

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

UNIVERSITE ABOUBEKR BELKAID - TLEMCEM
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers

Département d'Ecologie et Environnement

Laboratoire
Protection, Valorisation des Ressources Marines
et Littorales et Systématique Moléculaire

THESE

présentée par

BENTAALLAH Mohammed El Amine

En vue de l'obtention du
Diplôme de DOCTORAT

En Ecologie végétale

Thème

Etude des populations de *Caulerpa cylindracea* sur le littoral Ouest algérien : Localisation, caractérisation et évaluation des impacts

Soutenu le, devant le jury composé de :

Dr. BENGUEDDA RAHAL Wacila	Présidente de jury	Université de Tlemcen
Pr. MESLI Lotfi	Examineur	Université de Tlemcen
Dr. BENDIMERED Mohamed Amine	Examineur	Université de Tlemcen
Pr. LATRECHE Ali	Examineur	Université de Sidi Bel Abbes
Pr. TAIBI Nasr-Eddine	Directeur de thèse	Université de Mostaganem

Année universitaire 2020-2021

... à la mémoire de mon cher père

Remerciements

Mes remerciements s'adressent tout d'abord à mon Directeur de thèse, le Professeur Nasr-Eddine TAIBI de l'université de Mostaganem qui tout au long de ce travail a su m'apporter un soutien constant, une disponibilité, une écoute, une confiance et des conseils précieux et avisés à la hauteur de ses compétences et de ses bonnes qualités humaines.

Ils s'adressent aussi à Dr Wacila BENGUEDDA RAHAL de l'université de Tlemcen pour l'honneur qu'elle me fait de présider le jury de cette soutenance, aussi pour son aimable soutien administratif et sa disponibilité tout au long des années passées à l'université de Tlemcen.

Ainsi, qu'au Professeur Lotfi MESLI, du département d'écologie et environnement de l'université de Tlemcen d'avoir pris en acceptant d'examiner cette thèse.

Mes sincères remerciements vont à Dr Mohamed Amine BENDIMERED pour l'honneur qu'il me fait en acceptant d'être membre du jury de cette thèse.

Ils s'adressent également au Professeur Ali LATRECHE de l'université de Sidi Bel Abbes, pour avoir accepté d'examiner cette thèse. Qu'il trouve à travers ce travail le fruit de sa bonne formation et son conseil pour l'étudiant que j'ai été à l'université de Sidi Bel Abbes.

Je tiens également à remercier ma famille et mes amis qui, avec cette question récurrente, « Quand est-ce que tu vas soutenir ? », bien qu'angoissante en périodes de fatigue, m'ont permis de me tenir à mon objectif.

Un merci particulier à tous ceux qui m'ont accompagné lors de mes sorties de terrain Dr Ahmed TAIBI, Cherif BENDOULA, Mohamed BOUSSELAMA, Nabil BELGADI et Chokri MEGHRAOUI.

Je sais tout particulièrement gré à mon ami Pr Ahmed TAIBI, pour sa relecture de la dernière version de ce manuscrit.

A tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'achèvement de cette thèse.

Enfin, je renouvelle toute ma sympathie à ceux qui m'ont accordé du temps et de l'énergie et m'ont témoigné un soutien constant dans ce long travail de recherche.

Mohammed El Amine BENTAALLAH

Liste des tableaux

Tableau 1 : Localisations et caractéristiques des signalisations de <i>Caulerpa cylindracea</i> en Algérie.....	28
Tableau 2 : Classification des indicateurs de pression (Royo <i>et al.</i> , 2009).....	36
Tableau 3 : Evaluation de la pression anthropique (Royo <i>et al.</i> , 2009)	36
Tableau 4 : Répartition taxinomique des espèces recensées.....	54
Tableau 5 : ANOVA à un seul facteur pour le recouvrement de <i>Caulerpa cylindracea</i>	68
Tableau 6 : Evaluation de la pression anthropique.....	74

