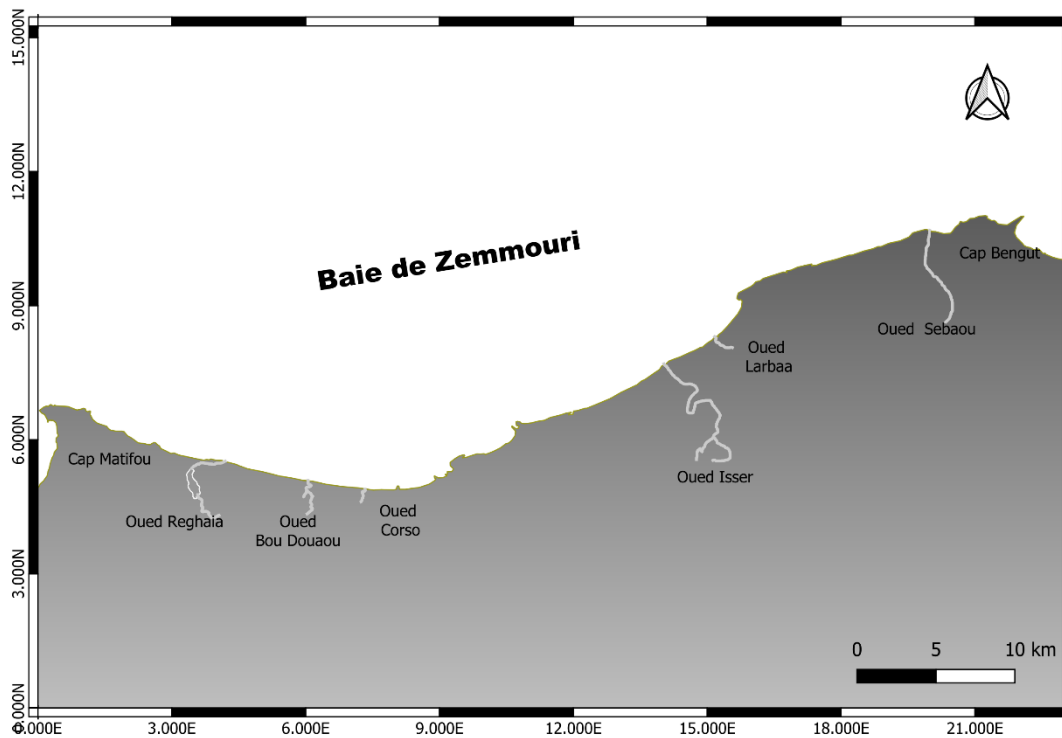
### 5.5.1. Présentation géographique

La baie de Zemmouri est une baie extrêmement ouverte, limitée à l'Ouest par cap Matifou (longitude 3°13'E, latitude 36° 49' 15"N) et à l'Est par cap Bengut (longitude 3°52'E, latitude 36° 55' N). Le littoral s'étend sur environ 60 km et est ouvert Nord, Nord-Ouest (Khatib, 2017).

La région correspond à la wilaya de Boumerdès dont la population a été estimée à 786 602 habitants en 2008 (Grimes et al., 2009).

La baie compte deux ports principaux (Grimes et al., 2009) :

- Le port de Dellys : port polyvalent de pêche et de plaisance
- Le port de Zemmouri El Bahri : port de pêche.



**Figure 12 :** Localisation géographique de la baie de Zemmouri.

### 5.5.2. Caractéristiques sédimentologiques

Le plateau continental présente les caractéristiques suivantes (PAC, 2004) :

- Largeur moyenne : environ 5 km
- Largeur maximale : environ 7 km (face à l'Oued Isser)
- Pente générale assez forte et monotone (1°)

Faciès sédimentaires sont identifiés (PAC, 2004) :

- Faciès sableux : limité aux petits fonds côtiers (20-30m)
- Faciès de transition : sables vaseux et vases sableuses
- Faciès vaseux : boues argilo-siliceuses
- Faciès des sables et graviers grossiers : localisé sur les petits fonds en face de Ain Taya
- Faciès rocheux : développé du Cap Matifou à l'Ile Agueli.

### 5.5.3. Caractéristiques hydrographiques

Le réseau hydrographique est dense, avec plusieurs oueds importants :

- Oued Isser : Prend sa source dans les monts du Titteri ; Apports liquides : 750 millions de m<sup>3</sup> ; Apports solides : 4,8.10<sup>6</sup> t/an (PAC, 2004)
- Oued Sebaou : Second oued en importance ; Apports liquides : 420 millions de m<sup>3</sup> ; Apports solides : 1,2 10<sup>6</sup> t/an (PAC, 2004)
- Oued Réghaïa : Long de 5 500 m, large de 10 m avec une profondeur de 17 m. Son bassin versant couvre 75 km<sup>2</sup> dont 25 km<sup>2</sup> sont constitués d'un territoire monticuleux, le reste étant une plaine inclinée vers la mer (Grimes et al., 2009).

### 5.5.4. Pressions environnementales

La production moyenne d'eaux usées est estimée à environ 140 litres par jour et par habitant (PAM/PNUE/OMS, 2011).

Une station d'épuration est présente à Boumerdès avec :

- Capacité : 75 000 habitants équivalents
- Volume traité : 15 000 m<sup>3</sup>/jour (Taibi et al., 2011)

Les principales zones critiques de pollution comprennent :

1. La centrale thermique de Cap Djinet qui provoque :
  - Une pollution thermique
  - Une augmentation de la teneur en chlore (PAC, 2004)
2. La zone industrielle Rouiba-Réghaïa :
  - Superficie : 850 hectares

- Déverse ses rejets d'eaux usées industrielles dans la baie (PAC, 2004).

Les rejets d'eaux usées vers la mer se font le plus souvent directement à travers les oueds, sans traitement préalable (Khatib, 2017).

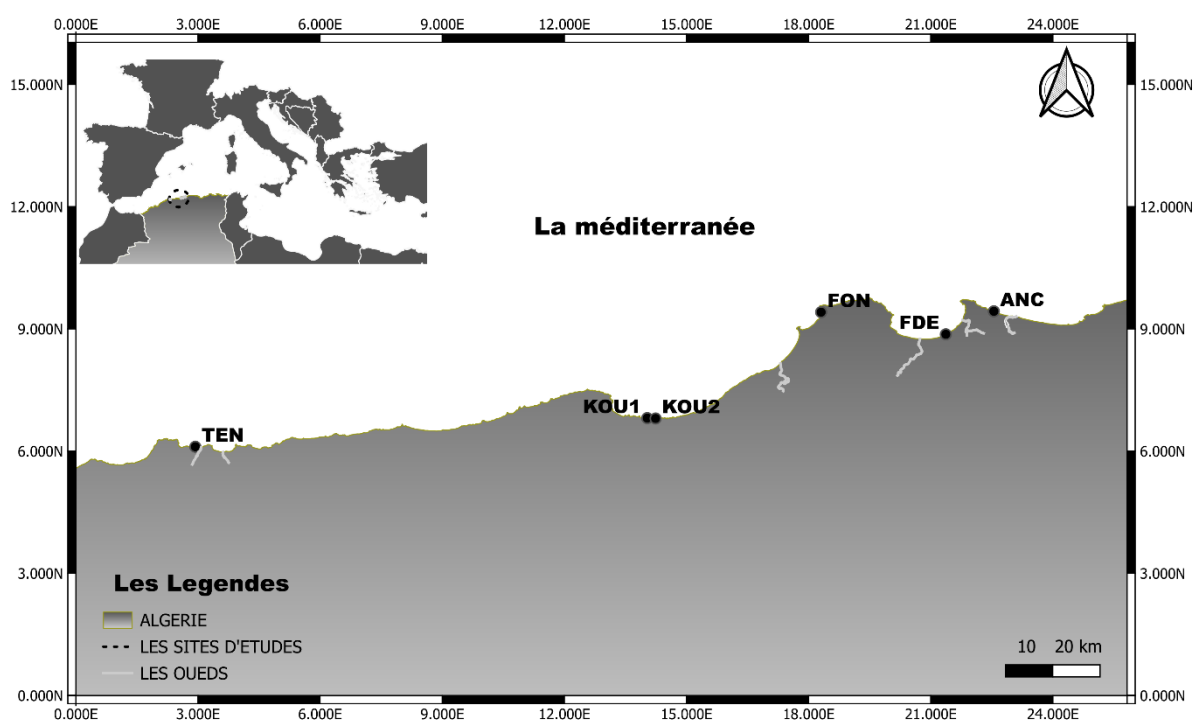
# **Chapitre II.**

## **Matériel et méthodes**

## II. Matériel et méthodes

### 1. Présentation des sites d'étude

La présente étude a été menée sur le littoral centre-algérien (sud-ouest du bassin méditerranéen). L'approche méthodologique s'est articulée en deux volets distincts. Le premier volet, axé sur l'analyse phytosociologique, a concerné cinq sites d'échantillonnage : Kouali1, Kouali2, Fontaine, Fort de l'Eau et Ain Chorb. Le second volet a intégré ces mêmes stations, auxquelles a été adjointe le site de Ténès (wilaya de Chlef), sélectionnée comme station de référence (Figure 13).



**Figure 13 :** la situation géographique des sites d'étude.

#### La zone de Kouali

Les Anses de Kouali, situées dans la wilaya de Tipasa, comprennent deux sites distincts : Kouali1 (KOU1), à environ 70 km à l'ouest d'Alger ( $36^{\circ}35'34.746''N$  $2^{\circ}29'28.662''E$ ), et Kouali2 (KOU2), à 3,6 km à l'est de Tipasa ( $36^{\circ}35'32.111''N$  $2^{\circ}30'39.409''E$ ), à proximité d'une ferme conchylicole dans la partie occidentale de la baie de Bou-Ismaïl. La zone de Kouali a été classée réserve naturelle protégée sous juridiction de la wilaya en 2017, conformément à l'Arrêté N° 1023 du 20 juillet 2016 (UNEP/MAP-SPA/RAC, 2021). Le site se caractérise par des écosystèmes marins et terrestres fragiles, notamment des plateformes à vermet, formations

biologiques uniques associant l'algue calcaire *Neogoniolithon brassica-florida* et le gastéropode *Dendropoma lebeche* (Blanc & Molnier, 1955 ; Laborel, 1987). Cette classification vise à protéger la biodiversité locale et s'inscrit dans les efforts de conservation des zones côtières et marines importantes en Algérie.

### Fontaine

Le site de Fontaine (FON), situé dans la commune d'Aïn Bénian à 15 km à l'ouest d'Alger (36°47'32.201"N2°53'58.099"E), est abrité des vents et bénéficie de conditions calmes. Aïn Bénian présente une zone d'activité économique et touristique visant à assurer son internationalisation. La pression exercée par les infrastructures y est très forte, en particulier en raison des aménagements touristiques et portuaires (Silhadi et al, 2020), contribuant ainsi à des impacts environnementaux importants, notamment en ce qui concerne la pollution d'origine domestique et portuaire.

### Fort de l'eau

Le site de Fort de l'eau (FDE), situé à Bordj El Kiffan, à 19 km à l'est d'Alger (36°45'2.203"N3°11'31.909"E), se trouve sur un platier rocheux soumis à un hydrodynamisme de type battu, avec des vents dominants. Ce site est fortement influencé par la pollution d'origine domestique ainsi que par les rejets de l'Oued El Harrach et de l'Oued El Hamiz (Abada-Boudjema, 1983). Il est également caractérisé par la présence d'une moulière naturelle. Les Corallinacées (Rhodophyceae) et l'espèce *Grateloupia doryphora* (Rhodophyceae) y sont abondantes, et la plage est tapissée de nombreuses coquilles du genre *Cardium* (Seridi, 2007).

### Ain Chorb

Le site de Ain Chorb (ANC), situé à Ain Taya, à 30 km à l'est d'Alger (36°47'37.802"N3°18'17.722"E) se trouve en dehors de la baie d'Alger. Caractérisé par un mode calme à semi-battu, il est abrité des vents du large par le Cap Matifou. Malgré cette protection, le site est soumis à des renouvellements et à une agitation des eaux, entraînant une sursaturation en oxygène. Bien que des habitations soient présentes à proximité, la station demeure peu polluée. L'environnement favorable permet le développement d'une biocénose algale photophile (Seridi, 2007), contribuant à la richesse écologique de ce site marin.

### Le site de référence (Ténès)

Le site de Ténès (TEN) est situé dans la baie de Souahlia (36°32'20.386"N1°25'50.17"E), au sein de la commune côtière d'Oued Ghaussine, dans la daïra

de Béni Haoua, wilaya de Chlef. Ce site se trouve à environ 180 km à l'ouest d'Alger et à 75 km au nord-est de la ville de Chlef, via la ville de Ténès. La baie de Souahlia, située à environ 30 km à l'est de Ténès et à 6,5 km en mer à l'ouest du port de Béni Haoua, est délimitée à l'est par l'îlot Kef Doumia et à l'ouest par Kef Souari. La région se distingue par la bonne qualité bactériologique de ses eaux, marquée par l'absence d'*Escherichia coli* et de streptocoques fécaux (Laama et Bachari 2018).

### 2. Stratégie d'échantillonnage

#### 2.1. Prélèvements phytosociologiques

Les échantillons de macroalgues benthiques ont été collectés entre avril et septembre, sur la période 2018-2021, dans les sites d'étude à des profondeurs comprises entre 0,1 et 1 mètre. La méthode suivie s'appuie sur les travaux de Boudouresque (1970, 1971) et de Pérès et Picard (1964) pour l'étude des milieux marins. Conformément à cette approche, les prélèvements ont été réalisés sur des substrats rocheux immergés, en évitant délibérément les irrégularités topographiques telles que les fissures et les cuvettes.

Les relevés ont été réalisés par grattage intégral de la roche et du peuplement à l'aide d'un marteau et d'un burin, sur une surface de 900 cm<sup>2</sup> (30 cm x 30 cm), en utilisant un cadre métallique pour délimiter la zone. Cette surface excède l'aire minimale spécifique de 100 à 250 cm<sup>2</sup> définie par Verlaque (1976), ce qui permet une analyse structurale fiable des peuplements photophiles (Coppejans, 1977 ; Ballesteros, 1984). Les échantillons ont été placés dans des sacs plastiques avec une petite quantité d'eau de mer, puis transportés au laboratoire où ils ont été conservés dans de l'eau de mer formolée à 5%. L'identification taxonomique des macroalgues a été réalisée en s'appuyant sur les travaux de Seridi (1990) et de Cormaci et al. (2012, 2014, 2017, 2020, 2021, 2023). La nomenclature a été validée et actualisée grâce à la base de données internationale Algaebase (Guiry & Guiry, 2023)

#### 2.2. Exploitation des relevés phytosociologiques

L'exploitation des relevés phytosociologiques se déroule en laboratoire. Le processus commence par un tri à l'œil nu des espèces présentes dans l'échantillon. Ensuite, on procède à une détermination à l'aide d'une loupe binoculaire ou d'un microscope optique. Cette identification s'appuie sur l'aspect morphologique, la structure et la cytologie des spécimens. Le but est d'établir une liste floristique complète. Les macrophytes étudiées appartiennent à trois groupes principaux : les Chlorophytes (algues vertes, représentées par les Ulvophyceae), les Rhodophytes (algues rouges, représentées par les Florideophyceae) et les

Heterokontophytes (algues brunes, représentées par les Phaeophyceae). Cette méthode permet d'analyser la diversité des espèces d'algues macroscopiques dans l'écosystème étudié.

### 2.2.1. Les paramètres analytiques

Pour exploiter les résultats d'une étude phytosociologique, on utilise plusieurs paramètres analytiques, suivant la méthode établie par Boudouresque (1970, 1971) et Boudouresque et Cinelli (1976). Parmi ces paramètres, les plus importants sont :

#### 2.2.1.1. Le coefficient T

Le coefficient T correspond au nombre total d'espèces observées dans un relevé.

#### 2.2.1.2. Le coefficient Q

Le coefficient Q représente le nombre absolu d'espèces d'un groupe systématique particulier dans un relevé (comme un groupe écologique ou une unité systématique). Par exemple, si un relevé comporte trois espèces de Phaeophyceae, le coefficient  $Q_p$  est de 3.  $Q_r$  indique le nombre d'espèces de Rhodophyceae, et  $Q_u$  celui des Ulvophyceae, etc. Le coefficient Q total d'un relevé est la somme des Q des différents groupes, soit :

$$\sum Q_i = Q_p + Q_r + Q_u = T$$

#### 2.2.1.3. Le recouvrement (Ri)

Le recouvrement ( $R_i$ ) est défini par Boudouresque (1971) comme le pourcentage de la surface du substrat couvert en projection par une espèce (i). ( $R_i$ ) est l'un des coefficients principaux attribués à chaque espèce. L'évaluation de ce recouvrement repose uniquement sur l'observation, sans base théorique. L'abondance d'un taxon est ainsi estimée par son recouvrement ( $R_i$ ) :

$$R_t = \sum R_i$$

Comme la végétation se répartit sur plusieurs strates, le recouvrement total dépasse souvent 100% (Boudouresque, 1971).

### 2.2.2. Les paramètres synthétiques

Les paramètres synthétiques appliqués aux espèces ou groupes d'espèces dans un ensemble de relevés incluent la dominance des groupes systématiques. L'évaluation de l'importance des grands groupes systématiques (Florideophyceae, Phaeophyceae, Ulvophyceae), des ordres, ainsi que la dominance des différents groupes biogéographiques et

écologiques, est réalisée à travers l'analyse des dominances qualitatives et quantitatives. Ces dominances permettent d'appréhender la structuration et la répartition des communautés en fonction de leur environnement, reflétant ainsi les variations dans les conditions climatiques et écologiques.

### 2.2.2.1. Recouvrement moyen global (RMG)

Le recouvrement moyen global (RMG) d'une espèce  $i$  dans un ensemble de relevés  $P$  est défini comme le rapport entre la somme des recouvrements individuels ( $R_i$ ) de cette espèce et le nombre total de relevés effectués dans une station donnée. Comme plusieurs espèces peuvent occuper différentes couches ou strates de végétation, la somme des RMG peut parfois dépasser 100%. La formule est la suivante :

$$RMG = (\sum_{i=1}^P R_i) / P \times 100$$

Où,  $R_i$  est le recouvrement de l'espèce

$P$  est le nombre total de relevés.

### 2.2.2.2. Dominance qualitative

La dominance qualitative ( $DQ_i$ ) d'un groupe d'espèces correspond au rapport entre le nombre d'espèces appartenant à ce groupe ( $Q_i$ ) et le nombre total d'espèces ( $T$ ) observées dans un relevé, multiplié par 100.

Exemple pour les Rhodophyceae

$$DQR = (QR / T) \times 100$$

Où  $QR$  est le nombre d'espèces de Rhodophyceae et  $T$  le nombre total d'espèces.

Dans un relevé,  $\sum DQ_i = 100\%$ .

### 2.2.2.3. Dominance quantitative

La dominance quantitative ( $DR_i$ ) évalue l'importance d'un groupe d'espèces en fonction de son recouvrement relatif. Elle est calculée en divisant le recouvrement d'un groupe d'espèces par le recouvrement global, puis en multipliant par 100. Ce paramètre est largement utilisé en écologie pour comparer l'abondance relative des groupes au sein d'une communauté.

La formule est :

$$DR_{groupe} = (\sum R_i \text{ du groupe} / R_t) \times 100$$

Où  $R_i$  est le recouvrement individuel des espèces du groupe

$R_t$  est le recouvrement total dans le relevé.

Dans un relevé,  $\Sigma DR_{\text{groupe}} = 100\%$ .

#### 2.2.2.4. Rapport R/P

Le rapport R/P, introduit par Feldman (1938), permet de comparer l'effectif des Rhodophyceae (QR) à celui des Phaeophyceae (QP) dans un relevé donné. Ce ratio est utilisé pour caractériser les variations biogéographiques de la flore d'une région, reflétant souvent un gradient thermique. Il augmente progressivement des mers froides d'Europe du Nord aux zones tropicales de l'Atlantique et est généralement considéré comme un indicateur du caractère « chaud » ou « froid » de la flore benthique.

$$R/P = QR / QP$$

Où, QR représente l'effectif des Rhodophyceae

QP est celui des Phaeophyceae.

### 2.2.3. Etudes de la biodiversité des macroalgues dans les sites d'étude

#### 2.2.3.1. Indices de diversité

La diversité présente un indicateur important de la santé d'un écosystème. Les indices de diversité prennent en compte à la fois la richesse spécifique (nombre d'espèces) et l'équitabilité (répartition des individus entre les espèces). Les principaux indices de diversité sont :

##### 2.2.3.1.1. Indice de Shannon-Wiener ( $H'$ )

L'indice de Shannon-Wiener est l'un des indices de diversité les plus couramment utilisés en écologie pour évaluer la structure des communautés (Gray et al., 1992). Il se calcule selon la formule suivante (Shannon, 1948) :

$$H' = -\sum [p_i \times \log_2 p_i]$$

Où,  $P_i$  (recouvrement relative de l'espèce  $i$ ) =  $R_i/R_t$ .

$R_i$  : recouvrement de l'espèce  $i$ .

$R_t$  : recouvrement total.

Cet indice prend en compte à la fois le nombre d'espèces et leur abondance relative. Sa valeur varie de 0, lorsqu'une seule espèce domine largement la communauté, à  $\log S$ , lorsque toutes les espèces ont la même abondance. Ainsi, une communauté dominée par une seule espèce aura un indice plus faible qu'une communauté où toutes les espèces sont codominantes (Grall et Coïc, 2005).

**Tableau 1 :** Exemple de classification de la pollution à partir de la valeur de  $H'$ , dans les habitats sableux/vaseux (d'après Simboura et Zenetos, 2002)

	Etat Ecologique	Valeur de $H'$	Classification de la pollution
	Mauvais	$0 < H' \leq 1,5$	Azoïque, très pollué
	Médiocre	$1,5 < H' \leq 3$	Fortement pollué
	Moyen	$3 < H' \leq 4$	Modérément pollué
	Bon	$4 < H' \leq 5$	Zones de transition
	Très bon	$H' > 5$	Sites de référence

#### 2.2.3.1.2. Equitabilité (E)

Cependant, l'utilisation de  $H'$  seul pour évaluer l'état d'un milieu peut s'avérer insuffisante. Il est recommandé de considérer conjointement  $H'$  et E pour une appréciation plus complète de la structure de la communauté et de l'état du milieu (Grall et Coïc, 2005).

L'équitabilité, aussi connue sous le nom de régularité, est un concept écologique essentiel pour l'analyse comparative de la structure des peuplements. Introduite par Pielou en 1977 et reprise par Frontier et Pichod-Viale en 1991, cette mesure évalue le rapport entre la diversité observée dans une communauté et sa diversité maximale théorique :

$$E = H' / \log_2 T$$

T : nombre total des espèces recensées.

L'indice d'équitabilité varie de 0 (forte dominance d'une espèce en termes de recouvrement) à 1 (répartition équitable du recouvrement entre les espèces).

#### 2.2.3.1.3. Indice de diversité de Simpson

L'indice de Simpson, introduit en 1965, est une mesure de la diversité écologique. Il évalue la probabilité que deux individus choisis au hasard dans un écosystème appartiennent à la même espèce (Grall et Coïc, 2005), l'indice se calcule ainsi :

$$S = \sum (n \times (n-1)) / (N \times (N-1))$$

L'indice est inversement proportionnel à la diversité. De ce fait, une autre formulation a été proposée afin d'établir un indice directement représentatif de l'hétérogénéité en retranchant l'indice de Simpson à sa valeur maximale : 1 (Piélou, 1969 ; Pearson et Rosenberg, 1978). Cette nouvelle formulation constitue l'indice de diversité de Simpson :

$$D = 1 - \sum (n \times (n-1)) / (N \times (N-1))$$

Cette version modifiée permet une interprétation plus directe de l'hétérogénéité d'un écosystème, la valeur de l'indice augmentant avec la diversité. L'indice de diversité de Simpson varie de 0 à 1, où :

- 0 Indique une diversité minimale
- 1 Représente une diversité maximale.

#### 2.2.3.1.4. Profil de diversité

Dans cette étude, le logiciel PAST 4.17 a été utilisé pour générer et analyser les profils de diversité de Rényi des sites d'étude. Cette méthode, basée sur les travaux de Tothmeresz (1995), nous a permis de comparer la diversité entre les sites de manière plus complète qu'avec un seul indice de diversité. Les profils ont été obtenus en calculant l'exponentielle de l'indice de Rényi pour différentes valeurs du paramètre  $\alpha$  :

- $\alpha = 0$ , l'indice donne simplement le nombre total d'espèces (richesse spécifique).
- $\alpha$  tend vers 1, l'indice se comporte comme l'exponentielle de l'indice de Shannon.
- $\alpha = 2$ , l'indice est équivalent à l'inverse de l'indice de Simpson.

#### 2.2.3.2. Indice de Sørensen

L'indice de Sørensen, initialement proposé par le botaniste danois Thorvald Sørensen en 1948, est un outil statistique utilisé pour comparer la composition en espèces de deux communautés écologiques distinctes (Sørensen, 1948). Cet indice se base sur la présence ou l'absence d'espèces, sans tenir compte de leur abondance relative. Il fournit une mesure simple et efficace de la similitude entre deux échantillons ou communautés.

La formule de l'indice de Sørensen est la suivante :

$$C_s = 2c / (S1 + S2)$$

Où :

$C_s$  : est le coefficient de similitude de Sørensen

$c$  : représente le nombre d'espèces communes aux deux communautés

$S_1$  : est le nombre total d'espèces dans la première communauté

$S_2$  : est le nombre total d'espèces dans la seconde communauté

L'indice varie de 0 à 1 :

Une valeur de 0 indique qu'aucune espèce n'est partagée entre les deux communautés.

Une valeur de 1 signifie que les deux communautés possèdent les mêmes espèces.

### **2.2.3.3. Dominance**

#### **2.2.3.3.1. Indice de Berger-Parker**

L'indice de Berger-Parker (Berger and Parker, 1970) mesure la dominance écologique en divisant l'abondance de l'espèce la plus commune par le nombre total d'individus dans l'échantillon. Sa valeur varie de 0 à 1, où 1 indique une dominance complète par une seule espèce. Cet indice est utilisé pour comparer la dominance entre différents sites, permettant d'identifier rapidement les variations dans la structure des communautés. Le calcul de cet indice a été effectué par le logiciel BioDiversity Pro.

#### **2.2.3.3.2. K- dominance**

La k- dominance (Lambhead et al., 1983) est une méthode d'analyse écologique qui évalue la structure des communautés en classant les espèces par ordre décroissant d'abondance et en calculant le pourcentage cumulatif de l'abondance totale. La courbe résultante, où l'axe x représente le rang de l'espèce et l'axe y le pourcentage cumulatif, révèle si la communauté est dominée par peu d'espèces (courbe à ascension rapide) ou plus équilibrée (courbe graduelle). Cette méthode permet de comparer différentes communautés ou de suivre leur évolution. Cette analyse a été réalisée par le logiciel BioDiversity Pro.

### **2.2.4. Analyse multivariée**

#### **2.2.4.1. Le Diagramme Rang-Fréquence**

Dans cette étude, le diagramme rang-fréquence (DRF) a été utilisé pour évaluer et visualiser la distribution de fréquence des différentes espèces dans des sites d'étude.

Le Diagramme Rang-Fréquence (DRF), également connu sous le nom de courbe rang-fréquence ou diagramme de Whittaker (Figure 14), est un outil graphique essentiel en écologie pour visualiser et analyser la structure des communautés biologiques (Whittaker, 1965). Ce diagramme illustre la relation entre l'abondance des espèces et leur rang dans une communauté,

en représentant sur l'axe des abscisses le rang des espèces (de la plus abondante à la moins abondante) et sur l'axe des ordonnées leur abondance relative ou son logarithme (Magurran, 2004). Comme le soulignent Frontier & Pichod-Viale (1995), les deux composantes fondamentales de la diversité - le nombre d'espèces et la régularité de leur distribution - sont directement lisibles sur le graphique.

L'interprétation de la forme de la courbe permet de tirer des conclusions sur l'équilibre de la communauté : une pente douce indique une distribution uniforme des abondances, tandis qu'une pente raide suggère une dominance de quelques espèces (McGill et al., 2007). Frontier (1976) a apporté une contribution significative en proposant une méthode d'analyse des DRF basée sur l'ajustement de modèles mathématiques. Il a identifié trois segments caractéristiques dans ces diagrammes : un premier segment convexe représentant les espèces dominantes, un segment rectiligne pour les espèces de moyenne abondance, et un segment concave pour les espèces rares.

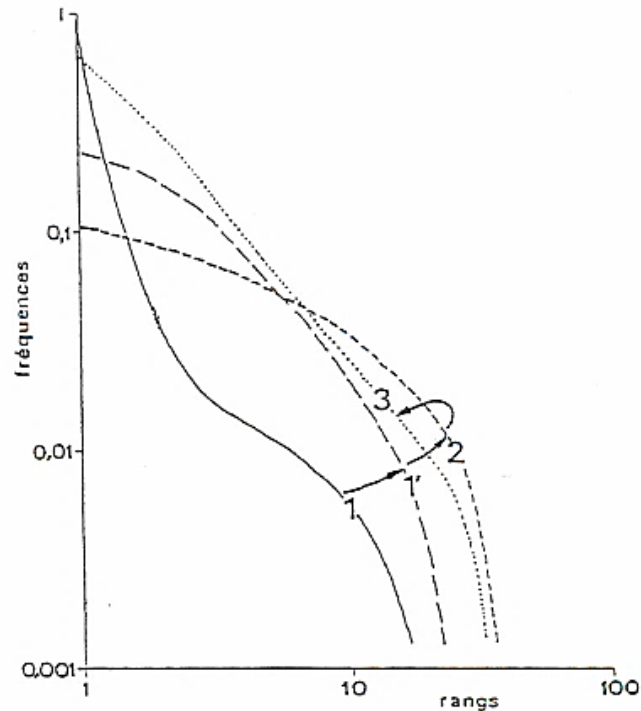
Frontier (1976) a reconnu trois stades principaux dans la succession écologique, avec un stade intermédiaire entre les deux premiers (Figure), tous visibles à travers l'évolution de la forme du DRF :

Le stade 1, ou début de succession, est caractérisé par une courbe avec une allure concave vers le haut dans sa partie gauche, indiquant la prédominance d'un très petit nombre d'espèces. La courbe subit ensuite un point d'inflexion et devient convexe dans sa partie droite, chutant rapidement pour les espèces rares, donnant une allure en S. La diversité est faible à ce stade. Cette configuration s'observe dans des conditions d'enrichissement en éléments biogènes, d'exploitation ou de pollution, typiques d'une communauté pionnière ou très perturbée, pouvant caractériser un peuplement juvénile.

Le stade 1', ou stade intermédiaire, montre une allure convexe qui se déplace vers le haut de la courbe. Les espèces abondantes sont plus nombreuses, avec une chute rapide des espèces peu abondantes. À ce stade, la diversité commence à augmenter.

Le stade 2, ou maturité du système, présente une courbe entièrement convexe. La diversité atteint son maximum, avec un nombre important d'espèces de moyenne abondance, sans espèces fortement dominantes, mais toujours accompagnées d'un contingent d'espèces rares. Ce stade correspond à une maturation de l'écosystème, où les interactions deviennent de plus en plus complexes avec l'arrivée de nouvelles espèces.

Enfin, le stade 3, ou fin de succession (vieillesse), se caractérise par une courbe qui tend à devenir rectiligne sur une partie de son parcours. Cette linéarisation s'explique par l'augmentation du nombre des espèces les plus abondantes du peuplement précédent, entraînant une légère diminution de la diversité globale.



**Figure 14 :** Allure des Diagrammes Rang-Fréquences DRF au cours d'une succession écologique (Frontier, 1976).

#### 2.2.4.2. L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC)

L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) est une méthode statistique puissante pour analyser et synthétiser des données multivariées. Elle permet de simplifier, ordonner et coordonner des informations complexes en identifiant un petit nombre de facteurs clés qui expliquent les interrelations entre variables. Ces facteurs sont représentés par des axes perpendiculaires formant des plans sur lesquels se projettent les points représentant les espèces et les relevés (Legendre et Legendre, 1984).

L'AFC est particulièrement adaptée aux matrices espèces-relevés contenant de nombreuses valeurs nulles, codant l'absence (0) ou la présence (1) d'espèces (Daget, 1976). Elle vise à extraire l'essentiel de l'information d'un tableau de données pour en fournir des représentations graphiques facilitant l'interprétation (Lebart et al, 1977). Un atout majeur de l'AFC est sa capacité à exploiter la dualité entre individus et variables, permettant non

seulement de décrire la structure de l'ensemble des prélèvements, mais aussi de mesurer la contribution de chaque espèce à cette structure (Blanc et al, 1976).

L'interprétation des résultats de l'AFC se base principalement sur les contributions des points à l'inertie des axes (contributions absolues) et la proximité entre points et axes (contributions relatives). Les éléments ayant les plus fortes contributions absolues sont généralement suffisants pour expliquer la majeure partie de l'inertie d'un axe (Benzecri et al, 1982). Cette approche permet une analyse globale et synthétique des phénomènes étudiés, mettant en évidence leurs variations et facilitant la compréhension des structures principales du jeu de données (Prodon et Lebreton, 1994). Dans cette étude, l'AFC a été réalisée par le logiciel XLStat.

#### **2.2.4.3. L'analyse des correspondances détendues (DCA)**

L'analyse des correspondances détendues (DCA) est une technique statistique multivariée qui a révolutionné l'analyse des données écologiques. Développée en 1979 par Mark Hill de l'Institute for Terrestrial Ecology du Royaume-Uni, la DCA a été conçue pour surmonter les limitations des méthodes d'ordination existantes (Hill et Gauch, 1980).

Cette approche est particulièrement utile pour l'étude des communautés écologiques, où les chercheurs sont souvent confrontés à de grandes matrices de données riches en espèces mais généralement rares. La DCA permet d'identifier les principaux facteurs ou gradients dans ces ensembles de données complexes, offrant ainsi une meilleure compréhension des dynamiques écologiques (Hill et Gauch, 1980).

L'une des innovations majeures de la DCA réside dans sa capacité à éliminer deux artefacts couramment rencontrés dans les analyses multivariées appliquées aux données de gradient. Le premier est "l'effet de bord", où la variance des scores d'ordination est réduite aux extrémités d'une succession d'espèces. Le second est "l'effet d'arc", qui se manifeste par une courbe en forme de fer à cheval dans les graphiques d'ordination, même lorsque le processus sous-jacent est linéaire (Hill et Gauch, 1980). Ces artefacts peuvent être particulièrement problématiques dans l'étude des successions écologiques. Par exemple, lors de l'analyse d'une série chronologique d'espèces végétales colonisant un nouvel habitat, les méthodes traditionnelles peuvent mal représenter la transition des espèces de succession précoce vers celles de mi-succession, puis vers les espèces de succession tardive. La DCA corrige ces distorsions, permettant une représentation plus fidèle des gradients écologiques (Hill & Gauch,

1980). L'analyse des correspondances détendues a été réalisée sur des données d'abondance d'espèces en utilisant le logiciel PAST 4.17.

### 2.2.4.4. Classification Hiérarchique Ascendante (CHA)

L'analyse hiérarchique ascendante est une méthode d'analyse multidimensionnelle qui vise à partitionner un ensemble d'objets ou de descripteurs en sous-ensembles homogènes. Une partition divise cet ensemble de manière que chaque objet ou descripteur appartienne à un seul et unique sous-ensemble (Legendre & Rogers, 1972).

Dans les études écologiques, les données analysées concernent souvent les abondances des espèces, présentées dans une matrice croisée échantillons/espèces (Grall et Coïc, 2005). L'objectif de la classification hiérarchique ascendante est de regrouper des individus en classes homogènes en fonction de leurs caractéristiques communes, tout en garantissant que chaque classe soit distincte des autres. Cette méthode, basée sur des dissimilarités ou des distances entre objets, génère des partitions successives, où les classes deviennent de plus en plus larges et imbriquées. Parmi les différentes méthodes de calcul des distances, la distance euclidienne est souvent privilégiée (Bouroche & Saporta, 1980).

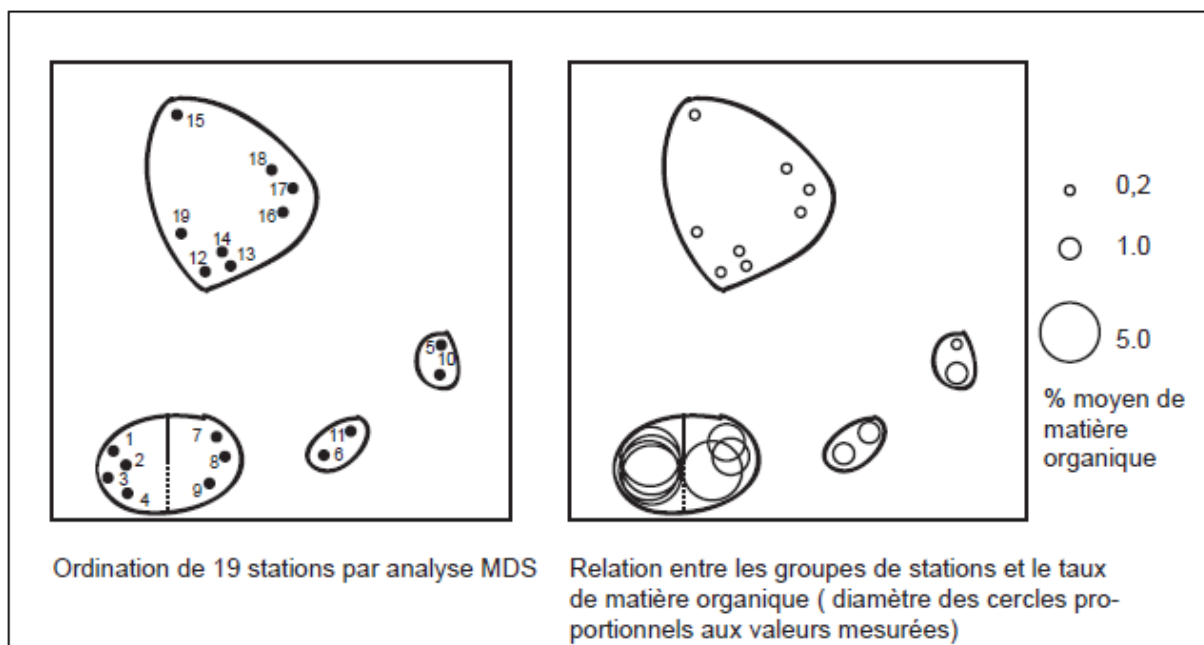
Cette classification produit des dendrogrammes, où la longueur des branches représente la distance moyenne ou totale entre les espèces ou groupes d'espèces, indiquant leur pourcentage de similarité. Elle permet ainsi d'identifier des groupements d'espèces, au sein desquels on distingue plusieurs types de caractéristiques (Boudouresque, 1971 ; Guinochet, 1973) :

- Caractéristiques exclusives : des espèces présentes uniquement dans un groupement spécifique ;
- Caractéristiques préférentielles : des espèces présentes dans plusieurs groupements, mais ayant leur optimum dans un seul d'entre eux ;
- Caractéristiques accompagnatrices : des espèces partagées avec plusieurs groupements, mais moins fréquentes.

Dans le cadre de cette étude, l'analyse a été réalisée à l'aide du logiciel PAST 4.17, en utilisant l'indice de Bray-Curtis pour regrouper les sites en fonction des abondances de macroalgues.

### 2.2.4.5. Mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique (nMDS)

La Mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique (nMDS) est une technique d'ordination puissante pour l'analyse et la visualisation de données écologiques complexes. Contrairement à d'autres méthodes d'ordination (Figure 15), la nMDS se distingue par son approche itérative et sa flexibilité (Clarke, 1993). Comme l'expliquent Taguchi et Oono (2005), cette méthode se base sur une matrice de distance, permettant l'utilisation de divers indices de similarité. La nMDS vise à représenter les relations entre les objets dans un espace réduit, généralement en deux ou trois dimensions, tout en préservant au mieux les rangs des distances originales (Kruskal, 1964). Cette approche permet de synthétiser efficacement les résultats complexes de données biologiques et environnementales. Dans le cadre de cet étude, l'analyse nMDS a été réalisée à l'aide du logiciel PAST 4.17, utilisant l'indice de Bray-Curtis pour regrouper les sites en fonction des abondances de macroalgues.



**Figure 15 :** Exemple de superposition de données environnementales sur une MDS (d'après Field et al., 1982).

### 2.2.4.6. Analyse de similarité SIMPER

La méthode SIMPER (SIMilarity PERcentage), développée par Clarke en 1993, est une technique d'analyse qui permet d'identifier les taxons principalement responsables des différences observées entre des groupes d'échantillons. En utilisant les distances de Bray-Curtis pour évaluer la dissimilarité entre groupes, SIMPER décompose cette dissimilarité en contributions individuelles des taxons, permettant ainsi de quantifier l'importance relative de

chaque taxon dans la différenciation des groupes. Dans cette étude, l'analyse de SIMPER a été réalisée par Past 4.17.

### **2.3. Evaluation de la qualité des eaux côtières en utilisant les macroalgues benthiques**

#### **2.3.1. L'indice de qualité des fonds rocheux CFR**

L'indice de qualité des fonds rocheux (CFR), dérivé du terme espagnol *calidad de fondos rocosos* (Juanes et al., 2008), est une méthode quantitative permettant d'évaluer l'abondance et la composition des espèces dans les zones intertidales et subtidales. Il s'agit d'une méthode multimétrique basée sur trois indicateurs : la couverture, la richesse des macroalgues caractéristiques et la fraction des espèces opportunistes. L'indice CFR repose sur la théorie selon laquelle, à mesure que les niveaux de pollution augmentent, le nombre et la couverture des macroalgues caractéristiques diminuent, tandis que la couverture et la fraction des espèces opportunistes augmentent (Guinda et al., 2014)

##### **2.3.1.1. Développement de la liste CFR**

Sur la base de jugements d'experts, une liste des espèces de macroalgues les plus communes sur la côte algérienne a été établie (Tableau 2). Les macroalgues caractéristiques incluent des espèces pérennes et de succession tardive (Guinda, 2008; Guinda et al., 2014). En suivant la classification adoptée par Guinda (2008), qui repose sur les groupes fonctionnels définis par Littler et Littler (1980, 1984), ces macroalgues caractéristiques correspondent aux groupes fonctionnels D (groupe des espèces à thalles coriaces épaisses) et E (groupe des espèces calcaires articulées), ainsi qu'à certaines espèces du groupe C (groupe des espèces à ramifications grossières). Les macroalgues opportunistes sont des espèces annuelles qui, selon le même système de classification (Guinda, 2008), appartiennent aux groupes fonctionnels A (groupe des espèces en forme de feuilles) et B (groupe des espèces filamenteuses), ainsi qu'à certaines espèces du groupe C.

**Tableau 2 :** Liste des principales espèces opportunistes et des macroalgues caractéristiques considérées dans l'indice CFR appliqué à la côte algérienne. R : Rhodophyta, P : Phaeophyceae, C : Chlorophyta.

Macroalgues caractéristiques (CM)	Espèces opportunistes (OS)
<i>Amphiroa</i> spp. (R)	<i>Bryopsis</i> spp. (C)
<i>Asparagopsis armata</i> (R)	<i>Caulerpa</i> spp. (C)
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (R)	<i>Ceramium virgatum</i> (R)
<i>Chondracanthus acicularis</i> (R)	<i>Chaetomorpha</i> spp. (C)
<i>Chondria</i> spp. (R)	<i>Cladophora</i> spp. (C)
<i>Cladostephus spongiosus</i> (P)	<i>Codium</i> spp. (C)
<i>Corallina</i> spp. / <i>Jania</i> spp. (R)	<i>Colpomenia sinuosa</i> (P)
<i>Cystoseira s. l.</i> (P)	<i>Colpomenia peregrina</i> (P)
<i>Dictyopteris</i> spp. (P)	<i>Polysiphonia</i> spp. (R)
<i>Dictyota</i> spp. (P)	<i>Pterocladia capillacea</i> (R)
<i>Ellisolandia elongata</i> (R)	<i>Rama rupestris</i> (C)
<i>Flabellia petiolata</i> (C)	<i>Spyridia filamentosa</i> (R)
<i>Gelidium</i> spp. (R)	<i>Ulva</i> spp. (C)
<i>Gracilaria bursa-pastoris</i> (R)	<i>Vertebrata fruticulosa</i> (R)
<i>Gracilaria dura</i> (R)	
<i>Grateloupia</i> spp. (R)	
<i>Halopteris</i> spp. (P)	
<i>Hypnea</i> spp. (R)	
<i>Laurencia</i> spp./ <i>Osmundea</i> spp./ <i>Palisada</i> spp. (R)	
<i>Pachymeniopsis lanceolata</i> (R)	
<i>Plocamium cartilagineum</i> (R)	
<i>Padina</i> spp. (P)	
<i>Pseudoralgsia verrucosa</i> (P)	
<i>Rissoella verruculosa</i> (R)	
<i>Sargassum</i> spp. (P)	

### 2.3.1.2. Application de l'indice CFR

Pour s'assurer que les données de couverture étaient compatibles avec l'application de l'indice, nous avons transformé les données de couverture en utilisant la formule suivante pour chaque espèce à chaque site :

$$\text{Couverture de l'espèce} = (\text{ancienne couverture de l'espèce} / \text{couverture totale}) \times 100$$

Où :

- **Couverture de l'espèce** : est le pourcentage pour une espèce donnée sur un site qui ne dépasse pas 100%.

- **Ancienne couverture de l'espèce** : Quantification de l'abondance initiale des espèces, déterminée à partir d'échantillons de quadrats grattés (recouvrement). Peut dépasser 100% en raison de la stratification des algues.
- **Couverture totale** : est la somme de toutes les "anciennes couvertures d'espèces" sur un site donné.

L'indice CFR, basé sur Guinda et al. 2014, a été appliqué à six sites le long de la côte algérienne (TEN, KOU1, KOU2, FON, FDE, ANC). Pour chaque site, trois métriques ont été mesurées et converties en scores allant de 0 à 1 :

- **Couverture des macroalgues caractéristiques (C)** : la couverture totale de toutes les macroalgues caractéristiques (CM), avec des résultats présentés comme "Cover of CM (%)"
- **Fraction des espèces opportunistes (F)** : calculée en utilisant la formule :

$$F = (O/(C+O)) \times 100$$

Où, F représente la fraction des espèces opportunistes, O est la couverture totale des espèces opportunistes (OS), et C indique la couverture totale des CM. Les résultats sont présentés respectivement comme "Cover of OS (%)" et "Fraction of OS (%)".

- **Richesse en macroalgues caractéristiques (R)** : reflète le nombre d'espèces de macroalgues caractéristiques avec une couverture significative de plus de 1%, avec des résultats présentés comme "CM Richness".

En l'absence de conditions de référence spécifiques pour la Méditerranée méridionale, nous avons adopté les valeurs établies par Guinda et al. (2014) pour calculer l'EQR. Ces conditions de référence, basées sur la valeur médiane des données collectées dans des stations proustines non affectées par des pressions anthropiques ou des perturbations naturelles majeures, ont été définies pour chaque métrique et typologie (intertidale/subtidale). Pour la zone intertidale plate, deux conditions de référence (RC) ont été établies : une pour le statut élevé (RC<sub>1</sub>) et une autre pour le mauvais statut (RC<sub>0</sub>). Les valeurs RC<sub>1</sub> sont : 90% pour C, 5% pour F (avec RC<sub>0</sub> à 40%), et 10 espèces pour R.