Liste des figures

Figure 1 : Représentation schématique des principaux obstacles limitant l'expansion des taxa introduits (Richardson <i>et al.</i> , 2000)	7
Figure 2 : Nombre de macrophytes introduites en Méditerranée (Boudouresque et Verlaque, 2005).....	14
Figure 3 : <i>Caulerpa racemosa</i> (actuellement <i>Caulerpa cylindracea</i> (Sonder)) (gauche) aspect d'un thalle adulte récolté fin novembre en Syrie (dessin original MAYHOUB <i>in</i> PNEU/UICN/GIS Posidonie (1990). (droite) détail d'une vésicule (Ben Maiz, 1984).....	16
Figure 4 : <i>Caulerpa racemosa</i> (actuellement <i>Caulerpa cylindracea</i> (Sonder)) aspect d'un thalle juvénile récolté en juillet en Syrie (dessin original MAYHOUB <i>in</i> PNEU/UICN/GIS Posidonie (1990))	17
Figure 5 : Changements visibles du thalle fertile de <i>Caulerpa racemosa</i> (actuellement <i>Caulerpa cylindracea</i> (Sonder)) durant la gamétogénèse. La flèche montre les papilles (Panayotidis et Žuljević, 2001).	19
Figure 6 : Distribution géographique de <i>Caulerpa racemosa</i> en Méditerranée (Ben Maiz, 1984) <i>in</i> PNEU/UICN/GIS Posidonie (1990).....	21
Figure 7 : Distribution géographique de <i>Caulerpa cylindracea</i> en Mer Méditerranéenne (Altamirano <i>et al.</i> , 2014).....	22
Figure 8: Carte de la distribution géographique de <i>Caulerpa racemosa</i> var. <i>laetevirens</i> (incluant var. <i>peltata</i>) <i>Caulerpa racemosa</i> var. <i>cylindracea</i> (actuellement <i>Caulerpa cylindracea</i> (Sonder)) native dans le sud-ouest de l'Australie (Verlaque <i>et al.</i> , 2003)	23
Figure 9 : Localisations géographiques de <i>Caulerpa cylindracea</i> sur le littoral algérien .	29
Figure 10 : Quadra utilisé pour l'échantillonnage (cliché BENTAALLAH M.E.A.)	32
Figure 11 : <i>Caulerpa cylindracea</i> (Sonder)	38
Figure 12 : Zones prospectées à la recherche de <i>C. cilyndracea</i>	39
Figure 13 : Localisation géographique de Marsat El Hadjadj à Oran	40

Figure 14 : Photos de la zone de Canastel à Oran (Photos par BENTAALLAH M.E.A.).....	41
Figure 15 : Photos de la zone de la plage de Zimba à Ain Temouchent (Photos par BENTAALLAH M.E.A.).....	42
Figure 16 : Photos de la zone de Cap Carbon (Photos par BENTAALLAH M.E.A.)	43
Figure 17 : <i>Acetabularia acetabulum</i> (Linnaeus) Silva, 1952.....	44
Figure 18 : Thalle de <i>Caulerpa prolofera</i> Lamouroux, 1809 (Photos par BENTAALLAH M.E.A.).....	45
Figure 19 : Thalle de <i>Ulva lactuca</i> Linnaeus, 1753 (Photos par BENTAALLAH M.E.A.)....	46
Figure 20 : Thalle de <i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux, 1809	48
Figure 21 : Thalle de <i>Cystoseira compressa</i> (Esper) Gerloff & Nizamuddin, 1975	48
Figure 22 : Thalle de <i>Padina pavonica</i> (Linnaeus) Thivy, 1960	49
Figure 23 : <i>Halopteris scoparia</i> (Linnaeus) Sauvageau.....	50
Figure 24 : Thalle de <i>Asparagopsis armata</i> Harvey, 1855	51
Figure 25 : Thalle de <i>Corallina elongata</i> J.Ellis & Solander, 1786.....	52
Figure 26 : Répartition des espèces suivant les familles.....	53
Figure 27 : Répartition des espèces suivant les grands groupes systématiques.....	54
Figure 28 : Recouvrement moyen estimé par espèce à Marsat El Hadjadj.....	55
Figure 29 : Répartition taxinomique des espèces à Marsat El Hadjadj	56
Figure 30 : Evaluation du coefficient Q suivant les relevés à Marsat El Hadjadj	56
Figure 31 : Recouvrement moyen estimé par espèce sur le site de Canastel	57
Figure 32 : Répartition taxinomique des espèces.....	58
Figure 33 : Coefficient Q pour les relevés du site de Canastel	58
Figure 34 : Recouvrement moyen estimé par espèce à la zone de Zimba.....	59
Figure 35 : Répartition taxinomique des espèces sur les échantillons de la zone de Zimba	60
Figure 36 : Coefficient Q pour relevés de la zone de Zimba.....	60

Figure 37 : Recouvrement moyen estimé par espèce à Cap Carbon.....	61
Figure 38 : Répartition taxinomique des espèces à Cap Carbon.....	62
Figure 39 : Coefficient T pour les relevés de la zone de Cap Carbon.....	62
Figure 40 : Carte de répartition des populations de <i>C. cylindracea</i> à Marsat El Hadjadj..	63
Figure 41 : Carte de répartition des populations de <i>C. cylindracea</i> sur la zone de Zimba	64
Figure 42 : Carte de répartition des populations de <i>C. cylindracea</i> sur la zone de Canastel	65
Figure 43 : Carte de répartition des populations de <i>C. cylindracea</i> à de Cap Carbon	66
Figure 44 : Nuage de point et corrélation entre le recouvrement moyen estimé de <i>C. cylindracea</i> et la profondeur.	67
Figure 45 : Profil en espèces sur les différentes zones d'études.....	69
Figure 46 : Distribution du nuage d'espèces sur le plan factoriel F1xF2 de l'ACP 1.	70
Figure 47 : Cercle des corrélations de l'ACP 2.....	71
Figure 48 : Dendrogramme de la Classification Ascendante Hiérarchique inter espèces	72
Figure 49 : Mise à jour de la distribution géographique de <i>Caulerpa cylindracea</i> (Sonder) en méditerranée.....	73
Figure 50 : Combinaison des données de l'indice cartographique et de la pression humaine	74

Table des matières

Liste des tableaux	i
Liste des figures	ii
Introduction	1

Chapitre I

Partie 1: Biologie des invasions

1. Invasions biologiques	4
2. Définitions	4
3. Processus de l'invasion.....	5
4. Aptitude d'une espèce à devenir 'invasive'	9
5. Impact de l'invasion.....	10
6. Introduction de macro-algues en Méditerranée.....	13

Chapitre I

Partie 2: *Caulerpa cylindracea* (Sonder)

7. Variations morphologiques au sein de l'espèce <i>Caulerpa cylindracea</i>	16
8. Reproduction.....	17
9. Tolérance environnementale.....	19
10. Historique de l'introduction de <i>Caulerpa cylindracea</i> en Méditerranée et répartition géographique actuelle.....	20
11. Origine du taxon invasif de <i>Caulerpa racemosa</i>	22
12. Evolution du statut taxinomique	23
13. Défenses naturelles.....	25
14. Impact sur l'écosystème marin	26
15. Situation actuelle de <i>Caulerpa cylindracea</i> en Algérie	27

Chapitre II

Matériel et méthodes

1.	Présentation générale de la zone de prospection et d'étude.....	31
2.	Echantillonnage.....	31
3.	Tri et conservation du matériel récolté	32
4.	Paramètres analytiques	33
4.1.	Le recouvrement	33
4.2.	Coefficient T	33
4.3.	Coefficient Q.....	33
4.4.	Indice de Shannon :	33
5.	Cartographie.....	33
6.	Traitement statistique des résultats	34
7.	Evaluation des pressions anthropiques sur les sites d'études.....	35

Chapitre III

Résultats et Discussion

Résultats.....	38	
1.	Reconnaissance de <i>C. cylindracea</i>	38
2.	Description des zones de prolifération de la <i>C. cylindracea</i> récemment identifiée.....	40
2.1.	Zone de Marsat El Hadjadj.....	40
2.2.	Zone de Canastel.....	40
2.3.	Zone de la plage Zimba	41
2.4.	Zone de Cap Carbon	42
3.	Description des espèces de macrophytes et de phanérogames rencontrées près de <i>C. cylindracea</i>	43
3.1.	Algues vertes.....	43

3.2. Algues brunes	47
3.3. Algues rouges	51
4. Caractéristiques du macro-phytobenthos de l'aire d'étude.....	53
5. Paramètres analytiques	54
5.1. Zone de Marsat El Hadjadj.....	55
5.2. Zone de Canastel.....	57
5.3. Zone de Zimba	59
5.4. Zone de Cap carbon.....	61
6. Répartition géographique et cartographie de <i>Caulerpa cylindracea</i>	63
6.1. Zone de Marsat El Hadjadj.....	63
6.2. Zone de Zimba	64
6.3. Zone de Canastel.....	65
6.4. Cap Carbon	66
7. Traitement statistique	66
7.1. Profile d'occupation bathymétrique.....	66
7.2. Profil spécifique.....	68
7.3. Profil des groupements d'espèces	69
8. Actualisation de la carte de répartition de <i>Caulerpa cylindracea</i>	73
9. Pression anthropique (Facteurs de reconnaissances de l'habitat potentiel à contenir l'introduction)	73
Discussion	76
1. <i>Caulerpa cylindracea</i> sur la côte algérienne : invasive ou pas ?	76
2. Ce n'est qu'une question de temps	77
3. Habitat et pouvoir invasif.....	78
4. Associations spécifiques et impact	80

5. Pression anthropique comme facteurs de reconnaissances de l'habitat potentiel à contenir l'introduction de <i>Caulerpa cylindracea</i>	82
--	----