L'indice CFR est calculé comme la somme pondérée des scores de ces métriques en utilisant l'équation suivante (Guinda et al., 2014) :

$$CFR = 0,45C + 0,35F + 0,2R$$

La valeur résultante de l'indice CFR varie de 0 à 1, équivalente à l'EQR

Les sites ont été classés selon la classification obtenue par Guinda et al. (2014) (Tableau 3) Le logiciel de l'indice CFR ([www.cfr.ihcantabria.com](http://www.cfr.ihcantabria.com)) a été utilisé pour compléter les calculs.

**Tableau 3 :** Les limites pour la classification des catégories de qualité écologique (EQ) dans l'indice CFR, selon Guinda et al. (2014).

EQR	EQ
[0.81-1]	Elevé
[0.6-0.81)	Bon
[0.4-0.6)	Modéré
[0.2-0.4)	Faible
[0-0.2)	Mauvais

### 2.3.2. Indice MALUSI

L'indice MALUSI a été utilisé pour déterminer l'ampleur du stress anthropique. Il prend en compte les facteurs suivants qui reflètent l'influence continentale sur les masses d'eau côtières : (i) l'utilisation des terres, (ii) la proximité et la typologie des rivières, et (iii) la forme de la côte, ainsi que l'intensité des pressions directes et indirectes telles que l'urbanisation, l'aquaculture, l'agriculture, les eaux usées, les rejets de nutriments provenant des sédiments et les apports irréguliers d'eau douce (MED-GIG, 2013). L'indice MALUSI a été préalablement calculé pour les sites d'étude (Bahbah et al., 2020) (Tableau 4).

**Tableau 4 :** Indice de pression anthropique (MALUSI) correspondant à chaque site d'étude selon Bahbah et al. (2020)

Site	Masse d'eau	MALUSI
TEN	TENES (23)	0.75
KOU1	BOUISMAIL-AIN TAGOURAIT-TIPAZA (16)	5
KOU2	BOUISMAIL-AIN TAGOURAIT-TIPAZA (16)	5
FON	AIN EL BENIAN (11)	10
FDE	BORDJ EL KIFFAN (6)	16.5
ANC	AIN TAYA (4)	10

Pour examiner la relation entre l'indice CFR et l'indice MALUSI, le test de corrélation de Pearson a été utilisé. Cette méthode est une mesure statistique largement utilisée pour évaluer la force et la direction de la relation linéaire entre deux variables continues. Introduite par Karl Pearson en 1895, cette méthode produit un coefficient de corrélation, noté  $r$ , qui varie entre -1 et +1. Une valeur de +1 indique une corrélation positive parfaite, -1 une corrélation négative parfaite, et 0 l'absence de corrélation linéaire. Le test de corrélation de Pearson permet de

déterminer si la corrélation observée entre deux variables est statistiquement significative. L'analyse de corrélation a été réalisée avec le logiciel PAST 4.17.

### **2.3.3. Analyse de la composition et de l'abondance de macroalgues**

Le test de Shapiro-Wilk a été utilisé pour vérifier la normalité des données d'abondance des espèces de macroalgues, suivi d'un test non paramétrique de Kruskal-Wallis pour comparer les sites.

L'analyse des correspondances détendue (DCA) (Hill & Gauch, 1980) a été utilisée pour déterminer l'affinité et les différences entre les espèces et les sites en termes de groupes d'espèces de macroalgues caractéristiques et d'espèces opportunistes, et pour visualiser comment l'abondance et la composition indiquent les changements de qualité des eaux côtières dans les sites d'étude.

Les macroalgues benthiques (espèces caractéristiques et opportunistes) ont été analysées à l'aide d'une analyse multidimensionnelle non métrique (nMDS) et d'une classification hiérarchique ascendante (CHA) basée sur l'indice de similarité de Bray-Curtis afin d'identifier les sites présentant une composition et une abondance d'espèces similaires (Clarke, 1993).

L'analyse SIMPER (Clarke, 1993) a été appliquée pour identifier les espèces (macroalgues caractéristiques et espèces opportunistes) qui ont contribué aux différences de qualité écologique entre les sites.

Dans cette étude, la DCA, nMDS, CHA, et SIMPER ont été réalisés avec le logiciel Past 4.17.

L'Analyse en Composantes Principales (ACP), initialement développée par Pearson (1901) et Hotelling (1933), est une technique statistique multivariée qui vise à réduire la dimensionnalité d'un ensemble de données tout en préservant le maximum de variance. C'est un outil très utile en écologie, aidant les chercheurs à comprendre des données complexes sur l'environnement et les espèces (Legendre & Legendre, 1998). L'ACP transforme de nombreuses variables en un petit nombre de "composantes principales". Ces composantes résument les informations les plus importantes des données originales. En écologie, elle peut révéler des patterns cachés, comme l'influence de la température ou de la profondeur de l'eau sur la présence de certaines espèces (Davis, 1986). Cette méthode est particulièrement utile pour visualiser des données qui ont beaucoup de dimensions. Elle permet aux écologistes de représenter des informations complexes sur des graphiques à deux ou trois dimensions (Harper,

1999). L'ACP est considérée comme réussie quand les premières composantes expliquent une grande partie des variations observées dans l'écosystème étudié.

Une analyse en composantes principales (ACP) de biplot a été utilisée pour examiner la corrélation entre l'abondance et la composition des macroalgues dominantes, l'indice CFR (EQR, Cover of CM (%), CM Richness, Cover of OS (%), et Fraction of OS (%)), et l'indice MALUSI en termes de leur contribution au regroupement des sites par qualité écologique. Cette analyse a été réalisée par le logiciel XLStat.

**2.3.4. Comparaison des résultats de l'indice CFR avec les résultats des indices EEI-c et CARLIT**

Nous avons comparé les résultats de l'indice CFR avec ceux des indices EEI-c et CARLIT. L'indice EEI-c a été calculé pour les sites TEN, KOU1 et KOU2 (Tableau 5) en utilisant la méthode développée par Orfanidis et al. (2001, 2011, 2014). Toutes les espèces trouvées sur les sites TEN, KOU1 et KOU2 ont été classées en deux Groupes de Statut Écologique (ESG) ; ESG I correspond aux espèces de succession tardive et comprend les espèces pérennes épaisses (IA), plastiques épaisses (IB) et plastiques adaptées à l'ombre (IC) ; et ESG II correspond aux espèces opportunistes et comprend les espèces charnues (IIA) et filamenteuses en forme de feuille (IIB) (Orfanidis et al., 2011 ; [www.eei.gr](http://www.eei.gr)). Les valeurs de l'indice EEI-c pour les sites FON, FDE et ANC ont été rapportées par Chabane et al. (2018). Un test de corrélation de Pearson a été utilisé pour comparer les valeurs EQR obtenues par l'indice CFR avec celles fournies par l'indice EEI-c (Chabane et al., 2018) et l'indice CARLIT (Bahbah et al., 2020) (Tableau 5).

**Tableau 5 :** Résultats des indices EEI-c et CARLIT appliqués à la côte algérienne (Bahbah et al., 2020 ; Chabane et al., 2018).

Indice EEI-c		Indice CARLIT				
Sites	Sites	EQR	EQ	Masse d'eau	EQR	EQ
TEN	/	0.99	Elevé	TENES (23)	1	Elevé
KOU1	/	0.47	Modéré	BOUISMAIL-AIN TAGOURAIT-TIPAZA (16)	0.78	Elevé
KOU2	/	0.33	Modéré	BOUISMAIL-AIN TAGOURAIT-TIPAZA (16)	0.78	Elevé
FON	Fontaine (Ain El Benian, COF)	0.00	Mauvais	AIN EL BENIAN (11)	0.37	Faible
FDE	Lidou (Bordj El Kiffan, CCL)	0.00	Mauvais	BORDJ EL KIFFAN (6)	0.34	Faible
ANC	Sercouf (Ain Taya, CES)	0.41	Modéré	AIN TAYA (4)	0.49	Modéré

**2.4. La biodiversité des macroalgues peut-elle renseigner sur la qualité des eaux côtières ?**

Dans le cadre de notre étude sur la relation entre la biodiversité des macroalgues et la qualité des eaux côtières, nous avons employé une approche statistique à deux volets. Premièrement, nous avons réalisé un test de corrélation de Pearson pour examiner les relations bivariées entre nos variables d'intérêt. Ce test nous a permis d'évaluer la force, la direction et la significativité statistique des relations entre les résultats de l'indice CFR (EQR), ses métriques spécifiques (Cover of CM %, Cover of OS %, CM Richness), l'indice MALUSI, les indices de biodiversité (Shannon, Equitabilité, et Simpson), et la dominance quantitative et qualitative des Ulvophyceae (DQnU) (DQU), Floridiophyceae (DQnF) (DQF), et Phaeophyceae (DQnP) (DQP) ainsi que la richesse spécifique T. Deuxièmement, pour compléter cette analyse et obtenir une vision plus globale des relations entre nos variables, nous avons appliqué une Analyse en Composantes Principales (ACP). Cette méthode multivariée fournit ainsi une compréhension approfondie des interactions complexes entre la biodiversité des macroalgues et les indicateurs de la qualité des eaux côtières.

# **Chapitre III.**

## **Résultats**

**III. Résultats****1. Inventaire des algues marines**

L'inventaire floristique mené dans la zone de Kouali, comprenant les sites KOU1 et KOU2, a permis d'identifier 85 taxons de macroalgues marines. Cette richesse spécifique locale s'inscrit dans un contexte plus large d'étude, incluant trois sites additionnels (FON, FDE et ANC), portant le nombre total de taxons recensés à 116. L'ensemble de ces algues se répartit en trois classes principales : Florideophyceae, Phaeophyceae et Ulvophyceae. Cette diversité taxonomique observée à Kouali, représentant environ 73.28 % de la richesse totale recensée, souligne l'importance écologique de cette zone côtière. Il convient de noter que cet inventaire comprend également des spécimens non identifiés avec précision, soit en raison de leur stade de développement précoce, soit du fait de difficultés de caractérisation morphologique.

**Chlorophyta**

Ulvophyceae

Bryopsidales

*Bryopsis cupressina* J.V.Lamouroux 1809*Bryopsis muscosa* J.V.Lamouroux 1809*Caulerpa racemosa* (Forsskål) J.Agardh 1873*Codium vermilara* (Olivi) Delle Chiaje 1829*Bryopsis sp***Cladophorales***Chaetomorpha aerea* (Dillwyn) Kützing 1849*Chaetomorpha ligustica* (Kützing) Kützing 1849*Cladophora albida* (Nees) Kützing 1843*Cladophora hutchinsiae* (Dillwyn) Kützing 1845*Cladophora laetevirens* (Dillwyn) Kützing 1843*Cladophora nigrescens* Zanardini ex Frauenfeld 1855*Cladophora dalmatica* Kützing 1843

*Cladophora* sp

*Rama rupestris* (Linnaeus) Boedeker, M.J.Wynne & Zuccarello 2023

*Valonia macrophysa* Kützing 1843

### **Ulvales**

*Blidingia minima* (Nägeli ex Kützing) Kylin 1947

*Ulva compressa* Linnaeus 1753

*Ulva intestinalis* Linnaeus 1753

*Ulva lactuca* Linnaeus 1753

*Ulva linza* Linnaeus 1753

*Ulva rigida* C.Agardh 1823

### **Rhodophyta**

#### **Florideophyceae**

##### **Bonnemaisoniales**

*Asparagopsis armata* Harvey 1855

*Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan 1845

##### **Ceramiales**

*Antithamnion cruciatum* (C.Agardh) Nägeli 1847

*Lophurella stichidiosa* (Funk) Díaz-Tapia 2023

*Apoglossum ruscifolium* (Turner) J.Agardh 1898

*Bornetia secundiflora* (J.Agardh) Thuret 1855

*Callithamnion granulatum* (Ducluzeau) C.Agardh 1828

*Callithamnion tetragonum* (Stackhouse) S.F.Gray 1821

*Ceramium codii* (H.Richards) Mazoyer 1938

- Ceramium tenerrimum* (G.Martens) Okamura 1921
- Ceramium virgatum* Roth 1797
- Ceramium ciliatum* (J.Ellis) Ducluzeau 1806
- Ceramium diaphanum* (Lightfoot) Roth 1806
- Chondria capillaris* (Hudson) M.J.Wynne 1991
- Chondria coerulescens* (J.Agardh) Sauvageau 1897
- Cryptopleura ramosa* (Hudson) L.Newton 1931
- Dasya* sp
- Griffithsia opuntiioides* J.Agardh 1842
- Halopithys incurva* (Hudson) Batters 1902
- Herposiphonia secunda* (C.Agardh) Ambronn 1880
- Heterosiphonia crispella* (C.Agardh) M.J.Wynne 1985
- Osmundea pinnatifida* (Hudson) Stackhouse 1809
- Osmundea pelagosae* (Schiffner) K.W.Nam 1994
- Osmundea verlaquei* G.Furnari 1994
- Laurencia* sp
- Palisada perforata* (Bory) K.W.Nam 2007
- Palisada tenerrima* (Cremades) D.Serio, M.Cormaci, G.Furnari & F.Boisset 2010
- Palisada thuyoides* (Kützing) Cassano, Senties, Gil-Rodríguez & M.T.Fujii 2009
- Polysiphonia mottei* Lauret 1967
- Polysiphonia sertularioides* (Grateloup) J.Agardh 1863
- Polysiphonia* sp
- Deltalsia parasitica* (Hudson) Díaz-Tapia & Rodríguez-Buján 2022
- Sphondylothamnion multifidum* (Hudson) Nägeli 1862
- Spyridia filamentosa* (Wulfen) Harvey 1833
- Vertebrata fruticulosa* (Wulfen) Kuntze 1891

*Xiphosiphonia pennata* (C.Agardh) Savoie & G.W.Saunders 2016

### Corallinales

*Amphiroa rigida* J.V.Lamouroux 1816

*Ellisolandia elongata* (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders 2013

*Jania pedunculata* var. *adhaerens* (J.V.Lamouroux) A.S.Harvey, Woelkerling & Reviere 2020

*Jania rubens* var. *corniculata* (Linnaeus) Yendo 1905

*Jania virgata* (Zanardini) Montagne 1846

*Jania longifurca* Zanardini 1844

*Jania rubens* (Linnaeus) J.V.Lamouroux 1816

*Lithophyllum incrustans* Philippi 1837

### Gelidiales

*Gelidium crinale* (Hare ex Turner) Gaillon 1828

*Gelidium pusillum* (Stackhouse) Le Jolis 1863

*Gelidium* sp

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

### Gigartinales

*Ahnfeltiopsis devoniensis* (Greville) P.C.Silva & DeCew 1992

*Ahnfeltiopsis pusilla* (Montagne) P.C.Silva & DeCew 1992

*Besa catenata* (Yendo) M.S.Calderon & S.M. Boo 2016

*Chondracanthus acicularis* (Roth) Fredericq 1993

*Feldmannophycus rayssiae* (Feldmann & G.Feldmann) H.Augier & Boudouresque  
1971

*Gymnogongrus crenulatus* (Turner) J.Agardh 1851

*Gymnogongrus griffithsiae* (Turner) C.Martius 1833

*Gymnogongrus* sp

*Hypnea cervicornis* J.Agardh 1851

*Hypnea spinella* (C.Agardh) Kützing 1847

*Hypnea musciformis* (Wulfen) J.V.Lamouroux 1813

*Rissoella verruculosa* (A.Bertoloni) J.Agardh 1851

### **Gracilariales**

*Gracilaria bursa-pastoris* (S.G.Gmelin) P.C.Silva 1952

*Gracilaria dura* (C.Agardh) J.Agardh 1842

*Gracilaria gracilis* (Stackhouse) Steentoft, L.M.Irvine & Farnham 1995

### **Halymeniales**

*Halymenia* sp

*Pachymeniopsis lanceolata* (Okamura) Yamada ex Kawabata 1954

### **Palmariales**

*Rhodothamniella* sp

### **Plocamiales**

*Plocamium cartilagineum* (Linnaeus) P.S.Dixon 1967

### **Rhodymeniales**

*Champia parvula* (C.Agardh) Harvey 1853

*Chylocladia verticillata* (Lightfoot) Bliding 1928

*Gastroclonium clavatum* (Roth) Ardissonne 1883

*Lomentaria clavellosa* (Lightfoot ex Turner) Gaillon 1828

*Lomentaria compressa* (Kützing) Kylin 1931

**Ochrophyta****Phaeophyceae****Dictyotales**

*Dictyopteris polypodioides* (De Candolle) J.V.Lamouroux 1809

*Dictyota dichotoma* (Hudson) J.V.Lamouroux 1809

*Dictyota fasciola* (Roth) J.V.Lamouroux 1809

*Dictyota spiralis* Montagne 1846

*Dictyota* sp

*Padina pavonica* (Linnaeus) Thivy 1960

**Ectocarpales**

*Colpomenia sinuosa* (Mertens ex Roth) Derbès & Solier 1851

*Feldmannia lebelii* (J.E.Areschoug ex P.Crouan & H.Crouan) Hamel 1939

*Petalonia fascia* (O.F.Müller) Kuntze 1898

**Fucales**

*Cystoseira compressa* (Esper) Gerloff & Nizamuddin 1975

*Cystoseira* sp

*Ericaria sedoides* Neiva & Serrão 2022

*Ericaria amentacea* (C.Agardh) Molinari & Guiry 2020

*Ericaria crinita* (Duby) Molinari & Guiry 2020

*Ericaria mediterranea* (Sauvageau) Molinari & Guiry 2020

*Gongolaria barbata* (Stackhouse) Kuntze 1891

*Sargassum vulgare* C.Agardh, nom. illeg. 1820

**Ralfsiales**

*Pseudoralfsia verrucosa* (Areschoug) Parente, Fletcher & G.W.Saunders 2020

**Sphacelariales**

*Cladostephus spongiosus* (Hudson) C.Agardh 1817

*Halopteris scoparia* (Linnaeus) Sauvageau 1904

*Sphacelaria cirrosa* (Roth) C.Agardh 1824

*Sphacelaria plumula* Zanardini 1864

**Tilopteridales**

*Cutleria multifida* (Turner) Greville 1830

**2. Richesse spécifique**

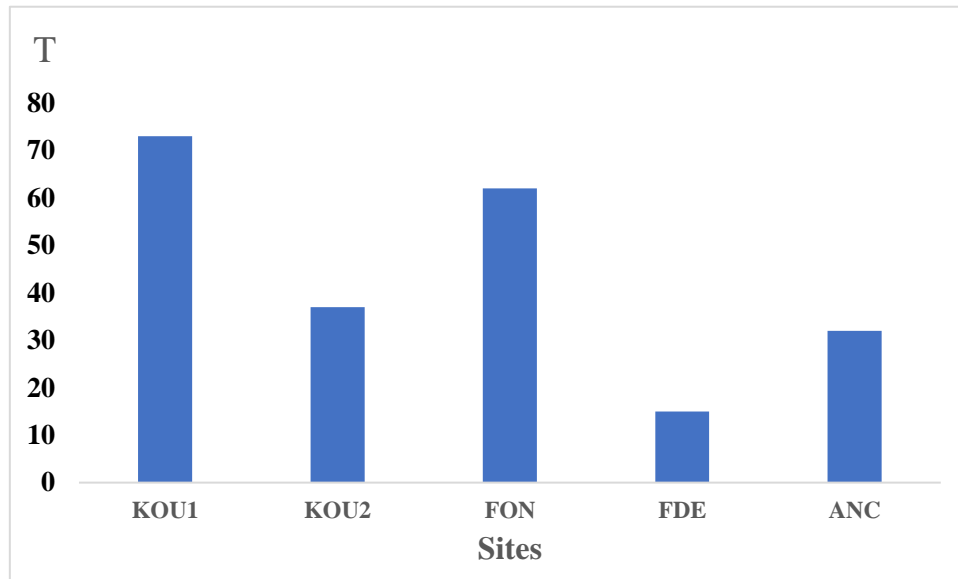
Kouali se distingue comme une zone d'une richesse spécifique exceptionnelle dans l'étude phytosociologique menée sur cinq sites d'échantillonnage. Cette zone, englobant les sites KOU1 et KOU2, héberge à elle seule 85 taxons d'algues, comprenant 52 Florideophyceae, 20 Phaeophyceae et 13 Ulvophyceae. L'inventaire floristique global des cinq sites a révélé une diversité totale de 116 taxons, répartis en trois classes : 72 Florideophyceae, 23 Phaeophyceae et 21 Ulvophyceae. La variation de la richesse spécifique entre les sites est considérable, allant de 15 à 73 taxons selon le lieu étudié.

Dans la zone de Kouali, le site KOU1 se distingue par sa biodiversité exceptionnelle (Figure 16), comptant 73 taxons et s'imposant ainsi comme le site le plus diversifié de l'étude. En revanche, KOU2, situé dans la même région mais dans une zone conchylicole (Cultmare), présente une richesse spécifique plus modeste avec 37 taxons.

Le site FON (Ain el Benian) occupe la deuxième place en termes de diversité avec 62 taxons identifiés. Le site ANC (Ain Chorb) affiche 32 taxons, tandis que FDE (Bordj el Kiffan) apparaît comme le moins diversifié avec seulement 15 taxons recensés.

Cette variation significative de la richesse spécifique entre les sites témoigne de différences importantes dans les conditions écologiques locales. La prééminence de la zone de

Kouali, et particulièrement du site KOU1, en termes de biodiversité algale, souligne l'importance écologique de cette région dans le contexte de l'étude.



**Figure 16 :** Richesse floristique (T) du peuplement algal des sites d'étude.

### 3. Analyse systématique

#### 3.1. Dominances qualitatives des groupes systématiques (DQ)

La composition spécifique d'une flore, exprimée en pourcentages, sert d'indicateur pour caractériser une région particulière, comme l'a démontré Feldmann en 1938. L'analyse de la dominance qualitative (DQ) de chaque groupe taxonomique permet d'identifier et de comparer les changements au sein des différentes communautés d'un site donné. Cette approche offre un moyen efficace d'évaluer la structure et les dynamiques des peuplements algaux dans un environnement spécifique.

##### **Florideophyceae**

Dans la Zone de Kouali (KOU1 et KOU2), les rhodophytes, représentés par la classe des Florideophyceae, constituent le groupe systématique le plus important avec une dominance qualitative (DQ) de 61.18 %. Cette tendance se reflète également à l'échelle de tous les sites étudiés ((Figure 18), où les rhodophytes maintiennent leur prédominance avec une DQ globale de 62.07 %.

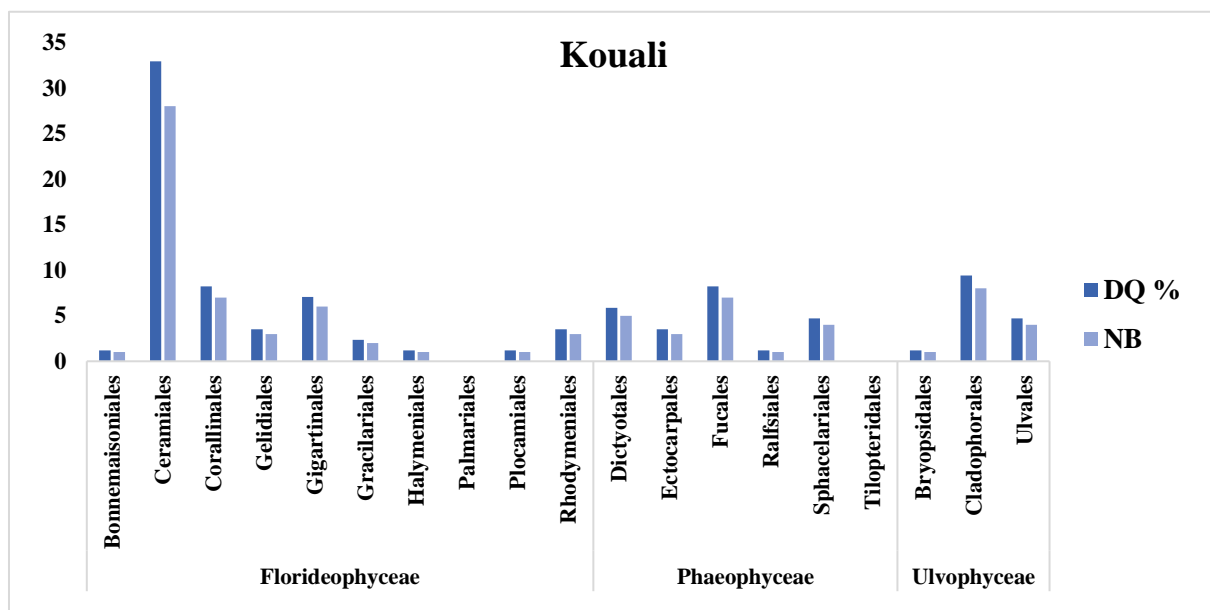
La zone de Kouali est caractérisée par la dominance de l'ordre des Ceramiales (Figure 17). L'analyse détaillée des sites de Kouali révèle une similarité dans la répartition des ordres

dominants de Rhodophytes (Figure 19). A KOU2, situé à proximité d'une ferme conchylicole, l'ordre des Ceramiales domine avec une DQ remarquable de 35.14 %, tandis qu'à KOU1, leur DQ atteint 32.88 %. Les Corallinales, bien que moins prédominants, sont également bien représentés avec 10.81 % de DQ à KOU2 et 9.72 % à KOU1.

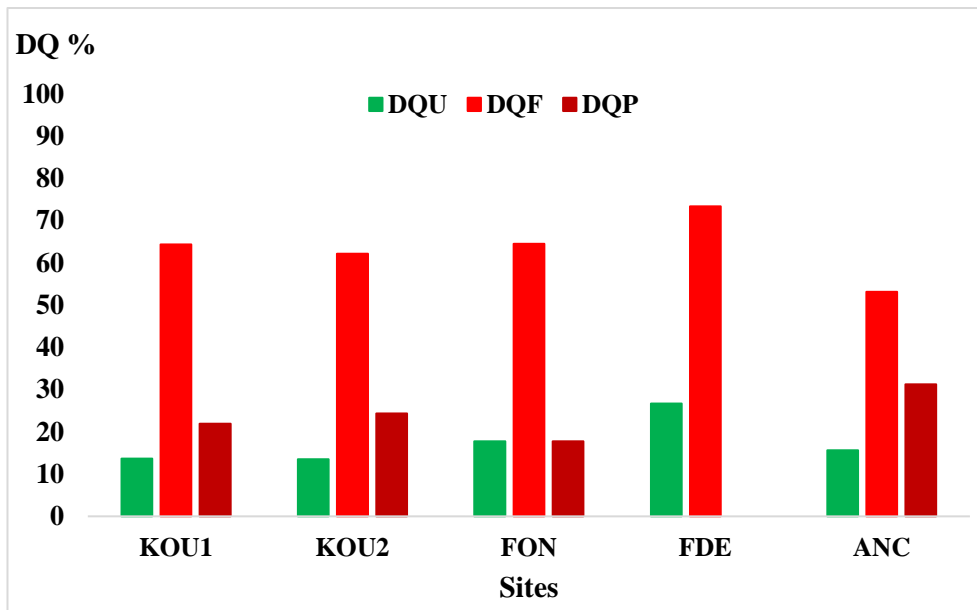
La dominance des Ceramiales observée à Kouali se retrouve, à des degrés divers, sur les autres sites étudiés (Figure 19). Par exemple, à FON, les Ceramiales représentent 29.03 % de DQ, et à FDE, 26.67 %. La plus faible dominance est enregistrée sur le site d'ANC avec une DQ de seulement 6.25 %. L'ordre des Corallinales, second en importance après les Ceramiales, varie également entre les sites, étant bien représenté à FDE (13.33 % de DQ) et ANC (12.50 % de DQ).

D'autres ordres de Rhodophytes sont présents mais avec des DQ plus modestes, comme les Gigartinales (12.90 % de DQ à FON) et les Rhodymeniales (13.33 % de DQ à FDE).

En général, dans la région centre algérienne, l'ordre des Ceramiales conserve sa prédominance en termes de dominance qualitative (Figure 20).



**Figure 17 :** La dominance qualitative des différents ordres taxonomiques dans les communautés de macroalgues dans la zone de Kouali.



**Figure 18 :** Dominance qualitative des principaux groupes taxonomiques (Florideophyceae, Phaeophyceae, et Ulvophyceae) dans les sites d'étude.

### Phaeophyceae

La classe des Phaeophyceae constitue le deuxième groupe le plus important dans la zone de Kouali (Figure 18), incluant KOU1 et KOU2, avec une dominance qualitative (DQ) de 23.53 %. Dans cette zone, l'ordre des Fucales prédomine (Figure 17). Entre ces deux sites, la répartition des Fucales (Figure 19) est relativement homogène, avec des DQ de 8.33 % à KOU1 et 5.41 % à KOU2.

À l'échelle de tous les sites étudiés (Figure 18), les Phaeophyceae représentent également le deuxième groupe en importance avec 19.83 % de DQ, sauf à FDE où elles sont absentes. L'ordre des Fucales est prédominant, atteignant 12.5 % de DQ à ANC, en plus des valeurs mentionnées pour KOU1 et KOU2. Les autres ordres sont moins abondants, avec des DQ inférieures à 10 %. Par exemple, à ANC, on trouve les Dictyotales (9.38 %) et les Sphacelariales (6.25 %).

En général, dans la région centre algérienne, pour la classe des Phaeophyceae, l'ordre des Fucales prédomine (Figure 20).

### Ulvophyceae

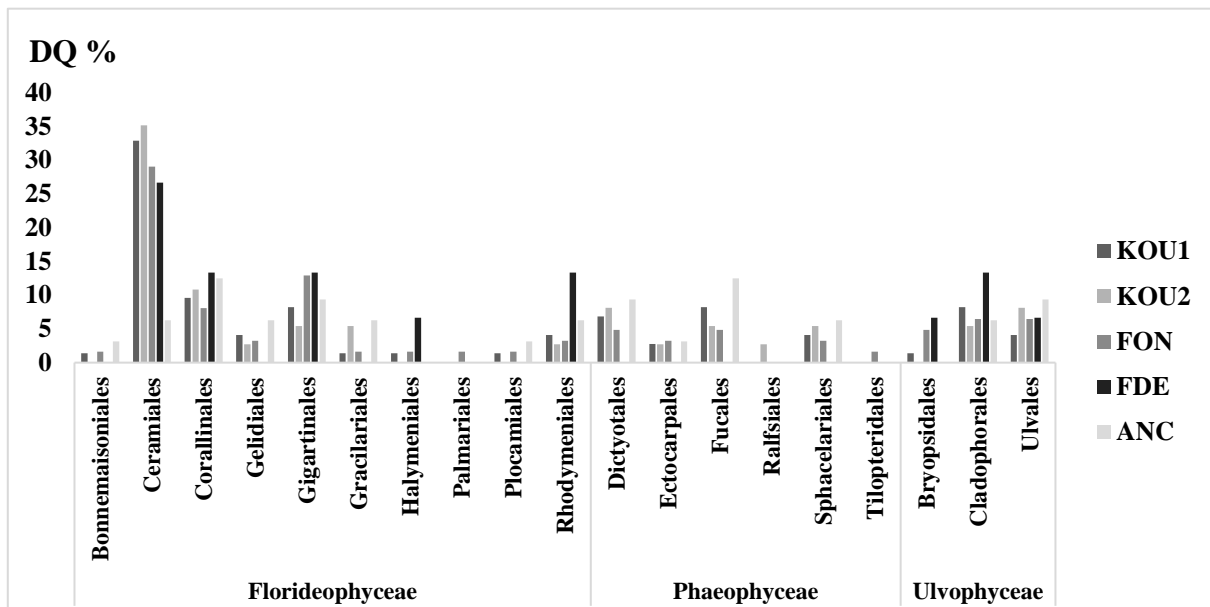
Dans la zone de Kouali (KOU1 et KOU2), la classe des Ulvophyceae constitue le troisième groupe avec 15.29 % de dominance qualitative (DQ). L'ordre des Cladophorales prédomine dans cette zone (Figure 17). Entre ces deux sites, on observe une différence : les

Cladophorales dominant à KOU1 (8.33 % de DQ), tandis que les Ulvales prédominent à KOU2 (8.11 % de DQ) (Figure 19).

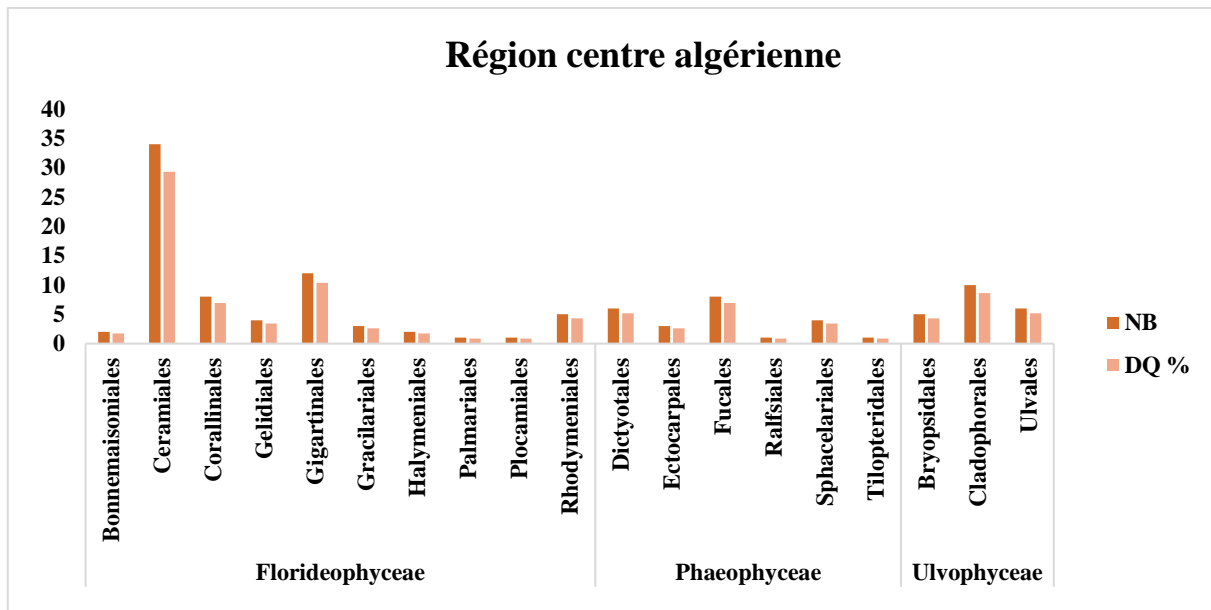
À l'échelle de tous les sites étudiés (Figure 18), les chlorophytes, représentés par la classe des Ulvophyceae, constituent également le troisième groupe avec 18.10 % de DQ. L'ordre des Cladophorales (Figure 19) y est prédominant, atteignant 13.33% de DQ à FDE et 8.33% à KOU1, montrant une répartition assez homogène.

Les autres ordres sont présents mais avec des DQ plus faibles, comme les Ulvales (9.38% à ANC) et les Bryopsidales (6.67% à FDE). Les Ulvales sont présentes dans la plupart des sites (Figure 19).

Dans la région centre algérienne, pour la classe des Ulvophyceae, l'ordre des Cladophorales prédomine (Figure 20).



**Figure 19 :** La dominance qualitative des différents ordres taxonomiques dans les communautés de macroalgues le long des sites d'étude.



**Figure 20 :** La dominance qualitative des différents ordres taxonomiques dans les communautés de macroalgues dans la région centre algérienne.

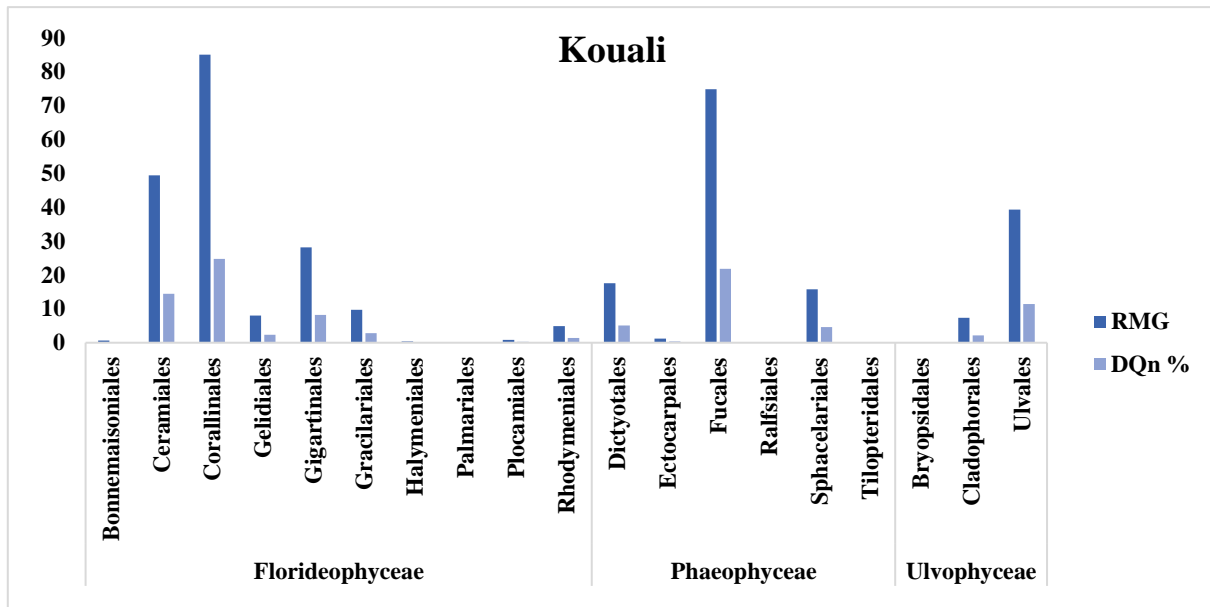
### 3.2. Dominances quantitatives des groupes systématiques (DQn)

#### Florideophyceae

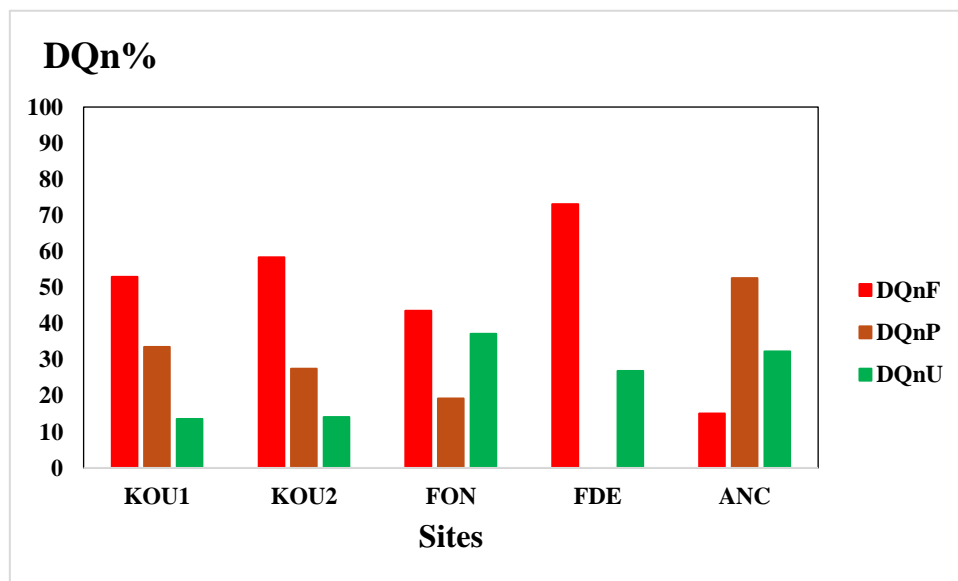
Dans la zone de Kouali (KOU1 et KOU2), la classe des Florideophyceae prédomine avec une dominance quantitative (DQ) de 54.49%. La zone de Kouali est caractérisée par la prédominance de l'ordre Corallinale (Figure 21). Cette classe constitue le groupe systématique le plus important dans les sites KOU1 et KOU2, avec des valeurs de DQ respectives de 52,94% et 58.40% (Figure 22). Au sein de cette classe, les Corallinales (Figure 23) atteignent des valeurs de dominance particulièrement élevées à KOU1 (25.32%) et KOU2 (23.63%), suivies par les Ceramiales qui montrent une présence marquée dans ces deux sites (KOU1 : 14.46%, KOU2 : 14.56%). Les Gigartinales sont également présentes, avec une dominance notable à KOU2 (11.99%).

Concernant les sites étudiés (FON, FDE, et ANC), on observe des variations dans la dominance quantitative des classes et ordres d'algues. La classe des Florideophyceae reste prédominante dans la plupart des sites, atteignant une DQ particulièrement élevée à FDE (73.09%) et FON (43.59%) (Figure 22). Dans ces sites, les ordres se distribuent différemment : les Corallinales dominent à FDE (28.90%), tandis que les Ceramiales montrent une présence marquée à FDE (9.09%) et ANC (5.14%). Les Gigartinales sont également présentes à FDE (3.45%) et ANC (2.73%), bien qu'à des niveaux moindres (Figure 23).

En général, dans la région centre algérienne, l'ordre des Corallinales conserve sa prédominance en termes de dominance quantitative (Figure 24).



**Figure 21 :** La dominance quantitative des différents ordres taxonomiques dans les communautés de macroalgues le long des sites d'étude.



**Figure 22 :** Dominance quantitative des principaux groupes taxonomiques (Florideophyceae, Phaeophyceae, et Ulvophyceae) dans les sites d'étude.

**Phaeophyceae**

Dans la Zone de Kouali (KOU1 et KOU2), la classe des Phaeophyceae occupe la deuxième position avec une dominance quantitative (DQ) de 54.49%. Cette zone est caractérisée par la prédominance de l'ordre des Fucales (Figure 21). Au sein des Phaeophyceae,

l'ordre des Dictyotales (Figure 23) se démarque particulièrement à KOU1 avec une DQn de 4,77%. Les Sphacelariales sont également présents dans ces sites, bien qu'à des niveaux moins élevés, contribuant ainsi à la diversité des algues brunes dans la zone de Kouali.

En ce qui concerne les autres sites étudiés, la distribution des Phaeophyceae varie considérablement (Figure 22). Cependant, le site d'ANC présente une exception notable, où les Phaeophyceae prédominent avec une DQn de 52.62 %. À FON, les Dictyotales (Figure 23) maintiennent une présence notable avec une DQn de 6,87 %, la plus élevée parmi tous les sites pour cet ordre. Au site d'ANC, les Fucales restent dominantes avec une DQn de 24.45 %. Le site d'ANC se caractérise également par une présence importante des Sphacelariales, avec une DQn de 25.46 %, la plus élevée pour cet ordre parmi tous les sites étudiés.

En général, dans la région centre algérienne, pour la classe des Phaeophyceae, l'ordre des Fucales prédomine (Figure 24).

### **Ulvophyceae**

La classe des Ulvophyceae (Figure 22) est principalement représentée par l'ordre des Ulvales, qui domine largement dans la zone de Kouali (Figure 21) ainsi que dans tous les sites étudiés (Figure 23). Cet ordre montre des valeurs de dominance extrêmement élevées, en particulier à ANC (26.49%), FON (21.36%), et FDE (21.91%). Les autres ordres de cette classe, tels que les Bryopsidales et les Cladophorales, présentent des présences plus modestes, avec des DQn faibles ou nuls.

Dans l'ensemble de la région centre algérienne, pour la classe des Ulvophyceae, l'ordre des Ulvales maintient sa prédominance (Figure 24).

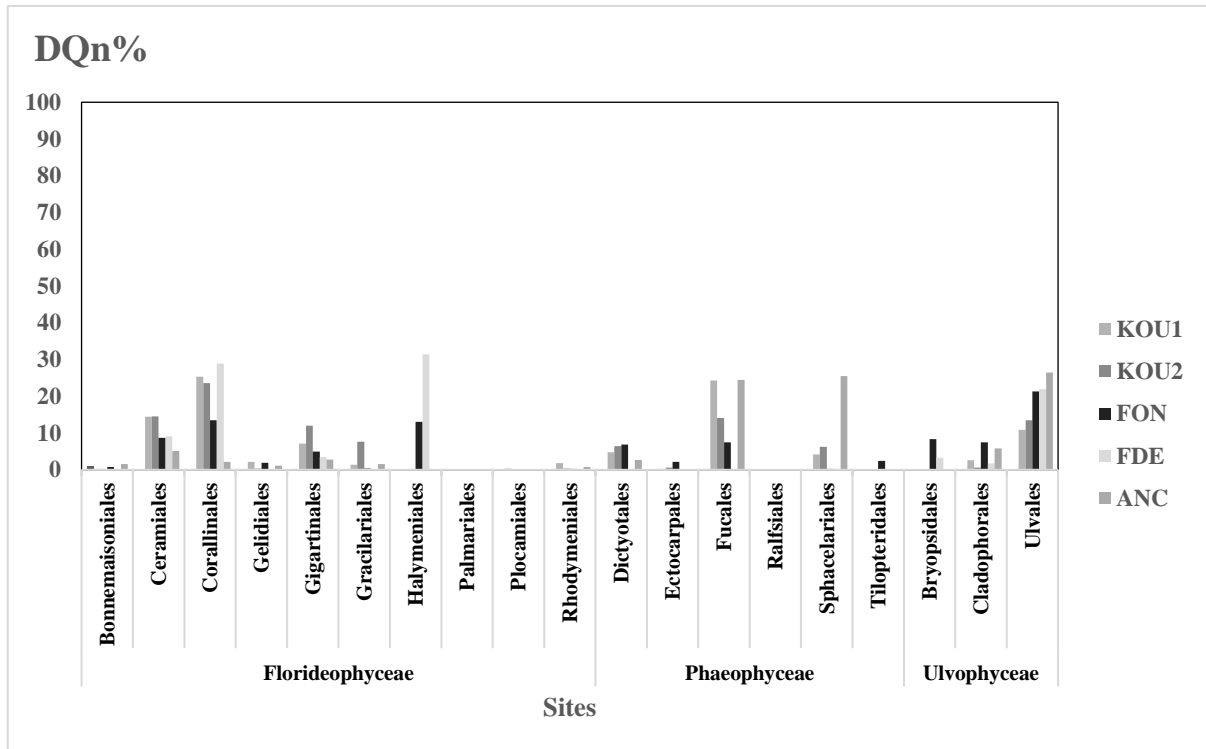


Figure 23 : La dominance quantitative des différents ordres taxonomiques dans les communautés de macroalgues le long des sites d'étude.