Chapitre IV

Conclusion

Conclusion	85
------------------	----

Références	89
------------------	----



Introduction

Introduction

Les invasions biologiques jouent un rôle essentiel dans le changement global du 20^{ème} et 21^{ème} siècles. Le phénomène est très largement répandu dans le monde et prend de plus en plus d'ampleur ([Ecosystem, 2005](#)). Contrairement à d'autres sources de perturbations, il s'agit d'une altération de l'écosystème qui est irréversible à l'échelle humaine ([Boudouresque, 2008](#)). L'introduction d'espèces exotiques participe aux changements environnementaux globaux et est considérée comme l'une des causes les plus importantes d'extinction d'espèces, juste après la destruction des habitats ([Williamson, 1999](#); [Clavero et García-Berthou, 2005](#); [Simberloff, 2005](#)).

Les invasions biologiques sont particulièrement inquiétantes car elles conduisent à long terme à la banalisation des faunes et des flores et à la simplification des écosystèmes: de nombreuses espèces autochtones disparaissent au profit de quelques espèces généralistes ([McKinney et Lockwood, 1999](#)).

Actuellement, environ 1000 espèces aquatiques non indigènes ont été identifiées en Méditerranée. Une synthèse sur la biodiversité marine a décrit la Mer Méditerranée comme un point chaud de biodiversité accueillant environ 17 000 espèces marines, dont plus de 600 (3,5%) sont indigène, avec une nouvelle espèce introduite tous les dix jours ([Coll et al., 2010](#)). Parmi ces espèces *Caulerpa cylindracea* (Sonder) est considérée comme invasive depuis sa localisation en Libye en 1991 et dont la localisation géographique actuelle touche les côtes de 15 pays méditerranéens ([Klein et Verlaque, 2008](#); [Altamirano et al., 2014](#)) dont l'Algérie.

Le présent travail de recherche se focalise sur le diagnostic d'un cas d'invasion biologique par l'algue marine invasive *Caulerpa cylindracea* sur nos côtes algériennes. La méthodologie se base sur les données d'études antérieures et les observations réalisées *in situ* dans le cadre de cette thèse afin d'atteindre trois principaux objectifs :

- Localisation des populations de l'invasif *Caulerpa cylindracea* sur la côte ouest algérienne pour soulever le manque de donnée sur sa présence ou son absence.

- Caractérisation de ces populations suivant les paramètres classiques de bionomie benthique (recouvrement, coefficient T, etc.) et les indices d'évaluation cartographique.
- Essai d'évaluation de l'impact de la présence du taxon invasif par évaluation des relations interspécifiques entre ce dernier et les espèces végétales (macro-algues et phanérogames) dans l'aire de l'invasion.

La présente thèse est répartie en quatre chapitres :

- Chapitre 1 : La première partie rassemble les définitions récentes de l'invasion, de l'espèce invasive et du processus d'invasion. La deuxième partie est un état des lieux des connaissances actuelles sur l'invasive *Caulerpa cylindracea* : bio-écologie, historique, origine de l'introduction et situation actuelle en Mer Méditerranéenne et sur les côtes algériennes.
- Chapitre 2 : Présentation de la zone d'étude, de la méthodologie et du matériel.
- Chapitre 3 : Relatif aux différents résultats de la présente étude, à savoir la description des principales espèces associées à *Caulerpa cylindracea*, la cartographie de sa répartition et l'analyse des données statistique. Ce chapitre comprend également la discussion des résultats.
- Chapitre 4 : Conclusion.



Chapitre I

Partie 1 : Biologie des invasions

1. Invasions biologiques

Les introductions d'espèces ont été interprétées comme l'un des problèmes environnementaux majeurs du 21^{ème} siècle ([Clout, 1995](#); [Boudouresque, 1999](#); [Bax et al., 2003](#); [Courchamp et al., 2003](#)). Une des raisons en est qu'il s'agit d'un phénomène généralement irréversible, à l'échelle humaine, tout particulièrement en milieu marin ([Boudouresque, 2008](#)). Elles sont, ainsi, considérées par de nombreux organismes internationaux, dont l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), comme la deuxième cause d'appauvrissement de la biodiversité au niveau international, juste après la destruction des habitats ([Lefeuvre, 2006](#)). La prise de conscience de la gravité actuelle du problème a été d'autant plus longue à obtenir que depuis le début de la période climatique interglaciaire dans laquelle nous vivons, l'homme n'a eu cesse de véhiculer hors de leurs habitats d'origine des espèces végétales et animales et ce, malgré les « dégâts » occasionnés aux écosystèmes servant de lieu d'accueil ([Lefeuvre, 2006](#)).