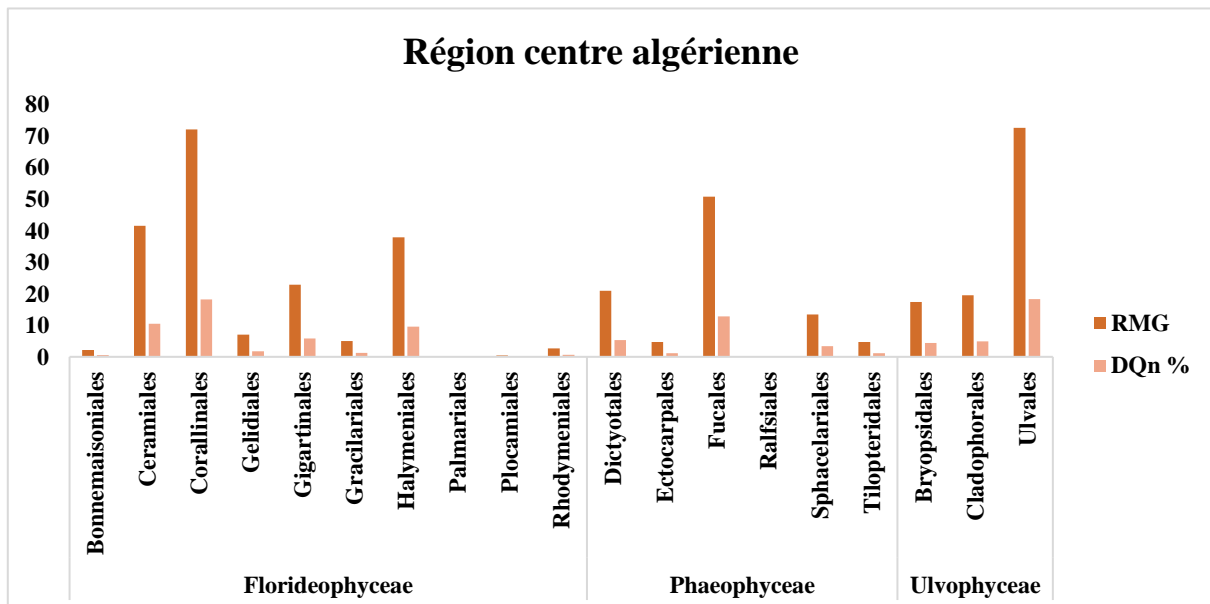


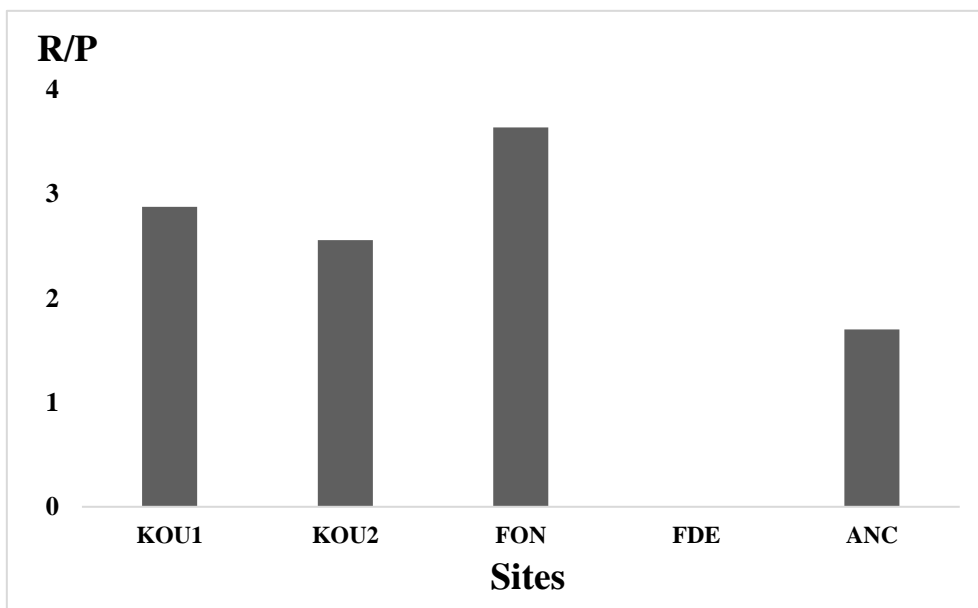
Figure 24 : La dominance quantitative des différents ordres taxonomiques dans les communautés de macroalgues dans la région centre algérienne.

### 3.3. Rapport R/P

Feldmann (1937) a introduit le concept du rapport R/P, qui représente le rapport du nombre de Rhodophycées sur le nombre de Phéophycées, comme un outil pour caractériser la flore marine d'une région donnée. Selon ses observations, ce rapport croît régulièrement en allant des mers froides de l'Europe du Nord vers les régions plus chaudes de l'Atlantique tropical. Ce gradient reflète la variabilité écologique et climatique entre les différentes régions marines, où les Rhodophycées tendent à devenir plus abondantes dans les zones plus tempérées et tropicales, tandis que les Phéophycées dominent davantage dans les environnements plus froids. Cette approche permet donc de comparer et de comprendre les différences dans la composition floristique des algues marines à travers différentes latitudes et conditions climatiques.

Les rapports R/P (Rhodophycées/Phéophycées) dans la zone de Kouali, représentée par les sites KOU1 et KOU2, révèlent une dominance modérée des Rhodophycées. KOU1 affiche un rapport de 2.88, tandis que KOU2 présente un rapport légèrement inférieur de 2.56 (Figure 25). En moyenne, le rapport R/P pour cette zone est de 2.6.

Concernant les autres sites étudiés (Figure 10), on observe des variations significatives. Le site FON se distingue par le rapport R/P le plus élevé (3.64), indiquant une forte prédominance des Rhodophycées. À l'opposé, le site ANC présente le rapport le plus faible (1.70). Il est à noter que pour le site FDE, le rapport R/P n'a pas pu être déterminé en raison de l'absence totale de Phéophycées dans les échantillons prélevés.



**Figure 25 :** Comparaison des valeurs du ratio R/P obtenues dans les différents sites étudiés.

**Tableau 6** : valeurs du rapport R/P calculées en Algérie.

Régions	R/P	Auteurs
Algérie	3.0	Felldmann (1931, 1937)
Algérie (Alger)	3.18	Seridi (2007)
Algérie (Alger)	4.04	Seridi (1990)
Algérie (Alger)	4.31	Taounza (2011)
Algérie (Arzew)	3.0	Ould-Ahmed (1994)
<b>Algérie (Centre)</b>	<b>2.15</b>	<b>Présente étude</b>
Algérie (Ouest)	2.19	Mehiaoui et al. (2022)
Algérie	2.05	Babbah (2021)

Pour permettre une comparaison pertinente du rapport R/P avec différentes régions d'Algérie et du monde, nous avons calculé la moyenne de ce rapport pour l'ensemble des sites étudiés (KOU1, KOU2, FON, FDE, ANC). Cette approche offre une vue d'ensemble plus représentative de la zone centre algérienne. La valeur de 2.15 se rapproche de celle observée dans et dans la région Ouest (2.19) (Tableau 6), ce qui suggère une certaine cohérence dans la distribution des Rhodophycées par rapport aux Phéophycées dans ces régions. Cependant, cette moyenne reste dans la fourchette des valeurs généralement observées dans les eaux tempérées, où le rapport R/P varie entre 1.0 et 2.0. Elle est néanmoins inférieure aux valeurs rapportées pour Alger, où le R/P varie de 3.18 à 4.31, ce qui indique une dominance plus marquée des Rhodophycées dans cette région, une caractéristique souvent observée dans les eaux tropicales, où le rapport R/P peut atteindre jusqu'à 4.3. En comparaison, le rapport global pour l'Algérie se situe à 3.0 selon les travaux de Felldmann et Ould-Ahmed, ce qui est également supérieur à la moyenne de l'étude présente. La valeur de 2.05 rapportée par Babbah (2021) (Tableau 6) pour l'Algérie est, quant à elle, plus proche de celle de l'étude présente, confirmant que les zones étudiées pourraient avoir des caractéristiques écologiques similaires aux régions tempérées.

En revanche, la valeur de 2.15 est nettement supérieure aux ratios observés dans les régions froides (Tableau 7), telles que le Groenland (0.86) et la Norvège (0.98). Dans ces régions, les Phéophycées dominent souvent, reflétant des conditions climatiques rigoureuses qui favorisent les algues brunes. La proximité de la valeur observée dans cette étude avec celles typiques des eaux tempérées suggère que la zone étudiée en Algérie pourrait être classée dans une catégorie intermédiaire. Cela signifie que la région révèle une affinité pour les climats tempérés froids. Cependant, cette étude se limite aux habitats de surface, ce qui pourrait donner une vision incomplète de l'environnement. Des éléments cruciaux situés en profondeur pourraient ne pas avoir été pris en compte. Il convient donc d'interpréter ces résultats avec

prudence, car ils pourraient ne pas refléter pleinement l'ensemble des dynamiques de l'écosystème (Seridi, 2007).

**Tableau 7** : valeurs du rapport R/P calculé dans différentes zones géographiques.

<b>Zone</b>	<b>R/P</b>	<b>Référence</b>
<b>Groenland</b>	0.86	Alvarez et al. (1988)
<b>Norvège (Arctique)</b>	0.95	Alvarez et al. (1988)
<b>Arctique</b>	1.1	Gain (1908-1910)
<b>Royaume-Uni</b>	1.57	Alvarez et al. (1988)
<b>Grande-Bretagne</b>	1.65	Parke et Dixon (1976)
<b>France (Atlantique)</b>	1.75	Alvarez et al. (1988)
<b>Turquie</b>	2.0	Güven et Öztig (1971)
<b>Açores (Portugal)</b>	2.01	Gabriel et al. (2014)
<b>Algérie</b>	2.15	Présente étude
<b>Mer Adriatique</b>	2.29	Alvarez et al. (1988)
<b>Portugal</b>	2.5	Ardre (1970)
<b>Espagne méditerranéenne + Îles Baléares</b>	2.85	Alvarez et al. (1988)
<b>Tunisie</b>	2.9	Ben Maiz et al. (1987)
<b>Maroc</b>	2.9	Benhissoune (2002)
<b>France méditerranéenne</b>	3.04	Alvarez et al. (1988)
<b>Italie</b>	3.1	Giaccone (1969)
<b>France</b>	3.13	Verlaque (1987)
<b>Syrie</b>	3.36	Mayhoub (1976)
<b>Espagne</b>	3.4	Gil-Rodriguez et Afonso-Carrillo (1980)
<b>Espagne (Catalogne)</b>	3.46	Ballesteros (1984)
<b>Espagne (Baléares)</b>	3.5	Ribera-Siguan (1983)
<b>Amérique tropicale</b>	3.7	Alvarez et al. (1988)
<b>France (Bouche du Rhône)</b>	3.82	Boudouresque et Perret-Boudouresque (1977)
<b>Afrique tropicale</b>	3.82	Alvarez et al. (1988)
<b>Mer Egée</b>	4.0	Giaccone (1968) ; Cirik (1978)
<b>Bahamas</b>	4.6	Howe (1918)
<b>Brésil</b>	5.1	Ollivera (1977)
<b>Afrique du Sud (Ouest)</b>	5.24	Stegenga et al. (1997)
<b>Uruguay</b>	5.86	Coll and Oliveira (1999)
<b>Namibie</b>	7.35	Lluch (2002)

### 3.4. Affinités biogéographiques de la flore marine

L'étude de la répartition géographique des algues marines est un sujet qui intéresse les scientifiques depuis longtemps, ce concept a été introduit dès le 19e siècle par Lamouroux (1825, 1826) *in* Ould Ahmed, 1994 et Boergesen et Jonson (1908) *in* Ould Ahmed, 1994). Pour

la Méditerranée en particulier, les études approfondies sur la répartition géographique de la flore ont débuté dans les années 1920-1940. Les travaux pionniers dans ce domaine incluent ceux de Feldmann et Hamel (1936) ; Feldmann-Mazoyer (1941) et Feldmann (1937, 1938, 1939, 1941, 1942, 1946, 1956).

Par la suite, le concept de phytobiogéographie marine s'est développé, cherchant à expliquer la distribution des espèces algales, principalement en fonction de la température. Van den Hoek et ses collaborateurs ont grandement contribué à cette approche. (Van den Hoek, 1975; 1979; 1984; 1987; Van den Hoek et Donze, 1966; 1967; Van den Hoek et Lüning, 1987; Van den Hoek et Breeman, 1990).

Les régions tempérées, telles que la côte algérienne, se caractérisent généralement par un mélange d'espèces d'eaux froides et chaudes, dont les proportions varient en fonction de la température locale (Seridi, 2007).

Les différents éléments biogéographiques ont été pris en compte en s'appuyant sur de nombreux ouvrages et travaux antérieurs, notamment ceux de Cormaci et al. (1982), Giaccone et al. (1991), Furnari et al. (2003), Seridi (2007), Zenetos et al. (2010, 2012). Sur la base de ces études, 11 groupes biogéographiques pour chaque espèce dans chaque site ont été identifiés : Atlantique, Atlantico-Boreale, Atlantique intermédiaire, Atlantique-Tropicale, Boréale, Cosmopolite, Divers, Indo-Pacifique, Méditerranéen, Pantropical et Sub-Cosmopolite (Annexe 1).

Les éléments biogéographiques de la flore algale dans la Zone de Kouali (Figure 26) révèlent une codominance de l'élément Atlantico-Boreale (AB) et de l'élément Méditerranéen (M), chacun présentant une dominance qualitative de 23.53%. L'élément cosmopolite (C) suit avec une dominance de 17.65%. Les autres éléments biogéographiques affichent des dominances plus modestes, comme l'élément Pantropical (DQ = 11.76%), tandis que certains, tels que l'élément Atlantique, sont totalement absents. Cette répartition souligne une prédominance des éléments tempérés dans la composition biogéographique de la flore algale de cette zone. Bien que les sites KOU1 et KOU2 de la zone de Kouali présentent des compositions biogéographiques similaires, des variations subtiles existent dans leur répartition (Figure 27). Dans l'ensemble des sites étudiés, les éléments biogéographiques de la flore algale montrent une prépondérance de l'élément Atlantico-Boreale (AB) (Figure 27), avec des proportions variantes entre 21.62 % et 33.33 %. En comparant tous les sites, on constate que l'élément Méditerranéen (M) est plus dominant dans les sites d'ouest de la zone centre algérienne (KOU1 et KOU2) par rapport à la partie centrale (FON, FDE et ANC). Pour les

autres éléments biogéographiques, les sites présentent une composition relativement homogène (Figure 27).

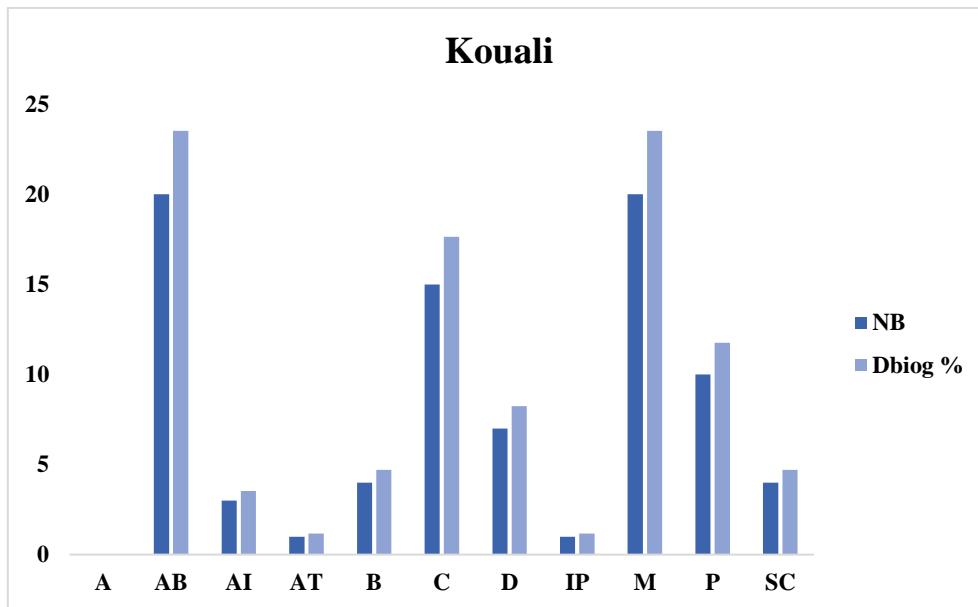


Figure 26 : Dominance biogéographique de la flore algale dans la zone de Kouali.

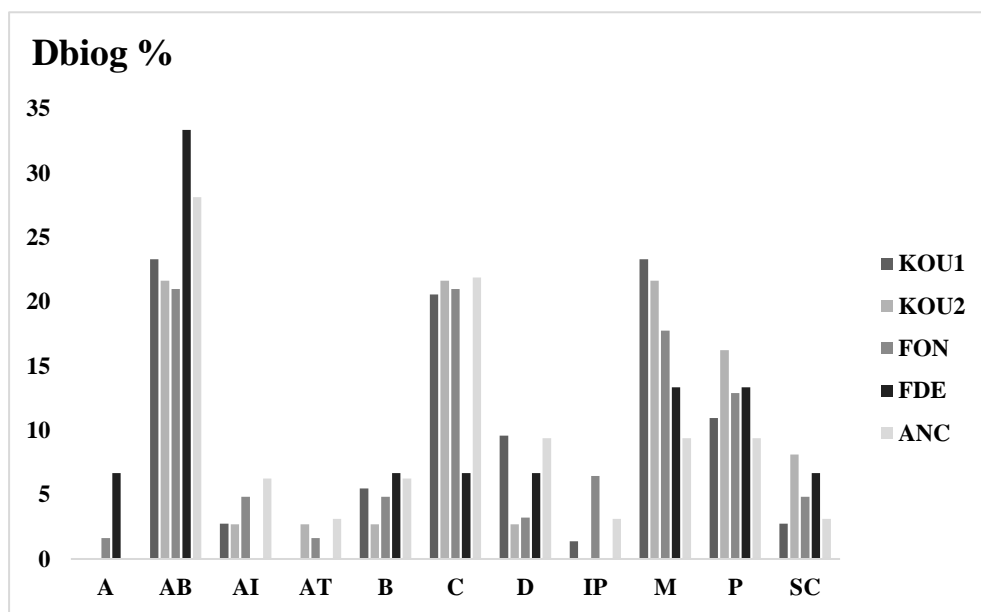


Figure 27 : Dominance biogéographique de la flore algale des sites étudiés.

La Figure 28 présente la distribution biogéographique moyenne observée dans la région centre algérienne. L'étude biogéographique de la flore algale dans la région centre algérienne révèle une prédominance des éléments tempérés, représentant 43.51% de la composition. Cette dominance se manifeste principalement par la présence significative de l'élément Atlantico-boréal (23.28 %), suivi de l'élément Méditerranéen (19.83 %). Les espèces cosmopolites

occupent la troisième place avec 15.45 %. En comparaison, les éléments chauds (Atlantique Tropical, Pantropical et Indo-Pacifique) ne constituent que 18.10 % de la flore, tandis que les éléments froids (Atlantique et Boréal) sont moins représentés avec seulement 5.17 %. Cette répartition met en lumière la caractéristique principale de la flore algale du littoral algérien : une forte influence des régions tempérées, notamment atlantiques et méditerranéennes, sur sa composition biogéographique.

**L'élément Atlantique (A) :** Englobant des espèces dont l'aire de distribution se situe dans l'Atlantique, essentiellement dans les eaux froides. Sa représentation est la plus faible, ne comptant qu'une seule espèce, équivalant à 0.82 %, présenté par *Pachymeniopsis lanceolata*.

**L'élément Atlantico-Boréal (AB) :** Rassemblant les espèces dont la répartition s'étend des îles Britanniques jusqu'au Maroc. Ces organismes prospèrent dans les eaux froides ou tempérées, leur distribution s'arrêtant en Méditerranée. Cet élément occupe une place significative dans la flore algérienne, regroupant 27 espèces, soit 23.28 %, dont font partie *Chondria coerulescens*, *Ellisolandia elongata*, *Osmundea pinnatifida*, *Cystoseira compressa*, *Dictyota spiralis*, *Sargassum vulgare*, *Cladophora albida*, *Cladophora nigrescens*, et *Ramabryopsis rupestris*.

**L'élément Atlantique Intermédiaire (AI) :** Englobant les espèces occupant une position médiane entre les éléments Atlantico-Tropical et Boréal, avec une distribution circonscrite aux abords du détroit de Gibraltar. Sa représentation se limite à 4 espèces, correspondant à 3.45 % : *Cryptopleura ramosa*, *Xiphosiphonia pennata*, *Cladostephus spongiosus*, et *Colpomenia sinuosa*.

**L'élément Atlantico-Tropical (AT) :** Regroupant les espèces peuplant les côtes subtropicales et tropicales de l'Atlantique. Dans l'Atlantique Est, leur zone de répartition s'étire généralement de la côte basque française à l'Équateur, certaines espèces étant eurythermes. Cet élément est également peu représenté, ne comptant que 2 espèces, soit 1.72 %, comprenant *Chondria capillaris* et *Chylocladia verticillata*.

**L'élément Boréal (B) :** Réunissant les espèces à tendance septentrionale, dont l'aire de distribution s'étend de la Norvège à l'Espagne, atteignant le nord du Maroc. En Méditerranée, cet élément est représenté par 5 espèces, équivalant à 4.31 % : *Antithamnion cruciatum*, *Ceramium virgatum*, *Gymnogongrus griffithsiae*, *Plocamium cartilagineum*, et *Cladophora laetevirens*.

**L'élément Cosmopolite (C)** : Englobant les espèces dotées d'une aire de distribution très étendue, présentes dans diverses mers sous différentes latitudes. Cet élément se classe troisième en termes de représentation, avec 18 espèces, soit 15.52 %, incluant *Asparagopsis armata*, *Jania rubens*, *Palisada perforata*, *Pterocliadiella capillacea*, *Dictyopteris polypodioides*, *Dictyota dichotoma*, *Halopteris scoparia*, *Chaetomorpha aerea*, *Ulva intestinalis*, et *Ulva linza*.

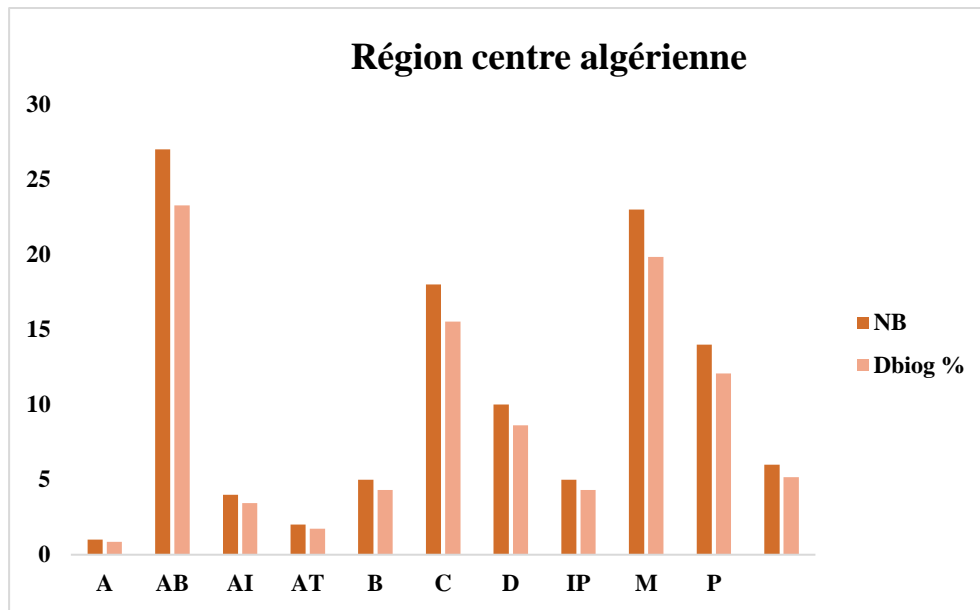
**L'élément Divers (D)** : Regroupant des taxons non identifiés et d'autres espèces dont la distribution géographique reste imprécise. Cet élément comprend 10 espèces, représentant 8.62 %, dont fait partie *Lomentaria compressa*.

**L'élément Indo-Pacifique (IP)** : Incluant les espèces originaires de la zone Indo-Pacifique ayant colonisé la Méditerranée via le canal de Suez. Ces organismes se rencontrent en mer Rouge, dans l'océan Indien et l'océan Pacifique, mais sont absents de l'océan Atlantique. Cet élément compte 5 espèces, soit 4.31 %, parmi lesquelles figurent *Asparagopsis taxiformis*, *Besa catenata*, *Caulerpa racemosa*, et *Codium vermilara*.

**L'élément Méditerranéen (M)** : Principalement répandu en Méditerranée. Il englobe des espèces endémiques méditerranéennes ou également présentes dans l'Atlantique à proximité du détroit de Gibraltar. Cet élément occupe une place importante, comptant 23 espèces, soit 19.83 %, dont font partie *Ceramium diaphanum*, *Jania virgata*, *Osmundea pelagosae*, *Polysiphonia sertularioides*, *Ericaria sedoides*, *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata*, et *Bryopsis cupressina*.

**L'élément Pantropical (P)** : Rassemblant les espèces que l'on retrouve dans la majorité des mers chaudes, telles que la Méditerranée, l'Atlantique tropical et subtropical, la mer Rouge, l'océan Indien, et l'océan Pacifique tropical et subtropical. Cet élément compte 14 espèces, représentant 12.07 %, parmi lesquelles figurent *Amphiroa rigida*, *Ceramium codii*, *Chondracanthus acicularis*, *Gelidium crinale*, *Gracilaria gracilis*, *Hypnea musciformis*, *Spyridia filamentosa*, et *Bryopsis muscosa*.

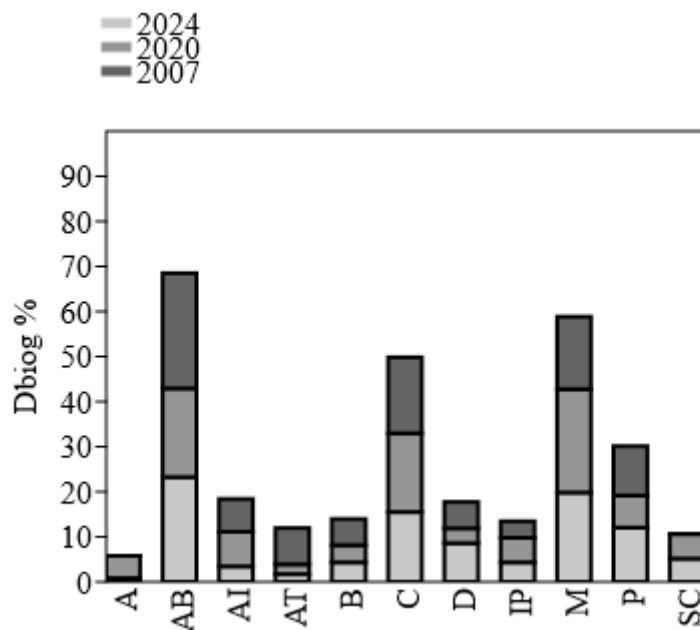
**L'élément Sub-Cosmopolite (SC)** : Englobant des espèces possédant une aire de distribution étendue mais absentes de certaines mers. Cet élément est représenté par 6 espèces, soit 5.17 %, dont font partie *Palisada thuyoides*, *Cutleria multifida*, *Dictyota fasciola*, *Pseudoralfsia verrucosa*, *Blidingia minima*, et *Chaetomorpha ligustica*.



**Figure 28 :** la dominance biogéographique dans la région centre algérienne.

La comparaison de l'affinité biogéographique du littoral algérien (Figure 29) entre les études de Seridi (2007), Bahbah (2020) et la présente étude (2024) révèle une tendance globalement similaire dans la composition des éléments biogéographiques, avec quelques nuances notables. L'élément Atlantico-boréal (AB) maintient sa prédominance dans la présente étude (23.28 %) et celle de Seridi en 2007 (25.54 %) ; une légère divergence est observée dans l'étude de Bahbah en 2020, où l'élément Méditerranéen (M) domine à 22.95 %, tandis que l'AB représente 19.67 %.

Un point important à noter est l'apparition des éléments Atlantique (A) et Sub-Cosmopolite (SC) dans la présente étude, absents en 2007. L'élément A (0.86 %) est représenté par *Pachymeniopsis lanceolata*, tandis que l'élément SC (5.17 %) inclut des espèces telles que *Palisada thuyoides*, *Cutleria multifida*, *Dictyota fasciola*, *Pseudoralgsia verrucosa*, *Blidingia minima*, et *Chaetomorpha ligustica*.



**Figure 29 :** Evolution de la dominance biogéographique du littoral algérien de 2007 à 2024 : Analyse comparative des études de Seridi (2007), Bahbah (2020) et la présente étude (2024).

### 3.5. Groupes écologiques

Un groupe écologique est défini comme "un groupe itératif d'espèces statistiquement liées entre elles et à un ou plusieurs facteurs écologiques ou biotopes (dans un secteur géographique bien précis), sans que la raison de ces liaisons soit forcément élucidée." Ce concept, initialement développé pour l'écologie terrestre, a été adapté à l'écologie marine par des chercheurs comme Boudouresque, Cinelli, et d'autres entre 1970 et 1980 (Boudouresque, 1984).

Les algues ont été classées en groupes écologiques conformément à la typologie établie par Boudouresque (1984) (voir Annexe 2). Les groupes écologiques considérés pour cette étude sont les suivants :

- Roche médiolittorale : RM
- Roche médiolittorale supérieure : RMS
- Roche médiolittorale Moyenne 1 : RMM1
- Roche médiolittorale Moyenne 2 : RMM2
- Roche médiolittorale inférieure : RMI
- Encorbellement médiolittorale : EM

- Frange médiolittorale : FM
- Photophiles infralittorales : PhI
- Photophiles infralittorales de mode battu : PhIB
- Photophiles infralittorales de mode relativement calme : PhIC
- Photophiles infralittorales thermophiles des substrats durs : PhIT
- Photophiles infralittorales de surpâturage : PHIG
- Sciaphiles infralittorales et circalittorales : SIC
- Sciaphiles infralittorales : SI
- Sciaphiles superficielles de mode battu : SSB
- Sciaphiles superficielles de mode battu, à affinité froide : SSBf
- Sciaphiles superficielles de mode battu, à affinité chaude : SSBc
- Sciaphiles de mode relativement calme : SC
- Sciaphiles infralittorales de mode relativement calme : SCI
- Sciaphiles infralittorales de mode relativement calme tolérantes : SCIT
- Concrétionnement coralligène tolérantes : CCT
- Concrétionnement coralligène : CC
- Sciaphiles rhéophiles : SRh
- Photophiles infralittorales des milieux portuaires : PhIP
- Infralittorales des substrats durs : ISR
- Large répartition écologique : LRE

### 3.5.1. Dominance qualitative

L'analyse de la dominance qualitative (DQ %) des groupes écologiques de macroalgues dans la zone de Kouali (Figure 30) met en évidence la prépondérance des espèces photophile de l'étage infralittoral. Cette zone se caractérise principalement par la prédominance du groupe PhIC (photophile infralittoral en mode calme), avec une DQ de 11.77 %. On observe également une présence significative des groupes photophiles infralittoraux thermophiles des substrats durs (PhIT) et des milieux portuaires (PhIP), chacun affichant une DQ de 8.24 %. Par ailleurs, certains groupes de l'étage infralittoral sciaphile sont bien représentés, notamment les Sciaphiles infralittoraux (SI) avec une DQ de 4.71 % et les Sciaphiles superficielles de mode battu (SSB) à 5.88 %. Cette répartition témoigne d'une prédominance des algues adaptées aux zones bien éclairées dans la partie supérieure de l'étage infralittoral.

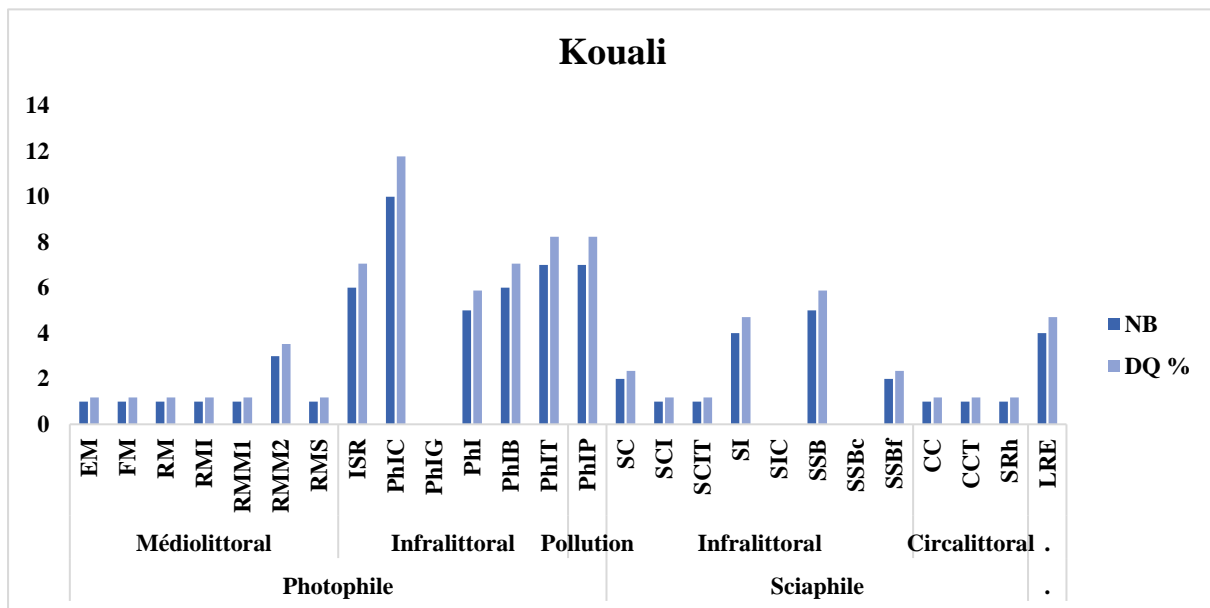


Figure 30 : Dominance qualitatives des groupes écologiques des algues dans la zone de Kouali.

La figure 31 présente la dominance qualitative (DQ %) des groupes écologiques de macroalgues sur les sites (KOU1, KOU2, FON, FDE, et ANC). Dans l'ensemble, les groupes écologiques les plus dominants appartiennent principalement à l'étage infralittoral, avec une prépondérance des groupes photophiles. Le groupe PhIC (photophile infralittoral en mode calme) se démarque particulièrement, étant fortement représenté sur plusieurs sites. On observe également une présence notable des groupes photophiles infralittoraux thermophiles des substrats durs (PhIT).

Les résultats des sites KOU1 et KOU2 dans la zone de Kouali (Figure31) révèle des profils écologiques similaires, tous deux dominés par le groupe PhIC. Néanmoins, KOU2 présente des pourcentages généralement plus élevés, notamment pour PhIC (13.81 % contre 12.33 % pour KOU1) et PhIP (10.81 % contre 6.85 %). Cette différence de répartition est liée à une richesse spécifique plus élevée à KOU1 comparativement à KOU2.

Pour les autres sites, FON se distingue par une dominance du groupe PhIP (photophiles infralittoraux des milieux portuaires) à 13.33 %. FDE partage cette dominance du groupe PhIP avec FON, mais présente également une codominance des groupes ISR et SI avec un pourcentage de 13.33 %. Enfin, ANC se démarque par une forte dominance du groupe PhIC à 25 %, surpassant largement les autres sites. Cette distribution suggère une prédominance

d'espèces algales adaptées aux zones fortement lumineuses et relativement abritées, caractéristiques de la zone supérieure de l'étage infralittoral.

Il convient de souligner une dominance élevée du groupe PhIP, indicateur de pollution, dans les sites du centre par rapport aux sites de l'ouest.

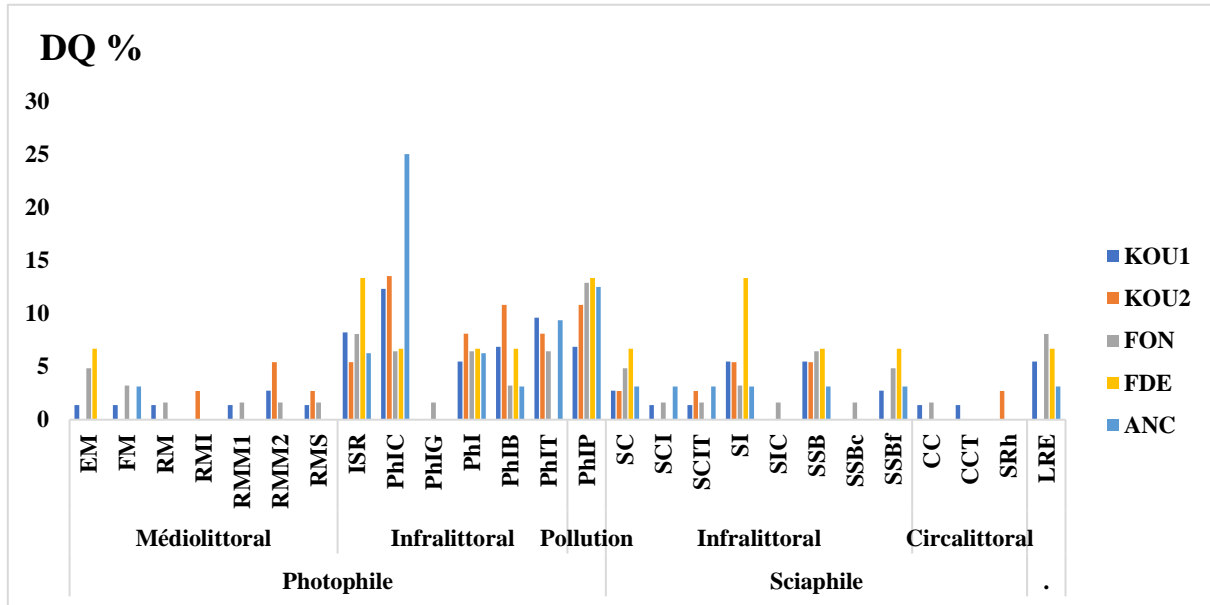


Figure 31 : Dominance qualitatives des groupes écologiques des algues dans les sites étudiés.

L'analyse de la dominance qualitative (DQ %) des groupes écologiques de macroalgues dans la région centre algérienne (Figure 32) révèle une nette prépondérance des espèces photophiles de l'étage infralittoral. Cette zone se caractérise principalement par la prédominance du groupe PhIC (photophile infralittoral en mode calme), qui affiche une DQ remarquable de 12.07 %. On observe également une présence significative du groupe Photophiles infralittorales des milieux portuaires (PhIP), avec une DQ de 7.76 %. Par ailleurs, certains groupes de l'étage infralittoral sciaphile sont bien représentés, notamment les Sciaphiles infralittorales (SI) et les Sciaphiles superficielles de mode battu (SSB), tous deux atteignant une DQ de 5.17 %. Cette distribution écologique met en évidence une prédominance des algues adaptées à la partie supérieure de l'étage infralittoral

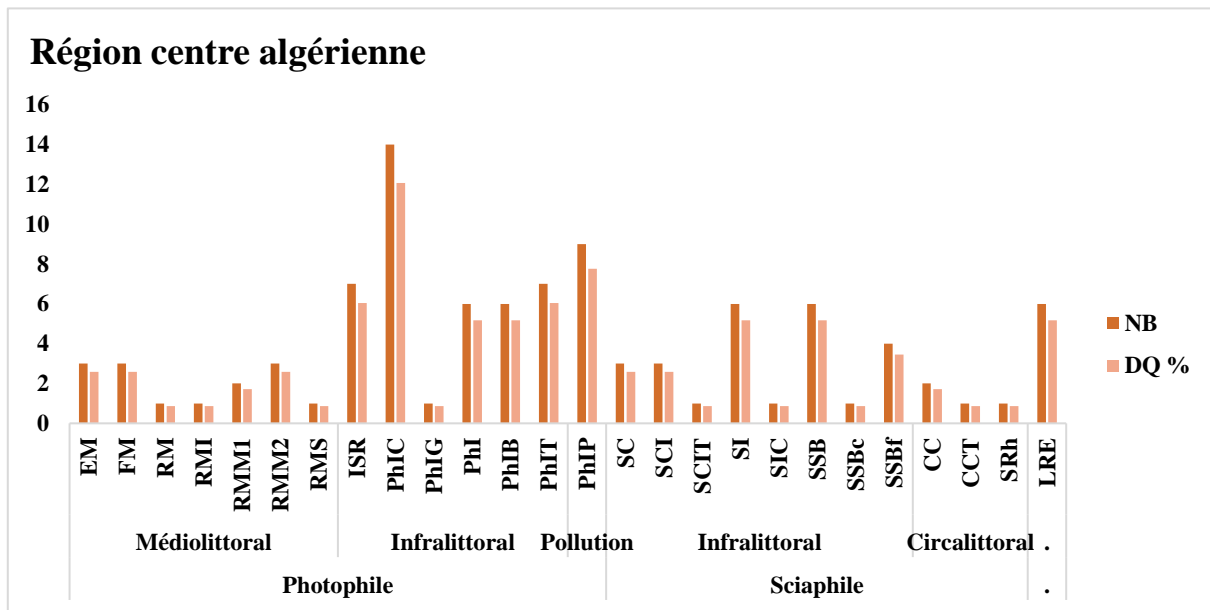
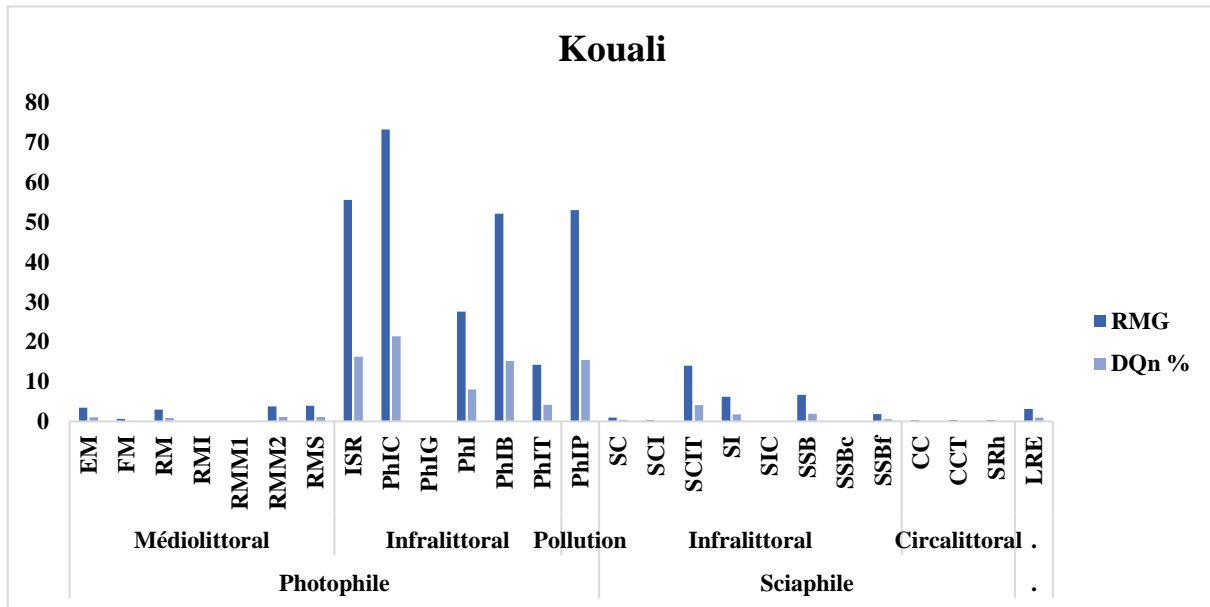


Figure 32 : Dominance qualitatives des groupes écologiques des algues dans la région centre algérienne.

### 3.5.2. Dominance quantitative

L'analyse de la dominance quantitative (DQn %) des groupes écologiques de macroalgues dans la zone de Kouali (Figure 33) met en évidence la prépondérance des espèces photophiles de l'étage infralittoral. Cette zone se caractérise principalement par la prédominance du groupe PhIC (photophile infralittoral en mode calme), avec une DQn de 21.35 %. Il est suivi par le groupe des infralittorales des substrats durs (ISR) avec une DQn de 16.19 %. On observe également une présence significative des groupes photophiles infralittoraux de mode battu (PhIB) (DQn = 15.19 %) et des milieux portuaires (PhIP) (DQn = 15.45 %). Les autres groupes écologiques présentent des dominances plus faibles. Cette distribution des groupes écologiques, combinant des espèces adaptées aux modes calmes et battus, suggère un habitat photophile infralittoral semi-battu.



**Figure 33 :** Dominance quantitatives des groupes écologiques des algues dans la zone de Kouali.

La figure 34 représente la dominance quantitative (DQn %) des groupes écologiques de macroalgues dans les sites (KOU1, KOU2, FON, FDE, et ANC). Cette analyse permet de comparer la structure des communautés algales en fonction de leur affinité écologique, de l'éclairement et des étages littoraux.

En examinant les groupes écologiques dominants par rapport aux étages et à l'éclairement (Figure 34), on observe que l'étage médiolittoral est caractérisé par une faible dominance des groupes FM et RM. L'étage infralittoral, quant à lui, est marqué par une forte abondance des groupes photophiles, notamment PhIC, PhI, PhIB et PhIP, indiquant des environnements bien éclairés. Par rapport à l'infralittoral sciaphile, le groupe SSB (sciaphiles superficielles de mode battu) gagne en importance, reflétant des conditions de luminosité plus réduites. Les groupes écologiques de l'étage circalittoral présentent des dominances très faibles, presque nulles, dans tous les sites.

Les sites KOU1 et KOU2 dans la zone de Kouali révèlent des différences notables dans la structure de leurs communautés algales (Figure 34). KOU1 présente une dominance marquée des groupes photophiles infralittoraux, avec PhIC (22.46 %) et ISR (19.88 %) comme groupes principaux, suggérant un environnement infralittoral rocheux bien éclairé. KOU2, en revanche, montre une dominance moins prononcée du groupe PhIC (17.6 %), accompagnée d'une présence significative de PhIP (21.82 %), PhIB (20,07 %) et PhI (14.90 %).

Les profils de dominance révèlent des différences notables pour les autres sites. FON se distingue par la prédominance des groupes PhIP (28.46 %) et SSB (15.39 %). FDE présente une composition particulièrement intéressante avec une forte abondance du groupe sciaphile SSB (31.47 %) et du groupe infralittoral photophile ISR (29.06 %). Enfin, ANC se démarque par une dominance prononcée de PhIC (35.45 %) et une abondance significative de SCIT (24.20 %). Ces variations entre les sites reflètent probablement des différences dans les conditions environnementales locales, la topographie sous-marine et potentiellement les pressions anthropiques.

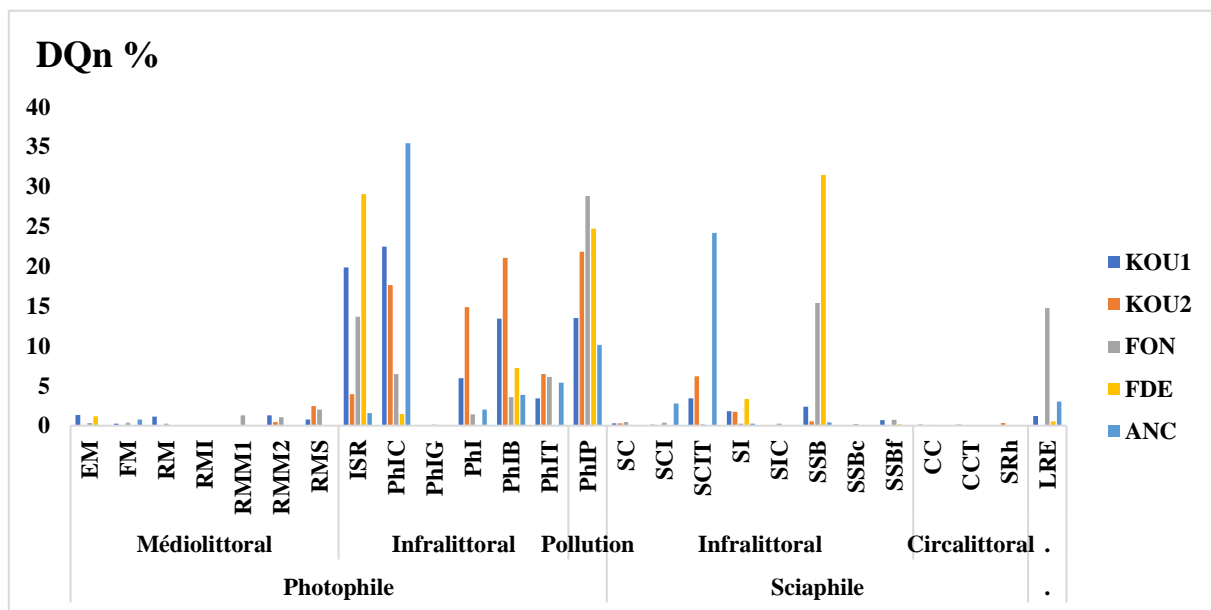


Figure 34 : Dominance quantitatives des groupes écologiques des algues dans les sites.