En Méditerranée, dans le domaine continental, un modèle prédictif montre que, à l'horizon 2050, l'impact des invasions biologiques sur les organismes photosynthétiques pluricellulaires est bien supérieur à celui du changement climatique, pourtant très préoccupant ([Gritti et al., 2006](#)).

2. Définitions

La définition précise des concepts et des termes est particulièrement importante en biologie des invasions, science relativement jeune au sein de laquelle la terminologie n'est pas encore bien fixée. Plusieurs systèmes de définitions sont utilisés dans cette discipline pour désigner les différentes étapes d'un processus d'introduction (ou d'invasion biologique) ([Boudouresque, 2008](#)).

Etrangères ([Callaway et Ridenour, 2004](#)), exotiques ([Green, 1997](#)), non indigène / allochtones ([Mack et al., 2000](#); [Pimentel et al., 2000](#); [Kolar et Lodge, 2001](#)), importées ([Williamson et Fitter, 1996](#)), introduites ([Lonsdale, 1994](#)), non natives ([Davis et al., 2000](#)), immigrantes ([Bazzaz, 1986](#)), colonisatrices ([Williamson et Fitter, 1996](#)), naturalisées ([Richardson et al., 2000](#)) sont parmi les qualificatifs attribués aux espèces envahissantes dans le domaine de l'écologie de l'invasion (*in* ([Valéry et al., 2008](#))).

Une espèce introduite est définie comme une espèce qui remplit les quatre critères suivants ([Williamson et Fitter, 1996](#); [Boudouresque, 1999](#); [Boudouresque et Verlaque, 2002b](#); [Boudouresque et Verlaque, 2002a](#)) :

- 1) Elle occupe un nouvel espace où elle n'était pas présente auparavant.
- 2) Son extension est liée, directement ou indirectement, à l'activité humaine.
- 3) Il existe une discontinuité géographique entre sa région natale et la nouvelle localité (dispersion à distance) ([Ruiz et al., 2000a](#)). Cela signifie que l'avancé occasionnelle d'une espèce à la frontière de son aire d'origine (dispersion marginal) n'est pas prise en considération.
- 4) Enfin, de nouvelles générations de l'espèce non indigène sont reproduites in situ, sans intervention de l'homme, constituant ainsi des populations autonomes : l'espèce est établie, c'est à dire naturalisés.

Un critère important est lié à cette définition est qu'une introduction d'espèce est liée à l'action de l'homme ([Carlton, 1996](#); [Boudouresque, 1999](#); [Ruiz et al., 2000b](#); [UICN, 2000](#); [Simberloff et Rejmánek, 2011](#)). C'est l'homme qui a été, directement (transport) ou indirectement (par exemple l'ouverture du canal de Suez), volontairement ou involontairement, le vecteur qui a permis à une espèce de coloniser une région d'où elle était absente ([Boudouresque, 2008](#)).

3. Processus de l'invasion

Trois principales étapes successives caractérisent l'invasion d'un milieu par une espèce étrangère : (1) son introduction dans une nouvelle région, (2) son implantation et (3) son expansion ([Richardson et al., 2000](#)). Le processus de l'invasion est composé de différentes parties : une espèce candidate, une région donneuse, un vecteur, un corridor et une région receveuse.

Dans la région donneuse un changement de l'écosystème peut être à l'origine d'une augmentation de l'abondance de l'espèce candidate qui augmente les chances d'une introduction. Les vecteurs d'introduction sont responsables du transport de l'espèce candidate le long de corridors à travers les barrières géographiques. A part les introductions délibérées, des vecteurs d'introduction variés ont été identifiés, tels que les eaux de ballast, les coques des bateaux, l'aquaculture (l'évasion des espèces cultivées

d'une part et des espèces associées d'autre part), le canal de Suez et de Panama, les aquariums et la recherche scientifique ([Klein, 2011](#)).

L'**introduction** d'une espèce dans un nouveau territoire nécessite l'apport de propagules ou d'individus. Elle est souvent causée par des actions anthropiques volontaires ou accidentelles: l'aquariophilie ou l'aquaculture sont les principales activités responsables de l'introduction d'espèces dans les milieux aquatiques ([Boudouresque, 2008](#)). L'homme permet ainsi aux espèces de franchir les barrières géographiques (Figure 1).

Les définitions précises des termes se réfèrent aux barrières que l'espèce franchit ([Richardson *et al.*, 2000](#)) dont :

- Non native : a franchi, grâce à l'homme, une barrière biogéographique
- Adventice : se reproduit occasionnellement, mais ne peut se maintenir à long terme
- Introduite : se reproduit régulièrement, sans l'aide de l'homme, et se maintient à long terme
- Invasive : Impact écologique et/ou économique fort, au moins dans des habitats perturbés
- Transformatrice : Impact écologique fort, y compris dans des habitats non perturbés

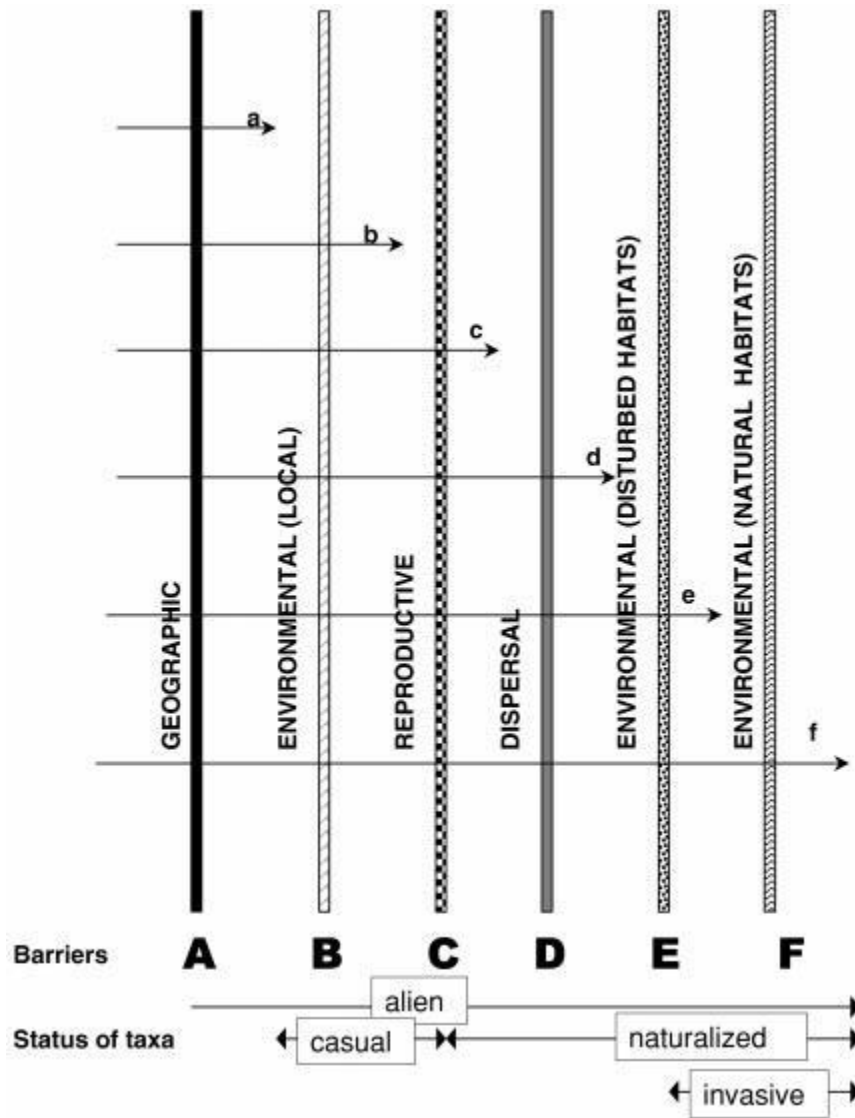


Figure 1 : Représentation schématique des principaux obstacles limitant l’expansion des taxa introduits ([Richardson et al., 2000](#))

Ces obstacles sont : (A) les barrières géographiques ; (B) les barrières environnementales (biotiques et abiotiques) dans le site d’introduction ; (C) des barrières reproductives (entravant la reproduction asexuée régulière et sur le long terme ou la production de descendance) ; (D) des barrières empêchant la propagation à l’échelle locale ou régionale ; (E) des barrières environnementales dans des milieux modifiés par l’homme ou dominés par des espèces végétales exotiques ; (F) les barrières environnementales dans des milieux naturels ou semi-naturels ([Richardson et al., 2000](#)).

Les flèches allant de (A) vers (F) indiquent les étapes suivies par les taxons depuis leur introduction jusqu’à l’invasion des habitats naturels.

Les termes utilisés peuvent s'appliquer à tous les stades, après qu'une barrière ait été franchie : c'est le cas par exemple de "non-native" (=non indigène), qui désigne l'ensemble des espèces non-originales d'une région, qu'elles y soient cultivées, adventices, introduites, invasives ou transformatrices. De même, "introduite" inclut les espèces invasives et les transformatrices, et "invasive" inclut les transformatrices ([Richardson et al., 2000](#); [Boudouresque, 2008](#)).