La figure 35 illustre la dominance quantitative moyenne des groupes écologiques dans la région centre algérienne. Les résultats mettent en évidence une prédominance claire des groupes photophiles de l'étage infralittoral. Le groupe le plus dominant est PhIP (Photophiles infralittoraux des milieux portuaires) avec un DQn de 22.53 % et un recouvrement moyen général (RMG) de 89.39 %. Il est suivi par ISR (Infralittoraux des substrats durs) avec un DQn de 15.30 % et un RMG de 60.71 %, puis par PhIC (Photophiles infralittoraux de milieu relativement calme) présentant un DQn de 13.04 % et un RMG de 51.73 %. Le groupe SSB (Sciaphiles superficielles de milieu battu) se distingue également avec un DQn de 11.38 % et un RMG de 45.40 %. PhIB (Photophiles infralittoraux basaux) affiche un DQn de 8.00 % et un RMG de 31.74 %, suivi de près par LRE (Large répartition écologique) avec un DQn de 7.73

% et un RMG de 30.68 %. Enfin, PhIT (Photophiles infralittoraux thermophiles des substrats durs) présente un DQn de 4.77 % et un RMG de 18.94 %. Ces résultats montrent une prédominance claire des groupes photophiles de l'étage infralittoral dans la région centre algérienne.

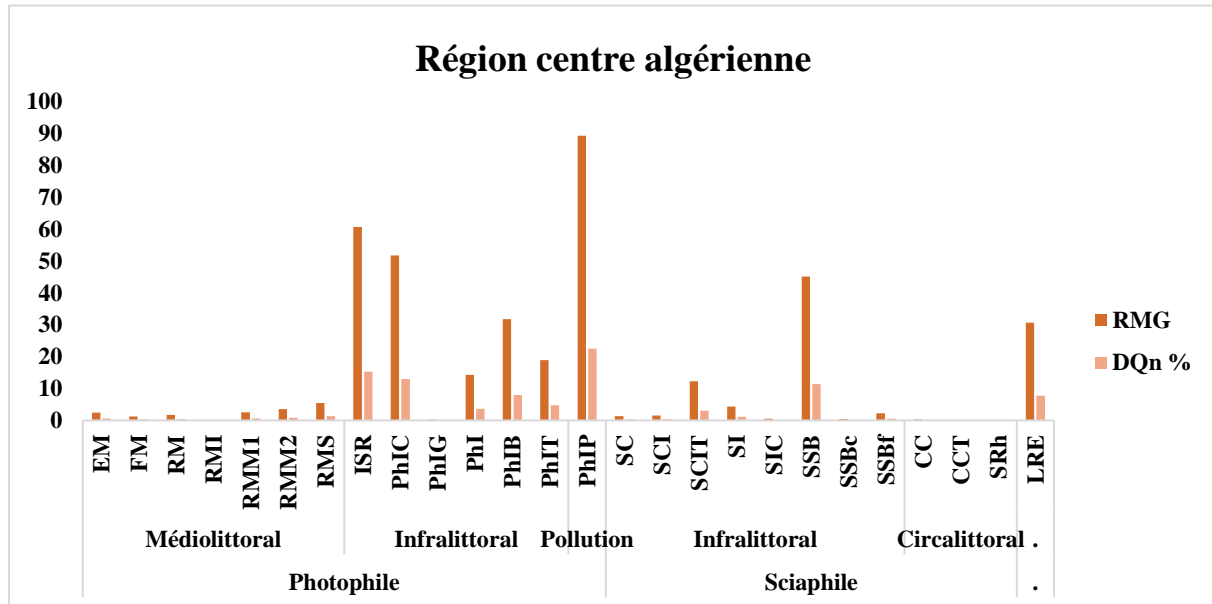


Figure 35 : Dominance quantitatives moyenne des groupes écologiques dans la région centre algérienne.

#### 4. Etude de la biodiversité des macroalgues dans les sites d'étude

##### 4.1. Indices de diversité

L'indice de diversité ( $H'$ ) mesure le degré d'organisation d'une communauté écologique, tandis que l'équitabilité ( $E$ ) évalue la qualité de cette organisation. Ces deux paramètres, selon Amanieu et Lasserre (1982), sont essentiels pour comprendre la structure des peuplements.

Les résultats des indices de diversité pour la zone de Kouali montrent une valeur élevée de  $H' = 4.99$ , de  $E = 0.778$ , et de Simpson  $0.95$ , ce qui indique que la zone présente une communauté macroalgale bien évoluée et équitable. Pour les sites de la zone de Kouali (Tableau 8), on constate que KOU1 et KOU2 présentent des valeurs généralement élevées, avec KOU1 surpassant légèrement KOU2 pour tous les indices. L'indice de Shannon ( $H'$ ) est le plus élevé pour KOU1 (4.892) suivi de KOU2 (4.122), indiquant une plus grande diversité d'espèces à KOU1. L'équitabilité ( $E$ ) est similaire pour les deux sites (0.788 pour KOU1 et 0.791 pour KOU2), suggérant une répartition équilibrée des espèces. L'indice de Simpson est également plus élevé pour KOU1 (0.939) que pour KOU2 (0.928), confirmant une plus grande diversité et une dominance moins prononcée à KOU1. Parmi les autres sites, FON se rapproche des valeurs de KOU1 et KOU2 pour tous les indices, suivi par ANC qui présente des valeurs intermédiaires. FDE affiche systématiquement les indices les plus bas ( $H' = 2.415$ ,  $E = 0.618$ , Simpson = 0.761), indiquant une diversité moins importante et une répartition moins équilibrée des espèces par rapport aux autres sites étudiés. On a essayé de calculer les indices de diversité pour la région centre algérienne, les résultats sont  $H' = 5.12$ ,  $E = 0.746$  et Simpson est de 0.949, ce qui indique une diversité très élevée et une répartition équilibrée des espèces dans cette zone.

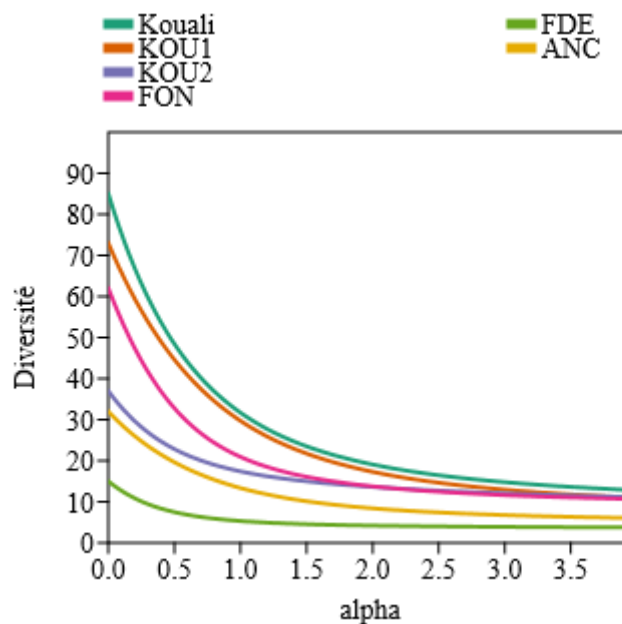
**Tableau 8 :** les indices de diversité dans les sites étudiés.

	<b>KOU1</b>	<b>KOU2</b>	<b>FON</b>	<b>FDE</b>	<b>ANC</b>
<b>Shannon_H</b>	4.892	4.122	4.388	2.415	3.740
<b>Equitabilité_E</b>	0.788	0.791	0.737	0.618	0.748
<b>Simpson</b>	0.939	0.928	0.927	0.761	0.877

Dans cette étude, nous avons utilisé les profils de diversité de Rényi pour examiner la biodiversité. Cette méthode nous permet d'observer à la fois le nombre d'espèces présentes et leur répartition dans la zone de Kouali et dans chaque site étudié. La figure 36 présente les profils de diversité de Rényi pour la zone de Kouali (KOU1 et KOU2) et d'autres sites (FON, FDE, et ANC). La zone de Kouali se distinguant nettement par sa courbe positionnée au sommet de tous les autres profils. Cette position dominante traduit une richesse spécifique maximale et

une équitabilité élevée des communautés macroalgales. À mesure que  $\alpha$  augmente, Kouali maintient sa diversité élevée, indiquant un écosystème particulièrement diversifié, équilibré et potentiellement plus résilient.

L'analyse des profils de Rényi révèle des différences significatives entre les sites. À  $\alpha=0$ , qui représente la richesse en espèces, KOU1 montre la diversité la plus élevée, suivi de près par FON, indiquant que ces sites abritent le plus grand nombre d'espèces. KOU2 se positionne légèrement en dessous, tandis qu'ANC présente une richesse spécifique intermédiaire. FDE affiche la richesse la plus faible. À  $\alpha=1$ , correspondant à l'indice de Shannon, KOU1 maintient sa position dominante, suggérant une bonne répartition des espèces en plus de sa richesse. KOU2 et FON restent proches mais commencent à montrer une dominance accrue de certaines espèces. FDE affiche des indices de Shannon plus bas, indiquant une répartition plus inégale des espèces. À  $\alpha=2$ , proche de l'indice de Simpson, la dominance de certaines espèces devient plus évidente dans tous les sites, particulièrement pour FDE et dans une moindre mesure pour ANC. Lorsque  $\alpha$  tend vers l'infini, reflétant la dominance des espèces les plus abondantes, KOU1, KOU2 et FON maintiennent une diversité relative, tandis que les autres sites, notamment FDE, montrent une forte dominance d'un petit nombre d'espèces. De manière générale, on observe une dominance d'un groupe d'espèces photophiles ayant un recouvrement plus important dans l'ensemble des sites étudiés. Ces espèces comprennent *Ericaria amentacea*, *Ericaria sedoides*, *Cystoseira compressa*, *Pachymeniopsis lanceolata*, *Ellisolandia elongata*, *Ulva rigida*, *Ulva lactuca*, *Ulva linza*, et *Halopteris scoparia*.



**Figure 36** : Profil de diversité de macroalgues au niveau de la zone de Kouali et les sites étudiés.

#### 4.2. Indice de Similarité Sorensen

L'analyse de la similarité des espèces de macroalgues entre les différents sites (Figure 37) a été réalisée à l'aide de l'indice de Sorensen, basé sur les données de présence-absence. Les résultats révèlent des degrés variables de similitude entre les sites étudiés. La plus forte homogénéité a été observée entre les sites KOU1 et FON, avec un indice de similitude  $C_s$  de 0.64, dépassant le seuil de 0.5. Cette valeur élevée indique une composition algale relativement similaire, caractérisée par un nombre important d'espèces communes.

Les autres comparaisons par paires ont montré des niveaux de similitude plus faibles. Entre KOU1 et KOU2, l'indice de similitude est de 0.46. Ces valeurs, inférieures à 0.5, suggèrent des différences plus marquées dans la composition des espèces de macroalgues entre ces sites. L'hétérogénéité la plus prononcée a été constatée pour certaines paires de sites. La comparaison entre KOU1 et FDE donne 0.16, et entre KOU2 et FDE, l'indice est de 0.23. Ces faibles valeurs de l'indice de Sørensen mettent en évidence des différences significatives dans la composition des communautés de macroalgues entre ces sites.

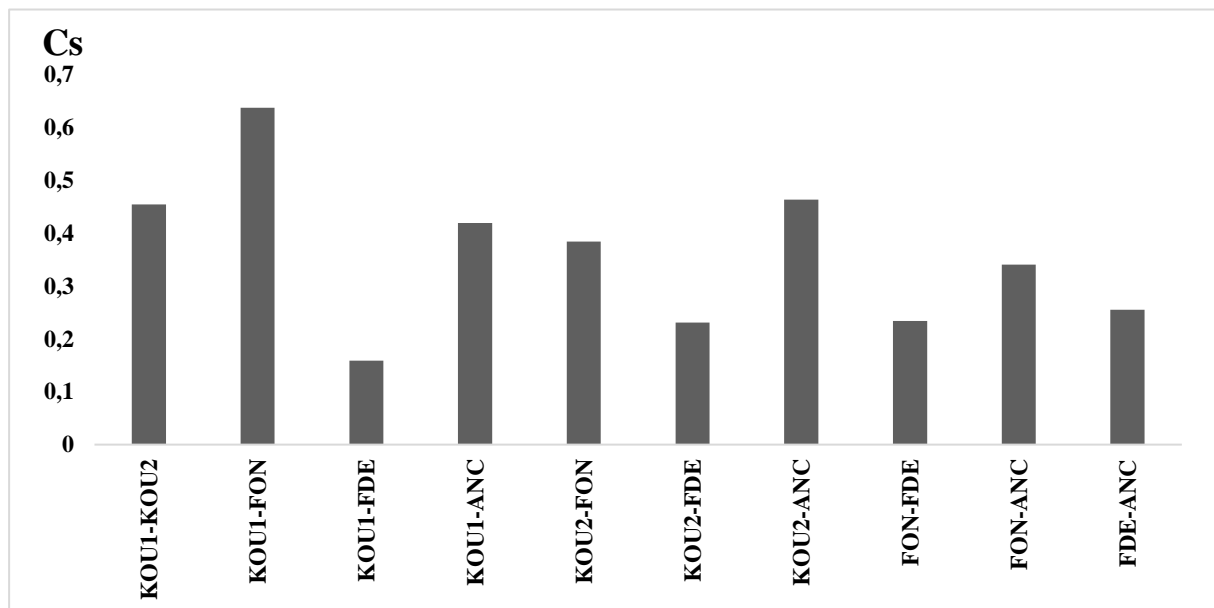


Figure 37 : l'indice de similarité calculé entre les sites.

#### 4.3. La dominance

##### 4.3.1. L'indice de Berger-Parker

L'indice de dominance de Berger-Parker nous permet d'évaluer l'importance relative de l'espèce la plus abondante dans chaque site (Tableau 9), avec des valeurs allant de 0 (faible

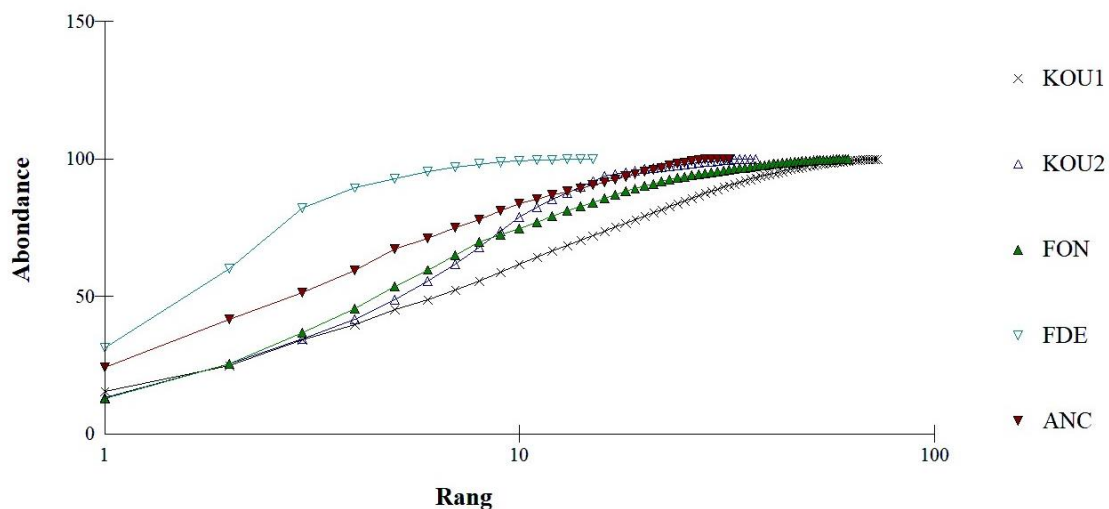
dominance, grande diversité) à 1 (forte dominance, faible diversité). Parmi les sites étudiés, FON présente la plus faible dominance (0.130), suivi par KOU2 (0.133) et KOU1 (0.155), indiquant une répartition équilibrée des espèces et une bonne diversité dans ces zones. ANC (0.242) montre une dominance modérée, suggérant qu'une espèce est plus abondante que les autres, mais sans être excessive. FDE affiche la plus forte dominance (0.315), ce qui signifie qu'une espèce en particulier y est nettement plus abondante que les autres.

**Tableau 9 :** Résultats de l'indice de Dominance de Berger-Parker dans les sites étudiés.

Indice	KOU1	KOU2	FON	FDE	ANC
Dominance de Berger-Parker	0.155	0.133	0.13	0.315	0.242

**4.3.2. K-dominance**

La figure 38 présente les profils de K-dominance qui a permet d'avoir une vision approfondie de la structure des communautés dans les différents sites étudiés. La dominance cumulative (%) est représentée par l'axe des ordonné et le rang des espèces en échelle logarithmique est représenté par l'axe des abscisses. Une courbe qui monte rapidement indique une forte dominance, alors qu'une courbe qui monte lentement suggère une répartition plus équilibrée des espèces. Selon cette analyse, FDE présente la plus forte dominance, suivie par ANC. FON montre une dominance modérée à faible, tandis que KOU2 et KOU1 affichent les courbes les plus basses, indiquant la plus faible dominance et donc la plus grande diversité. Ces résultats sont cohérents avec l'indice de Berger-Parker, confirmant que les sites de Kouali (KOU1 et KOU2) présentent la structure de communauté la plus équilibrée et diverse, tandis que FDE montre la structure la moins équilibrée avec une forte dominance de quelques espèces.



**Figure 38 :** Les profils de K-dominance dans sites étudiés.

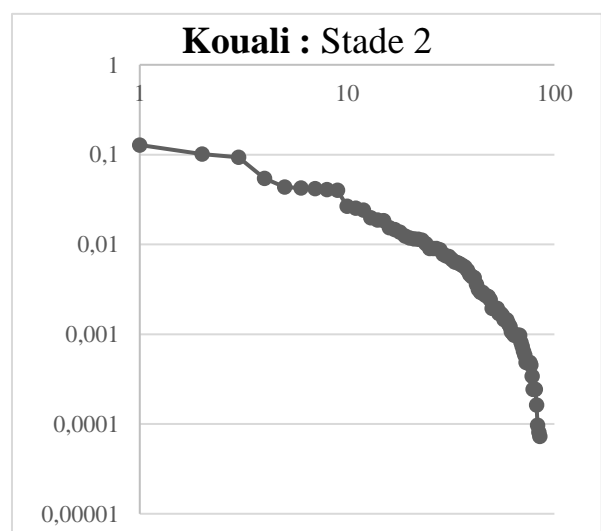
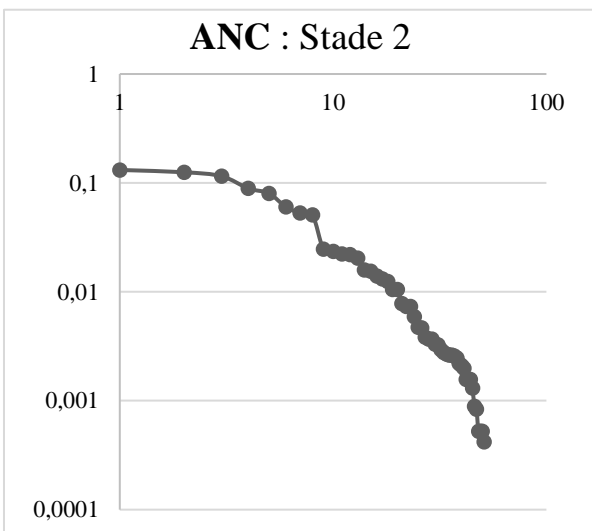
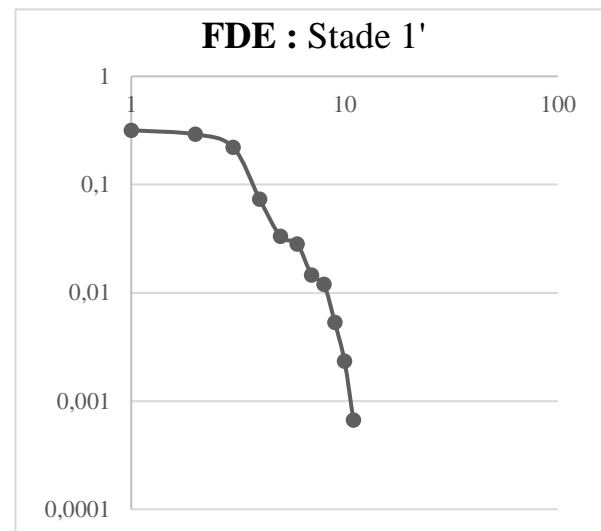
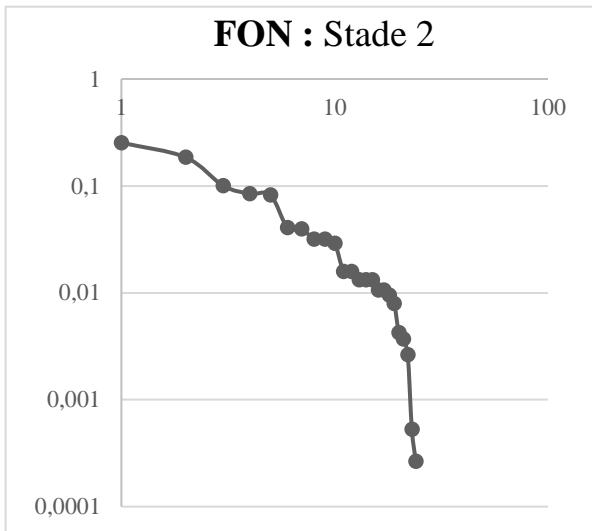
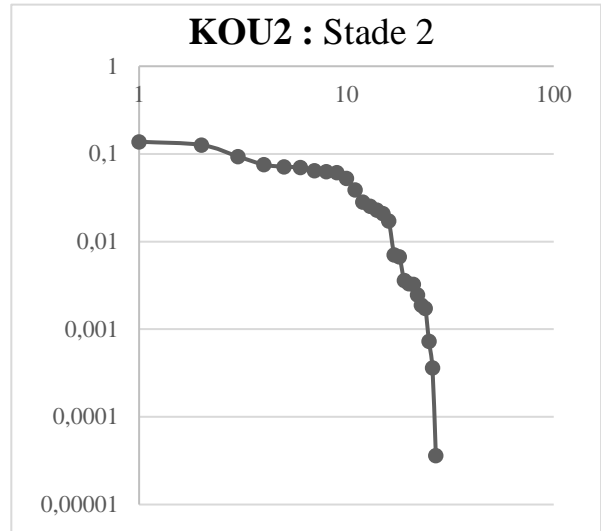
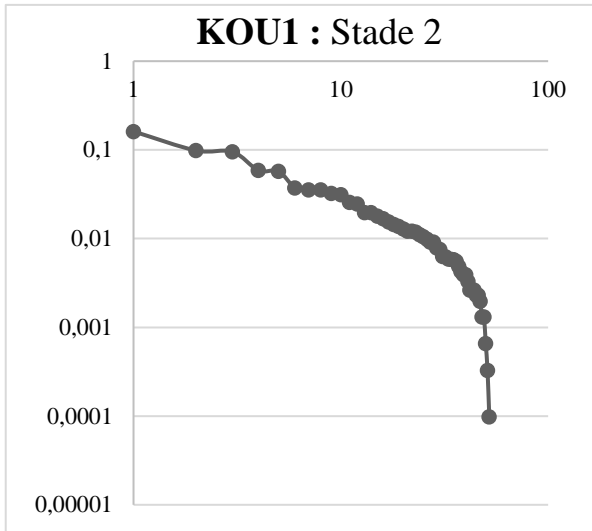
## 5. Analyse multivariée

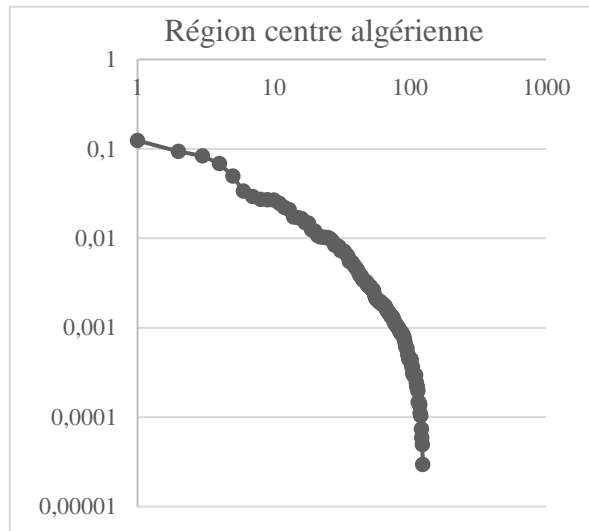
### 5.1. Les diagrammes rang-fréquence

Les diagrammes rang-fréquence ont été réalisés sur la zone de Kouali, les sites (KOU1, KOU2, FON, FDE, et ANC), ainsi que sur la région centre algérienne (Figure 39). Ces diagrammes permettent de visualiser et suivre l'évolution de la structure des communautés. La régularité de la répartition des espèces s'exprime par l'allure plus ou moins convexe ou concave de la courbe. Une faible diversité et régularité se traduit par une courbe concave, tandis qu'une diversité et régularité élevées donnent une courbe convexe (Frontier, 1976). Il faut noter que l'allure du diagramme rang-fréquence est étroitement liée à la mesure de la diversité spécifique, qui prend en compte à la fois le nombre d'espèces et leur abondance relative, comme l'ont souligné les travaux de Blondel (1979) et Daget (1976).

**Stade 1' (stade intermédiaire)** : Le diagramme rang-fréquence obtenu pour le site de FDE indique une courbe d'allure convexe qui se déplace vers le haut, ce qui caractérise la prédominance d'une ou deux espèces telles que : *Pachymeniopsis lanceolata*, avec une chute rapide pour les espèces les moins dominantes, ce qui se traduit par une faible diversité ( $H' = 2.415$ ). Ce stade est souvent observé dans les milieux un peu perturbés, riches en éléments nutritifs permettant le développement des espèces tolérantes (Frontier, 1976).

**Le stade 2**, observé dans les sites FON, ANC, KOU1, et KOU2 de la zone de Kouali, ainsi que dans la zone Algérie centre, se caractérise par une courbe entièrement convexe sur le diagramme rang-fréquence. Cette configuration indique une diversité maximale, se traduisant par un nombre important d'espèces de moyenne abondance, sans dominance marquée d'une espèce particulière. Parmi ces espèces représentatives, on trouve *Ellisolandia elongata*, *Ericaria amentacea*, *Jania rubens*, *Ulva rigida*, *Halopteris scoparia*, et *Jania virgata*. Ce stade marque un état d'équilibre écologique où les interactions entre espèces deviennent de plus en plus complexes, reflétant une maturation de l'écosystème Frontier (1976).





**Figure 39** : Diagramme Rang-Fréquence des sites étudiés, Zone de Kouali et Zone Centre algérienne.

## 5.2. Analyse Factorielle des correspondances (AFC)

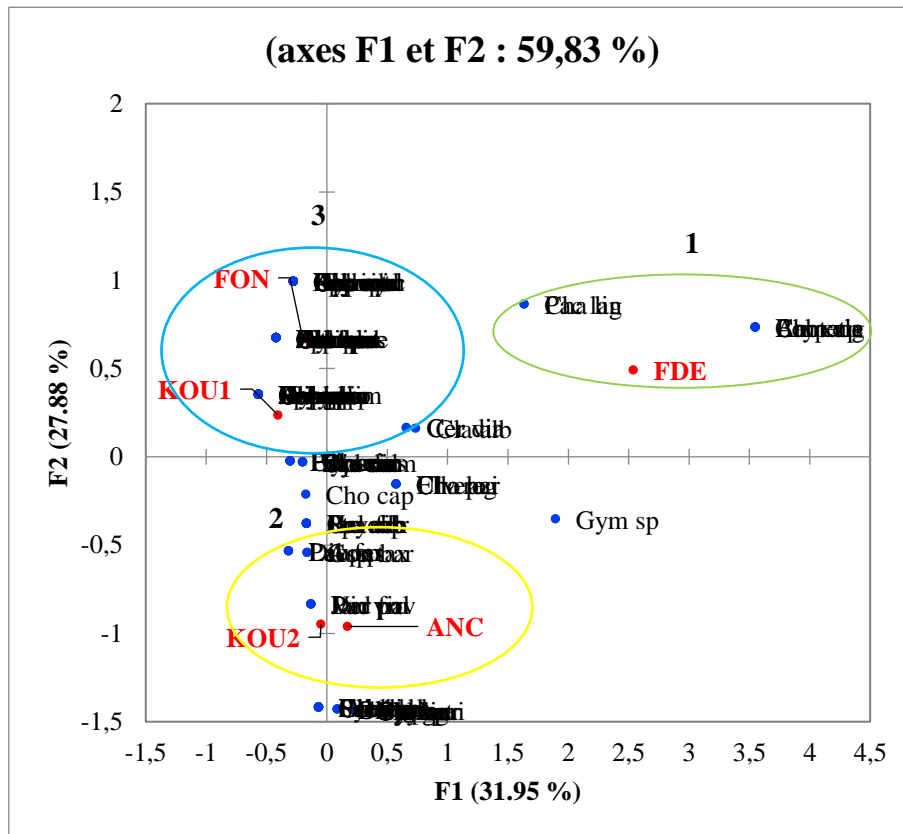
L'analyse factorielle des correspondances (AFC) appliquée aux données de présence-absence des espèces de macroalgues (Annexe 3) révèle une nette structuration des communautés entre les cinq sites d'étude KOU1, KOU2 dans la zone de Kouali et FON, FDE, et ANC (Figure 40). Les deux premiers axes expliquent 59.83 % de la variance, mettant en évidence des contrastes marqués entre les communautés algales. L'axe F1, représentant 31.95 % de la variance, apparaît comme la principale source de différenciation en termes d'hydrodynamisme. L'axe F2, expliquant 27.88 % de la variance, semble refléter une séparation des groupes de sites basée sur la composition en espèces.

FDE se distingue particulièrement, occupant une position extrême sur le graphique.

- Le Groupe 1, constitué du site FDE (du côté positif de l'axe 1 et l'axe 2), est marqué par la présence d'espèces d'algue rouge *Pachymeniopsis lanceolata*, et d'algue verte *Chaetomorpha ligustica*. Ces espèces sont tolérantes à la pollution. Ce site est caractérisé par un mode battu.
- Le Groupe 2 est formé des sites KOU2 de la zone de Kouali et ANC, avec la présence des espèces *Jania virgata*, *Dictyopteris polypodioides*, *Blidingia minima*.

- Le Groupe 3 est formé des sites KOU1 de la zone de Kouali et FON, avec la présence d'un nombre important d'algues rouges telles que *Ceramium virgatum*, *Ceramium codii*, et la coralline *Jania longifurca*.

La proximité relative de KOU2, ANC, KOU1, et FON près de l'axe 2 du graphique indique que ces sites sont caractérisés par un mode semi-battu à calme.



**Figure 40 :** Analyse Factorielle des correspondances (AFC) des espèces macroalgales au niveau des sites étudiés. Les noms d'espèces abrégés sont détaillés dans l'Annexe 3.

### 5.3. Analyse des correspondances détendus (DCA)

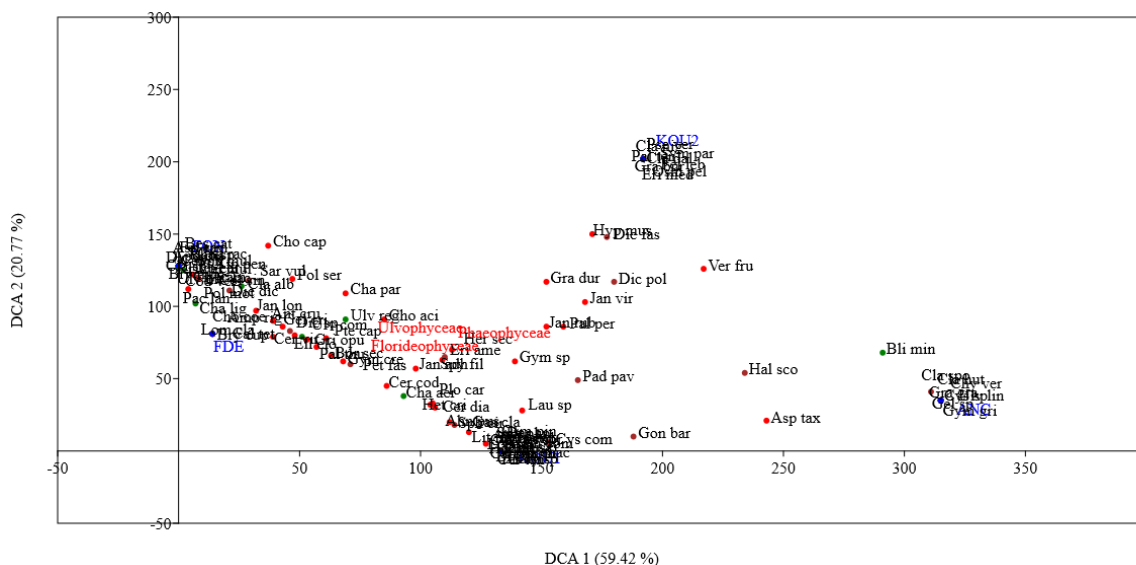
L'analyse DCA des données de recouvrement des macroalgues dans la zone de Kouali (KOU1, KOU2) et les sites étudiés (FON, FDE, ANC) (Figure 41) révèle des changements écologiques importants, principalement liés aux conditions environnementales locales. Les axes 1 et 2 représentent 80.29 % de la variance totale.

L'axe DCA 1, expliquant 59.42 % de la variance, semble refléter une progression de dégradation liée à des facteurs anthropiques. Ce gradient se manifeste par des changements dans les taux de recouvrement des différents groupes d'algues :

- Les sites FDE et FON, caractérisés par des taux de recouvrement élevés d'Ulvoephyceae et de Floridiophyceae, présentent des recouvrements importants d'espèces indicatrices de pollution, notamment *Ulva rigida*, *Ulva lactuca*, *Cladophora albida*, et *Ceramium virgatum*. On note également un recouvrement élevé d'espèces tolérantes telles qu'*Ellisolandia elongata* et *Pachymeniopsis lanceolata*. Le site FDE se distingue par une absence totale de Phaeophyceae.
- Les sites KOU1 et KOU2 de la zone de Kouali présentent des taux de recouvrement plus équilibrés entre Floridiophyceae et Phaeophyceae. On y trouve des recouvrements significatifs de corallines (*Ellisolandia elongata*, *Jania virgata*, *Jania rubens*) et de l'espèce *Ericaria amentacea*.
- Le site ANC se caractérise par des taux de recouvrement élevés d'Ulvoephyceae et de Phaeophyceae, avec une dominance particulière d'*Ulva linza* et d'*Halopteris scoparia*.

L'axe DCA 2, représentant 20.77% de la variance, semble refléter des variations dans la composition en espèces. Il met en évidence que :

- Les groupes de sites (FDE et FON) et (KOU1) présentent des compositions en espèces similaires, mais avec des différences dans les taux de recouvrement.
- Le site ANC se trouve isolé, caractérisé par un fort recouvrement d'*Ulva linza*, espèce présente uniquement dans ce site.
- Le site KOU2 occupe également une position isolée sur le graphique. Il partage une similarité en composition d'espèces avec KOU1, et dans une moindre mesure avec le site ANC.

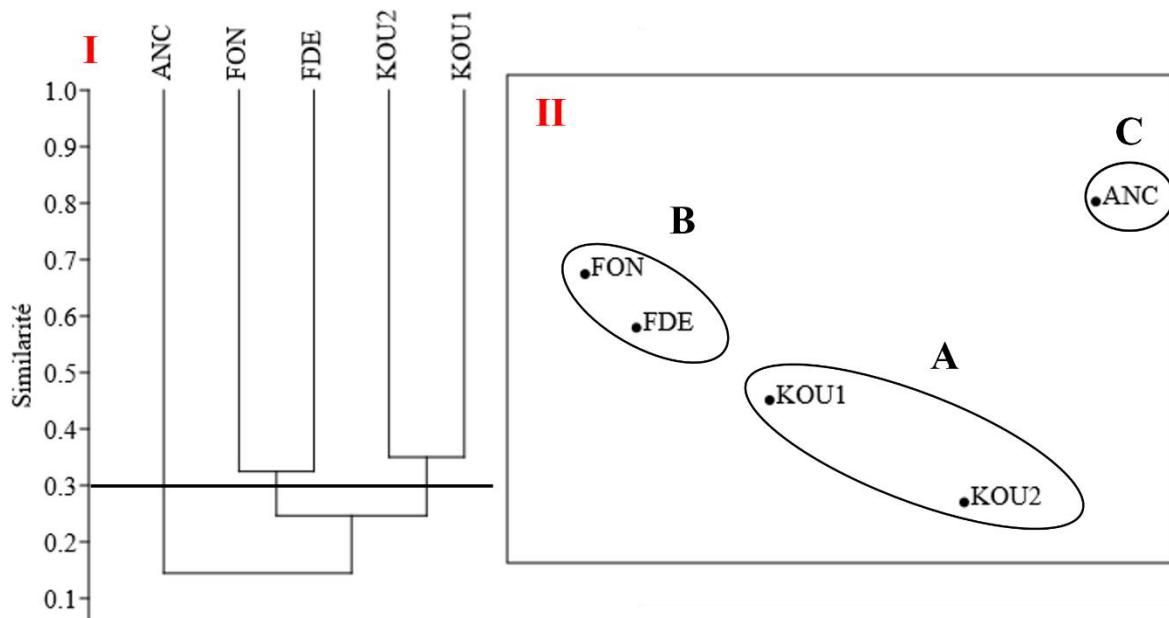


**Figure 41 :** Analyse des correspondance détendus (DCA) de l’abondance des macroalgues sur les sites d’étude. Les noms d’espèces abrégés sont détaillés dans l’Annexe 4.

#### 5.4. Classification Hiérarchique ascendante et la mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique

La classification hiérarchique ascendante **I** et la mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique (nMDS) **II** (Figure 42) réalisées sur l'abondance des espèces dans la zone de Kouali (KOU1, KOU2) et les sites (FON, FDE, et ANC) permettent de visualiser les affinités entre les sites en fonction de leur composition. Basées sur l'indice de similarité de Bray-Curtis, ces analyses font ressortir les groupes de sites. Les résultats obtenus dégagent 3 groupes :

- Le groupe A englobe les sites de KOU1 et KOU2 de la zone de Kouali. Il se caractérise par la dominance des espèces : *Ericaria amentacea*, *Ellisolandia elongata*, *Jania virgata*, et *Jania rubens*.
- Le groupe B englobe les sites FON et FDE. Ils se caractérisent par la dominance des espèces tolérantes et indicatrices de pollution : *Ellisolandia elongata*, *Pachymeniopsis lanceolata*, *Ulva rigida*, *Ulva lactuca*, *Cladophora albida*, et *Ceramium virgatum*.
- Le groupe C isole le site ANC qui se caractérise par un mode calme à semi-battu, marqué par la dominance des espèces : *Ulva linza* et *Halopteris scoparia*.



**Figure 42 :** Analyse par classification hiérarchique ascendante (**I**) présentant un coefficient de corrélation de 69.03 % et la mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique (nMDS) (**II**) des sites étudiés.

## 5.5. Analyse SIMPER

L'analyse SIMPER (Tableau 10), avec une dissimilarité moyenne globale de 80.46 %, révèle des différences notables dans la composition des espèces entre les groupes B (KOU1 et KOU2) dans la zone de Kouali, C (FON et FDE), et D (ANC). Les espèces qui présentent une abondance et dominance importante telles que : *Ellisolandia elongata*, *Pachymeniopsis lanceolata*, *Ericaria amentacea*, *Ulva rigida*, *Halopteris scoparia*, et *Ulva lactuca* contribuent le plus à la dissimilarité entre les groupes de sites. Ces variations reflètent l'influence des conditions environnementales spécifiques à chaque groupe de sites sur la structure des communautés algales.

**Tableau 10** : Analyse SIMPER : Variations intergroupes des communautés macroalgales.

Taxon	Contrib. %	Mean A	Mean B	Mean C
<i>Pachymeniopsis lanceolata</i> (Okamura) Yamada ex Kawabata 1954	11.88	0	94.6	0
<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders 2013	11.36	43.9	89	0.07
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh 1823	6.458	34.8	64.7	10.4
<i>Halopteris scoparia</i> (Linnaeus) Sauvageau 1904	4.524	13.9	0.75	32
<i>Ericaria amentacea</i> (C.Agardh) Molinari & Guiry 2020	4.319	32.2	10.6	0
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus 1753	4.317	1.24	55	0
<i>Ulva linza</i> Linnaeus 1753	3.208	0	0	23.3
<i>Jania virgata</i> (Zanardini) Montagne 1846	3.116	18.7	0	1
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh 1873	2.944	0	38.3	0
<i>Gongolaria barbata</i> (Stackhouse) Kuntze 1891	2.794	14.9	0	12.7
<i>Cladophora albida</i> (Nees) Kützing 1843	2.574	1.92	29.3	4
<i>Sargassum vulgare</i> C.Agardh, nom. illeg. 1820	2.476	0.335	25.2	5
<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) J.V.Lamouroux 1809	2.155	3.09	24.3	1.2
<i>Jania rubens</i> (Linnaeus) J.V.Lamouroux 1816	2.068	13.7	1.33	1.33
<i>Ceramium virgatum</i> Roth 1797	2.062	4.71	14	0
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq 1993	1.986	14.3	14.1	1.67
<i>Cystoseira compressa</i> (Esper) Gerloff & Nizamuddin 1975	1.968	14.6	0.25	4

La comparaison du groupe A (KOU1 et KOU2) de la zone de Kouali avec les autres groupes (B et C) met en évidence des différences significatives dans la structure des communautés macroalgales (Tableau 11). L'analyse révèle une dissimilitude de 75.36% entre le groupe A et le groupe B, indiquant une variation considérable dans la composition et l'abondance des espèces. Cependant, c'est entre les groupes A et C que l'on observe la divergence la plus prononcée, caractérisée par une dissimilitude de 78.09%. Ces résultats soulignent une hétérogénéité marquée dans la composition macroalgale entre les sites de Kouali (groupe A) et les autres sites étudiés, suggérant des conditions écologiques distinctes influençant la distribution et l'abondance des espèces algales dans ces différentes localités.

**Tableau 11** : Analyse comparative de la dissimilarité entre le groupe A (Kouali) et les autres groupes.

<b>Taxon</b>	<b>Contrib. %</b>	<b>Mean A</b>	<b>Mean B</b>
<i>Pachymeniopsis lanceolata</i> (Okamura) Yamada ex Kawabata 1954	15.25	0	94.6
<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders 2013	10.08	43.9	89
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus 1753	5.761	1.24	55
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh 1823	5.016	34.8	64.7
<i>Ericaria amentacea</i> (C.Agardh) Molinari & Guiry 2020	4.433	32.2	10.6
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh 1873	3.967	0	38.3
<i>Jania virgata</i> (Zanardini) Montagne 1846	3.574	18.7	0
<i>Cladophora albida</i> (Nees) Kutzing 1843	3.12	1.92	29.3
<b>Taxon</b>	<b>Contrib. %</b>	<b>Mean A</b>	<b>Mean C</b>
<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders 2013	9.234	43.9	0.07
<i>Ericaria amentacea</i> (C.Agardh) Molinari & Guiry 2020	8.003	32.2	0
<i>Ulva linza</i> Linnaeus 1753	7.393	0	23.3
<i>Halopteris scoparia</i> (Linnaeus) Sauvageau 1904	6.222	13.9	32
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh 1823	6.07	34.8	10.4
<i>Jania virgata</i> (Zanardini) Montagne 1846	5.697	18.7	1
<i>Gongolaria barbata</i> (Stackhouse) Kuntze 1891	4.45	14.9	12.7
<i>Jania rubens</i> (Linnaeus) J.V.Lamouroux 1816	3.666	13.7	1.33

## 6. Qualité des eaux côtières

### 6.1. Indice de CFR

Un total de 76 espèces a été utilisé dans l'étude de l'indice de CFR, 37 Rhodophyta, 20 Phaeophyceae, et 19 Chlorophyta ont été classés comme des macroalgues caractéristiques et des espèces opportunistes dans tous les sites étudiés. Le tableau 12 présente les résultats et les scores pour les trois métriques CFR, ainsi que le ratio de qualité écologique (EQR) et la qualité écologique (EQ) pour chaque site. La valeur EQR la plus élevée (0.95) a été observée au site TEN, indiquant une haute qualité écologique avec (Cover of CM (%) = 81.7 ; Cover of OS (%) = 5.7). Elle est suivie des sites KOU1 (Cover of CM (%) = 69.1 ; Cover of OS (%) = 19.4) et KOU2 (Cover of CM (%) = 74.4 ; Cover of OS (%) = 23.3), chacun ayant une valeur EQR de 0.73, ce qui indique une bonne qualité écologique de la zone de Kouali. Les EQR des sites FON (Cover of CM (%) = 48.1; Cover of OS (%) = 45.1), FDE (Cover of CM (%) = 64.6; Cover of OS (%) = 34.2; CM Richness = 4) et ANC (Cover of CM (%) = 49.5; Cover of OS (%) = 31.6) étaient respectivement de 0.42, 0.46 et 0.46. Malgré les différences dans les valeurs EQR, ces trois sites ont été classés avec une qualité écologique modérée.

**Tableau 12 :** Résultats des trois métriques, du ratio de qualité écologique (EQR) et de la qualité écologique (EQ), avec l'indice CFR pour chaque site d'étude (CM : Macroalgues caractéristiques, OS : Espèces opportunistes).

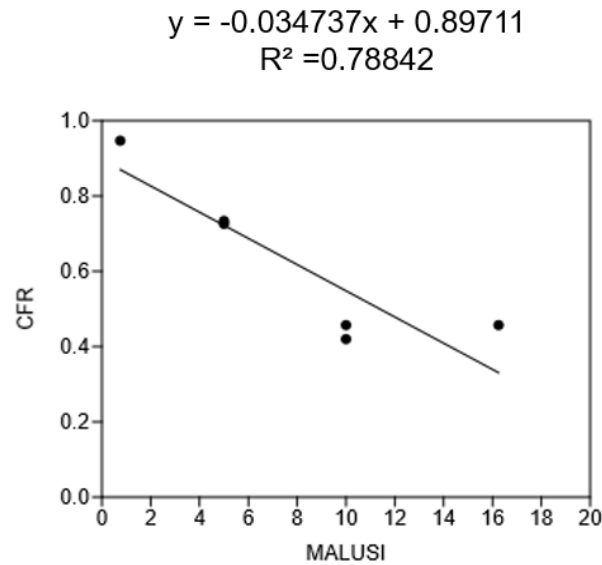
Sites	Cover of CM (%)	Cover of OS (%)	CM Richness	Fraction of OS (%)	EQR	EQ
TEN	81.7	5.4	9	6.2	0.95	Elevé
KOU1	69.1	19.4	10	22.0	0.73	Bon
KOU2	74.4	23.3	11	23.8	0.73	Bon
FON	48.1	45.1	8	48.4	0.42	Modéré
FDE	64.6	34.2	4	34.6	0.46	Modéré
ANC	49.5	31.6	8	39.0	0.46	Modéré

### 6.2. La corrélation entre l'indice de CFR et l'indice de MALUSI

La valeur MALUSI la plus élevée a été enregistrée au site FDE (MALUSI = 16,25), suivie des sites FON et ANC (MALUSI = 10), correspondant à une qualité écologique modérée. La zone de Kouali (KOU1 et KOU2), qui présentent une bonne qualité écologique, avaient une valeur MALUSI de 5. Le site TEN, avec sa haute qualité écologique, affichait la valeur la plus basse (MALUSI = 0.75) (Tableau 5, section matériel et méthodes).

L'analyse de corrélation entre les indices CFR et MALUSI, illustrée dans la Figure 43, a révélé une relation linéaire forte et statistiquement significative ( $R^2 = 0.78842$ ,  $p < 0.05$ ). Cette

corrélation robuste indique une cohérence entre les deux méthodes d'évaluation de la qualité écologique.



**Figure 43 :** Corrélation entre les valeurs EQR obtenues par l'indice CFR et l'indice de pression anthropique (MALUSI).

**6.3. Analyse structurale des macroalgues caractéristique et espèces opportunistes**

Les résultats de l'analyse statistique montrent que les données d'abondance des macroalgues de tous les sites étudiés ne suivent pas une distribution normale, comme l'indique le test de Shapiro-Wilk (Tableau 13).

**Tableau 13 :** Résultats du test de normalité pour la zone de Kouali (KOU1 et KOU2) et chaque site étudié.

	TEN	KOU1	KOU2	FON	FDE	ANC
Shapiro–Wilk	0.3424	0.5104	0.5225	0.4915	0.2529	0.3584
p(normal)	9.24E-17	1.64E-14	2.49E-14	8.62E-15	8.66E-18	1.45E-16

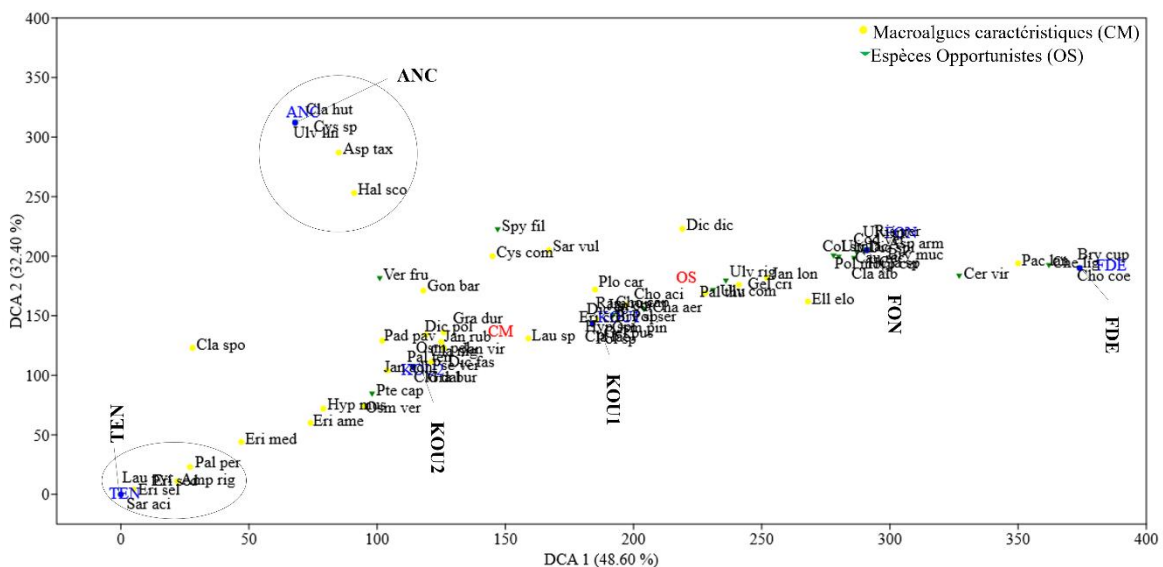
Le test de Kruskal-Wallis a été appliqué pour comparer l'abondance et la composition des macroalgues entre les sites. Les résultats de ce test révèlent des différences significatives ( $H = 28.09$ ,  $p = 4.92E-7$ ).

**6.3.1. Analyse des correspondances détendus (DCA)**

L'analyse de correspondance detendue (DCA) des données de couverture des macroalgues caractéristiques et des espèces opportunistes, collectées sur la zone de Kouali (KOU1 et KOU2) et les sites (TEN, FON, FDE, et ANC) de la côte algérienne (Figure 44), révèle une distribution en forme de coin le long des deux premiers axes. Le DCA1 distingue les sites selon leur qualité écologique, qui diminue à mesure que les scores augmentent. Le site

TEN, au score 0, présente une qualité écologique élevée, dominé par *Ericaria amentacea* et *Ericaria selaginoides*. Les sites KOU2 et KOU1 de la zone de Kouali, aux scores 117 et 185 respectivement, affichent une bonne qualité écologique, avec une prédominance de *Jania virgata* et *Ellisolandia elongata*. Ces trois sites se caractérisent par une forte couverture de macroalgues caractéristiques, une faible couverture d'espèces opportunistes et un faible niveau de stress anthropique. En revanche, les sites FON et FDE, aux scores 299 et 365, montrent une qualité écologique modérée, dominés par *Pachymeniopsis lanceolata*, *Ellisolandia elongata*, *Ulva rigida* et *Ulva lactuca*, avec une forte couverture d'espèces opportunistes et un stress anthropique élevé.

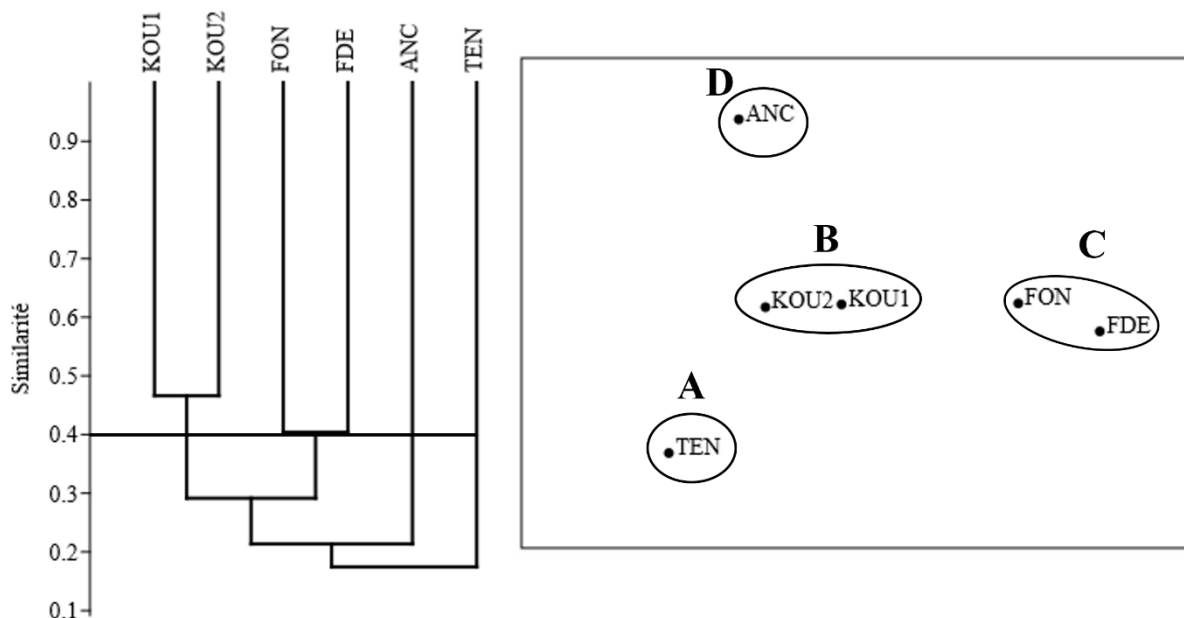
Le DCA2 separe deux groupes selon la composition des espèces. Au score 0, le Groupe 1 comprend le site TEN, caractérisé par les macroalgues *Ericaria selaginoides*, *Ericaria sedoides*, *Amphiroa rigida*, et *Sargassum acinarium*, ainsi que l'espèce opportuniste *Pterocladia capillacea*. Au score 313, le Groupe 2 isole le site ANC, qui présente une qualité écologique modérée. Ce site est marqué par la présence de la macroalgue caractéristique *Halopteris scoparia*, accompagnée des espèces opportunistes *Ulva linza* et *Cladophora hutchinsiae*. Les sites KOU1, KOU2, FON et FDE partagent des compositions communautaires similaires, mais se distinguent par des abondances d'espèces variables.



**Figure 44 :** Analyse des correspondances détendue (DCA) des données d'abondance et de composition pour les macroalgues caractéristiques et les espèces opportunistes de la zone de Kouali (KOU1 et KOU2) et des sites étudiés. Les noms abrégés des espèces sont détaillés dans l'Annexe 3.

### 6.3.2. Classification Hiérarchique ascendante et la mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique

La classification Hiérarchique ascendante et la mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique utilisant la distance de Bray-Curtis à 40% de similarité (Figure 45) ont révélé quatre groupes de sites distincts. Le Groupe A comprend uniquement le site TEN, caractérisé par une haute qualité écologique et situé dans une zone exposée. Le Groupe B inclut les sites KOU1 et KOU2 de la zone de Kouali, présentant une bonne qualité écologique. Le Groupe C regroupe les sites FON et FDE, qui affichent une qualité écologique modérée et une composition d'espèces similaire. Le Groupe D est constitué du seul site ANC, un cas particulier avec une qualité écologique modérée mais une communauté de macroalgues distincte, probablement due à sa position abritée.



**Figure 45 :** Ordination multidimensionnelle non métrique (nMDS) et classification hiérarchique ascendante (CHA) de Bray-Curtis entre les sites étudiés, basée sur l'abondance et la composition des macroalgues caractéristiques et des espèces opportunistes.

### 6.3.3. Analyse SIMPER

L'analyse SIMPER a montré que les différences entre ces groupes sont principalement attribuables à deux catégories de macroalgues (Tableau 14) : les espèces caractéristiques (*Pachymeniopsis lanceolata*, *Ericaria amentacea*, *Ellisolandia elongata*, *Halopteris scoparia*, *Ericaria selaginoides* et *Jania virgata*) et les espèces opportunistes (*Ulva rigida*, *Ulva lactuca*, et *Ulva linza*). Ces résultats soulignent l'importance de la composition des communautés de macroalgues dans la différenciation écologique des sites étudiés. L'analyse SIMPER a ainsi

permis de quantifier la contribution de chaque espèce aux différences observées, fournissant des informations précieuses sur la structure des communautés de macroalgues et leur rôle dans la caractérisation écologique des sites étudiés.

**Tableau 14 :** Analyse de similarité SIMPER des espèces de macroalgues le long des sites d'étude.

Overall average dissimilarity A and B = 71.59					
Taxon	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %	Mean A	Mean B
<i>Ericaria selaginoides</i> (Linnaeus) Molinari & Guiry 2020	9.949	13.9	13.9	17.9	0
<i>Ericaria amentacea</i> (C.Agardh) Molinari & Guiry 2020	8.882	12.41	26.3	25.1	9.08
<i>Ulva rigida</i> C. Agardh 1823	5.85	8.172	34.47	0.72	11.3
<i>Jania virgata</i> (Zanardini) Montagne 1846	4.507	6.295	40.77	0	8.24
<i>Ericaria sedoides</i> Neiva & Serrão 2022	3.918	5.473	46.24	7.17	0.11
<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders 2013	3.359	4.692	50.93	5.38	9.71
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq 1993	2.686	3.752	54.69	0	4.87
<i>Halopteris scoparia</i> (Linnaeus) Sauvageau 1904	2.648	3.699	58.39	0	4.81
Overall average dissimilarity A and C = 89.81					
Taxon	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %	Mean A	Mean C
<i>Ericaria amentacea</i> (C.Agardh) Molinari & Guiry 2020	13.1	14.58	14.58	25.1	1.11
<i>Pachymeniopsis lanceolata</i> (Okamura) Yamada ex Kawabata 1954	12.08	13.45	28.03	0	22.3
<i>Ericaria selaginoides</i> (Linnaeus) Molinari & Guiry 2020	9.791	10.9	38.93	17.9	0
<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders 2013	8.263	9.2	48.13	5.38	20.6
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh 1823	7.949	8.851	56.98	0.72	15.4
<i>Ericaria mediterranea</i> (Sauvageau) Molinari & Guiry 2020	3.917	4.362	61.35	7.17	0
<i>Ericaria sedoides</i> Neiva & Serrão 2022	3.917	4.362	65.71	7.17	0
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus 1753	3.17	3.53	69.24	0	5.72
Overall average dissimilarity A and D = 90.05					
Taxon	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %	Mean A	Mean D
<i>Ericaria amentacea</i> (C.Agardh) Molinari & Guiry 2020	14.92	16.57	16.57	25.1	0
<i>Halopteris scoparia</i> (Linnaeus) Sauvageau 1904	12.9	14.32	30.89	0	21.7
<i>Ericaria selaginoides</i> (Linnaeus) Molinari & Guiry 2020	10.65	11.83	42.72	17.9	0
<i>Ulva linza</i> Linnaeus 1753	9.81	10.89	53.62	0	16.5
<i>Ericaria sedoides</i> Neiva & Serrão 2022	4.263	4.734	63.33	7.17	0
<i>Ericaria mediterranea</i> (Sauvageau) Molinari & Guiry 2020	4.263	4.734	68.06	7.17	0
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh 1823	3.93	4.364	72.43	0.72	7.33
<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders 2013	3.169	3.519	75.95	5.38	0.05
Overall average dissimilarity B and C = 70.86					
Taxon	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %	Mean B	Mean C
<i>Pachymeniopsis lanceolata</i> (Okamura) Yamada ex Kawabata 1954	11.7	16.52	16.52	0	22.3
<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders 2013	6.524	9.206	25.72	9.71	20.6
<i>Jania virgata</i> (Zanardini) Montagne 1846	4.299	6.066	31.79	8.24	0

<i>Ericaria amentacea</i> (C.Agardh) Molinari & Guiry 2020	4.218	5.952	37.74	9.08	1.11
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh 1823	3.428	4.838	42.58	11.3	15.4
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus 1753	3.068	4.329	46.91	0.235	5.72
<i>Jania rubens</i> var. <i>corniculata</i> (Linnaeus) Yendo 1905	2.636	3.72	50.63	5.18	0.14
<i>Halopteris scoparia</i> (Linnaeus) Sauvageau 1904	2.482	3.503	54.13	4.81	0.08

Overall average dissimilarity B and D = 71.43

Taxon	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %	Mean B	Mean D
<i>Halopteris scoparia</i> (Linnaeus) Sauvageau 1904	9.719	13.61	13.61	4.81	21.7
<i>Ulva linza</i> Linnaeus 1753	9.477	13.27	26.87	0	16.5
<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders 2013	5.638	7.893	34.77	9.71	0.05
<i>Ericaria amentacea</i> (C.Agardh) Molinari & Guiry 2020	5.222	7.311	42.08	9.08	0
<i>Jania virgata</i> (Zanardini) Montagne 1846	4.252	5.953	54.09	8.24	0.71
<i>Jania rubens</i> var. <i>corniculata</i> (Linnaeus) Yendo 1905	2.4	3.36	57.45	5.18	0.94
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh 1823	2.255	3.157	60.61	11.3	7.33
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq 1993	2.101	2.941	63.55	4.87	1.18

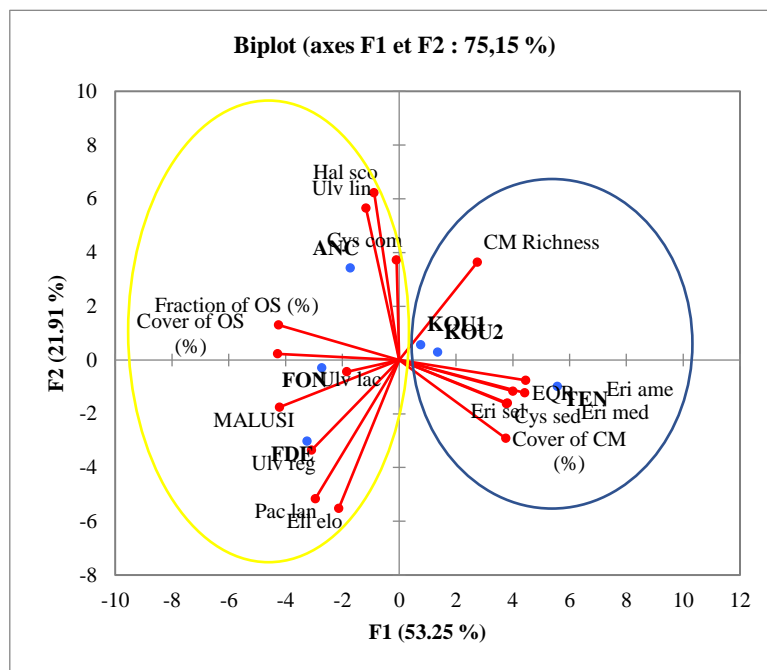
Overall average dissimilarity C and D = 85.88

Taxon	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %	Mean C	Mean D
<i>Pachymeniopsis lanceolata</i> (Okamura) Yamada ex Kawabata 1954	12.49	14.54	14.54	22.3	0
<i>Halopteris scoparia</i> (Linnaeus) Sauvageau 1904	12.21	14.21	28.76	0.08	21.7
<i>Ellisolandia elongata</i> (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders 2013	11.55	13.45	42.21	20.6	0.05
<i>Ulva linza</i> Linnaeus 1753	9.321	10.85	53.06	0	16.5
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh 1823	4.483	5.22	58.28	15.4	7.33
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus 1753	3.28	3.819	67.06	5.72	0
<i>Ceramium virgatum</i> Roth 1797	2.414	2.811	69.88	4.32	0
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh 1873	2.281	2.656	72.53	3.98	0

#### 6.3.4. Analyse des composantes principales (ACP) biplot

Le biplot ACP (Figure 46) nous a permis de distinguer deux groupes pour l'Axe 1 ; Le Groupe I est représenté par les sites de bonne et haute qualité (KOU1, KOU2 et TEN) associés aux macroalgues caractéristiques (*Ericaria amentacea*, *Ericaria selaginoides*, *Ericaria mediterranea* et *Ericaria sedoides*), à l'EQR, au Cover of CM (%) et à la CM Richness. Le Groupe II est composé de sites avec une qualité écologique modérée (FON, FDE et ANC) associés à l'indice MALUSI, aux macroalgues caractéristiques (*Pachymeniopsis lanceolata*, *Ellisolandia elongata*, *Cystoseira compressa* et *Halopteris scoparia*), au Cover of OS (%), à la Fraction of OS (%) et aux espèces opportunistes (*Ulva rigida*, *Ulva linza* et *Ulva lactuca*). Les résultats montrent une forte corrélation entre EQR, Cover of CM (%) et les macroalgues caractéristiques (*Ericaria amentacea*, *Ericaria selaginoides*, *Ericaria mediterranea* et *Ericaria sedoides*), ainsi qu'une forte corrélation entre l'indice MALUSI et le Cover of OS (%), la

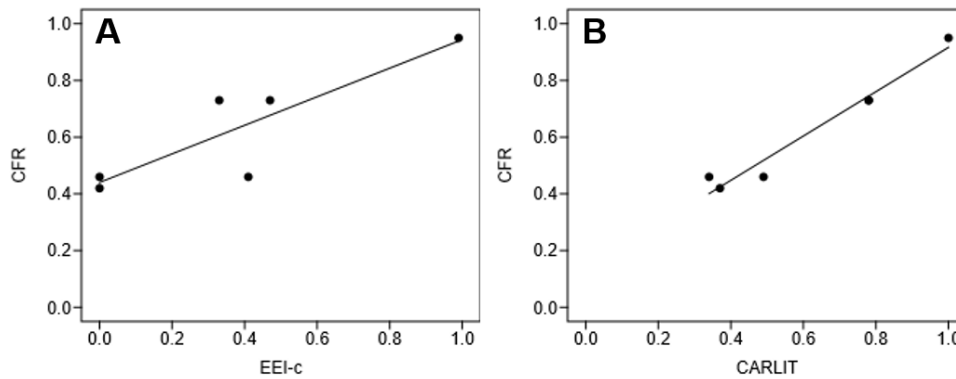
Fraction of OS (%), les macroalgues caractéristiques (*Pachymeniopsis lanceolata* et *Ellisolandia elongata*) et les espèces opportunistes (*Ulva rigida* et *Ulva lactuca*).



**Figure 46 :** Ordination des sites d'étude avec les macroalgues dominantes, l'indice CFR (EQR, Cover of CM (%), CM Richness, Cover of OS (%) et Fraction of OS (%)), et l'indice de pression anthropique (MALUSI) dérivée de l'analyse en composantes principales (ACP). Les noms d'espèces abrégés sont détaillés dans l'Annexe 3.

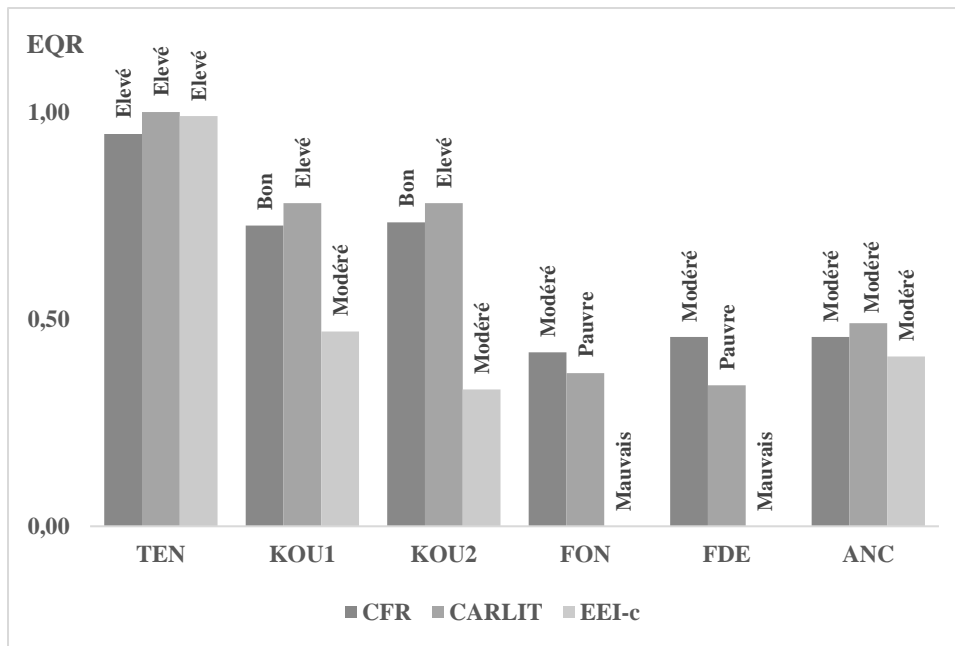
#### 6.4. Comparaison des résultats de l'indice CFR avec les résultats des indices EEI-c et CARLIT

Une forte corrélation linéaire a été observée entre les valeurs EQR de l'indice CFR et celles des indices EEI-c ( $r = 0.89$ ,  $p < 0.05$ ) et CARLIT ( $r = 0.98$ ,  $p < 0.001$ ), comme illustré dans les Figures 47A et 47B respectivement.



**Figure 47** : La corrélation entre les résultats EQR obtenus par l'indice CFR et les indices EEI-c (A) et CARLIT (B).

Cependant, l'indice EEI-c a tendance à produire des valeurs EQR inférieures à celles de l'indice CFR, avec un écart moyen de 0.26 unités EQR. La comparaison des indices CFR et EEI-c (Figure 48) révèle des valeurs EQR et EQ similaires pour les sites TEN et ANC. En revanche, des différences notables ont été constatées pour les sites KOU1, KOU2, FDE et FON. La Figure 48 présente également une comparaison entre les résultats de l'indice CFR et ceux de l'indice CARLIT pour l'ensemble des sites étudiés (TEN, KOU1, KOU2, FON, FDE et ANC). Bien que les valeurs EQR soient globalement similaires pour ces deux indices sur tous les sites, des divergences apparaissent dans la classification des classes de qualité écologique, notamment pour KOU1, KOU2, FON et FDE. Plus précisément, l'indice CARLIT attribue une qualité écologique (EQ) élevée aux sites KOU1 et KOU2, tandis qu'il classe les sites FON et FDE comme ayant une qualité écologique pauvre.



**Figure 48** : Résultats EQR pour les indices CFR, EEI-c et CARLIT pour la zone de Kouali et les sites étudiés.

## 7. La biodiversité des macroalgues peut-elle renseigner sur la qualité des eaux côtières ?

### 7.1. Test de corrélation

L'analyse des corrélations (Figure 49) entre les paramètres de qualité écologique (CFR, Couverture de Macroalgues caractéristiques (CM %), Couverture des espèces opportunistes (OS %), Richesse des Macroalgues caractéristiques (CM (n)), MALUSI) et les indices de biodiversité (Richesse spécifique (T), Shannon-Weaver (H'), Équitabilité (E), Simpson (Sim)), ainsi que la dominance qualitative et quantitative des groupes taxonomiques (Ulvophyceae (DQU, DQnU), Florideophyceae (DQF, DQnF), et Phaeophyceae (DQP, DQnP)) révèle des relations complexes et variées. Les corrélations significatives sont encadrées dans la figure 49.

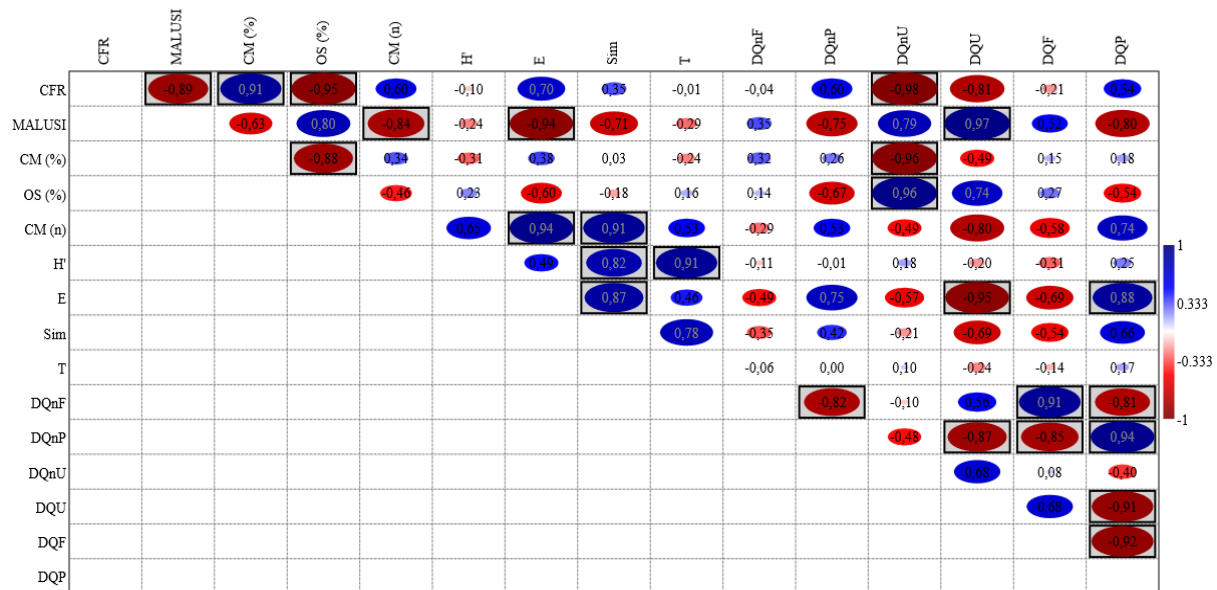
La richesse spécifique (T) présente généralement une corrélation très faible avec les paramètres de qualité écologique, à l'exception d'une corrélation modérée avec CM (n) ( $r = 0.53$ ). T montre une très forte corrélation significative avec l'indice de Shannon (H'), une forte corrélation avec l'indice de Simpson (Sim), et une corrélation modérée avec l'équitabilité (E). La richesse spécifique affiche une très faible corrélation avec la dominance qualitative et quantitative des groupes taxonomiques de macroalgues.

Une forte corrélation significative a été observée entre l'indice de Shannon (H') et l'indice de Simpson (Sim). L'indice de Shannon montre une faible corrélation générale avec les paramètres de qualité écologique. Cependant, il présente une corrélation modérée avec CM (n) ( $r = 0.65$ ). L'indice de Simpson (Sim), quant à lui, affiche une faible corrélation avec CFR, mais une forte corrélation négative avec MALUSI ( $r = -0.71$ ) et une forte corrélation significative avec CM (n). L'indice de Shannon présente une très faible corrélation avec la dominance qualitative et quantitative des groupes taxonomiques. L'indice de Simpson, quant à lui, montre une faible corrélation avec la dominance quantitative et une corrélation modérée avec la dominance qualitative des groupes taxonomiques, négative avec DQU et DQF, et positive avec DQP.

L'indice d'équitabilité (E) se distingue par ses fortes corrélations avec plusieurs paramètres de qualité écologique. Il présente une forte corrélation avec CFR ( $r = 0.70$ ), une corrélation significative avec MALUSI ( $r = -0.91$ ), une corrélation avec OS (%) ( $r = -0.60$ ), et une corrélation significative avec CM (n) ( $r = 0.94$ ). La corrélation de E avec CM (%) reste faible. L'équitabilité montre corrélation modérée avec H' et une forte corrélation significative avec Sim. Concernant la dominance qualitative des groupes taxonomiques, l'indice E affiche une forte corrélation négative significative avec DQU ( $r = -0.95$ ), une corrélation modérée

négative avec DQF ( $r = -0.63$ ), et une forte corrélation positive significative avec DQP ( $r = 0.88$ ). Pour la dominance quantitative, E présente une forte corrélation avec DQnP ( $r = 0.75$ ), et des corrélations négatives modérées avec DQnU ( $r = -0.57$ ) et DQnF ( $r = -0.49$ ).

En ce qui concerne les relations entre les paramètres de qualité écologique et les dominances des groupes taxonomiques, on observe des corrélations fortes pour DQnU et significatives pour DQU, des corrélations fortes à modérées pour DQP et DQnP, et de faibles corrélations pour DQF et DQnF.



**Figure 49 :** L'analyse des corrélations entre des paramètres de qualité écologique avec les indices de biodiversité ainsi que la dominance qualitative et quantitative des groupes taxonomiques.

### 7.2. Analyse en composantes principales (ACP)

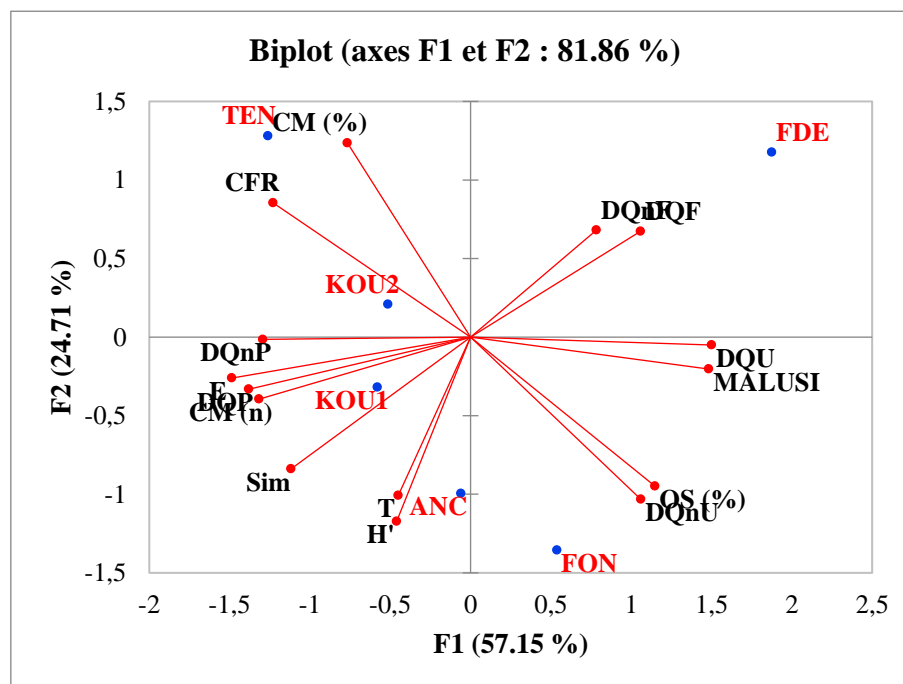
L'analyse en composantes principales (ACP) (Figure 50) présentée dans ce biplot offre une perspective complémentaire au test de corrélation (Figure 49), permettant de visualiser et confirmer les relations complexes entre les paramètres étudiés. Le graphique capture 81.86% de la variabilité totale des données (57.15% sur l'axe F1 et 24.71% sur l'axe F2).

Le graphe de l'ACP révèle que l'Équitabilité (E) est fortement corrélée avec les paramètres de qualité écologique, étant proche du vecteur CFR et opposée à MALUSI. Cette observation est cohérente avec les fortes corrélations identifiées dans le test ( $r = 0.70$  avec CFR,  $r = -0.94$  avec MALUSI). En revanche, la richesse et les indices de Shannon-Weaver (H') et Simpson (Sim) apparaissent plus éloignés des vecteurs CFR et MALUSI, confirmant leurs corrélations plus faibles avec ces paramètres, comme observé dans le test de corrélation.

Concernant la dominance taxonomique et sa relation avec la qualité écologique, l'ACP met en évidence des associations significatives. La dominance des Ulvophyceae (DQU, DQnU) est clairement associée positivement à MALUSI et négativement à CFR, suggérant une prévalence accrue de ce groupe dans des environnements de moindre qualité écologique. À l'inverse, la dominance des Phaeophyceae (DQP, DQnP) présente une tendance opposée, étant positivement corrélée avec CFR et négativement avec MALUSI, indiquant une association avec des milieux de meilleure qualité écologique. La dominance des Florideophyceae (DQF, DQnF) semble moins directement influencée par ces paramètres écologiques, leurs vecteurs étant plus perpendiculaires à ceux de CFR et MALUSI, ce qui suggère une relation plus complexe ou neutre avec la qualité écologique.

L'ACP met également en évidence la forte relation entre l'Equitabilité et les dominances taxonomiques, notamment une corrélation négative avec les Ulvophyceae et positive avec les Phaeophyceae, corroborant les résultats du test ( $r = -0.95$  avec DQU,  $r = 0.88$  avec DQP). Les indices H' et Sim montrent des relations moins prononcées avec les dominances taxonomiques, conformément aux corrélations plus faibles observées précédemment.

Cette analyse combinée de l'ACP et du test de corrélation permet une compréhension plus nuancée et précise des interactions entre la structure des communautés d'algues, la diversité des espèces et les indicateurs de qualité écologique dans les milieux marins côtiers.



**Figure 50 :** Analyse en composantes principales (ACP) des paramètres de qualité, indices de biodiversité et dominance des groupes taxonomiques.

# **Chapitre IV.**

## **Discussion générale**

#### IV. Discussion générale

##### Richesse floristique

La présente étude a révélé une richesse spécifique de 116 taxons d'algues marines répartis sur cinq sites, avec une prédominance marquée à Kouali (85 taxons). Cette diversité s'inscrit dans le contexte plus large des inventaires algaux menés le long des côtes algériennes. L'inventaire global initié par Seridi (1990) avait recensé 130 espèces, un chiffre proche de nos résultats actuels. En 2007, Seridi a considérablement élargi ces travaux, rapportant un total de 497 taxons pour l'ensemble du littoral algérien, établissant ainsi un cadre de référence plus complet. Ould Ahmed (2015) a poursuivi ces recherches en identifiant 260 espèces sur 12 sites, montrant une richesse spécifique plus élevée que notre étude, probablement due à un échantillonnage plus étendu. Plus récemment, Bahbah (2021) a identifié 196 espèces sur cinq sites (Oran, Ténès, Tipasa, Alger, El Kala), un nombre supérieur à nos observations, tandis que Chabane (2019) a recensé 86 espèces sur sept sites dans la région d'Alger, un chiffre inférieur à notre inventaire. Notamment, les recherches récentes menées à l'ouest de l'Algérie ont montré des richesses spécifiques variables : Hellal et al. (2021) a identifié 32 espèces à Ain Témouchent, Mansouri et al. (2021) 22 espèces à Oran, Arzew et Mostaganem, et Bouri et al. (2021) 18 espèces le long de la côte d'Oran. En comparaison avec certaines études méditerranéennes, notre étude a révélé un nombre de taxons plus élevé que celle de Verlaque (1987) en France (86 espèces) et de Sfriso et al. (2014) en Italie (80 espèces), tout en restant inférieure à l'étude de Klein et Verlaque (2012) à Marseille (143 espèces).

La composition taxonomique de notre inventaire, dominée par les Florideophyceae (72 taxons), suivie des Phaeophyceae (23) et des Ulvophyceae (21), reflète une tendance constante observée dans plusieurs études sur les côtes algériennes. Cette répartition, avec une prédominance marquée des algues rouges, est cohérente avec les observations de Seridi (2007), Ould Ahmed (2015), mais aussi avec celles de Chabane (2019), et Bahbah (2021). Cette convergence dans les résultats de multiples études renforce la validité de nos observations et souligne une caractéristique importante des écosystèmes marins côtiers algériens. Cette tendance est également cohérente avec les observations en Méditerranée (Cormaci et al., 2017).

La variation significative de la richesse spécifique entre nos sites d'étude (de 15 à 73 taxons) est notable. La différence dans la richesse entre les sites d'étude est due aussi au nombre de relevés effectués.

La richesse spécifique particulièrement élevée à Kouali (85 taxons) met en évidence l'importance écologique de cette zone. Ce résultat est corroboré par l'étude de Bahbah (2021) qui a rapporté une richesse spécifique de 83 espèces à Kouali. De plus, la richesse observée à FON (Ain el Benian) avec 62 taxons est comparable aux 81 espèces identifiées par Bahbah à Ain El Bénian, les légères différences pouvant par exemple être liées aux différences dans les points d'échantillonnage. Une comparaison avec l'étude de Chabane (2019) révèle des différences importantes. A Surcouf (ANC), notre étude a identifié 32 espèces, ce qui contraste avec les 72 espèces rapportées par Chabane (2019) pour le même site. De même, pour le site de Bordj El Kiffan (FDE), notre étude a recensé 15 espèces, alors que Chabane (2019) en a identifié 38. Ces différences sont dues au nombre de relevés effectués.

Cette variabilité spatiale pourrait s'expliquer par des facteurs environnementaux locaux, comme l'a suggéré Seridi (2007). Il est important de noter que les comparaisons directes entre études doivent être faites avec prudence, compte tenu des différences méthodologiques, des efforts d'échantillonnage variables, des localisations géographiques diverses, et des évolutions taxonomiques. Bahbah (2021) souligne l'influence de la méthode d'échantillonnage sur les résultats et suggère l'adoption d'un protocole standardisé pour les futures études.

Dans l'ensemble, la structure des communautés algales présente une certaine cohérence entre la zone de Kouali et les autres sites étudiés, tout en révélant des nuances intéressantes. Les Florideophyceae dominent uniformément sur tous les sites, suivies des Phaeophyceae et des Ulvophyceae. Cependant, la répartition des ordres au sein de ces classes varie selon les sites, reflétant probablement l'influence des conditions environnementales locales.

Pour les Florideophyceae, l'ordre des Ceramiales maintient généralement sa prédominance, mais son importance relative fluctue considérablement d'un site à l'autre. Les Corallinales, quant à eux, gagnent en importance sur certains sites spécifiques. Cette variabilité souligne la sensibilité de ces algues aux conditions locales. Si les Fucales sont bien représentées dans certaines zones, leur présence est moins constante que celle des Ceramiales parmi les Florideophyceae. L'apparition d'autres ordres comme les Dictyotales et les Sphacelariales sur certains sites ajoute à la diversité observée. Les Ulvophyceae présentent également des variations intéressantes entre les sites. La dominance alterne entre les Cladophorales et les Ulvales selon les localités, tandis que les Bryopsidales se distinguent sur certains sites particuliers. Cette alternance pourrait refléter des différences subtiles dans les conditions environnementales ou les pressions écologiques entre les sites.

La comparaison des dominances qualitatives (DQ) entre notre étude et celles de Bahbah (2021) et Seridi (2007) révèle une constance dans la prédominance des Rhodophytes sur les côtes algériennes, bien que les proportions exactes varient. Notre étude montre une DQ de 62.07% pour les Rhodophytes, légèrement inférieure aux 69.15% rapportés par Bahbah (2021), mais cohérente avec les observations de Seridi (2007). Les Phaeophyceae constituent systématiquement le deuxième groupe le plus important, avec une DQ de 19.83% dans notre étude, inférieure aux 29.35% de Bahbah (2021). Les Chlorophytes (Ulvophyceae) arrivent en troisième position dans toutes les études, avec une DQ de 18.10% dans notre cas, supérieure aux 13.43% de Bahbah (2021). Au sein de ces grands groupes, l'ordre des Ceramiales domine parmi les Rhodophytes dans toutes les études, tandis que les Fucales prédominent parmi les Phaeophyceae. Ces similitudes suggèrent une relative stabilité de la structure des communautés algales dans la région au fil du temps, malgré des variations mineures qui pourraient être attribuées à des différences méthodologiques, des changements environnementaux locaux, ou des fluctuations naturelles des populations.

Notre étude révèle une diversité remarquable des communautés algales le long du littoral algérien, avec une prédominance générale des algues rouges en terme quantitative, notamment dans les sites de Kouali, Fontaine et Fort de l'eau. Cependant, Ain Chorb se distingue par une dominance des algues brunes. Cette variabilité spatiale contraste avec les observations de Bahbah (2021), qui rapportait une prédominance des algues brunes. Cependant, cette différence s'explique principalement par la diversité des sites échantillonnés dans les deux études.

L'analyse du rapport R/P (Rhodophycées/Phéophycées) dans les sites étudiés avec une moyenne globale de 2.15 révèle une affinité pour les climats tempérés froids. Cette valeur est remarquablement proche de celle rapportée par Bahbah (2021), qui a trouvé un rapport R/P de 2.05 pour la côte algérienne, confirmant une tendance récente vers des caractéristiques de régions tempérées froides. Cette caractérisation, cohérente avec d'autres études en Algérie (Ould-Ahmed, 1994 ; Seridi, 2007), peut s'expliquer en partie par les conditions océanographiques de la zone. Millot (1985) *in* Seridi (2007), décrit le courant algérien comme un courant turbulent progressant d'ouest en Est, créant des tourbillons qui mélangent les eaux atlantiques et méditerranéennes. Ce phénomène engendre un gradient de salinité croissant vers l'est dans les eaux de surface, influençant potentiellement la distribution et la composition des communautés algales. De plus, l'influence des vents, particulièrement importants en hiver entre les Alpes et les Pyrénées, contribue à la circulation et à la modification des masses d'eau en

Méditerranée (Seridi, 2007). Ces facteurs océanographiques pourraient expliquer la présence d'une flore algale caractéristique des régions tempérées froides le long de la côte algérienne. Cette affinité tempérée froide, similaire à celle observée en Nouvelle-Zélande ( $R/P = 2.07$ ) (Garrigue, 1985), souligne l'importance des conditions océanographiques locales dans la détermination de la composition des communautés algales. La présence significative de certains groupes d'algues brunes, typiques des zones tempérées, renforce cette caractérisation. Cependant, il est important de noter que ces résultats se limitent aux habitats de surface. Comme le souligne Seridi (2007), l'interprétation du rapport R/P nécessite une certaine prudence, car elle ne prend en compte que les biotopes superficiels.

### Affinité biogéographique

L'étude actuelle révèle des différences notables entre les sites de Kouali et les autres sites étudiés. La zone de Kouali présente une codominance des éléments Atlantico-Boreal (AB) et Méditerranéen (M), chacun représentant 23.53% de la flore algale. Dans l'ensemble des sites étudiés, l'élément Atlantico-Boreal (AB) est prédominant, variant entre 21.62% et 33.33%. L'élément Méditerranéen (M) est plus dominant dans les sites ouest de la zone centre algérienne (KOU1 et KOU2) par rapport à la partie centrale (FON, FDE et ANC). Il est important de noter que cette codominance dans les sites de Kouali et la forte présence de l'élément Méditerranéen sont également attribuables à la présence d'espèces endémiques de la Méditerranée, notamment les espèces du genre *Cystoseira sensu lato*. Ces espèces jouent un rôle crucial dans la caractérisation de la flore algale méditerranéenne et contribuent significativement à l'importance de l'élément Méditerranéen dans la région. Ces variations locales soulignent l'importance des conditions environnementales spécifiques à chaque site dans la détermination de la composition biogéographique de la flore algale. En comparant ces résultats avec les études antérieures, on peut observer une évolution intéressante de l'affinité biogéographique de la flore algale le long des côtes algériennes au fil du temps. Seridi (2007) a rapporté une forte proportion de l'élément atlantico-boréal (25.54%) dans la région d'Alger, caractérisant ainsi la flore d'affinité froide. Cette dominance a été attribuée à l'existence de petits upwellings dans le centre algérois et à l'arrivée d'un courant atlantique froid par le détroit de Gibraltar (Millot, 1987). Seridi (2007) a également noté une faible représentation de l'élément méditerranéen dans le littoral algérois. De plus, Seridi (2007) a noté que la flore algale algérienne se rapproche relativement de celle des régions froides de la Méditerranée, particulièrement de celle du nord de la Méditerranée. Cependant, elle a également observé que la flore algérienne se distingue par la rareté des espèces à affinité pantropicale, ce qui la différencie des côtes nord-

méditerranéennes (Espagne, Italie, France). Ce qui est cohérent avec l'étude actuelle. Quelques années plus tard, Ould Ahmed (2015) a confirmé la prédominance des espèces Atlantiques (31.16%) le long des côtes algériennes, avec l'élément Atlantico-boréal dominant à 18.46%. Cette étude a également mis en évidence une forte présence d'espèces Cosmopolites (23.85%) et une représentation notable des espèces endémiques méditerranéennes (15%). Ces résultats étaient en accord avec ceux obtenus dans d'autres régions méditerranéennes, comme les Baléares (Ribera, 1983) et la Sicile (Giaccone et Rizzi-Longo, 1976). Plus récemment, Bahbah (2021) a observé un changement significatif, avec l'élément Méditerranéen devenant dominant (22.95%), suivi de près par l'élément Atlantico-boréal (19.67%). Cette évolution pourrait indiquer un changement progressif dans la composition de la flore algale (présences des espèces endémiques de méditerranée) qui est dû à une expansion de l'aire d'échantillonnage.