L'**implantation** (ou la naturalisation) d'une espèce hors de son territoire d'origine dépend de plusieurs facteurs, principalement liés aux conditions environnementales. En effet, l'établissement d'une espèce dans un nouveau milieu est conditionné, d'une part, par les caractéristiques abiotiques du milieu, celui-ci devant fournir un habitat favorable à l'espèce exogène ; mais également par la capacité de celle-ci à s'adapter aux conditions de ce milieu. Plus l'espèce sera tolérante aux variations des conditions environnementales, plus elle aura de possibilités de s'implanter dans un nouveau milieu. Cette adaptation aux conditions du milieu doit se faire aussi bien en ce qui concerne les facteurs abiotiques (température, salinité, pH, luminosité, courantologie...etc.) que les facteurs biotiques du nouvel environnement (présence de proies, de prédateurs ou de compétiteurs). La naturalisation implique que les individus adultes de la nouvelle population maintiennent des populations viables à long terme, sans nouveaux apports de propagules ou d'individus et sans intervention directe de l'homme ([Richardson et al., 2000](#)).

Enfin, la **dispersion** (expansion) de l'espèce exogène menant à l'invasion dépend principalement de ses caractéristiques biologiques, notamment de sa survie, de sa croissance, de son taux et de ses moyens de reproduction : de forts taux de survie, de croissance et de fécondité sont essentiels à la propagation d'une espèce nouvellement introduite. La phase d'expansion est fréquemment précédée d'un temps de latence de quelques dizaines à quelques centaines d'années, expliqué, entre autres, par le temps inhérent à la croissance des populations, le temps nécessaire aux organismes pour surmonter les nouvelles contraintes écologiques et/ou le temps nécessaire à l'acquisition de nouvelles capacités liées aux facteurs génétiques ([Vanderhoeven et Branquart, 2007](#)).

4. Aptitude d'une espèce à devenir 'invasive'

Le succès d'une invasion biologique dépend donc du franchissement des barrières ([Richardson et al., 2000](#); [Duncan et al., 2003](#); [Colautti et MacIsaac, 2004](#)). Globalement ce n'est qu'à l'issue de ces étapes qu'une espèce exotique devient invasive et que ses impacts, écologiques et économiques, sont considérés ([Lockwood et al., 2007](#)). En général, un temps de latence, de quelques années à quelques dizaines d'années, est observé entre l'introduction d'une espèce et son impact sur l'écosystème d'accueil ([Williamson, 2006](#)).

Les causes du passage d'une espèce introduite à une espèce invasive sont très mal connues. Plusieurs hypothèses ont été avancées pour expliquer le phénomène des invasions par les espèces introduites ([Klein, 2011](#)). Elles tentent d'expliquer le succès des espèces invasives par les caractéristiques biologiques et environnementales de l'écosystème hôte ainsi que par les caractéristiques biologiques des espèces invasives ([Hobbs, 1989](#); [Keane et Crawley, 2002](#); [Levine et al., 2004](#)).

L'hypothèse de la résistance biologique (*biotic resistance hypothesis*) de [Elton \(1958\)](#) suggère qu'un écosystème avec un grand nombre d'espèces natives sera moins vulnérable face aux invasions qu'un écosystème pauvre en espèces. Cette hypothèse est très contestée par de nombreuses études ([Stohlgren et al., 1999](#); [Mineur et al., 2008](#); [Cebrian et Ballesteros, 2010](#)). Une autre hypothèse constate qu'il y a un plus grand nombre d'espèces introduites dans les écosystèmes dégradés que dans les écosystèmes non-dégradés. Finalement, l'hypothèse de la libération des ennemis (*enemy release hypothesis*) met en avant que dans la région receveuse, l'espèce introduite n'est pas régulée par les mêmes prédateurs, compétiteurs et/ou parasites qui contrôlent sa biomasse dans sa région native ([Callaway et Aschehoug, 2000](#); [Keane et Crawley, 2002](#)).

De nombreuses études ont été réalisées afin de déterminer l'aptitude d'une espèce naturalisée à devenir envahissante. Ces travaux ont mis en évidence une diversité des traits biologiques chez les espèces envahissantes, mais ont également montré qu'il était pratiquement impossible d'établir un profil type d'espèce envahissante. En effet, les modes de reproduction des espèces végétales exotiques envahissantes sont aussi bien de type asexué (rhizomes, stolons, fragments d'organes tels que tige ou racine ou thalle) que sexué et les modes de dissémination variés (par le vent, l'eau, les animaux, l'homme).

La majorité des espèces envahissantes se distingueraient cependant par certains caractères biologiques qui lui sont propres ([Goudard, 2007](#)).