### **Structure des peuplements macroalgales**

Les récentes observations sur les communautés algales des sites étudiés apportent des informations en cohérence avec les recherches antérieures. La dominance générale des groupes photophiles de l'étage infralittoral, particulièrement le groupe PhIC (photophile infralittoral en mode calme) dans la zone de Kouali, est un constat majeur qui corrobore les observations d'Ould Ahmed (2015) et de Bahbah (2021). Ces derniers ont noté que le groupe écologique "Photophile" était le plus représentatif sur la majorité des sites étudiés le long du littoral algérien. La variabilité significative entre les sites est un aspect intéressant des données récentes. Par exemple, la forte dominance du groupe PhIC à ANC contraste avec la prédominance du groupe PhIP (photophiles infralittoraux des milieux portuaires) à FON et FDE. Cette hétérogénéité spatiale, également rapportée par Seridi (2007), Ould Ahmed (2015), et Bahbah (2021), souligne l'importance des conditions environnementales locales dans la structuration des communautés algales. Un point particulièrement notable des résultats récents est la dominance élevée du groupe PhIP, indicateur de pollution, dans les sites du centre par rapport à ceux de l'ouest. Cette observation s'accorde avec les conclusions de Bahbah (2021) qui a identifié un gradient de pollution le long du littoral algérien, probablement lié à l'intensité des activités anthropiques. Il est intéressant de noter que Verlaque (1987), cité par Seridi (2007), a observé que dans le bassin méditerranéen occidental, les phytocénoses photophiles infralittorales de mode calme présentent une diversité réelle qui peut être masquée par la répartition des taxons physionomiquement dominants. Cette observation souligne l'importance d'une étude approfondie pour comprendre pleinement la diversité et la structure de ces écosystèmes, même dans des zones apparemment dominées par certaines espèces. L'utilisation

de certains groupes écologiques comme indicateurs de la qualité des eaux, telle que suggérée par la dominance du groupe PhIP, est une approche prometteuse. Cette méthode est en accord avec les travaux de Seridi (2007) et Bahbah (2021) qui ont utilisé la présence d'espèces nitrophiles comme indicateurs d'eutrophisation. Il est important de considérer l'influence de la topographie et de l'hydrodynamisme sur la distribution des groupes écologiques, comme l'a souligné Riadi (1998). Ces facteurs pourraient expliquer une partie de la variabilité observée entre les sites d'étude.

Les résultats de cette étude mettent en évidence une diversité macroalgale particulièrement élevée dans la zone de Kouali, avec des indices de diversité supérieurs à ceux des autres sites étudiés. Pour Kouali, un indice de Shannon ( $H'$ ) de 4.99, une équitabilité ( $E$ ) de 0.778, et un indice de Simpson de 0.95 ont été obtenus. Ces valeurs indiquent une communauté macroalgale bien évoluée et équilibrée, conformément aux observations de Boudouresque (1970) qui suggère qu'un indice de diversité élevé traduit un peuplement évolué avec un fort degré d'organisation. La comparaison entre les sites de Kouali (KOU1 et KOU2) et les autres sites révèle des différences significatives. KOU1 et KOU2 présentent des valeurs généralement élevées pour tous les indices, avec KOU1 surpassant légèrement KOU2. Cette forte diversité et équitabilité à Kouali suggèrent, selon Amanieu et Lasserre (1982), un bon équilibre entre la structure du peuplement et les contraintes du milieu. Les autres sites, notamment FON et ANC, montrent des valeurs intermédiaires, tandis que FDE affiche systématiquement les indices les plus bas. Ces résultats s'alignent avec les observations de Handayani et al. (2023) qui soulignent qu'un indice de diversité élevé (entre 1 et 3) indique une stabilité environnementale relative et la présence de nombreuses espèces de macroalgues. Les valeurs plus faibles observées à FDE pourraient indiquer, comme le suggèrent Ferawati et al. (2014), des perturbations environnementales ou une domination d'espèces particulières. L'analyse des profils de diversité de Rényi renforce ces observations, montrant que Kouali maintient sa diversité élevée même lorsque  $\alpha$  augmente, ce qui indique un écosystème particulièrement diversifié et potentiellement plus résilient. Cette approche multi-échelle de la diversité permet de mieux comprendre la structure des communautés, comme le soulignent Kepel et al. (2019), en liant la diversité des espèces à la richesse spécifique et à la répartition des espèces dans la communauté. En comparaison avec les résultats d'autres études en Algérie, les données de cette étude indiquent une diversité très élevée et une répartition équilibrée des espèces. Ces résultats sont supérieurs à celles rapportées par Seridi (2007), ce qui pourrait être dû à des différences méthodologiques ou spatiales dans l'échantillonnage, ainsi qu'à la richesse spécifique et à la variance d'ab

ondance au sein des espèces. Comparés aux résultats de Chabane (2019) et Bahbah (2021), nos indices de diversité ( $H'$  et Simpson) et d'équitabilité ( $E$ ) montrent des similitudes et des différences intéressantes. Chabane (2019) a observé des valeurs d'indices de diversité relativement élevées dans des stations considérées comme relativement propres, telles que Sidi Fredj et Ain Chorb, ce qui indique un peuplement algal évolué et stable. A l'inverse, des stations plus polluées ou instables comme Reghaia et Bab El Oued montrent des indices de diversité plus faibles, traduisant un écosystème perturbé, comme le site de FDE dans cette étude. Ces faibles indices traduiraient le fait que les espèces ne sont pas installées de façon stable, chacune avec sa niche écologique, mais qu'elles sont en compétition pour l'occupation de ces niches (Marcot Coqueniot, 1986). Bahbah (2021) a utilisé plusieurs paramètres, dont la richesse spécifique, la diversité, l'équitabilité, l'indice de Simpson et l'indice de Sorensen, pour estimer l'organisation et l'équilibre des peuplements dans leur environnement. Selon lui, un indice de diversité élevé pour une richesse spécifique donnée indique un peuplement évolué avec un fort degré d'organisation. Une équitabilité élevée est également le signe d'un équilibre entre la structure du peuplement et les contraintes du milieu (Boudouresque, 1970 ; Amanieu et Lasserre, 1982).

L'indice de similarité de Sørensen révèle des degrés variables de similitude entre les sites, avec la plus forte homogénéité observée entre KOU1 et FON ( $C_s = 0.64$ ). Cette valeur supérieure à 0.5 indique une composition algale relativement similaire entre ces deux sites. Cependant, pour le reste des sites, l'indice de Sørensen est faible, avec des valeurs de  $C_s$  comprises entre 0.16 et 0.46, ce qui indique une hétérogénéité marquée entre ces sites. Cette disparité suggère des différences significatives dans la composition des communautés de macroalgues entre la majorité des sites étudiés. Ce type d'analyse est couramment utilisé en écologie pour comparer la composition des communautés entre différents habitats (Magurran, 2004).

L'indice de dominance de Berger-Parker montre des valeurs généralement faibles par rapport à la moyenne générale, ce qui est probablement dû à la divergence du recouvrement moyen général entre les sites étudiés. FON, KOU2 et KOU1 présentent la plus faible dominance, suggérant une répartition équilibrée des espèces et une bonne diversité. A l'inverse, FDE affiche la plus forte dominance. Cet indice est particulièrement utile pour évaluer rapidement l'importance relative de l'espèce la plus abondante dans un écosystème (Berger & Parker, 1970). Les profils de K-dominance confirment ces observations, avec FDE présentant la plus forte dominance, KOU1 et KOU2 affichant la plus faible dominance. Cette méthode

graphique permet une visualisation plus complète de la structure de la communauté que les indices simples (Lamshead et al., 1983). Ces résultats suggèrent que les sites de Kouali (KOU1 et KOU2) présentent la structure de communauté la plus équilibrée et diverse, tandis que FDE montre une structure moins équilibrée avec une forte dominance de quelques espèces. Ces différences pourraient être liées à des facteurs environnementaux variés, tels que la qualité de l'eau, l'exposition aux vagues ou la disponibilité des nutriments (Steneck & Dethier, 1994). Parallèlement, Seridi (2007) met en évidence le rôle crucial des interactions biotiques dans la répartition des macroalgues. Ces interactions, comprenant le commensalisme, la compétition, le parasitisme et la prédation, influencent significativement la structure des communautés, comme l'ont démontré les travaux de Connell (1961), Dayton (1971), et Chapman (1973, 1974).

La zone de Kouali, comprenant les sites KOU1, KOU2 et les sites de FON et ANC, présente des caractéristiques intéressantes en termes de structure et de diversité des communautés de macroalgues. Les diagrammes rang-fréquence pour ces sites révèlent un stade 2, caractérisé par des courbes entièrement convexes. Cette configuration indique une diversité maximale avec un nombre important d'espèces de moyenne abondance, sans dominance marquée d'une espèce particulière. Cette structure de communauté suggère un état d'équilibre écologique, où les interactions entre espèces sont complexes, reflétant une certaine maturité de l'écosystème (Frontier, 1976). Ces observations sont corroborées par les indices de diversité et de dominance précédemment discutés, qui montraient une répartition équilibrée des espèces et une bonne diversité dans la zone de Kouali. Cette situation contraste avec celle observée dans le site FDE, qui présente une structure moins équilibrée et une diversité plus faible. Globalement, ces résultats suggèrent que la zone de Kouali abrite des communautés de macroalgues relativement stables et diversifiées, ce qui pourrait indiquer des conditions environnementales favorables et un écosystème en bonne santé.

L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) révèle une structuration nette des communautés de macroalgues entre les cinq sites étudiés, en fonction de l'urbanisation et de la composition en espèces. Le changement anthropique, notamment l'urbanisation, est clairement mis en évidence par l'axe F1. Le site de FDE montre une très forte urbanisation, et les sites FON et ANC montrent une urbanisation notable mais moins prononcée, sont caractérisées par la présence d'espèces tolérantes à la pollution telles que *Pachymeniopsis lanceolata*, *Ellisolandia elongata*, *Halopteris scoparia*, ainsi que diverses espèces d'algues vertes. Tandis que la zone de Kouali (KOU1 et KOU2) indique une faible urbanisation, avec une prédominance d'algues brunes sensibles à la pollution comme *Ericaria amentacea* et *Ericaria crinita*. Cette gradation

de l'urbanisation, allant de très forte à faible, se reflète dans la distribution des espèces, soulignant l'impact de l'anthropisation sur les différents sites étudiés.

Les résultats de l'analyse DCA des données de recouvrement des macroalgues dans les différents sites étudiés révèlent un changement écologique important, principalement lié à l'influence des facteurs anthropiques sur les communautés algales. Cette analyse permet de mettre en évidence les variations de composition et d'abondance des espèces à travers ces différents niveaux de perturbation environnementale. Cette distribution est cohérente avec les observations de nombreux travaux antérieurs qui ont démontré que les communautés benthiques littorales sont de bons indicateurs de l'état de l'environnement marin (Borowitzka, 1972 ; Belsher, 1979 ; Levine, 1984 ; Perez et al., 2000, Ballesteros et al ; 2007, Arévalo et al., 2007 ; Seridi et al ; 2007). A une extrémité de cette variation d'anthropisation, on trouve les sites FDE et FON qui présentent des signes évidents de perturbation anthropique. Ces sites sont caractérisés par une forte présence d'espèces indicatrices de pollution, notamment des Ulvophyceae et certaines Floridiophyceae. Cette observation est cohérente avec les travaux de Seridi (2007) qui note que "Les zones les plus polluées se traduisent par l'apparition des peuplements à *Ulva*, *Enteromorpha* et *Cladophora*." La dominance de *Corallina elongata* (désormais *Ellisolandia elongata*) sur ces sites corrobore également les observations de Seridi (2007) : "Le peuplement de ces stations est dominé par *Ellisolandia elongata* constituant un gazon dense sur lequel se développent des épiphytes généralement thionitrophiles." L'absence totale de Phaeophyceae, en particulier sur le site FDE, est un indicateur de forte dégradation environnementale. Cette observation est particulièrement significative car l'absence d'algues brunes, notamment des espèces du genre *Cystoseira s.l.*, est souvent associée à des environnements perturbés ou pollués (Thibaut et al., 2005). Au milieu du changement, on trouve le site ANC qui présente une composition algale intermédiaire. La présence simultanée d'Ulvophyceae et de Phaeophyceae, avec une dominance de *Ulva linza* et de *Halopteris scoparia*, suggère un niveau de perturbation modéré. Cette composition mixte reflète probablement une situation de transition entre des conditions fortement impactées et des conditions plus préservées. A l'autre extrémité du changement, les sites KOU1 et KOU2 de la zone de Kouali semblent être les moins affectés par les perturbations anthropiques. Ces sites présentent un meilleur équilibre entre Floridiophyceae et Phaeophyceae, avec une présence significative de corallines et de *Ericaria amentacea*. La présence de *Ericaria amentacea* est particulièrement révélatrice d'une meilleure qualité environnementale. Comme le note Seridi, 2007 et Bahbah (2021), *Ericaria amentacea*, semble être très sensible à la qualité

environnementale de l'eau, car elle diminue son abondance, voire disparaît complètement selon le niveau de pollution. Ces résultats illustrent le phénomène décrit par Seridi (2007) comme "le passage des peuplements des biotopes oligotrophiques vers des biotopes eutrophiques". Ce processus se caractérise par des changements qualitatifs et quantitatifs des communautés algales en réponse à la dégradation de la qualité des eaux. La disparition progressive des espèces sensibles comme *Cystoseira* (*Ericaria amentacea*) au profit d'espèces plus tolérantes ou opportunistes comme les *Ulva* et *Ellisolandia elongata* témoigne de ce changement de perturbation.

Les analyses de Classification Hiérarchique Ascendante (CHA) et de mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique (nMDS) complètent les résultats de la DCA en offrant une perspective plus approfondie sur la structure des communautés macroalgales face à l'impact de l'anthropisation. La délimitation de trois groupes distincts renforce l'idée d'un changement de perturbation anthropique, révélant comment les pressions humaines influencent à la fois la composition et l'abondance des espèces macroalgales le long des sites étudiés.

L'analyse SIMPER apporte une dimension quantitative essentielle en identifiant les espèces dont les variations d'abondance contribuent le plus aux dissimilarités entre les groupes, reflétant ainsi leur sensibilité différentielle aux impacts anthropiques. Par exemple, la forte contribution de *Ellisolandia elongata* à la dissimilarité (11.36%) s'explique par ses fluctuations d'abondance marquées entre les sites plus ou moins anthropisés : 43.9% dans le groupe A (moins impacté), 89% dans le groupe B (plus perturbé), et seulement 0.07% dans le groupe C. De même, l'abondance élevée de *Pachymeniopsis lanceolata* dans le groupe B (94.6%) contraste avec son absence dans les autres groupes, soulignant son potentiel rôle d'indicateur des zones soumises à une forte pression anthropique. Ces variations d'abondance, plus que de simples changements de composition, illustrent la réponse dynamique des communautés macroalgales aux changements d'anthropisation. Elles mettent en évidence la vulnérabilité de certaines espèces aux perturbations humaines, comme *Ericaria amentacea* dont l'abondance diminue drastiquement dans les sites plus anthropisés, ainsi que la prolifération d'espèces tolérantes comme *Ulva* spp. dans ces mêmes sites, probablement en réponse à l'enrichissement en nutriments d'origine anthropique. La forte dissimilarité globale (80.46%) entre les groupes, basée sur ces différences d'abondance, souligne l'ampleur des changements dans la structure des communautés à travers les différents niveaux d'anthropisation. Ces résultats complémentaires à la DCA renforcent ainsi la pertinence des macroalgues comme bioindicateurs, capables de refléter les impacts de l'anthropisation sur les écosystèmes côtiers,

non seulement à travers des changements de composition, mais aussi par des modifications significatives de l'abondance relative des espèces.

### **Qualité des eaux côtières**

Les fonds rocheux sont l'un des écosystèmes côtiers les plus répandus, diversifiés et productifs de la mer Méditerranée, jouant un rôle écologique important dans la structure et le fonctionnement des communautés marines et fournissant de multiples services aux sociétés humaines (Bevilacqua et al., 2021 ; Savin et al., 2023), nécessitant une gestion côtière appropriée pour assurer leur viabilité à long terme face aux pressions anthropiques. La qualité écologique et la capacité des systèmes côtiers doivent être évaluées à des fins de gestion (D'Archino et Piazzi, 2021).

Les indicateurs biologiques jouent un rôle primordial dans l'évaluation écologique, car ils reflètent l'état général des écosystèmes en intégrant les effets des perturbations cumulées à long terme, comme la pollution chronique et les changements environnementaux. Ils permettent ainsi de comprendre les réponses globales des communautés biologiques aux pressions multiples. Les paramètres physico-chimiques, quant à eux, mesurent directement la qualité de l'eau à un instant donné, étant très sensibles aux fluctuations instantanées ou saisonnières. Bien qu'ils soient essentiels pour détecter des perturbations rapides et identifier les sources de pollution spécifiques, leur portée reste limitée pour évaluer les interactions complexes entre les stress environnementaux. Une combinaison des deux approches est donc indispensable pour une évaluation complète et fiable de la qualité écologique (Guinda, 2008).

Les substrats rocheux végétalisés contribuent de manière significative au fonctionnement des écosystèmes côtiers (Bevilacqua et al., 2021). Les macroalgues, qui sont des composantes importantes de ces habitats, peuvent être un outil utile pour une gestion côtière durable (D'Archino et Piazzi, 2021 ; Boudouresque et al., 2020). Littler & Littler (1980) et Steneck et Dethier (1994) ont proposé un lien entre la morphologie des organismes et les conditions environnementales, postulant que les formes de croissance pourraient être prédites en fonction des niveaux de stress. Ainsi, les groupes morphologiques pourraient prédire ces niveaux de stress dans un environnement donné (D'Archino et Piazzi, 2021).

Dans ce contexte, l'indice CFR a été utilisé pour la première fois sur la côte algérienne. Suivant les principes de la DCE 2000/60/CE, cette étude a évalué la qualité écologique des côtes rocheuses du sud-ouest de la Méditerranée. La méthode CFR s'est avérée efficace pour évaluer la dégradation écologique à proximité des points de rejet urbains et industriels dans les

eaux côtières (Guinda et al., 2014). La variation de l'EQR de l'indice CFR entre les sites est due à la couverture des macroalgues caractéristiques et à la fraction d'espèces opportunistes. Les sites de bonne et haute qualité (KOU1, KOU2 et TEN) présentent une faible urbanisation et un niveau élevé d'exposition, permettant la dissipation de la pollution causée par les pressions anthropiques. Ce résultat a été démontré par Laama et al. (2020), qui ont effectué des analyses physicochimiques et bactériologiques sur le site TEN. La partie occidentale de la baie de Bou-Ismaïl a été considérée comme une zone de bonne qualité par plusieurs chercheurs (Seridi, 2007 ; Bachari Houma, 2009 ; Grimes et al., 2010 ; Ameer et al., 2013 ; Dauvin et al., 2013 ; Boumaza et al., 2014 ; Benfares et al., 2015 ; Bakalem et al., 2020). En ce qui concerne les sites de qualité moyenne, le site FON est proche du port de pêche et de plaisance (El Djamila), le site FDE est proche du port d'Alger et des embouchures des rivières (El Harrach et El Hamiz), et le site ANC est proche du port de pêche de Surcouf. Ces trois sites (FON, FDE et ANC) ont une forte densité de population et sont soumis à des pressions anthropiques, principalement les rejets d'eaux usées liés à l'urbanisation. De plus, ils se distinguent par l'artificialisation du littoral.

L'indice de qualité des fonds rocheux (CFR) a détecté avec précision les changements de EQ, en particulier lorsqu'il est combiné à l'indice de pression anthropique (MALUSI). En revanche, l'indice MALUSI était plus faible dans les sites ouest d'Alger (TEN, KOU1 et KOU2) et plus élevé dans la partie centrale (FON, FDE et ANC), ce qui peut être attribué aux perturbations anthropiques dans cette zone, particulièrement l'urbanisation. Plusieurs études ont montré que les perturbations humaines liées à l'urbanisation peuvent modifier les habitats naturels et les environnements côtiers, impactant négativement la composition, la dominance, l'abondance et la biomasse des macroalgues (Mangialajo et al., 2008 ; Martins et al., 2012 ; Scherner et al., 2013 ; Fowles et al., 2018 ; De Vasconcelos et al., 2019 ; García et al., 2020 ; Piazzini et Ceccherelli, 2020 ; Rindi et al., 2020). Au niveau du site FDE, l'effet de l'anthropisation causée par l'urbanisation sur les macroalgues est similaire aux conclusions des études susmentionnées sur la modification des communautés. La dégradation de la baie d'Alger est principalement causée par deux rivières (El Harrach et El Hamiz), qui transportent la pollution provenant de sources urbaines et industrielles (Benamar et al., 1999 ; Seridi, 2007 ; Seridi et al., 2007 ; Bachari Houma, 2009 ; Grimes et al., 2010 ; Farid et al., 2018 ; Boufeniza et al., 2020). Au site FON, l'urbanisation est le contributeur le plus important aux pressions sur le littoral d'Ain El Benian (Silhadi et al., 2020). Le site ANC est affecté par les rejets industriels et d'eaux usées des zones avoisinantes via le lac Reghaïa (Abderrahmani et al., 2020). Malgré le fait que Ténès et Tipasa aient d'importantes activités agricoles, elles présentent une haute

qualité écologique et de faibles valeurs MALUSI. Cette constatation confirme que l'urbanisation est responsable de l'impact anthropique sur le district central d'Alger (FON, FDE et ANC).

Les analyses DCA, nMDS, cluster et SIMPER ont produit des résultats très cohérents. Elles ont révélé que la composition des espèces, l'abondance et la qualité écologique expliquaient le mieux les similitudes entre les sites d'étude. Le site ANC, un site calme et abrité avec une dominance de *Halopteris scoparia* et *Ulva linza*, se distinguait clairement du site TEN, qui était exposé et dominé par *Ericaria amentacea* et *Ericaria selaginoides*. Les résultats de cette étude révèlent un gradient clair entre le site TEN de haute qualité, qui présente une richesse et une abondance élevées de macroalgues caractéristiques du genre *Cystoseira s.l.*, et les sites FON, FDE et ANC de qualité moyenne, qui présentent une dominance de macroalgues caractéristiques (*Pachymeniopsis lanceolata*, *Ellisolandia elongata*, et *Halopteris scoparia*) et d'espèces opportunistes d'*Ulva*. *Ericaria selaginoides*, qui n'apparaît qu'au site TEN, prospère dans les zones propres, non affectées par l'anthropisation, et disparaît dans les zones polluées (Boundir et al., 2019). En effet, les espèces du genre *Cystoseira s.l.* sont indicatrices d'une bonne qualité (Bellan-Santini, 1966 ; 1968 ; Cormaci et Furnari, 1999 ; Soltan et al., 2001 ; Orfanidis et al., 2003 ; Ballesteros et al., 2007 ; Arevalo et al., 2007 ; Asnaghi et al., 2009 ; Bermejo et al., 2013) ; elles sont très sensibles à la pollution et aux impacts anthropiques (Bellan-Santini, 1966 ; 1968 ; Soltan et al., 2001 ; Thibaut et al., 2005 ; Mancuso et al., 2018). Cette sensibilité est davantage mise en évidence par leur rareté ou leur absence sur les substrats artificiels (Badreddine et al., 2018). L'exception à ce schéma est *C. compressa*, qui démontre une résistance aux stress environnementaux et anthropiques (Thibaut et al., 2005 ; Seridi, 2007 ; Mangialajo et al., 2008).

Dans les zones côtières les mieux préservées, les espèces d'algues brunes pérennes du genre *Cystoseira s.l.* forment des forêts denses avec des canopées épaisses, fournissant habitat et nourriture à divers organismes (Piazzini et al., 2018 ; Savin et al., 2023). Ces forêts indiquent une haute qualité écologique (Arévalo et al. ; Pinedo et al., 2007). À l'inverse, *P. lanceolata* est répandue dans les zones urbaines (FON, FDE). Lorsque les forêts de *Cystoseira s.l.* se détériorent dans les zones urbaines et industrielles, des espèces tolérantes au stress et éphémères comme *E. elongata* et *Ulva* spp. deviennent dominantes (Kletou et al., 2018 ; De Vasconcelos et al., 2019 ; Pinedo et Ballesteros, 2019). La présence et l'abondance de taxons/groupes morphologiques spécifiques peuvent être considérées comme un indicateur primaire de l'état écologique des assemblages de macroalgues (Pinedo et al., 2007 ; D'Archino et Piazzini, 2021).

Ceci est corroboré par les résultats de l'ACP, qui montrent que les macroalgues caractéristiques compétitives des espèces *Cystoseira s.l.* étaient associées aux sites de bonne et haute qualité écologique. Les macroalgues caractéristiques tolérantes au stress (*Pachymeniopsis lanceolata*, *Ellisolandia. elongata*, et *Halopteris scoparia*) et les espèces rudérales opportunistes (*Ulva rigida*, *Ulva lactuca*, et *Ulva linza*) ont été trouvées dans des sites de qualité écologique modérée. Ces résultats s'alignent sur les observations précédentes selon lesquelles la dominance des communautés de *Cystoseira s.l.* associées à *E. elongata* indique une bonne qualité écologique, tandis que la dominance des communautés d'*E. elongata* indique une qualité écologique modérée (Arévalo et al. ; Pinedo et al., 2007).

Selon Fabbrizzi et al. (2020), les forêts de macroalgues en Méditerranée seront significativement réduites d'ici 2050, avec une diminution importante des zones propices aux algues marines formant des habitats dans toute leur aire de répartition. Cette diminution aura un impact sur l'ensemble de l'écosystème et les services qu'il fournit. Les macroalgues des eaux peu profondes abritent une grande diversité d'espèces, de sorte que toute menace pesant sur ces algues affectera inévitablement leurs nombreux dépendants (Hanley et al., 2023). Un suivi rigoureux de la distribution et de l'abondance des macroalgues remarquables (menacées, protégées, formant des canopées) est nécessaire pour détecter les extinctions locales et les gérer (Boudouresque et al., 2020). Il est crucial d'agir pour réduire les pressions locales et gérer soigneusement la répartition de ces pressions (Buonomo et al., 2018 ; Fabbrizzi et al., 2020). Les forêts de *Cystoseira s.l.* existent encore dans diverses zones le long de la côte algérienne, à la fois dans des conditions exposées (principalement composées de *Ericaria amentacea*, *Ericaria selaginoides*, *Cystoseira compressa* et *Ericaria mediterranea*) et dans des conditions calmes (principalement composées de *Gongolaria barbata*, *Cystoseira foeniculacea* et *Ericaria crinita*) (Bahbah, 2021).

Les indices CFR, EEI-c et CARLIT sont des outils d'évaluation de la qualité écologique des zones côtières rocheuses qui respectent la recommandation de la DCE d'évaluer la qualité écologique des écosystèmes côtiers sur la base d'indicateurs biologiques, y compris la composition et l'abondance des macroalgues pour les rivages rocheux. Les indices CFR et EEI-c utilisent une échelle spatiale plus petite (quelques mètres) que l'indice CARLIT (50 m). En utilisant le concept de "niveau biologique" décrit par Bermejo et al. (2014), nous avons constaté que les indices CFR et EEI-c étudient les espèces, tandis que l'indice CARLIT étudie les communautés. Les outils CFR et EEI-c utilisent une approche multimétrique, tandis que CARLIT emploie une approche unimétrique. La différence entre les résultats d'EQR obtenus

par l'indice CFR et l'indice EEI-c a été constatée sur les sites de qualité écologique modérée et bonne (FON, FDE, KOU1 et KOU2). L'EQR de l'indice EEI-c est sous-estimé dans ces sites en raison de la classification des espèces par groupe de statut écologique (ESG I et ESG II). De nombreuses espèces classées comme ESG II dans l'indice EEI-c peuvent être classées comme ESG I en raison de leur morphologie mature, de leur caractère de succession moyenne à tardive et de leur longévité.

Les valeurs d'EQR obtenues par l'indice CFR et les valeurs rapportées par l'indice CARLIT sur tous les sites montrent une tendance d'évolution similaire. La différence est significative entre les sites FON et FDE, ce qui peut être attribué aux différences d'échelle spatiale et de niveau biologique (Bermejo et al., 2014). Le changement des zones d'échantillonnage peut entraîner une variation significative de l'EQR, et l'EQ produit des indices avec une échelle spatiale réduite. Pour le site FON, la sous-estimation de l'EQR par l'indice CARLIT est due au niveau biologique étudié. Ce site se distingue par l'abondance d'espèces d'algues corallines (*Ellisolandia elongata*), une catégorie de communauté avec un faible niveau de sensibilité, déterminé par CARLIT (Bahbah et al., 2020). D'autre part, l'indice CFR les considère comme caractéristiques. Le site FDE se distingue par la présence d'un banc naturel de moules (Seridi, 2007 ; Chabane, 2019). L'indice CARLIT, qui prend en compte à la fois la flore et la faune (Ballesteros et al., 2007), identifie les communautés à forte abondance de moules comme ayant de faibles niveaux de sensibilité. Selon CARLIT (Bahbah et al., 2020), les espèces caractéristiques seraient présentes en faible abondance sur ce site, ce qui n'entraînerait pas de changement significatif de la valeur de l'indice. Cependant, lorsque l'échelle d'échantillonnage est réduite, comme avec l'indice CFR, la présence résiduelle de ces espèces peut avoir un impact plus important sur le résultat, expliquant la divergence observée entre les deux indices. En effet, la méthode CFR est plus utile pour évaluer la qualité écologique et surveiller les effets des sources ponctuelles de pollution, en particulier dans les zones où les macroalgues caractéristiques ou les espèces opportunistes sont abondantes et ont une faible étendue. Selon CARLIT, ces dernières seront négligées. L'indice CFR utilise une méthodologie facile à mettre en œuvre et ne nécessite pas d'identifications taxonomiques très précises, car il est basé sur l'évaluation de la couverture globale des grandes macroalgues caractéristiques et des espèces opportunistes (Guinda et al., 2014).

#### **La biodiversité des macroalgues : un indicateur pertinent de la qualité des eaux côtières**

L'analyse des corrélations et l'ACP présentées dans l'étude révèlent des relations complexes entre les paramètres de qualité écologique, les indices de diversité et la dominance

des groupes taxonomiques de macroalgues. Un résultat particulièrement frappant est la forte corrélation de l'équitabilité (E) avec plusieurs indicateurs de qualité écologique, notamment le CFR (indice de qualité des fonds rocheux) et le MALUSI (indice de pression anthropique).

L'analyse révèle des corrélations fortes entre l'équitabilité (E) et les paramètres de qualité écologique, notamment une corrélation positive avec CFR ( $r = 0.70$ ) et négative avec MALUSI ( $r = -0.91$ ). Ces observations s'alignent avec les conclusions de Rodriguez et al. (2016), qui soulignent que l'équitabilité est particulièrement sensible aux perturbations anthropiques, évoluant plus rapidement que la richesse en espèces en réponse aux stress environnementaux. Cette sensibilité explique probablement pourquoi, dans cette étude, l'équitabilité se révèle être un indicateur plus pertinent de la qualité écologique.

La relation complexe entre l'équitabilité, la richesse spécifique, et la qualité de l'écosystème observée dans ces résultats trouve un écho dans les travaux de Rodriguez et al. (2016). Ils notent que l'effet de l'équitabilité sur la productivité primaire tend à être plus prononcé dans des assemblages à faible diversité, mais que cet effet diminue à mesure que la richesse en espèces augmente. Cette observation pourrait expliquer pourquoi, dans cette étude, l'équitabilité montre des corrélations plus fortes avec les paramètres de qualité écologique que la richesse spécifique elle-même.

Les résultats mettent également en évidence des corrélations significatives entre l'équitabilité et la dominance de certains groupes taxonomiques, notamment une forte corrélation négative avec les Ulvophyceae ( $r = -0.95$ ) et positive avec les Phaeophyceae ( $r = 0.88$ ). Ces observations s'accordent avec les conclusions d'Arenas et al. (2009), qui soulignent que les assemblages où les espèces sont réparties de manière plus équitable maximisent l'utilisation des ressources disponibles et présentent une meilleure performance écosystémique. Dans ce cas, la dominance des Phaeophyceae, associée à une équitabilité élevée, pourrait indiquer un écosystème plus équilibré et plus résistant aux perturbations. Un aspect important soulevé par Seridi (2007) est que les valeurs minimales d'équitabilité sont généralement observées lorsque la communauté atteint son développement optimal et que la dominance d'une ou plusieurs espèces est la plus marquée. Cette observation ajoute une dimension temporelle cruciale à notre compréhension, suggérant que l'interprétation de l'équitabilité doit prendre en compte le stade de développement de la communauté. L'importance de l'équitabilité dans la productivité des écosystèmes, mise en évidence par Arenas et al. (2009), offre une perspective intéressante sur ces résultats. Leur constat que l'équitabilité explique environ 7% de la variance totale dans la productivité des assemblages de macroalgues souligne l'importance de cet indice

au-delà de la simple diversité des espèces. Dans cette étude, les fortes corrélations entre l'équitabilité et les paramètres de qualité écologique suggèrent que cet indice pourrait être un indicateur précieux non seulement de la productivité, mais aussi de la santé globale de l'écosystème.

La dominance des Ulvophyceae, associée dans cette étude à une faible équitabilité et à des valeurs élevées de MALUSI, pourrait indiquer des conditions écologiques dégradées. Cette observation s'aligne avec l'idée de Rodriguez et al. (2016) selon laquelle l'équitabilité est particulièrement sensible aux perturbations anthropiques. La prolifération d'espèces opportunistes comme les Ulvophyceae pourrait être une réponse à ces perturbations, entraînant une diminution de l'équitabilité et, par conséquent, une dégradation de la qualité écologique globale.

L'analyse en composantes principales (ACP) renforce ces observations en visualisant clairement les relations entre les différents paramètres. Elle confirme notamment la forte association entre l'équitabilité et les paramètres de qualité écologique, ainsi que les relations inverses entre la dominance des Ulvophyceae et des Phaeophyceae par rapport aux indicateurs de qualité des eaux. Ces résultats mettent en évidence que la variation qualitative et quantitative des espèces au sein de l'écosystème est un meilleur indicateur de l'impact anthropique. L'équitabilité, en reflétant la distribution des espèces, s'avère être un indicateur particulièrement sensible des changements dans la structure de la communauté de macroalgues et, par extension, de la qualité écologique des eaux côtières.

# **Conclusion et perspectives**

### Conclusion et perspectives

Richesse spécifique : L'étude a révélé une richesse totale de 116 taxons d'algues marines répartis sur cinq sites. Kouali se démarque avec 85 taxons, mais les autres sites montrent une variabilité significative, reflétant la diversité des conditions environnementales le long du littoral algérien.

Composition taxonomique : La dominance générale des Florideophyceae, suivies des Phaeophyceae et des Ulvophyceae, est observée sur l'ensemble des sites. Cette répartition est cohérente avec d'autres études en Méditerranée, mais la proportion varie selon les sites, Kouali présentant la composition la plus équilibrée.

Affinité biogéographique : L'étude montre une prédominance générale de l'élément Atlantico-Boreal. Kouali se distingue par une codominance unique des éléments Atlantico-Boreal et Méditerranéen.

Groupes écologiques : Une variabilité significative est notée entre les sites. Le groupe photophile infralittoral en mode calme (PhIC) domine à Kouali, tandis que d'autres sites montrent une prédominance du groupe photophile infralittoral des milieux portuaires (PhIP), indicateur de pollution.

Indices de diversité : Les indices varient considérablement entre les sites, avec Kouali présentant les valeurs les plus élevées. D'autres sites, notamment FDE, montrent des valeurs plus faibles, suggérant des perturbations environnementales ou une domination d'espèces particulières.

Structure des communautés : Les diagrammes rang-fréquence révèlent des structures de communauté différentes selon les sites. Kouali et certains autres sites montrent une diversité maximale, tandis que d'autres présentent des structures moins équilibrées, reflétant potentiellement des différences dans les conditions environnementales.

Analyse multivariée : Les analyses AFC, DCA, CHA et nMDS ont mis en évidence un changement d'anthropisation affectant la distribution des espèces. Kouali apparaît comme le site le moins perturbé, tandis que d'autres sites comme FDE montrent des signes de forte influence anthropique, avec une prédominance d'espèces tolérantes à la pollution.

Notre étude approfondie de l'indice CFR, s'appuyant sur l'analyse de 76 espèces de macroalgues (37 Rhodophyta, 20 Phaeophyceae et 19 Chlorophyta), met en lumière une fascinante variabilité de la qualité écologique à travers les sites étudiés. Les données révèlent

que le site TEN se distingue par son remarquable état écologique (EQR=0,95), illustré par une impressionnante couverture d'espèces caractéristiques (81,7%) et une présence minimale d'espèces opportunistes (5,7%). La zone de Kouali (sites KOU1 et KOU2) présente également des résultats encourageants avec une bonne qualité écologique (EQR=0,73), tandis que les sites FON, FDE et ANC affichent une qualité écologique modérée (EQR entre 0,42 et 0,46). Ces observations convaincantes indiquent que nous n'avons pas trouvé une pollution importante dans la majorité des sites d'études, malgré quelques signes de perturbation modérée nécessitant une vigilance soutenue.

Les résultats de l'étude de qualité des eaux côtières confirment que l'indice CFR est un outil d'évaluation efficace pour les communautés de macroalgues. L'utilisation des trois métriques de l'indice CFR, à savoir la couverture de macroalgues caractéristiques (C), la fraction d'espèces opportunistes (F) et la richesse en macroalgues caractéristiques (R), est en accord avec l'indice de pression anthropique (MALUSI) et est suffisamment robuste pour indiquer la qualité écologique. L'analyse multivariée a confirmé que l'utilisation de l'abondance et de la composition des macroalgues est une méthode efficace pour évaluer la qualité des rivages rocheux. Les résultats indiquent que le CFR, l'EEI-c et le CARLIT évaluent de manière similaire la qualité écologique. Cependant, la distinction réside dans l'échelle spatiale utilisée, le niveau biologique examiné et la classification des espèces adoptée par les trois indices. Dans l'ensemble, l'indice CFR serait précieux pour examiner l'impact de l'activité humaine résultant de l'urbanisation sur les communautés de macroalgues et pour la supervision du littoral algérien. Ainsi, les indices CFR, EEI-c et CARLIT peuvent être des outils efficaces pour évaluer la qualité des eaux côtières. Il est crucial de souligner que les indices CFR et CARLIT ont été conçus pour une application non destructive. Ces méthodes permettent des évaluations répétées à long terme des écosystèmes marins. Elles s'avèrent souvent plus efficaces en termes de temps et de ressources, facilitant un suivi écologique plus fréquent et plus étendu. L'importance de ces approches est particulièrement évidente dans les zones côtières sensibles où la conservation de la biodiversité est primordiale. Pour sa part, l'indice EEI-c offre une détection précise de la pollution et une analyse détaillée des communautés de macroalgues, proposant une approche quantitative et une sensibilité aux changements subtils de l'écosystème.

L'étude de corrélation met en lumière le rôle crucial de la diversité des macroalgues, en particulier l'équitabilité et la composition taxonomique, comme indicateurs pertinents de la qualité des eaux côtières. Les résultats démontrent que l'équitabilité est fortement corrélée avec les paramètres de qualité écologique, notamment le CFR et le MALUSI, suggérant sa sensibilité

## Conclusion et perspectives

aux perturbations anthropiques et environnementales. La dominance de certains groupes taxonomiques, tels que les Phaeophyceae et les Ulvophyceae, s'est révélée être étroitement liée à l'équitabilité et aux indicateurs de qualité des eaux. Ces relations complexes soulignent l'importance de considérer non seulement la richesse spécifique, mais aussi la distribution relative des espèces et leur identité fonctionnelle dans l'évaluation des écosystèmes marins côtiers. L'analyse en composantes principales a confirmé ces observations, renforçant l'idée que la variation qualitative et quantitative des espèces au sein de l'écosystème est un indicateur fiable de l'impact anthropique.

Ces résultats ouvrent des perspectives prometteuses pour le développement de méthodes d'évaluation plus nuancées et sensibles de la qualité écologique des eaux côtières, basées sur les communautés de macroalgues. Ils soulignent l'importance d'une approche holistique dans la surveillance et la gestion des écosystèmes marins, prenant en compte la structure complexe des communautés de macroalgues comme reflet de la santé environnementale. L'identification des conditions de référence en Algérie nécessitera une approche méthodologique intégrée, combinant des relevés écologiques détaillés, l'analyse des changements environnementaux régionaux, la caractérisation des sites moins impactés par les pressions anthropiques et la définition de critères spécifiques tenant compte de la diversité des habitats côtiers méditerranéens algériens.

# Références bibliographiques

### Références bibliographiques

- Abada-Boudjema, Y. M., 1983. Etude dynamique de deux populations de moules *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) et *Perna perna* (L) de Bordj-El-Kiffan (Baie d'Alger). Doctoral dissertation, Université des Sciences et de la Technologie 'Houari Boumediene'.
- Abderrahmani, K., Boulahdid, M., Bendou, N., Aissani, A., 2020. Seasonal distribution of cadmium, lead, nickel, and magnesium in several tissues of mussels from the Algerian coasts. *Env Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 22547-22567. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08682-8>
- Abe, S., Kurashima, A., Yokohama, Y., Tanaka, J., 2001. The cellular ability of desiccation tolerance in Japanese intertidal seaweeds. *Botanica Marina* 44, 125-131. <https://doi.org/10.1515/BOT.2001.017>
- Addessi, L., 1994. Human disturbance and long-term changes on a rocky intertidal community. *Ecol. Appl.* 4, 786-797.
- Ahlhorn, F., 2018. *Integrated Coastal Zone Management: Status, Challenges and Prospects* (1st ed.). Springer Vieweg, 197pp. <https://doi.org/10.1007/978-3-658-17052-3>
- Al Sid Chikh, S., Belkessa, R., Houma, F., Amrouche, L., 2009. Diagnostic du littoral ouest algérois pour une gestion intégrée. The 5th International Symposium on Sandy beaches, Rabat, Morocco 19-23 October 2009.
- Alliouane, A., Ramdani, L., 2006. Aménagement des ports de pêche de Zemmouri et d'El Djamilia. *Memoire d'ingeniorat en Aménagement du littoral. ISMAL*, 75pp.
- Alvarez, M., Gallardo, T., Ribera, M. A., Garreta, A. G., 1988. A reassessment of Northern Atlantic seaweed biogeography. *Phycologia* 27(2), 221-223.
- Amanieu, M., Lasserre, C., 1982. Organisation et évolution des peuplements lagunaires. *Oceanol. Acta Proc. Int. Symp. Coastal Lagoons Bordeaux 1981*, 201-213.
- Ameur, N. A., Louanchi, F., Boulahdid, M., Zerrouki, M., Eddalia, N., Azzouz, M., Boudjellal, B., 2013. Nutrients, Oxygen and Co Fluxes In Coastal Algerian Water (Algiers And Bou-Ismaïl Bays). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 40.
- ANRH, 1993. Caractéristiques pluviométriques de l'année hydrologique 1992-93. Ministère de l'équipement, Alger.

## Références bibliographiques

- Ardré, F., 1970. Contribution à l'étude des algues marines du Portugal. I. La flore. *Portugaliae Acta Biologica, Série B, Sistemática, Ecologia, Biogeografia e Paleontologia* 10, 137-555.
- Arenas, D., Lozano, J. M., Albareda, L., 2009. The role of NGOs in CSR: Mutual perceptions among stakeholders. *Journal of Business Ethics* 88, 175-197.
- Arévalo, R., Pinedo, S., Ballesteros, E., 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. *Mar. Pollut. Bull.* 55(1-6), 104-113.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.023>
- Aroua, M., Boulahdid, M., Radakovitch, O., Benhalima, M., Guendouzi, Y., Fowler, S.W., Ambrosi, J.P., 2023. Sediment pollution: an assessment of anthropogenic and geogenic trace element contributions along the central Algerian coast. *Mar. Pollut. Bull.* 186, 114398.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114398>
- Asnaghi, V., Chiantore, M., Bertolotto, R.M., Parravicini, V., Cattaneo-Vietti, R., Gaino, F., Moretto, P., Privitera, D., Mangialajo, L., 2009. Implementation of the European Water Framework Directive: Natural variability associated with the CARLIT method on the rocky shores of the Ligurian Sea (Italy). *Mar. Ecol.* 30(4), 505-513.  
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2009.00346.x>
- Athmani, H., 2022. Etude géochimique des métaux traces dans les milieux marins et lacustres. Doctoral dissertation, FST. UMKB. Biskra, 233pp.
- Bachari, N.E.I., Belkessa, R., Houma, F., 2004. Contribution of multispectral satellite imagery to the bathymetric analysis of coastal sea bottom. *MWWD-IEMES 3rd International Conference on Marine Waste Water Discharges and Marine Environment CATANIA* 27/09 2/10.
- Bachari Houma, F., 2009. Modélisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymétrie à partir de l'imagerie satellitaire. Thèse de doctorat, université du Val de Marne Paris XII, 274pp.
- Bachouche, S., Houma, F., Gomiero, A., et al., 2017. Distribution and environmental risk assessment of heavy metal in surface sediments and red mullet (*mullus barbatus*) from algiers and BouIsmaïl bay (Algeria). *Environ. Model. Assess.* 22(5), 1-18.

## Références bibliographiques

- Badreddine, A., Abboud-Abi Saab, M., Gianni, F., Ballesteros, E., Mangialajo, L., 2018. First assessment of the ecological status in the Levant Basin: Application of the CARLIT index along the Lebanese coastline. *Ecol. Indic.* 85, 37-47. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.006>
- Bahbah, L., Bensari, B., Chabane, K., Torras, X., Ballesteros, E., Seridi, H., 2020. Cartography of littoral rocky-shore communities to assess the ecological status of water bodies through the application of CARLIT method in Algeria (South-Western Mediterranean Sea). *Mar. Pollut. Bull.* 157, 111356. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111356>
- Bahbah, L., 2021. Cartographie par différentes techniques du peuplement algal photophile de substrat dur de l'infralittoral de la région algéroise : impact des rejets d'effluents. Thèse de doctorat, USTHB, Algérie, 250pp.
- Bakalem, A., 1979. Contribution à l'étude des peuplements benthiques de la baie d'Alger. Thèse de 3ème cycle UBO. Brest, 228pp.
- Bakalem, A., 2004. Sédimentologie sous-marine. In Grimes et al., 2004. Biodiversité marine et littorale Algérienne. Ed. Sonatrach., Algérie, 19-22.
- Bakalem, A., 2008. Contribution à l'étude des peuplements benthiques du plateau continental algérien. Thèse de Doctorat En : Sciences de la Nature, Faculté des Sciences Biologiques, Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene (USTHB), 677pp.
- Bakalem, A., Hassam, N., Oulmi, Y., Martinez, M., Dauvin, J.C., 2020. Diversity and geographical distribution of soft-bottom macrobenthos in the bay of Bou Ismail (Algeria, Mediterranean Sea). *Reg. Stud. Mar. Sci.* 33, 100938. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100938>
- Ballesteros, E., 1984. Contribució al coneixement algològic de la Mediterrània Espanyola, V. *Collectanea Botanica* 15, 59-68.
- Ballesteros, E., Pérez, M.M., Zabala, M., 1984. Aproximación al conocimiento de las comunidades algales de la zona infralitoral superior en la costa catalana. *Collect. Bot.* 15, 69-100. <http://hdl.handle.net/10261/97830>
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L., De Torres, M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 55(1-6), 172-180. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.038>

## Références bibliographiques

- Belhaouari, B., Bezzina, Z., 2019. Study of the macroalgae and application of ecological evaluation index (EEI-c) in the coastal waters of Algeria. *Int. J. Aquat. Biol.* 7(5), 254-259. <https://doi.org/10.22034/ijab.v7i5.695>
- Belkacem, Y., Benfares, R., Houma Bachari, F., 2016. Potential Impacts of Discharges from Seawater Reverse Osmosis on Algeria Marine Environment. *J. Environ. Eng. Sci.* 5, 131-138. <https://doi.org/10.17265/2162-5263/2016.03.005>
- Belkessa, R., 1999. Causes et conséquences de l'érosion marine sur la côte Algérienne. *Revue symbiose Alger*.
- Belkessa, R., Houma, F., Ciortan, R., Mezouar, K., 2008. Protection Works Of The Sea Coast In Algeria. *Copedec VII*, Dubai, UAE, Paper No: S-26.
- Bellan-Santini, D., 1966. Influence des eaux polluées sur la faune et la flore marines benthiques dans la région marseillaise. *Tech. et Sci. Municipales* 61(7), 285-292.
- Bellan-Santini, D., 1968. Influence de la pollution sur les peuplements benthiques. *Rev. Int. Oceanogr. Medit.* 10, 27-53.
- Bellan-Santini, D., Lacaze, J.C., Poizat, C., 1994. Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives. *Museum National d'Histoire Naturelle publ.*, 246pp.
- Belsher, T., 1979. Analyse des répercussions du rejet en mer du grand collecteur de Marseille sur la fraction algale des peuplements photophiles de l'infra littoral supérieur. *Téthys* 9, 1-16.
- Ben Maiz, N., 1986. Flore algale (Rhodophyta, Phaeophyceae, Chlorophyceae, Bryopsidophyceae) de l'étang de Thau (Hérault). Thèse 3ème cycle, Univ. Aix-Marseille II, Fr., 354pp.
- Benamar, M.A., Toumert, I., Tobbeche, S., Tchantchane, A., Chalabi, A., 1999. Assessment of the state of pollution by heavy metals in the surficial sediments of Algiers Bay. *Appl. Radiat. Isot.* 50(5), 975-980. [https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(98\)00111-0](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(98)00111-0)
- Benfares, R., Seridi, H., Belkacem, Y., Inal, A., 2015. Heavy metal bioaccumulation in brown algae *Cystoseira compressa* in Algerian Coasts, Mediterranean Sea. *Environ. Process.* 2, 429-439. <https://doi.org/10.1007/s40710-015-0075-5>
- Benhalima, M., Boulahdid, M., Guendouzi, Y., Radakovitch, O., Aroua, M., Fowler, S.W., Ambrosi, J.-P., Angeletti, B., 2022. Occurrence, contamination level and ecological risk assessment of dissolved and particulate trace elements in rivers entering the southwestern

- Mediterranean Sea. Mar. Pollut. Bull. 180, 113723.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113723>
- Benhissoune, S., 2002. Contribution à l'étude de la flore des macroalgues marines du Maroc (Méditerranée et Atlantique). Thèse de Doctorat. Etat Univ. Mohammed V Rabat, 250 pp.
- Benzecri, J.P., 1982. L'analyse des données. 2. L'analyse des correspondances. Dunod Ed., Paris, 424 pp.
- Benzohra, M., 1993. Les structures hydrodynamiques le long des côtes Algériennes. Centre d'Océanologie de Marseille, 33 pp.
- Berger, W.H., Parker, F.L., 1970. Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science* 168(3937), 1345-1347.
- Bermejo, R., De La Fuente, G., Vergara, J.J., Hernández, I., 2013. Application of the CARLIT index along a biogeographical gradient in the Alboran Sea (European Coast). *Mar. Pollut. Bull.* 72(1), 107-118. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.04.011>
- Bermejo, R., Mangialajo, L., Vergara, J.J., Hernández, I., 2014. Comparison of two indices based on macrophyte assemblages to assess the ecological status of coastal waters in the transition between the Atlantic and Mediterranean eco-regions. *J. Appl. Phycol.* 26(4), 1899-1909. <https://doi.org/10.1007/s10811-013-0226-x>
- Bevilacqua, S., Airoidi, L., Ballesteros, E., Benedetti-Cecchi, L., Boero, F., Bulleri, F., Cebrian, E., Cerrano, C., Claudet, J., Colloca, F., Coppari, M., Di Franco, A., Frascchetti, S., Garrabou, J., Guarnieri, G., Guerranti, G., Guidetti, P., Halpern, B.S., Katsanevakis, S., Mangano, M.C., Micheli, F., Milazzo, M., Pusceddu, A., Renzi, M., Rilov, G., Sarà, G., Terlizzi, A., 2021. Mediterranean rocky reefs in the Anthropocene: present status and future concerns. *Adv. Mar. Biol.* 89, 1-51. <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2021.08.001>
- Bianchi, C.N., Morri, C., Chiantore, M., Montefalcone, M., Parravicini, V., Rovere, A., 2012. Mediterranean Sea biodiversity between the legacy from the past and a future of change. In: Stambler, N. (Ed.), *Life in the Mediterranean Sea: A Look at Habitat Changes*. Nova Science Publishers, New York, pp. 1-55.
- Blanc, F., Chardy, P., Laurec, A., Reys, J.P., 1976. Choix des métriques qualitatives en analyse d'inertie. Implications en écologie marine benthique. *Mar. Biol.* 35(1), 49-67.
- Blanc, J.J., Molinier, R., 1955. Les formations organogènes construites superficielles en Méditerranée occidentale. *Bull. Inst. Océanogr. Monaco* 52(1067).

## Références bibliographiques

- Blondel, J., 1979. Biogéographie et écologie. Ed. Masson, Paris, 173 pp.
- Boaden, P.J.S., Seed, C., 1985. An Introduction of Coastal Ecology. Chapman and Hall, New York, 218 pp.
- Boller, M.L., Carrington, E., 2006. The hydrodynamic effects of shape and size change during reconfiguration of a flexible macroalga. *J. Exp. Biol.* 209, 1894-1903.
- Borowitzka, M.A., 1972. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. *Mar. Freshw. Res.* 23(2), 73-84. <https://doi.org/10.1071/MF9720073>
- Botkin, D.B., Keller, E.A., 2010. Environmental science. Earth as a living planet (7th ed.). John Wiley & Sons, Hoboken, NJ.
- Boudouresque, C.F., 1970. Recherche de Bionomie analytique, structurale, et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles de Méditerranée occidentale (fraction algale). Thèse Doctorat d'État, Aix-Marseille II, France, 624 pp.
- Boudouresque, C.F., 1971. Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). *Tethys* 3(1), 79-104.
- Boudouresque, C.F., Cinelli, F., 1976. Le peuplement algal des biotopes sciaphiles superficiels de mode battu en Méditerranée occidentale. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli* 40, 433-456.
- Boudouresque, C.F., Perret-Boudouresque, M., 1977. Inventaire de la flore de Corse (Méditerranée): Rhodophyceae, Phaeophyceae, Chlorophyceae et Bryopsidophyceae. *Bibliotheca Phycologica* 25, 1-171.
- Boudouresque, C.F., Perret-Boudouresque, M., Knoepffler-Péguy, M., 1984. Inventaire des algues benthiques dans les Pyrénées Orientales (Méditerranée, France). *Vie Milieu* 34(1), 41-59.
- Boudouresque, C.F., 1996. Impact de l'homme et conservation du milieu marin en Méditerranée. GIS Posidonie publ., 2ème édit., Marseille, 243 pp.
- Boudouresque, C.F., Blanfuné, A., Ruitton, S., Thibaut, T., 2020. Macroalgae as a tool for coastal management in the Mediterranean Sea. In: Konur, O. (Ed.), *Handbook of Algal Science, Technology and Medicine*. Elsevier and Academic Press, London, pp. 277-290. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818305-2.00017-6>
- Boufeniza, R.L., Alsahli, M.M., Bachari, N.I., Bachari, F.H., 2020. Spatio-temporal quantification and distribution of diatoms and dinoflagellates associated with algal blooms and human

- activities in Algiers Bay (Algeria) using Landsat-8 satellite imagery. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 36, 101311. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101311>
- Boulahdid, M., Eddalia, N., Boudjellal, B., 2003. Les eaux de la baie d'Alger, quelques aspects physico-chimiques et environnementaux. *Ann. Inst. Natl. Agron. El Harrach* 24(1), 39-54.
- Boumaza, S., Boudefoua, N., Boumaza, R., Semroud, R., 2014. Effects of urban effluents on spatial structure, morphology and total phenols of *Posidonia oceanica*: Comparison with a reference site. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 457, 113-119. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.04.009>
- Boundir, Y., Hasni, M., Rafik, F., Sabri, H., Bahammou, N., Cheggour, M., Achtak, H., Cherifi, O., 2019. First study of the ecological status in the Atlantic coast of Morocco using the brown seaweed *Cystoseira tamariscifolia*. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 17(6), 14315-14331. [https://doi.org/10.15666/aecer/1706\\_1431514331](https://doi.org/10.15666/aecer/1706_1431514331)
- Bouri, I., Rouane-Hacene, O., Boutiba, Z., 2021. Ecological diagnosis of the marine environment of the Algerian West Coast using benthic macroalgae. *Ukrainian J. Ecol.* 11(8), 13-20. [https://doi.org/10.15421/2021\\_262](https://doi.org/10.15421/2021_262)
- Bouroche, P.M., Saporta, G., 1980. *L'analyse des données*. Presses universitaires de France Ed., Que sais-je? 1854, 127 pp.
- Bouzidi, N., Viano, Y., Ortalo-Magne, A., Seridi, H., Alliche, Z., Daghbouche, Y., Culioli, G., El Hattab, M., 2019. Sterols from the brown alga *Cystoseira foeniculacea*: degradation of fucosterol into saringosterol epimers. *Arab. J. Chem.* 12, 1474-1478.
- Braik, D., 1989. Étude de la dynamique sédimentaire devant Bou-Ismaïl. *Sédimentologie, morphologie. Problème d'érosion du littoral. Aménagement*. Thèse de Magistère, IST, USTHB, Alger, 174 pp.
- Broman, D., Colmsjo, A., Ganning, B., Naf, C., Zebuhr, Y., 1988. A multi-sediment trap study on the temporal and spatial variability of polycyclic aromatic hydrocarbons and lead in an anthropogenic influenced archipelago. *Environ. Sci. Technol.* 22, 1219-1228.
- Buonomo, R., Chefaoui, R.M., Bermejo Lacida, R., Engelen, A.H., Serrão, E.A., Airoidi, L., 2018. Predicted extinction of unique genetic diversity in marine forests of *Cystoseira* spp. *Mar. Environ. Res.* 138, 119-128.

## Références bibliographiques

- Cabioc'h, J., Floc'h, J.Y., Le Toquin, A., Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Verlaque, M., 2014. Algues des mers d'Europe: Près de 300 espèces décrites. Delachaux et Niestlé, Paris, 272 pp.
- Castro, P., Huber, M., 2016. Marine Biology. McGraw Hill/Create.
- Caulet, J., 1972. Les sédiments organogènes du précontinent algérien. Mém. Mus. Hist. Nat., Nlle série 25, 289 pp.
- Chabane, K., 2019. Fonctionnement et diversité d'un écosystème à macroalgue de substrat rocheux de la région d'Alger. Thèse de Doctorat, USTHB, Algérie, 184 pp.
- Chabane, K., Bahbah, L., Seridi, H., 2018. Ecological Quality Status of the Algiers coastal waters by using macroalgae assemblages as bioindicators (Algeria, Mediterranean Sea). *Mediterr. Mar. Sci.* 19(2), 305-315. <https://doi.org/10.12681/mms.15951>
- Chapman, A.R.O., 1973. A critique of prevailing attitudes towards the control of seaweeds zonation on the seashore. *Bot. Mar.* 16, 80-82.
- Chapman A.R.O., 1974. The ecology of macroscopic marine algae. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 5: 65-80.
- Cirik S., 1978. Recherche sur la végétation marine des côtes turques de la mer Egée. Etudes particulières des Peyssonneliacées de Turquie. Thèse Doct. Univ. P et M Curie. 172 pp.
- Clarke K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, 18(1): 117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Collignon J., 1991. Ecologie et biologie marine- Introduction à l'halieutique. Ed. MASSON, Bibliothèque de l'Institut Français à la Formation Professionnelle Maritime, 298 pp.
- Connell J.H., 1961. The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. *Ecology*, 42(4): 710-723.
- Connell J.H., 1972. Community interactions on marine rocky intertidal shores. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 3: 169-192.
- Contreras-Porcia L., López-Cristoffanini C., Meynard A., Kumar M., 2017. Tolerance pathways to desiccation stress in seaweeds. In M. Kumar & P. Ralph (Eds.), *Systems biology of marine ecosystems* (pp. 13-33). [https://doi.org/10.1007/978-3-319-62094-7\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-62094-7_2)

- Coppejans J., 1977. Résultats d'une étude d'homogénéité de peuplement algaux photophiles sur substrat rocheux à Port-Cros et à Banyuls (France). *Rapp. P.V. Comm. Intl. Explor. sci. Médit.*, Monaco, 24(4): 143-144.
- Cormaci M., Duro A., Furnari G., 1982. Considerazioni sugli elementi fito-geografici della flora algale della Sicilia. *Naturalista Siciliano*, Ser. IV 6 (suppl.): 7-14.
- Cormaci M., Furnari G., 1999. Changes of the benthic algal flora of the Tremiti Islands (southern Adriatic) Italy. In *Sixteenth International Seaweed Symposium: Proceedings of the Sixteenth International Seaweed Symposium held in Cebu City, Philippines, 12-17 April 1998* (pp. 75-79). Springer Netherlands.
- Cormaci M., Furnari G., Catra M., Alongi G., Giaccone G., 2012. Flora marina bentonica del Mediterraneo: Phaeophyceae. *Bollettino dell'Accademia Gioenia*, 45: 508.
- Cormaci M., Furnari G., Alongi G., 2014. Flora marina bentonica del Mediterraneo: Chlorophyta. *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat.*, 47: 11-436.
- Cormaci M., Furnari G., Alongi G., 2017. Flora marina bentonica del Mediterraneo: Rhodophyta (Rhodymeniophycidae escluse). *Bulletin of the Gioenia Academy of Natural Sciences of Catania*, 50(380): FP1-FP391.
- Cormaci M., Furnari G., Alongi G., 2020. Flora marina bentonica del Mediterraneo: Rhodophyta—Rhodymeniophycidae, I. Acrosymphytales, Bonnemaisoniales, Gelidiales, Gigartinales, Gracilariales. *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat. Catania*, 53: 11-346.
- Cormaci M., Furnari G., Alongi G., 2021. Flora marina bentonica del Mediterraneo: Rhodophyta—Rhodymeniophycidae II. Halymeniales, Nemastomatales, Peyssonneliales, Plocamiales, Rhodymeniales, Sebdeniales. *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat. Catania*, 54: 9-342.
- Cormaci M., Furnari G., Alongi G., Serio D., 2023. Flora marina bentonica del Mediterraneo: Rhodophyta—Rhodymeniophycidae III: Ceramiales I (Rhodomelaceae escluse). *Bull. Gioenia Acad. Nat. Sci. Catania*, 56: FP81-FP615.
- Cremona J., 2014. *Seashores: An ecological guide*. The Crowood Press Ltd, Marlborough, Wiltshire, UK, 192 pp.
- Crowe T.P., Thompson R.C., Bray S., Hawkins S.J., 2000. Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recover.*, 7: 273-297.

## Références bibliographiques

- D'Archino R., Piazzini L., 2021. Macroalgal assemblages as indicators of the ecological status of marine coastal systems: a review. *Ecol. Indic.*, 129: 107835. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107835>
- Daget J., 1976. Les modèles mathématiques en écologie. Masson Ed., Paris, 172 pp.
- Dagorne A., 1973. Sédimentologie et bionomie benthiques en Baie de Bou-Ismaïl. *Pelagos*, 4(2): 40-53.
- Dauvin J.C., Grimes S., Bakalem A., 2013. Marine biodiversity on the Algerian continental shelf (Mediterranean Sea). *J. Nat. Hist.*, 47(25-28): 1745-1765. <https://doi.org/10.1080/00222933.2012.752545>
- Dauvin J.C., Bellan G., Bellan-Santini D., 2008. The need for clear and comparable terminology in benthic ecology. Part I. Ecological concepts. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 18: 432-445.
- Davis S.G., 1986. *Parades and power: Street theatre in nineteenth-century Philadelphia*. Temple University Press, Philadelphia, p. 5.
- Dayton P.K., 1985. Ecology of kelp communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 215-245.
- Dayton P.K., 1971. Competition, disturbance, and community organization: the provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecological Monographs*, 41(4): 351-389.
- De Vasconcelos E.R.T.P.P., Vasconcelos J.B., Reis T.N.D.V., Cocentino A.D.L.M., Mallea A.J.A., Martins G.M., Neto A.I., Fujii M.T., 2019. Macroalgal responses to coastal urbanization: relative abundance of indicator species. *J. Appl. Phycol.*, 31: 893-903. <https://doi.org/10.1007/s10811-018-1639-3>
- Diana J.S., 2009. Aquaculture production and biodiversity conservation. *BioScience*, 59: 27-38. <http://dx.doi.org/10.1525/bio.2009.59.1.7>
- Díez I., Bustamante M., Santolaria A., Tajadura J., Muguerza N., Borja A., Muxika I., Saiz-Salinas J.I., Gorostiaga J.M., 2012. Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidal coastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. *Ecol. Indic.*, 12(1): 58-71. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.05.014>

- Díez I., Santolaria A., Gorostiaga J.M., 2003. Relationships of environmental factors with the structure and distribution of subtidal seaweed vegetation of the western Basque coast (N. Spain). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 56: 1041-1054.
- Diez I., Santolaria A., Secilla A., Gorostiaga J.M., 2009. Recovery stages over long-term monitoring of the intertidal vegetation in the 'Abra de Bilbao' area and on the adjacent coast (N. Spain). *Eur. J. Phycol.*, 44(1): 1-14. <https://doi.org/10.1080/09670260802158642>
- Dipper F., 2022. *Elements of Marine Ecology*, 5th edition. Butterworth-Heinemann, Oxford, UK, 849 pp.
- Directive S.F., 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council. *Journal*). Council Decision of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive (DCSMM)). *Off. J. Eur. Union*. L164/19, 25.6.2008. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0056>
- Dressel J., Farid H., 2018. The accuracy, fairness, and limits of predicting recidivism. *Science Advances*, 4(1): eaao5580.
- Eggert A., 2012. Seaweed responses to temperature. In: Wiencke C., Bischof K. (Eds.), *Seaweed biology*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 47-66.
- Espinosa F., 2023. *Coastal Habitat Conservation: New Perspectives and Sustainable Development of Biodiversity in the Anthropocene*. Academic Press, London, 232 pp.
- EU, 2000. The Water Framework Directive (DCE). Establishing a framework for community action in the field of water policy. *Off. J. Eur. Communities L 327(1)*, 22.12.2000. [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0004.02/DOC\\_1&format=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0004.02/DOC_1&format=PDF)
- EU, 2019. Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the implementation of the Water Framework Directive (DCE) (2000/60/EC) and the Floods Directive (2007/60/EC): Second River Basin Management Plans, First Flood Risk Management Plans.
- Fabbrizzi E., Scardi M., Ballesteros E., Benedetti-Cecchi L., Cebrian E., Ceccherelli G., De Leo F., Deidun A., Guarnieri G., Falace A., Fraissinet S., Giommi C., Macic V., Mangialajo L., Mannino A.M., Piazzini L., Ramdani M., Rilov G., Rindi L., Rizzo L., Sarà G., Ben Souissi J., Taskin E., Frascchetti S., 2020. Modeling macroalgal forest distribution at Mediterranean

- scale: present status, drivers of changes and insights for conservation and management. *Front. Mar. Sci.*, 7: 20. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00020>
- Feldmann J., 1931. Contribution à la flore algologique marine de l'Algérie. Les algues de Cherchell. *Bull. Soc. Hist. nat. Afr. Nord, Alg.*, 22: 179-254.
- Feldmann J., 1933. Contribution à la flore algologique marine de l'Algérie (fascicule 2). *Bull. Soc. Hist. nat. Afr. Nord*, 24: 360-366.
- Feldmann J., 1938. Recherches sur la végétation marine de la Méditerranée. La côte des Albères. *Rev. Algol., Fr.*, 10(1-4): 1-340 + 20 pl.
- Feldmann J., 1940. Recherche sur les Ceramiaceae de la Méditerranée occidentale. Impr. Minerva, Alger, Algérie. 510 pp.
- Feldmann J., 1944. Une nouvelle espèce de *Cystoseira* (Fucales, Sargassacées) des côtes d'Algérie. *Bull. Soc. Hist. nat. Afr. Nord, Algérie*, 35: 7-10.
- Feldmann J., 1949. L'ordre des Scytosiphonales. Travaux botaniques dédiés à René Maire, *Bull. Soc. Hist. nat. Afr. Nord, Algérie*, 2: 103-115.
- Feldmann J., 1956. Sur la parthénogenèse du *Codium fragille* (Sur.) Hariot. Dans la Méditerranée. *C. R. Acad. Sci. Paris, Fr.*, 243: 305-307.
- Feldmann J., Feldmann G., 1937. Addition à la flore des algues marines de l'Algérie. *Bull. Soc. Hist. nat. Afr. Nord*, 33(4): 80-91.
- Feldmann J., Feldmann G., 1939. Addition à la flore des algues marines de l'Algérie. *Bull. Soc. Hist. nat. Afr. Nord*, 30(2): 453-464.
- Feldmann J., 1941. Un nouveau *Peyssonneylia* des côtes Nord africaines. *Bull. Soc. Hist. nat. Afr. Nord*, 32: 284-288.
- Feldmann J., Feldmann G., 1947. Additions à la flore des algues marines de l'Algérie. Fasc. 4. *Bull. Soc. Hist. nat. Afr. Nord, Alg.*, 30: 80-91.
- Feldmann J., Hamel G., 1936. Floridées de France VII. Gelidiales *Rev. algol., Fr.*, 9(1): 85-140+6pl.
- Feldmann-Mazoyer G., 1936. Un nouveau genre de Céramiacées : *Callithamniella*. *Bull. Stn. Aquacult. Pêche Castiglione*, 91-101.
- Feldmann-Mazoyer G., 1941. Ecologie et répartition géographique des Céramiacées méditerranéennes. *Bull. Soc. Hist. nat. Afr. nord, Alg.*, 32: 62-78.

## Références bibliographiques

- Ferawati E., Widyartini D.S., Insan A.I., 2014. Studies of seaweed communities on various substrates. *Scr. Biol.*, 1(1): 55-60. <https://doi.org/10.20884/1.sb.2014.1.1.25>
- Field J.G., Clarke K.R., Warwick R.M., 1982. A Practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 8: 37-52.
- Fowles A.E., Stuart-Smith R.D., Stuart-Smith J.F., Hill N.A., Kirkpatrick J.B., Edgar G.J., 2018. Effects of urbanisation on macroalgae and sessile invertebrates in southeast Australian estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 205: 30-39. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.02.010>
- Frontier S., 1976. Méthodes d'analyse statistique applicables à l'écologie du plancton. *Docum. Cent. ORSTOM Nosy-be, Madagascar*, 7, 33 pp.
- Frontier S., Pichode-Viale D., 1991. *Ecosystèmes : structure et fonctionnement, évolution*. Collection Ecologie, Masson Ed., 392 pp.
- Frontier S., Pichod-Viale D., 1995. *Ecosystèmes : structures, fonctionnement, évolution*. Collection d'écologie, 21, Masson. Paris. 449 pp.
- Furlani S., Pappalardo M., Gómez-Pujol L., Chelli A., 2014. Chapter 7 The rock coast of the Mediterranean and Black seas. *Geological Society, London, Memoirs*, 40: 89-123. <https://doi.org/10.1144/m40.7>
- Furnari G., Giaccone G., Cormaci M., Alongi G., Serio D., 2003. Biodiversità marina delle coste italiane: catalogo del macrofitobenthos. *Biologia Marina Mediterranea*, 10: 3-483.
- Gabriel D., Micael J., Parente M.I., Costa A.C., 2014. Adaptation of macroalgal indexes to evaluate the ecological quality of coastal waters in oceanic islands with subtropical influence: the Azores (Portugal). *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 14: 175-184.
- Gain, 1908-1910. La flore algologique des régions antarctiques et subantarctiques. *Deux Exp. Ant. Fr.*, 1-218. pl. I-VI.
- Gall E.A., Le Duff M., Sauriau P.-G., De Casamajor M.-N., Gevaert F., Poisson E., Hacquebart P., Joncourt Y., Barille A.-L., Buchet R., Breret M., Miossec L., 2016. Implementation of a new index to assess intertidal seaweed communities as bioindicators for the European Water Framework Directory. *Ecol. Indic.*, 60: 162-173. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.035>

## Références bibliographiques

- García M.R., Torres C.A., Veiga P., 2020. Low diversity of intertidal canopy-forming macroalgae at urbanized areas along the North Portuguese coast. *Diversity*, 12(6): 211. <https://doi.org/10.3390/d12060211>
- García P., Pesquera L.M.G., Redondo E.Z., 2011. Macroalgae in the intertidal zone of Cantabrian Sea: richness, cover of characteristic and opportunistic species. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 21(1): 7-16. <https://doi.org/10.1002/aqc.1157>
- Garrigue C., 1985. Répartition et production organique et minérale de macrophytes benthiques du lagon de Nouvelle-Calédonie.
- Gaumer G., 1981. Evolution annuelle des communautés microplanctoniques de la baie d'Alger. Variations de la composition spécifiques liées à la nature du facteur nutritionnel limitant de la biomasse algale. Thèse de doctorat, spécialité : Océanographie biologique, Université Pierre et Marie Curie, France, 91 pp.
- Giaccone G., 1968. Contributo allo studio fitosociologico dei popolamenti algati del Mediterraneo orientale. *Gion. bot. italiano*, 102(6): 485-506.
- Giaccone G., 1969. Raccolte di fitobenthos sulla banchina continentale Italiana. *G. Bot. Ital.*, 103: 485-514.
- Giaccone G., 1991. Biogeografia di alghe brune e tettonica a zolle. *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat.*, 24(337): 65-86.
- Giaccone G., Longo L.R., 1976. Revisione della flora dello Stretto di Messina (note storiche, bionomiche e corologiche): A revised checklist of Strait of Messina marine flora with historical, bionomical and chorological notes.
- Gill I.S., Kavoussi L.R., Lane B.R., Blute M.L., Babineau D., Colombo J.R., Novick A.C., 2007. Comparison of 1,800 laparoscopic and open partial nephrectomies for single renal tumors. *The Journal of Urology*, 178(1): 41-46.
- Gil-Rodriguez M.C., Alfonso-Carrillo J., 1980. Catalogo de las algas marinas bentonicas (Cyanophyta, Chlorophyta, Phaeophyta, Rhodophyta) para el archipelago Canario. *Act. Aula de cultura de Tenerife*, Yuste ed., 1-37pp.
- Gobert S., Chéry A., Volpon A., Pelaprat C., Lejeune P., 2014. The seascape as an indicator of environmental interest and quality of the Mediterranean benthos: the in situ development of a description index: the LIMA. In: Musard O., et al. (Eds.), *Underwater Seascapes*. Springer International Publishing, Switzerland, pp. 277-291.

## Références bibliographiques

- Godet L., 2008. L'évaluation des besoins de conservation d'un patrimoine naturel littoral marin. L'exemple des estrans meubles de l'archipel de Chausey. Thèse de doctorat, Muséum National d'Histoire Naturelle, Station Marine de Dinard, 473 pp.
- Gordon R., Brawley S.H., 2004. Effects of water motion on propagule release from algae with complex life histories. *Mar. Biol.*, 145: 21-29. <https://doi.org/10.1007/s00227-004-1305-y>
- Grall J., Coïc N., 2005. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier, 90 pp.
- Gray J.S., 1997. Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodivers. Conserv.*, 6: 153-175.
- Grime J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.*, 111(982): 1169-1194. <https://doi.org/10.1086/283244>
- Grimes S., Lamri H. et Fodil R., 2009 - « destinations » Développement de stratégies pour un tourisme durable dans les nations méditerranéennes Algérie : Rapport diagnostic. Agence Nationale de Développement du Tourisme (ANDT), ministère de l'Aménagement du Territoire, Ministère de l'Environnement et du Tourisme (MATET), le Centre d'Activités Régionales pour le Programme d'Actions Prioritaires (CAR/PAP) du PNUE/PAM, 162 pp.
- Grimes S., Ruellet T., Dauvin J.C., Boutiba Z., 2010 - Ecological quality status of the soft-bottom communities on the Algerian coast: general patterns and diagnosis. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 1969-1977. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.0320>
- Grovel A., 1961 - Recherches sédimentologiques en baie d'Alger. Thèse de doctorat. Université d'Alger.
- Guinda C.S., 2008 - An ethnological approach to Sister Nations' verse: new insights into native American de-colonial discourse. *Revista Alicantina de Estudios Ingleses*, 21, 103-129.
- Guinda X., 2008 - Desarrollo de procedimientos aplicables a la evaluación del estado ecológico de las masas de agua costeras, sensu Directiva Marco del Agua (Développement de procédures applicables à l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau côtières, selon la Directive Cadre sur l'Eau). Thèse de doctorat, Université de Cantabria, Espagne, 276 pp.
- Guinda X., Juanes J.A., Puente A., Revilla J.A., 2008 - Comparison of two methods for quality assessment of macroalgae assemblages, under different pollution types. *Ecological Indicators*, 8(5), 743-753. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.01.004>

## Références bibliographiques

- Guinda X., Juanes J.A., Puente A., 2014 - The Quality of Rocky Bottoms index (CFR): A validated method for the assessment of macroalgae according to the European Water Framework Directive. *Marine Environmental Research*, 102, 3-10. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.06.002>
- Guinda X., Juanes J.A., Puente A., 2014 - The Quality of Rocky Bottoms index (CFR): A validated method for the assessment of macroalgae according to the European Water Framework Directive. *Marine Environmental Research*, 102, 3-10. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.06.002>
- Guinochet M., 1973 - *Phytosociologie*. Masson et Compagnie Ed., Paris, 227 pp.
- Güven K.C., Öztig F., 1971 - Über die marinen Algen an den Küsten der Türkei. *Botanica Marina*, 14, 121-128.
- Habitats Directive, 1992 - Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Union*, L206, 7-50.
- Hamzah R., Hakim L., Retnaningdyah C., 2020 - Evaluation of the Quality of Coastal Ecosystems in the Spermonde Archipelago Using Macroalgae as Indicators. *Journal of Tropical Life Science*, 10(2), 113-122. <https://doi.org/10.11594/jtls.10.02.04>
- Handayani S., Widhiono I., Widyartini D.S., 2023 - Macroalgae Diversity in the Pari Island Cluster, Seribu Islands District, Jakarta, Indonesia. *Biodiversitas*, 3, 1659-1667.
- Hanley M.E., Firth L.B., Foggo A., 2023 - Victim of changes? Marine macroalgae in a changing world. *Annals of Botany*, 133(1), 1-16. <https://doi.org/10.1093/aob/mcad185>
- Harper D.A.T. (ed.), 1999 - *Numerical Palaeobiology*. John Wiley & Sons.
- Hellal H., Bourada M., Hebali H., Bourada F., Tounsi A., Bousahla A.A., Mahmoud S.R., 2021 - Dynamic and stability analysis of functionally graded material sandwich plates in hygro-thermal environment using a simple higher shear deformation theory. *Journal of Sandwich Structures & Materials*, 23(3), 814-851.
- Hernández I., Bermejo R., García-Marín P., Brun F.G., Vergara J.J., 2010 - Marine macrophytes and the Water Framework Directive: preliminary studies in southern Spain. *Ambientalia*, SPI 2010, Granada, Espagne, ISSN: 1699-3063.

## Références bibliographiques

- Hill M.O., Gauch Jr H.G., 1980 - Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42(1), 47-58.
- Holmer M., Black K., Duarte C.M., Marbà N., Karakassis I., 2008 - *Aquaculture in the Ecosystem*. Springer, Royaume-Uni, 326 pp.
- Hotelling H., 1933 - Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of Educational Psychology*, 24(6), 417.
- Houma F., 2005 - The development of a methodology to characterise and determine the sea water pollution by hydrocarbons using satellite images. 3rd International Conference on Marine Waste Discharges and Marine Environment. CIESM Espagne 2004; INOC Izmir Turquie 12-14/11/2005.
- Houma F., Bachouche S., Bachari N.E.I., Belkessa R., 2013 - Contribution of satellite measurements to the modeling and monitoring of the quality of coastal seawater. In I.A. Dar (Ed.), *Perspectives in Water Pollution*, 220 pp. Intech Open. <https://doi.org/10.5772-53375>
- Houma F., Belkessa R., Bachari N., 2006 - Contribution of multispectral satellite imagery to the bathymetric analysis of coastal sea bottom. *Revue des Énergies Renouvelables*, 9, 165-172.
- Howe, 1918 - *Algae*. In : *Flora of Bermuda*, 489-540, Britton N.L.N. York, 585 pp.
- Hu Z.M., Fraser C., 2016 - *Seaweed phylogeography: adaptation and evolution of seaweed under environmental change*. Springer, Pays-Bas, 398 pp.
- Hurd C.L., 2000 - Water motion, marine macroalgal physiology, and production. *Journal of Phycology*, 36, 453-472. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2000.99139.x>
- Hurd C.L., Harrison P.J., Bischof K., Lobban C.S., 2014 - *Seaweed ecology and physiology*, ed. 2. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni, 551 pp.
- Inal A., Boulahdid M., Angelleti B., Radakovitch O., 2018 - Levels and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of fishing grounds along Algerian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 322-333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.029>
- Iselin J., 2019 - *The curious world of seaweed*. Heyday, 281 pp.
- Islam M.N., Jørgensen S.E. (Eds.), 2017 - *Environmental management of marine ecosystems*. CRC Press. <https://doi.org/10.4324/9781315153933>

## Références bibliographiques

- Juanes J.A., Guinda X., Puente A., Revilla J.A., 2008 - Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecological Indicators*, 8(4), 351-359. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.04.005>
- Juanes J.A., Guinda X., Puente A., Revilla J.A., 2008 - Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecological Indicators*, 8, 351-359.
- Kaiser M.J., Attrill M.J., Jennings S., Thomas D.N., Barnes D.K., 2011 - *Marine Ecology: Processes, Systems, and Impacts*. Oxford University Press, 521 pp.
- Karsten U., 2007 - Salinity tolerance of Arctic kelps from Spitsbergen. *Phycological Research*, 55, 257-262. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1835.2007.00468.x>
- Kepel R.C., Lumingas L.J., Tombokan J.L., Mantiri D.M., 2019 - Biodiversity and community structure of seaweeds in Minahasa Peninsula, North Sulawesi, Indonesia. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*, 12(3), 880-892.
- Kim S.K., 2011 - *Handbook of marine macroalgae: biotechnology and applied phycology*. Chichester : Wiley, 581 pp.
- Kingsford M.J., Underwood A.J., Kennelly S.J., 1991 - Humans as predators on rocky reefs in New South Wales, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 72, 1-14.
- Klein, J., Verlaque, M., 2012. Temporal trends in invasion impacts in macrophyte assemblages of the Mediterranean Sea. *Cah. Biol. Mar.* 53 (3), 403-407.
- Kletou D., Savva I., Tsiamis K., Hall-Spencer J.M., 2018 - Opportunistic seaweeds replace *Cystoseira* forests on an industrialised coast in Cyprus. *Mediterranean Marine Science*, 19(3), 598-610. <https://doi.org/10.12681/mms.16891>
- Knox G.A., 2001 - *The ecology of seashores*. Boca Raton, USA: CRC Press, 557 pp.
- Kristensen I., 1968 - Surf influence on the thallus of fucoids and the rate of desiccation. *Sarsia*, 34, 69-82. <https://doi.org/10.1080/00364827.1968.10413372>
- Kruskal J.B., 1964 - Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29(1), 1-27.
- Laama C., 2019 - Valorisation des zones à potentiel aquacole en combinant les mesures in situ et les images satellitaires. Thèse de doctorat. USTHB, Alger, 172 pp.

## Références bibliographiques

- Laama C., Bachari N.E.I., 2018 - Spatiotemporal variation of physicochemical and bacteriological parameters for site selection of finfish cage in Souahlia Bay, Chlef (Algeria). In: Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions: Proceedings of Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration (EMCEI-1), Tunisia 2017, Springer International Publishing, 1657-1658.
- Laama C., Hassani A., Bachari N.E.I., 2020 - Site selection for finfish cage farming using spatial multi-criteria evaluation and their validation at field in the Bay of Souahlia (Algeria). *Aquaculture International*, 28, 2419-2436. <https://doi.org/10.1007/s10499-020-00598-x>
- Laborel J., 1987 - Marine biogenic constructions in the Mediterranean, a review. *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, 13, 97-126.
- Lalami Y., 1979 - Etude biologique et halieutique du rouget de vase (*Mullus barbatus* L.) des côtes algériennes. Thèse de doctorat en Sciences Naturelles. Université Sciences et Technologie du Languedoc, Montpellier, France.
- Lalegerie F., Gager L., Stiger-Pouvreau V., Connan S., 2020 - The stressful life of red and brown seaweeds on the temperate intertidal zone: effect of abiotic and biotic parameters on the physiology of macroalgae and content variability of particular metabolites. In N. Bourgoignon (Ed.), *Seaweeds Around the World: State of Art and Perspectives* (1st Edition, Vol. 95), 247-287. <https://doi.org/10.1016/bs.abr.2019.11.007>
- Lambert Castel F., Penot M., 1981 - Actions des pétroles de l'Amoco Cadiz sur la croissance et certains aspects du métabolisme d'une algue phytoplanctonique *Pavlova lutheri* (DROPP) Green. In *Indices Biochimiques et milieux marins. Actes du colloque des journées du GABIM*, 14, CNEXO, Brest, 411-422.
- Lamshead P.J.D., Platt H.M., Shaw K.M., 1983 - The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History*, 17(6), 859-874.
- Lasinio G.J., Tullio M.A., Ventura D., Ardizzone G., Abdelahad N., 2017 - Statistical analysis of the distribution of infralittoral *Cystoseira* populations on pristine coasts of four Tyrrhenian islands: Proposed adjustment to the CARLIT index. *Ecological Indicators*, 73, 293-301. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.038>

## Références bibliographiques

- Le Danois E., 1925 - Recherche sur les fonds chalutables des côtes de Tunisie et d'Algérie (croisière du chalutier "Tanche" en 1924). Mémoires Office Scientifique et Technique des Pêches maritimes de France, série spéciale, N° 3, 1-55 + 3 pl. h.t.
- Lebart L., Morineau A., Tabart N., 1977 - Techniques de la description statistique, méthodes et logiciels pour l'analyse des grands tableaux. Dunod Ed., Paris, 351 pp.
- Leclaire L., 1972 - La sédimentation holocène du versant méridional du bassin algéro-baléares (précontinent algérien). Mémoires du Muséum d'Histoire naturelle, 24, 391 pp.
- Legendre L., Legendre P., 1984 - Ecologie numérique. 2. La structure des données écologiques. Masson Ed., Paris, 197 pp.
- Legendre P., Legendre L., 1998 - Numerical Ecology, The Second English edition. Elsevier, Oxford.
- Legendre P., Rogers D.J., 1972 - Characters and clustering in taxonomy: a synthesis of two taximetric procedures. *Taxon*, 21(5-6), 567-606.
- LEM., 1998 - Laboratoire d'Etudes Maritime, Etude de délimitation d'une zone d'extraction de sable en baie d'Alger.
- Levine H.G., 1984 - The use of seaweeds for monitoring coastal waters. In: Shubert E. (Ed.), *Algae as Ecological Indicators*, Academic Press, London, 189-210.
- Littler M.M., Littler D.S., 1980 - The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of a functional form model. *American Naturalist*, 116(1), 25-44. <https://doi.org/10.1086/283610>
- Littler M.M., Littler D.S., 1984 - Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 74(1), 13-34.
- Lluch J.R., 2002 - Marine benthic algae of Namibia. *Scientia Marina*, 66, 5-256.
- Lüning K., 1990 - *Seaweeds: Their environment, biogeography and ecophysiology*. New York: John Wiley and Sons, 527 pp.
- Guiry M.D., Guiry G.M., 2023 - *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>; recherché le 16 juillet 2024.
- Magurran A.E., 2004 - *Measuring Biological Diversity* Ch4. *Measuring Biological Diversity*, 256 pp. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

## Références bibliographiques

- Mancuso F.P., Strain E.M.A., Piccioni E., De Clerck O., Sarà G., Airoidi L., 2018 - Status of vulnerable *Cystoseira* populations along the Italian infralittoral fringe, and relationships with environmental and anthropogenic variables. *Marine Pollution Bulletin*, 129(2), 762-771. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.068>
- Mangialajo L., Chiantore M., Cattaneo-Vietti R., 2008 - Loss of furoid algae along a gradient of urbanisation, and structure of benthic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 358, 63-74. <https://doi.org/10.3354/meps07400>
- Mann K., 2000 - Ecology of coastal waters with implications for management. *Marine Biology and Ecology*, 96, 199-212.
- Mansouri S.A., Ahmarinejad A., Nematbakhsh E., Javadi M.S., Jordehi A.R., Catalao J.P., 2021 - Energy management in microgrids including smart homes: A multi-objective approach. *Sustainable Cities and Society*, 69, 102852.
- Maouche S., 1987 - Mécanismes hydrosédimentaires en baie d'Alger (Algérie): approche sédimentologique géochimiques et traitement statistique. Thèse de Doctorat 3ème cycle. Université de Perpignan, France, 282 pp.
- Marcot-Coqueugniot J., 1986 - Le phytobenthos du port de Port-Cros (Var, Méditerranée). Comparaison à sept années d'intervalle. *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, France, 12, 73-92.
- Marinopoulos J., 1988 - Etude des peuplements infralittoraux de substrats rocheux de la région de Marseille et des facteurs abiotiques (lumière, hydrodynamique) les influençant. Thèse Université d'Aix Marseille, 317 pp.
- Martins C.D.L., Arantes N., Faveri C., Batista M.B., Oliveira E.C., Pagliosa P.R., Fonseca A.L., Nunes J.M.C., Chow F., Pereira S.B., Horta P.A., 2012 - The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities in southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 64(4), 772-778. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.031>
- MATE, 2015 - Etude diagnostique sur la Biodiversité & les changements climatiques en Algérie. 135 pp. Retrieved from <https://info.undp.org/docs/pdc/Documents/DZA/Rapport final Biodiversité et CC.pdf>
- Mather A.E., 2009 - Tectonic setting and landscape development. In J.C. Woodward (ed.), *The Physical Geography of the Mediterranean*. Oxford University Press, Oxford, 5-32.

## Références bibliographiques

- Mayhoub N., 1976 - Recherche sur la végétation marine de la côte syrienne. Etude expérimentale sur la morphogénèse et le développement de quelques espèces peu connues. Thèse Doctorat Sciences Naturelles. Université de Caen, France, 206 pp, 16 pl. h.t.
- Mehiaoui S., Nemchi F., Bouzaza Z., Farah T., Bachir-Bouiadjra B., 2022 - Algal diversity study in the western Algerian coast. *Ukrainian Journal of Ecology*, 12(5), 1-11.
- Millot C., 1985 - Some features of the Algerian current. *Journal of Geophysical Research*, 90, 7169-7176.
- Millot C., 1987 - The circulation of the Levantine Intermediate Water in the Algerian Basin. *Journal of Geophysical Research*, 92(C8), 8265-8276.
- Millot C., 1989 - La circulation générale en Méditerranée occidentale : aperçus de nos connaissances et projets d'études. *Annales de Géographie*, 549, 497-515.
- Möbius, K., 1877. *Die Auster und die Austernwirthschaft*. Wiegandt, Hempel & Parey: Berlin, 126 pp.
- Molinari Novoa, E.A., Guiry, M.D., 2020. Reinstatement of the genera *Gongolaria* Boehmer and *Ericaria* Stackhouse (Sargassaceae, Phaeophyceae). *Eur. J. Phycol.*, 54(3), 172.
- Monaco, A., Prouzet, P., 2014. *Vulnerability of coastal ecosystems and adaptation*. Seas and Oceans set. Wiley, New York, 338 pp.
- Munda, I.M., 1974. Changes and succession in the benthic algal associations of slightly polluted habitats. *Rev. Int. Oceanogr. Med. CERBOM.*, (34), 37-52.
- Murray, S.N., Ambrose, R.F., Dethier, M.N., 2006. *Monitoring Rocky Shores*. Berkeley and Los Angeles, California: University Of California Press.
- Neto, J.M., Gaspar, R., Pereira, L., Marques, J.C., 2012. Marine Macroalgae Assessment Tool (MarMAT) for intertidal rocky shores. Quality assessment under the scope of the European Water Framework Directive. *Ecol. Indic.*, 19, 39-47.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.006>
- Obaton, D., 1998. *Circulation et modélisation de la Méditerranée occidentale et du Golfe du Lion*. Synthèse des connaissances et des travaux existants. R.INT.DEL/98.03/Brest. Ifremer, 87 pp.
- Olafsson, E., 2016. *Marine macrophytes as foundation species*. CRC Press, 286 pp.

## Références bibliographiques

- Ollivera Filho, E.C., 1977. Algas marinhas bentônicas do Brasil. Tese Livre Docencia, Univ. Sao Paulo, Brasil, 407 pp.
- Orfanidis, S., Dencheva, K., Nakou, K., Tsioli, S., Papathanasiou, V., Rosati, I., 2014. Benthic macrophyte metrics as bioindicators of water quality: towards overcoming typological boundaries and methodological tradition in Mediterranean and Black Seas. *Hydrobiologia*, 740, 61-378.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterr. Mar. Sci.*, 2(2), 45-66. <https://doi.org/10.12681/mms.266>
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecol. Indic.*, 3(1), 27-33. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(03\)00008-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(03)00008-6)
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Ugland, K., 2011. Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterr. Mar. Sci.*, 12(1), 199-232. <https://doi.org/10.12681/mms.60>
- Orlando-Bonaca, M., Lipej, L., Orfanidis, S., 2008. Benthic macrophytes as a tool for delineating, monitoring and assessing ecological status: the case of Slovenian coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.*, 56(4), 666-676. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.12.018>
- Orlando-Bonaca, M., Rotter, A., 2018. Any signs of replacement of canopy-forming algae by turf-forming algae in the northern Adriatic Sea?. *Ecol. Indic.*, 87, 272-284. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.059>
- Ottinger, M., Clauss, K., Kuenzer, C., 2016. Aquaculture: relevance, distribution, impacts and spatial assessments a review. *Ocean Coast. Manag.*, 119, 244-266. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.10.015>
- Ould Ahmed, P., 2015. Contestations monétaires : une économie politique de la monnaie [dossier]. HAL.
- Ould-Ahmed, N., 1994. Etude des espèces phytobenthiques au voisinage de la centrale thermique de Mers El Hadjdj (Golfe d'Arzew; Ouest algérien). Mention particulière sur une espèce remarquable Chlorophyte, Caulerpale: *Caulerpa prolifera* (Forsskal) Lamouroux. Thèse de Magister ISMAL, 178 pp + annexes.
- PAC, 2004. Maîtrise de l'urbanisation et de l'artificialisation des sols. Phase 1 : Bilan diagnostic, Rapport : Etude globale de l'Urbanisation, Programme d'aménagement côtier, Zone côtière

- algérienne, groupe CNERU, PNUE/PAM/Programme d'actions prioritaires, ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, 105 pp.
- PAM/PNUE/OMS, 2011. Inventaire des stations d'épuration des eaux usées dans les agglomérations côtières méditerranéennes de plus de 2000 habitants (2010). Programme des Nations Unies pour l'Environnement, UNEP(DEPI)/MED WG.357/Inf.7, PLAN D'ACTION POUR LA MÉDITERRANÉE, Réunion des Points focaux du MED POL, Rhodes (Grèce), 25-27 mai 2011, 225 pp.
- Parke, M., Dixon, P.S., 1976. Check-list of British marine algae – Third revision. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 56, 527–594.
- Pearson, K., 1901. LIII. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. *The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science*, 2(11), 559-572.
- 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, 230-306.
- Pedel, L., Fabri, M.C., 2011. Description et cartographie des biocénoses benthiques rencontrées au cours de la campagne MEDSEACAN (Aamp/Comex). Convention MEDDTL/Ifremer 11/121923/NF, juin 2011, Ifremer, 103 pp.
- Pedersen, M.F., Borum, J., 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*, 142, 261-272. <https://doi.org/10.3354/meps142261>
- Pereira, L., Neto, J.M., 2014. *Marine algae: biodiversity, taxonomy, environmental assessment, and biotechnology*. CRC Press, 397 pp.
- Pereira, L., 2018. Seaweeds as source of bioactive substances and skin care therapy—cosmeceuticals, algotherapy, and thalassotherapy. *Cosmetics*, 5(4), 68. <https://doi.org/10.3390/cosmetics5040068>
- Pérès, J.M., Picard, J., 1964. Manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, 31(47), 5-137.
- Pérès, J.M., 1982. General features of organism assemblages in pelagial and bental. In: Kinne O. (ed.), *Marine Ecology*, Vol. 5, Part 1. Wiley: Chichester, 47-66.

## Références bibliographiques

- Pérès, J.M., Picard, J., 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume, Fr., 31(47), 3-137.
- Perez, T., Sartoretto, S., Soltan, D., Capo, S., Fourt, M., Dutrieux, E., Vacelet, J., Harmelin, J.G., Rebouillon, P., 2000. Etude bibliographique sur les bioindicateurs de l'état du milieu marin. Système d'évaluation de la qualité des milieux littoraux – Volet biologique. Rapport Agences de l'Eau, 4 fascicules, 642 pp + 1 CD-ROM.
- Phillips, J.C., Hurd, C.L., 2003. Nitrogen ecophysiology of intertidal seaweeds from New Zealand: N uptake, storage and utilisation in relation to shore position and season. Marine Ecology Progress Series, 265, 31-48. <https://doi.org/10.3354/meps264031>
- Piazzzi, L., Bonaviri, C., Castelli, A., Ceccherelli, G., Costa, G., Curini-Galletti, M., Langeneck, J., Manconi, R., Montefalcone, M., Pipitone, C., Rosso, A., Pinna, S., 2018. Biodiversity in canopy-forming algae: structure and spatial variability of the Mediterranean *Cystoseira* assemblages. Estuar. Coast. Shelf Sci., 207, 132-141. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.04.001>
- Piazzzi, L., Ceccherelli, G., 2020. Alpha and beta diversity in Mediterranean macroalgal assemblages: relevancy and type of effect of anthropogenic stressors vs natural variability. Mar. Biol., 167(3), 32. <https://doi.org/10.1007/s00227-019-3631-0>
- Pielou, E.C., 1969. An introduction to mathematical ecology.
- Pielou, E.C., 1977. The latitudinal spans of seaweed species and their patterns of overlap. Journal of Biogeography, 299-311.
- Pinedo, S., Arévalo, R., Ballesteros, E., 2015. Seasonal dynamics of upper sublittoral assemblages on Mediterranean rocky shores along a eutrophication gradient. Estuar. Coast. Shelf Sci., 161, 93-101. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.004>
- Pinedo, S., Ballesteros, E., 2019. The role of competitor, stress-tolerant and opportunist species in the development of indexes based on rocky shore assemblages for the assessment of ecological status. Ecol. Indic., 107, 105556. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105556>
- Pinedo, S., García, M., Satta, M.P., De Torres, M., Ballesteros, E., 2007. Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study in the Northwestern Mediterranean. Mar. Pollut. Bull., 55(1-6), 126-135. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.044>
- Primavera, J.H., 2006. Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone. Ocean Coast. Manag., 49, 531-545. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.06.018>

## Références bibliographiques

- Lebreton, J.D., 1994. Analyses multivariées des relations espèces-milieu: structure et interprétation écologique. *Vie et Milieu/Life & Environment*, 69-91.
- Quéguiner, B., 2009. *Biogéochimie Côtière*. Centre d'Océanologie de Marseille, Aix-Marseille Université ; CNRS; LOPB UMR 6535, Laboratoire d'Océanographie et de Biogéochimie, OSU/Centre d'Océanologie de Marseille, 49 pp.
- Quevauviller, P., Borchers, U., Thompson, K.C., Simonart, T., 2008. *The Water Framework Directive: Ecological and Chemical Status Monitoring (Water Quality Measurement Series)*. John Wiley & Sons Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780470716090>
- Reish, D.J., 1987. The use of benthic communities in marine environmental assessment. In G. Malagrino & H. Santoyo (Eds.), *Memorias V Simposio en Biología Marina (Proceedings V Symposium on Marine Biology)*. Autonomous University of Baja California Sur, La Paz, Mexico, pp. 123–126.
- Riad, N., Bouzidi, N., Zahi, M.R., Touafek, O., Daghbouche, Y., Pioveti, L., El Hattab, M., 2021. Extraction of the volatile oils of *Dictyopteris membranacea* Batters 1902 by focused microwave-assisted hydrodistillation and supercritical carbon dioxide: empirical kinetic modelling approach, apparent solubility and rate constants. *Chem. Biochem. Eng. Q* 35, 319–331. <https://doi.org/10.15255/CABEQ.2020.1885>.
- Riadi, H., 1998. *Biodiversité des algues et phytoplancton marin du Maroc. Rapport biodiversité au Maroc*. Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE). Ministère de l'Environnement du Maroc.
- Ribera Siguán, M.A., 1983. *Estudio de la flora bentónica marina de las islas Baleares*. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona, 636 pp.
- Rindi, F., Gavio, B., Díaz-Tapia, P., Di Camillo, C.G., Romagnoli, T., 2020. Long-term changes in the benthic macroalgal flora of a coastal area affected by urban impacts (Conero Riviera, Mediterranean Sea). *Biodivers. Conserv.* 29, 2275-2295. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01973-z>
- Rodriguez, C.L., Haster, C.J., Chatterjee, S., Kalogera, V., Rasio, F.A., 2016. Dynamical formation of the GW150914 binary black hole. *The Astrophysical Journal Letters*, 824(1), L8.
- Salomon, J.N., 2003. *Danger pollutions*. Collection « Scieteren », Presse Universitaire de Bordeaux, France, 170 pp.

## Références bibliographiques

- Savin-Baden, M., Major, C., 2023. Qualitative research: The essential guide to theory and practice. Routledge.
- Schagerl, M., Möstl, M., 2011. Drought stress, rain and recovery of the intertidal seaweed *Fucus spiralis*. *Marine Biology*, 158, 2471-2479. <https://doi.org/10.1007/s00227-011-1748-x>
- Scherner, F., Horta, P.A., De Oliveira, E.C., Simonassi, J.C., Hall-Spencer, J.M., Chow, F., Nunes, J.M.C., Pereira, S.M.B., 2013. Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 76(1-2), 106-115. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.019>
- Semroud R., 1993. Contribution à la connaissance de l'écosystème à *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la région d'Alger (Algérie). Etude de quelques compartiments. Thèse Doct. Etat. Oceanogr. Univ Sci. Tech. H Boumediène Alger. 219 pp. + annexes.
- Seridi H., 1990. Etude des algues marines benthiques de la région d'Alger. Thèse Magister U.S.T.H.B. 129 pp. + 130 pl. + 117 pp.
- Seridi H., 2007. Etude de la flore algale de l'Algérie. Etude phytosociologique des peuplements algaux photophiles de l'infralittoral superficiel de substrat dur. Thèse de Doctorat Etat. Univ. Sci. Tech. H. Boumédiene, 172 pp.
- Seridi, H., Ruitton, S., Boudouresque, C.F., 2007. Is it possible to calibrate the pollution level of the region of Algiers (Mediterranean Sea) by exploiting marine macrophytes?. *C. R. Biol.* 330(8), 606-614. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2007.05.001>
- Sfriso, S., Facca, C., Bonometto, A., Boscolo, R., 2014. Compliance of the macrophyte quality index (MaQI) with the WFD (2000/60/EC) and ecological status assessment in transitional areas: the Venice lagoon as study case. *Ecol. Indic.* 46, 536-547. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.012>
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27(3), 379-423.
- Sheppard, C., Ed., 2021. *Advances in Marine Biology*, Academic Press: Cambridge, MA, USA, 148 pp.
- Silhadi, M.A., Refes, W., Mazouzi, S., 2020. Assessment of coastal ecosystems vulnerability to pollution: Algiers coast, Algeria. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27(34), 42670-42684. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10123-5>

## Références bibliographiques

- Simboura, N., Zenetos, A., 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottoms marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science*, 3(2), 77-111.
- Soltan, D., Verlaque, M., Boudouresque, C.F., Francour, P., 2001. Changes in macroalgal communities in the vicinity of a Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plant. *Mar. Pollut. Bull.* 42(1), 59-70. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00116-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00116-8)
- Sommer, U., Worm, B., 2002. *Competition and Coexistence* (1st ed.). Springer Berlin, Heidelberg, 223 pp. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-56166-5>
- Sørensen, T., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter*, 5, 1-34.
- Stegenga, H., Bolton, J.J., Anderson, R.J., 1997. Seaweeds of the South African west coast. *Contributions from the Bolus Herbarium*. 18, 1-655.
- Steneck, R.S., Dethier, M.M., 1994. A functional-group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69(3), 476–498. <https://doi.org/10.2307/3545860>
- Steneck, R.S., Graham, M.H., Bourque, B.J., Corbett, D., Erlandson, J.M., Estes, J.A., Tegner, M.J., 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environ. Conserv.* 436–459.
- Stewart, H.L., Carpenter, R.C., 2003. The effects of morphology and water flow of photosynthesis of marine macroalgae. *Ecology*, 84, 2999-3012. <https://doi.org/10.1890/02-0092>
- Suarez, S., Provansal, M., 1996. Morphosedimentary behaviour of the deltaic fringe in comparison to the relative sea-level rise on the Rhone delta. *Quat. Sci. Rev.* 15(8-9), 811-818. [http://dx.doi.org/10.1016/S0277-3791\(96\)00067-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0277-3791(96)00067-4)
- Taguchi, Y.H., Oono, Y., 2005. Relational patterns of gene expression via non-metric multidimensional scaling analysis. *Bioinformatics*, 21(6), 730-740.
- Taibi B., Benhabib A., Abdelhafi A.-O., 2011. Modèles de stations d'épuration des eaux usées en Algérie. Atelier n° 2, Usages écologiques, économiques et sociaux de l'eau agricole en méditerranée : Quels enjeux pour quels services ? Colloque international. Université De Provence, Marseille, 20-21 Janvier 2011, 9 pp.

## Références bibliographiques

- Tait, R.V., Dipper, F.A., 1998. Elements of Marine Ecology. Butterworth-Heinemann, 473 pp.
- Taleb, Z.M., Benali, I., Gherras, H., Ykhlef-Allal, A., Bachir-Bouiadjra, B., Amiard, J.C., Boutiba, Z., 2009. Biomonitoring of environmental pollution on the Algerian west coast using caged mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Oceanologia*, 51(1), 63-84.
- Taleb, Z.M., Benghali, S., Kaddour, A., Boutiba, Z., 2007. Monitoring the biological effects of pollution on the Algerian west coast using mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Oceanologia*, 49(4).
- Tansley A.G., 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*. 16: 284–307.
- Taounza R., 2011. Etude spatio-temporelle des peuplements algaux de substrat dur de la région de Sidi-Fredj : structure et dynamique. Thèse de Magistère, Océanographie. USTHB, 110 pp.
- Thibaut, T., Blanfuné, A., Boudouresque, C.F., Verlaque, M., 2015. Decline and local extinction of Fucales in the French Riviera: the harbinger of future extinctions? *Mediterr. Mar. Sci.* 16, 206–224. <https://doi.org/10.12681/mms.1032>
- Thibaut, T., Pinedo, S., Torras, X., Ballesteros, E., 2005. Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, North-western Mediterranean). *Mar. Pollut. Bull.* 50(12), 1472-1489. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.014>
- Thompson, R.C., Wilson, B.J., Tobin, M.L., Hawkins, S.J., 1996. Biologically generated habitat provision and diversity of rocky shore organisms at a hierarchy of spatial scales. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 202, 73–84.
- Tóthmérész, B., 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science*, 6(2), 283-290.
- United Nations Environment Programme Division of Early Warning and Assessment, 2006. Marine and coastal ecosystems and human well-being: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment. United Nations Environment Programme. 80 pp.
- Vacchi, M., Montefalcone, M., Parravicini, V., Rovere, A., Vassallo, P., Ferrari, M., Morri, C., Bianchi, C.N., 2014. Spatial models to support the management of coastal marine ecosystems: a short review of best practices in Liguria, Italy. *Mediterr. Mar. Sci.* 15, 189–197.

## Références bibliographiques

- Van den Hoek C., 1975. Phytogeographic provinces along the coasts of the northern Atlantic Ocean. *Phycologia* 14, 317-330.
- Van den Hoek C., 1979. The phytogeography of *Cladophora* (Chlorophyceae) in the northern Atlantic Ocean, in comparison to that of other benthic algal species. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 32, 374-393.
- Van den Hoek C., 1984. World-wide latitudinal and longitudinal seaweed distribution patterns and their possible causes, as illustrated by the distribution of rhodophytan genera. *Helgoländer Meeresunters.* 38, 227-257.
- Van den Hoek C., 1987. The possible significance of long-range dispersal for the biogeography of seaweeds. *Helgolaender Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 41, 261–272.
- Van den Hoek C., Breeman A.M., 1990. Seaweed biogeography of the North Atlantic: Where are we now? En: *Evolutionary Biogeography of the Marine Algae of the North Atlantic*. NATO ASI Series Vol. G22. (Eds: D.J. Garbary; G.R.South) Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 55-86.
- Van den Hoek C., Lüning, K., 1987. Biogeography of marine benthic algae *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, Volume 42, Issue 2, pp. 131-132.
- Vergés, A., Steinberg, P.D., Hay, M.E., Poore, A.G.B., Campbell, A.H., Ballesteros, E., Heck Jr., K.L., Booth, D.J., Coleman, M.A., Feary, D.A., Figueira, W., Langlois, T., Marzinelli, E.M., Mizerek, T., Mumby, P.J., Nakamura, Y., Roughan, M., van Sebille, E., Gupta, A.S., Smale, D.A., Tomas, F., Wernberg, T., Wilson, S.K., 2014. The tropicalization of the temperate marine ecosystems: climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts. *Proc. R. Soc. B* 281(1789) (20140846).
- Verlaque, M., 1976. Impact du rejet thermique de Martigues-Pontéon sur le macrophyto-benthos. *Tethys*, 8, 19–46.
- Verlaque, M., 1987. Contributions à l'étude du phytobenthos d'un écosystème photophile thermophile marin en Méditerranée occidentale : étude structurale et dynamique du phytobenthos et analyse des relations faune-flore. Thèse de doctorat, Aix-Marseille. 389 pp. + 96 pl., 36 annexes.
- Wallens, F.M., Neto, A.I., Patarra, R.F., Prestes, A.C., Álvaro, N.V., Rodrigues, A.S., Wilkinson, M., 2013. Indices to monitor coastal ecological quality of rocky shores based on seaweed

## Références bibliographiques

- communities: simplification for wide geographical use. *Revista de Gestão Costeira Integrada- Integr. Coast. Zo. Manag.* 13(1), 15-25. <https://doi.org/10.5894/rgci365>
- Wells, E., Wilkinson, M., Wood, P., Scanlan, C., 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. *Mar. Pollut. Bull.* 55(1-6), 151-161. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.031>
- WFD CIS, 2003a. Guidance Document No. 5 – Transitional and Coastal Waters – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Produced by Working Group 2.4 – COAST. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, ISBN 92-894-5125-4, ISSN 1725-1087.
- WFD CIS, 2003b. Guidance Document No. 13 – Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. Produced by Working Group 2A. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, ISBN 92-894-6968-4, ISSN 1725-1087.
- Whittaker, R.H., 1965. Dominance and Diversity in Land Plant Communities: Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science*, 147(3655), 250-260.
- Woodward, J.C. Ed., 2009. *The physical geography of the Mediterranean*. Oxford University Press, Oxford, 700 pp.
- Zagh. Khatib, N., 2017. Contribution à l'évaluation de la pollution marine dans la côte algéroise. Combinaison des méthodes biologiques et physicochimiques. Doctoral dissertation, FSB. USTHB, 210 pp.
- Zaneveld, J.S., 1969. Factors controlling the delimitation of littoral benthic marine algal zonation. *American Zoologist*, 9, 367-391. <https://doi.org/10.1093/icb/9.2.367>
- Zenetos A., Gofas S., Morri C., Rosso A., Violanti D., García Raso J.E., Cinar M.E., Almogi-Labin A., Ates A.S., Azzurro E., Ballesteros E., Bianchi C.N., Bilecenoglu M., Gambi M.C., Giangrande A., Gravili C., Hyams-Kaphzan O., Karachle P.K., Katsanevakis S., Lipe L., Mastrototaro F., Mineur F., Pancucci-Papadopoulou M.A., Ramos-Esplá A., Salas C., San Martin G., Sfriso A., Streftaris N., Verlaque M., 2012. Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). *Mediterranean Marine Science* 13/2: 328-352.

## Références bibliographiques

Zenetos A., Gofas S., Verlaque M., Cinar M.E., García Raso J.E., Bianchi C.N., Morri C., Azzurro E., Bilecenoglu M., Froggia C., Siokou I., Violanti D., Sfriso A., San Martin G., Giangrande A., Katagan T., Ballesteros E., Ramos-Espla A., Mastrototaro F., Ocaña O., Zingone A., Gambi, M.C., Streftaris N., 2010. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean Marine Science* 11/2: 381-493.

# Annexes

## Annexes

## Annexe 1 : Affinités biogéographiques des espèces de macroalgues le long des sites d'études

Espèce	Affinité Biographique	Espèce	Affinité Biographique
<i>Pachymeniopsis lanceolata</i>	A	<i>Gelidium sp</i>	D
<i>Apoglossum ruscifolium</i>	AB	<i>Gymnogongrus sp</i>	D
<i>Bornetia secundiflora</i>	AB	<i>Halymenia sp</i>	D
<i>Callithamnion granulatum</i>	AB	<i>Laurencia sp</i>	D
<i>tetragonum Callithamnion</i>	AB	<i>Lomentaria compressa</i>	D
<i>Ceramium ciliatum</i>	AB	<i>Polysiphonia sp</i>	D
<i>Champia parvula</i>	AB	<i>Cystoseira sp</i>	D
<i>Chondria coerulescens</i>	AB	<i>Dictyota sp</i>	D
<i>Ellisolandia elongata</i>	AB	<i>Cladophora sp</i>	D
<i>Gracilaria bursa-pastoris</i>	AB	<i>Asparagopsis taxiformis</i>	IP
<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	AB	<i>Besa catenata</i>	IP
<i>Halopithys incurva</i>	AB	<i>Rhodothamniella sp</i>	IP
<i>Jania pedunculata var. adhaerens</i>	AB	<i>Caulerpa racemosa</i>	IP
<i>Jania rubens var. corniculata</i>	AB	<i>Codium vermilara</i>	IP
<i>Lithophyllum incrustans</i>	AB	<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i>	M
<i>Osmundea pinnatifida</i>	AB	<i>Ahnfeltiopsis pusilla</i>	M
<i>Sphondylothamnion multifidum</i>	AB	<i>Lophurella stichidiosa</i>	M
<i>Vertebrata fruticulosa</i>	AB	<i>Ceramium diaphanum</i>	M
<i>Cystoseira compressa</i>	AB	<i>Feldmannophycus rayssiae</i>	M
<i>Dictyota spiralis</i>	AB	<i>Gastroclonium clavatum</i>	M
<i>Feldmannia lebelii</i>	AB	<i>Gracilaria dura</i>	M
<i>Padina pavonica</i>	AB	<i>Griffithsia opuntioides</i>	M
<i>Sargassum vulgare</i>	AB	<i>Jania virgata</i>	M
<i>Sphacelaria plumula</i>	AB	<i>Jania longifurca</i>	M
<i>Cladophora albida</i>	AB	<i>Osmundea pelagosae</i>	M
<i>Cladophora hutchinsiae</i>	AB	<i>Osmundea verlaquei</i>	M
<i>Cladophora nigrescens</i>	AB	<i>Palisada tenerrima</i>	M
<i>Rama rupestris</i>	AB	<i>Polysiphonia mottei</i>	M
<i>Cryptopleura ramosa</i>	AI	<i>Polysiphonia sertularioides</i>	M
<i>Xiphosiphonia pennata</i>	AI	<i>Rissoella verruculosa</i>	M
<i>Cladostephus spongiosus</i>	AI	<i>Ericaria sedoides</i>	M
<i>Colpomenia sinuosa</i>	AI	<i>Ericaria amentacea</i>	M
<i>Chondria capillaris</i>	AT	<i>Ericaria crinita</i>	M
<i>Chylocladia verticillata</i>	AT	<i>Ericaria mediterranea</i>	M
<i>Antithamnion cruciatum</i>	B	<i>Gongolaria barbata</i>	M
<i>Ceramium virgatum</i>	B	<i>Bryopsis cupressina</i>	M
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>	B	<i>Bryopsis sp</i>	M

## Annexes

<i>Plocamium cartilagineum</i>	B	<i>Amphiroa rigida</i>	P
<i>Cladophora laetevirens</i>	B	<i>Ceramium codii</i>	P
<i>Asparagopsis armata</i>	C	<i>Ceramium tenerrimum</i>	P
<i>Gelidium pusillum</i>	C	<i>Chondracanthus acicularis</i>	P
<i>Heterosiphonia crispella</i>	C	<i>Gelidium crinale</i>	P
<i>Hypnea spinella</i>	C	<i>Gracilaria gracilis</i>	P
<i>Jania rubens</i>	C	<i>Herposiphonia secunda</i>	P
<i>Palisada perforata</i>	C	<i>Hypnea cervicornis</i>	P
<i>Pterocladia capillacea</i>	C	<i>Hypnea musciformis</i>	P
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	C	<i>Deltalsia parasitica</i>	P
<i>Dictyota dichotoma</i>	C	<i>Spyridia filamentosa</i>	P
<i>Halopteris scoparia</i>	C	<i>Bryopsis muscosa</i>	P
<i>Petalonia fascia</i>	C	<i>Cladophora dalmatica</i>	P
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	C	<i>Valonia macrophysa</i>	P
<i>Chaetomorpha aerea</i>	C	<i>Palisada thuyoides</i>	SC
<i>Ulva compressa</i>	C	<i>Cutleria multifida</i>	SC
<i>Ulva intestinalis</i>	C	<i>Dictyota fasciola</i>	SC
<i>Ulva lactuca</i>	C	<i>Pseudoralgsia verrucosa</i>	SC
<i>Ulva linza</i>	C	<i>Blidingia minima</i>	SC
<i>Ulva rigida</i>	C	<i>Chaetomorpha ligustica</i>	SC
<i>Dasya sp</i>	D	<i>Lomentaria clavellosa</i>	

## Annexe 2 : Groupes écologiques des espèces de macroalgues le long des sites d'études

Espèce	Groupe écologique	Espèce	Groupe écologique
<i>Sphondylothamnion multifidum</i>	CC	<i>Halopithys incurva</i>	PhIT
<i>Halymenia sp</i>	CC	<i>Jania pedunculata var. adhaerens</i>	PhIT
<i>Sphacelaria plumula</i>	CCT	<i>Sargassum vulgare</i>	PhIT
<i>Gastroclonium clavatum</i>	EM	<i>Hypnea spinella</i>	PhIT
<i>Bryopsis muscosa</i>	EM	<i>Ericaria sedoides</i>	PhIT
<i>ligustica Chaetomorpha</i>	EM	<i>Hypnea musciformis</i>	PhIT
<i>Ceramium ciliatum</i>	FM	<i>Spyridia filamentosa</i>	PhIT
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>	FM	<i>Chaetomorpha aerea</i>	RM
<i>Gelidium crinale</i>	FM	<i>Pseudoralfsia verrucosa</i>	RMI
<i>Ellisolandia elongata</i>	ISR	<i>Callithamnion granulatum</i>	RMM1
<i>Lithophyllum incrustans</i>	ISR	<i>Rissoella verruculosa</i>	RMM1
<i>Antithamnion cruciatum</i>	ISR	<i>Cladophora laetevirens</i>	RMM2
<i>Asparagopsis armata</i>	ISR	<i>Ulva compressa</i>	RMM2
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	ISR	<i>Cladophora dalmatica</i>	RMM2
<i>Ceramium diaphanum</i>	ISR	<i>Polysiphonia sertularioides</i>	RMS
<i>Ceramium tenerrimum</i>	ISR	<i>Champia parvula</i>	SC
<i>Cladophora albida</i>	LRE	<i>Cryptopleura ramosa</i>	SC
<i>Rama rupestris</i>	LRE	<i>Ceramium codii</i>	SC
<i>Caulerpa racemosa</i>	LRE	<i>Cladophora hutchinsiae</i>	SCI
<i>Jania longifurca</i>	LRE	<i>Dasya sp</i>	SCI
<i>Polysiphonia mottei</i>	LRE	<i>Codium vermilara</i>	SCI
<i>Hypnea cervicornis</i>	LRE	<i>Halopteris scoparia</i>	SCIT
<i>Gracilaria bursa-pastoris</i>	PhI	<i>Bornetia secundiflora</i>	SI
<i>Jania rubens</i>	PhI	<i>Heterosiphonia crispella</i>	SI
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	PhI	<i>Dictyopteris polypodioides</i>	SI
<i>Gracilaria dura</i>	PhI	<i>Lophurella stichidiosa</i>	SI
<i>Amphiroa rigida</i>	PhI	<i>Bryopsis cupressina</i>	SI
<i>Palisada thuyoides</i>	PhI	<i>Lomentaria clavellosa</i>	SI
<i>Osmundea pinnatifida</i>	PhIB	<i>Apoglossum ruscifolium</i>	SIC
<i>Vertebrata fruticulosa</i>	PhIB	<i>Osmundea pelagosae</i>	SRh
<i>Ceramium virgatum</i>	PhIB	<i>Pachymeniopsis lanceolata</i>	SSB
<i>Gelidium pusillum</i>	PhIB	<i>Xiphosiphonia pennata</i>	SSB
<i>Ericaria amentacea</i>	PhIB	<i>Pterocladia capillacea</i>	SSB
<i>Ericaria mediterranea</i>	PhIB	<i>Griffithsia opuntioides</i>	SSB
<i>Chondria coerulescens</i>	PhIC	<i>Deltalsia parasitica</i>	SSB
<i>Jania rubens var. corniculata</i>	PhIC	<i>Valonia macrophysa</i>	SSB
<i>Cystoseira compressa</i>	PhIC	<i>Feldmannophycus rayssiae</i>	SSBc
<i>Dictyota spiralis</i>	PhIC	<i>Callithamnion tetragonum</i>	SSBf
<i>Padina pavonica</i>	PhIC	<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	SSBf

## Annexes

<i>Cladostephus spongiosus</i>	PhIC	<i>Plocamium cartilagineum</i>	SSBf
<i>Chylocladia verticillata</i>	PhIC	<i>Besa catenata</i>	SSBf
<i>Dictyota dichotoma</i>	PhIC	<i>Feldmannia lebelii</i>	
<i>Ulva linza</i>	PhIC	<i>Cladophora nigrescens</i>	
<i>Jania virgata</i>	PhIC	<i>Palisada perforata</i>	
<i>Ericaria crinita</i>	PhIC	<i>Gelidium sp</i>	
<i>Gongolaria barbata</i>	PhIC	<i>Gymnogongrus sp</i>	
<i>Herposiphonia secunda</i>	PhIC	<i>Laurencia sp</i>	
<i>Dictyota fasciola</i>	PhIC	<i>Lomentaria compressa</i>	
<i>Rhodothamniella sp</i>	PhIG	<i>Polysiphonia sp</i>	
<i>Colpomenia sinuosa</i>	PhIP	<i>Cystoseira sp</i>	
<i>Chondria capillaris</i>	PhIP	<i>Dictyota sp</i>	
<i>Petalonia fascia</i>	PhIP	<i>Cladophora sp</i>	
<i>Ulva intestinalis</i>	PhIP	<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i>	
<i>Ulva lactuca</i>	PhIP	<i>Ahnfeltiopsis pusilla</i>	
<i>Ulva rigida</i>	PhIP	<i>Osmundea verlaquei</i>	
<i>Chondracanthus acicularis</i>	PhIP	<i>Palisada tenerrima</i>	
<i>Cutleria multifida</i>	PhIP	<i>Bryopsis sp</i>	
<i>Blidingia minima</i>	PhIP	<i>Gracilaria gracilis</i>	

Annexe 3 : Données présence-absence des espèces de macroalgues pour les sites étudiés

Espèce	KOU1	KOU2	FON	FDE	ANC
<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i>	1	0	0	0	0
<i>Ahnfeltiopsis pusilla</i>	1	0	1	0	0
<i>Amphiroa rigida</i>	0	0	0	1	0
<i>Antithamnion cruciatum</i>	1	0	1	0	0
<i>Lophurella stichidiosa</i>	1	0	0	0	0
<i>Apoglossum ruscifolium</i>	0	0	1	0	0
<i>Asparagopsis armata</i>	0	0	1	0	0
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	1	0	0	0	1
<i>Besa catenata</i>	0	0	1	0	0
<i>Bornetia secundiflora</i>	1	0	1	0	0
<i>Callithamnion granulatum</i>	1	0	0	0	0
<i>tetragonum Callithamnion</i>	0	0	0	1	0
<i>Ceramium codii</i>	1	0	1	0	0
<i>Ceramium tenerrimum</i>	1	0	0	0	0
<i>Ceramium virgatum</i>	1	1	1	1	0
<i>Ceramium ciliatum</i>	0	0	1	0	0
<i>Ceramium diaphanum</i>	1	1	1	1	0
<i>Champia parvula</i>	1	1	1	1	1
<i>Chondracanthus acicularis</i>	1	1	1	1	1
<i>Chondria capillaris</i>	0	1	1	0	0
<i>Chondria coerulescens</i>	0	0	0	1	0
<i>Chylocladia verticillata</i>	0	0	0	0	1
<i>Cryptopleura ramosa</i>	0	0	1	0	0
<i>Dasya sp</i>	1	0	0	0	0
<i>Ellisolandia elongata</i>	1	1	1	1	1
<i>Feldmannophycus rayssiae</i>	0	0	1	0	0
<i>Gastroclonium clavatum</i>	1	0	1	0	0
<i>Gelidium crinale</i>	1	0	1	0	0
<i>Gelidium pusillum</i>	1	0	0	0	0
<i>Gelidium sp</i>	0	0	0	0	1
<i>Gracilaria bursa-pastoris</i>	0	1	0	0	0
<i>Gracilaria dura</i>	1	1	1	0	1
<i>Gracilaria gracilis</i>	0	0	0	0	1
<i>Griffithsia opuntioides</i>	1	0	1	0	0
<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	1	0	1	0	0
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>	0	0	0	0	1
<i>Gymnogongrus sp</i>	0	0	0	1	1
<i>Halopithys incurva</i>	1	0	0	0	0
<i>Halymenia sp</i>	1	0	0	0	0
<i>Herposiphonia secunda</i>	1	1	1	0	0

<i>Heterosiphonia crispella</i>	1	1	1	0	0
<i>Hypnea cervicornis</i>	0	0	1	0	0
<i>Hypnea spinella</i>	1	0	0	0	0
<i>Hypnea musciformis</i>	1	1	1	0	0
<i>Jania pedunculata var. adhaerens</i>	1	1	1	0	1
<i>Jania rubens var. corniculata</i>	1	0	0	0	0
<i>Jania virgata</i>	1	1	0	0	1
<i>Jania longifurca</i>	1	0	1	0	0
<i>Jania rubens</i>	1	1	1	0	1
<i>Laurencia sp</i>	1	1	0	0	0
<i>Lithophyllum incrustans</i>	1	0	1	0	0
<i>Lomentaria clavellosa</i>	0	0	0	1	0
<i>Lomentaria compressa</i>	1	0	0	0	0
<i>Osmundea pinnatifida</i>	1	0	0	0	0
<i>Osmundea pelagosae</i>	0	1	0	0	0
<i>Osmundea verlaquei</i>	1	0	0	0	0
<i>Pachymeniopsis lanceolata</i>	0	0	1	1	0
<i>Palisada perforata</i>	1	1	0	0	0
<i>Palisada tenerrima</i>	0	1	0	0	0
<i>Palisada thuyoides</i>	1	0	1	0	0
<i>Plocamium cartilagineum</i>	1	0	1	0	1
<i>Polysiphonia mottei</i>	1	0	1	0	0
<i>Polysiphonia sertularioides</i>	1	1	1	0	0
<i>Polysiphonia sp</i>	1	0	0	0	0
<i>Pterocladia capillacea</i>	1	1	1	0	1
<i>Deltalsia parasitica</i>	0	1	0	0	0
<i>Rhodothamniella sp</i>	0	0	1	0	0
<i>Rissoella verruculosa</i>	0	0	1	0	0
<i>Sphondylothamnion multifidum</i>	0	0	1	0	0
<i>Spyridia filamentosa</i>	1	1	1	0	1
<i>Vertebrata fruticulosa</i>	1	1	0	0	1
<i>Xiphosiphonia pennata</i>	1	0	1	0	0
<i>Cladostephus spongiosus</i>	0	1	0	0	1
<i>Colpomenia sinuosa</i>	1	0	1	0	1
<i>Cutleria multifida</i>	0	0	1	0	0
<i>Cystoseira compressa</i>	1	0	1	0	1
<i>Ericaria sedoides</i>	1	0	0	0	0
<i>Cystoseira sp</i>	0	0	0	0	1
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	1	1	0	0	1
<i>Dictyota dichotoma</i>	1	0	1	0	1
<i>Dictyota fasciola</i>	1	1	0	0	0
<i>Dictyota sp</i>	1	0	1	0	0
<i>Dictyota spiralis</i>	0	0	1	0	0

<i>Ericaria amentacea</i>	1	1	1	0	0
<i>Ericaria crinita</i>	1	0	0	0	0
<i>Ericaria mediterranea</i>	0	1	0	0	0
<i>Feldmannia lebelii</i>	0	1	0	0	0
<i>Gongolaria barbata</i>	1	0	0	0	1
<i>Halopteris scoparia</i>	1	1	1	0	1
<i>Padina pavonica</i>	1	1	0	0	1
<i>Petalonia fascia</i>	1	0	1	0	0
<i>Pseudoralfsia verrucosa</i>	0	1	0	0	0
<i>Sargassum vulgare</i>	1	0	1	0	1
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	1	0	1	0	0
<i>Sphacelaria plumula</i>	1	0	0	0	0
<i>Blidingia minima</i>	0	1	0	0	1
<i>cupressina Bryopsis</i>	0	0	0	1	0
<i>Bryopsis muscosa</i>	0	0	1	0	0
<i>Bryopsis sp</i>	1	0	0	0	0
<i>Caulerpa racemosa</i>	0	0	1	0	0
<i>Chaetomorpha aerea</i>	1	0	1	0	0
<i>ligustica Chaetomorpha</i>	0	0	1	1	0
<i>Cladophora albida</i>	1	0	1	1	1
<i>Cladophora hutchinsiae</i>	0	0	0	0	1
<i>Cladophora laetevirens</i>	1	0	0	0	0
<i>Cladophora nigrescens</i>	0	1	0	0	0
<i>Rama rupestris</i>	1	0	0	0	0
<i>Cladophora sp</i>	1	0	1	0	0
<i>Cladophora dalmatica</i>	0	1	0	0	0
<i>Codium vermilara</i>	0	0	1	0	0
<i>Ulva compressa</i>	1	1	1	0	0
<i>Ulva intestinalis</i>	0	0	1	0	0
<i>Ulva lactuca</i>	1	0	1	0	0
<i>Ulva linza</i>	0	0	0	0	1
<i>Ulva rigida</i>	1	1	1	1	1
<i>Valonia macrophysa</i>	1	0	0	0	0

**Annexe 4 :** Abréviations des espèces de la figure 40, de la figure 41, de la figure 44 et de la figure 46.

Espèce	Code	Espèce	Code
<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i>	Ahn dev	<i>Gelidium sp</i>	Gel sp
<i>Ahnfeltiopsis pusilla</i>	Ahn pus	<i>Gongolaria barbata</i>	Gon bar
<i>Amphiroa rigida</i>	Amp rig	<i>Gracilaria bursa-pastoris</i>	Gra bur
<i>Antithamnion cruciatum</i>	Ant cru	<i>Gracilaria dura</i>	Gra dur
<i>Apoglossum ruscifolium</i>	Apo rus	<i>Gracilaria gracilis</i>	Gra gra
<i>Asparagopsis armata</i>	Asp arm	<i>Griffithsia opuntioides</i>	Gri opu
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	Asp tax	<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	Gym cre
<i>Besa catenata</i>	Bes cat	<i>Gymnogongrus griffithsiae</i>	Gym gri
<i>Blidingia minima</i>	Bli min	<i>Gymnogongrus sp</i>	Gym sp
<i>Bornetia secundiflora</i>	Bor sec	<i>Halopithys incurva</i>	Hal inc
<i>Bryopsis cupressina</i>	Bry cup	<i>Halopteris scoparia</i>	Hal sco
<i>Bryopsis muscosa</i>	Bry muc	<i>Halymenia sp</i>	Haly sp
<i>Bryopsis sp</i>	Bry sp	<i>Herposiphonia secunda</i>	Her sec
<i>Callithamnion granulatum</i>	Cal gra	<i>Heterosiphonia crispella</i>	Het cri
<i>tetragonum Callithamnion</i>	Cal tet	<i>Hypnea musciformis</i>	Hyp mus
<i>Caulerpa racemosa</i>	Cau rac	<i>Hypnea spinella</i>	Hyp spi
<i>Ceramium ciliatum</i>	Cer cil	<i>Hypnea cervicornis</i>	Hyp cer
<i>Ceramium codii</i>	Cer cod	<i>Jania longifurca</i>	Jan lon
<i>Ceramium diaphanum</i>	Cer dia	<i>Jania pedunculata var. adhaerens</i>	Jan adh
<i>Ceramium tenerrimum</i>	Cer ten	<i>Jania rubens</i>	Jan rub
<i>Ceramium virgatum</i>	Cer vir	<i>Jania rubens var. corniculata</i>	Jan cor
<i>Chaetomorpha aerea</i>	Cha aer	<i>Jania virgata</i>	Jan vir
<i>ligustica Chaetomorpha</i>	Cha lig	<i>Laurencia sp</i>	Lau sp
<i>Champia parvula</i>	Cha par	<i>Lithophyllum incrustans</i>	Lit inc
<i>Chondracanthus acicularis</i>	Cho aci	<i>Lomentaria clavellosa</i>	Lom cla
<i>Chondria capillaris</i>	Cho cap	<i>Lomentaria compressa</i>	Lom com
<i>Chondria coerulescens</i>	Cho coe	<i>Lophurella stichidiosa</i>	Lop sti
<i>Chylocladia verticillata</i>	Chy ver	<i>Osmundea pelagosae</i>	Osm pel
<i>Cladophora albida</i>	Cla alb	<i>Osmundea pinnatifida</i>	Osm pin
<i>Cladophora dalmatica</i>	Cla dal	<i>Osmundea verlaquei</i>	Osm ver
<i>Cladophora hutchinsiae</i>	Cla hut	<i>Pachymeniopsis lanceolata</i>	Pac lan
<i>Cladophora laetevirens</i>	Cla lae	<i>Padina pavonica</i>	Pad pav
<i>Cladophora nigrescens</i>	Cla nig	<i>Palisada perforata</i>	Pal per
<i>Cladophora sp</i>	Cla sp	<i>Palisada tenerrima</i>	Pal ten
<i>Cladostephus spongiosus</i>	Cla spo	<i>Palisada thuyoides</i>	Pal thu
<i>Codium vermilara</i>	Cod ver	<i>Petalonia fascia</i>	Pet fas
<i>Colpomenia sinuosa</i>	Col sin	<i>Plocamium cartilagineum</i>	Plo car
<i>Cryptopleura ramosa</i>	Cry ram	<i>Polysiphonia mottei</i>	Pol mot
<i>Cutleria multifida</i>	Cul mul	<i>Polysiphonia sertularioides</i>	Pol ser

## Annexes

<i>Cystoseira compressa</i>	Cys com	<i>Polysiphonia sp</i>	Pol sp
<i>Cystoseira sp</i>	Cys sp	<i>Pseudoralgsia verrucosa</i>	Pse ver
<i>Dasya sp</i>	Das sp	<i>Pteroclatiella capillacea</i>	Pte cap
<i>Deltalsia parasitica</i>	Sym par	<i>Rama rupestris</i>	Ram rup
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	Dic pol	<i>Rhodothamniella sp</i>	Rho sp
<i>Dictyota dichotoma</i>	Dic dic	<i>Rissoella verruculosa</i>	Ris ver
<i>Dictyota fasciola</i>	Dic fas	<i>Sargassum vulgare</i>	Sar vul
<i>Dictyota sp</i>	Dic sp	<i>Sphacelaria cirrosa</i>	Sph cir
<i>Dictyota spiralis</i>	Dic spi	<i>Sphacelaria plumula</i>	Sph plu
<i>Ellisolandia elongata</i>	Ell elo	<i>Sphondylothamnion multifidum</i>	Sph mul
<i>Ericaria amentacea</i>	Eri ame	<i>Spyridia filamentosa</i>	Spy fil
<i>Ericaria crinita</i>	Eri cri	<i>Ulva rigida</i>	Ulv reg
<i>Ericaria mediterranea</i>	Eri med	<i>Ulva compressa</i>	Ulv com
<i>Ericaria sedoides</i>	Eri sed	<i>Ulva intestinalis</i>	Ulv int
<i>Feldmannia lebelii</i>	Fel leb	<i>Ulva lactuca</i>	Ulv lac
<i>Feldmannophycus rayssiae</i>	Fel ray	<i>Ulva linza</i>	Ulv lin
<i>Gastroclonium clavatum</i>	Gas cla	<i>Valonia macrophysa</i>	Val mac
<i>Gelidium crinale</i>	Gel cri	<i>Vertebrata fruticulosa</i>	Ver fru
<i>Gelidium pusillum</i>	Gel pus	<i>Xiphosiphonia pennata</i>	Xip pen

## Abstract

The rocky coastal areas of the Mediterranean and Black Sea account for 50% of the coastline and are of major ecological, scientific and socio-economic importance. They in fact harbor remarkable biodiversity and serve as sensitive indicators of environmental changes. Algeria, with its 1,622 km of coastline and 37% of its population living on the coast, well illustrates these environmental challenges in the Mediterranean. This study focuses on six selected sites (KOU1 et KOU2 (Kouali ; Tipasa), FON (Fontaine ; Aïn Bénian), FDE (Fort de l'eau ; Bordj El Kiffan), ANC (Ain Chorb ; Ain Taya), et TEN (Ténès ; Chlef)) along the Algerian coast, representing a wide range of anthropogenic pressures. The objective was to assess the impact of anthropization on benthic macroalgal biocenosis, using their potential as bioindicators of the ecological quality of coastal environments. For this purpose, standardized phytosociological surveys and laboratory analyses were carried out. The results reveal a richness of 116 macroalgal taxa, with a predominance of Florideophyceae, and variations in diversity according to the sites, with urbanized areas showing reduced biodiversity. The Rocky Bottom Quality Index (CFR), based on the composition and abundance of macroalgae, classified the sites according to their ecological quality: good to high in the western sites of TEN, KOU1 and KOU2, where the competitive characteristic species of *Cystoseira sensu lato* are found, and moderate in the central sites of FON, FDE and ANC, dominated by stress-tolerant species such as *Pachymeniopsis lanceolata*, *Ellisolandia elongata* and *Halopteris scoparia*, as well as the opportunistic species *Ulva rigida*, *Ulva lactuca* and *Ulva linza*. The CFR index was compared to the EEI-c and CARLIT indices, and it can be noted that the three indices use different spatial scales, biological levels and species classifications. Correlation analysis and PCA show that species richness is related to diversity indices (Shannon, Simpson). The evenness index shows the strongest links with various ecological parameters, while Ulvophyceae are associated with lower environmental quality, in contrast to Phaeophyceae. The CFR index, compared to the EEI-c and CARLIT indices, is a useful tool for assessing the quality of coastal waters and demonstrates the significant impact of anthropization on the macroalgal communities of the Algerian coasts. The results suggest that the combined approach of the different indices allows a more comprehensive assessment of the health of coastal ecosystems, essential for their long-term management and conservation.

**Keywords:** Biocenosis, Macroalgae, Ecological quality, CFR index, Anthropogenic pressure, Coastal waters, Algerian coast.

## المخلص

تشكل المناطق الساحلية الصخرية للبحر الأبيض المتوسط والبحر الأسود 50% من الخط الساحلي وتتمتع بأهمية إيكولوجية وعلمية واجتماعية-اقتصادية كبيرة. فهي تأوي تنوعاً بيولوجياً ملحوظاً وتعمل كمؤشرات حساسة للتغيرات البيئية. تُعد الجزائر، بـ 1,622 كم من الواجهة البحرية و37% من سكانها المقيمين على الساحل، مثالاً جيداً لهذه التحديات البيئية في البحر الأبيض المتوسط. ركزت هذه الدراسة على ستة مواقع مختارة (KOU1 et KOU2 (Kouali ; Tipasa), FON (Fontaine ; Aïn Bénian), FDE (Fort de l'eau ; Bordj El Kiffan), ANC (Ain Chorb ; Ain Taya), et TEN (Ténès ; Chlef)) واسع من الضغوط البشرية. كان الهدف هو تقييم تأثير التعمير على التجمعات البيولوجية للطحالب القاعية الكبيرة، باستخدام إمكاناتها كمؤشرات حيوية لجودة البيئة الساحلية. لهذا الغرض، تم إجراء مسوحات فيتوسوسولوجية قياسية وتحليلات معملية. تكشف النتائج عن ثراء 116 من الأنواع الكبيرة للطحالب، بسيادة Florideophyceae، وتباينات في التنوع حسب المواقع، حيث تُظهر المناطق الحضرية تنوعاً بيولوجياً منخفضاً. صنّف مؤشر جودة القيعان الصخرية (CFR)، المبني على تركيب وغزارة الطحالب الكبيرة، المواقع وفقاً لجودتها البيئية: جيدة إلى عالية في المواقع الغربية مثل TEN و KOU1 و KOU2، حيث توجد الأنواع المميزة التنافسية لـ *Cystoseira sensu lato*، ومتوسطة في المواقع المركزية مثل FON و FDE و ANC، والتي تهيمن عليها الأنواع المتحملة للإجهاد مثل *Pachymeniopsis lanceolata* و *Ellisolandia elongata* و *Halopteris scoparia*، بالإضافة إلى الأنواع الانتهازية من الطحالب الخضراء *Ulva rigida* و *Ulva lactuca* (Ulvophyceae). تم مقارنة مؤشر CFR بمؤشري EEI-c و CARLIT، ويمكن ملاحظة أن الثلاثة مؤشرات تستخدم مقاييس مكانية مختلفة ومستويات بيولوجية وتصنيفات للأنواع. تُظهر تحليلات الارتباط والتحليل العاملي الرئيسي أن الثراء النوعي مرتبط بمؤشرات التنوع (Shannon, Simpson). يُظهر مؤشر التجانس (Evenness) أقوى الروابط مع العديد من العوامل البيئية. يُعد مؤشر CFR، مقارنةً بمؤشري EEI-c و CARLIT، أداة مفيدة لتقييم جودة المياه الساحلية ويظهر التأثير الكبير للتعمير على التجمعات الطحلبية الكبيرة للسواحل الجزائرية. تشير النتائج إلى أن النهج المشترك للمؤشرات المختلفة يسمح بتقييم شامل أكثر لصحة النظم البيئية الساحلية، والأمر ضروري لإدارتها وحفظها على المدى الطويل.

**الكلمات المفتاحية:** البيوسيناسيس، الطحالب الكبيرة، الجودة البيئية، مؤشر الجودة البيئية، الضغط البشري، المياه الساحلية، المياه الساحلية الجزائرية.