- Une reproduction sexuée et/ou asexuée efficace : précocité de maturité sexuelle, taux de fécondité important, taux élevé de survie des jeunes, forte capacité de dissémination par reproduction asexuée chez les plantes.
- Une grande adaptabilité aux conditions environnementales : tolérance vis-à-vis de nombreux facteurs environnementaux (température, salinité, nutriments...etc.).
- Une grande capacité à exploiter les ressources : faible spécialisation, fort taux de croissance, efficacité de consommation.
- Une importante variabilité génétique : en Europe, la polyploïdie semble être beaucoup plus représentée parmi les végétaux exotiques les plus agressifs que dans la flore indigène ([Meerts et al., 2004](#)).

5. Impact de l'invasion

Les impacts des invasions biologiques, écologiques comme économiques, peuvent être difficiles à déterminer et dépendent fortement de la perception humaine ([Lockwood et al., 2007](#)). Les conséquences économiques des espèces invasives peuvent être considérables. Aux Etats-Unis par exemple, leur coût atteindrait 120 milliards de dollars chaque année ([Pimentel et al., 2005](#)). De plus, les impacts écologiques sont susceptibles d'être modulés dans le temps car les processus écologiques et évolutifs peuvent induire des changements de l'espèce voire de la communauté dans laquelle elle a été introduite ([Strayer et al., 2006](#)).

Afin de pouvoir comparer les impacts d'espèces invasives entre communautés différentes ou à différents niveaux biologiques (gènes, écosystèmes), il est nécessaire de définir la façon de mesurer ces impacts. Selon ([Parker et al., 1999](#)) l'impact d'une espèce invasive doit intégrer trois dimensions fondamentales : l'aire occupée par l'espèce, son abondance moyenne sur cette aire et une mesure des effets par individu. Ce dernier paramètre, moins facile à quantifier que les précédents, traduit l'effet local d'une espèce et peut être appréhendé à cinq niveaux : génétique, individuel, populationnel, communautaire et écosystémique ([Parker et al., 1999](#); [Lockwood et al., 2007](#)).

Au niveau individuel, la présence de nouveaux prédateurs ou compétiteurs peut induire des changements morphologiques, comportementaux ou démographiques (réduction du taux de croissance ou de reproduction) des espèces autochtones ([Parker et al., 2003](#)).

Les impacts d'une espèce invasive au niveau populationnel sont parmi les plus documentés sans doute car il est souvent plus simple de mesurer des modifications d'abondance, de distribution, ou de la structure d'âge d'une population ([Parker et al., 1999](#)). Les impacts d'une espèce invasive peuvent résulter d'interactions directes (prédation, compétition, parasitisme) ou indirectes (altérations des habitats, prédation ou compétition apparentes, hyperprédation) et résulter en de profonds changements de la biologie des populations des espèces autochtones ([Sakai et al., 2001](#)).

A l'échelle de la communauté, les impacts d'une espèce invasive sont appréhendés à travers la modification de la richesse ou de la diversité spécifique. Plusieurs études démontrent que les espèces invasives peuvent altérer les propriétés de la communauté envahie en modifiant notamment les interactions interspécifiques ([Roemer et al., 2002](#); [Vázquez et Simberloff, 2003](#)). Dans certains cas, l'impact d'une espèce invasive peut conduire à des extinctions d'espèces. Chez les espèces végétales, la compétition semble être le facteur le plus important pour expliquer l'impact des espèces invasives sur la structure des communautés envahies ([Levine et al., 2003](#)). Chez les carnivores, où les interactions agressives sont courantes ([Hersteinsson et Macdonald, 1992](#); [Palomares et Caro, 1999](#)), les fluctuations de populations (dues aux activités humaines) d'une seule espèce peuvent entraîner des réactions en cascade sur l'ensemble de la communauté de carnivores ([Linnell et Strand, 2000](#)).

Les espèces exotiques peuvent également engendrer de façon indirecte l'extinction d'espèces autochtones en augmentant la compétition apparente. L'hyperprédation implique l'introduction de deux espèces exotiques, un prédateur et une proie, et désigne l'augmentation de la pression de prédation exercée sur une proie indigène, l'espèce prédatrice étant maintenue par l'abondance de l'espèce proie exotique ([Smith et Quin, 1996](#); [Courchamp et al., 2000](#)). Ainsi, [Roemer et al. \(2002\)](#) a montré que la présence d'une population introduite de cochons pouvait menacer d'extinction, de façon indirecte, un renard autochtone, en favorisant l'installation d'aigles.

Enfin, à l'échelle de l'écosystème, les espèces invasives peuvent modifier la disponibilité en ressources ou l'acquisition de ces ressources, ainsi que les régimes de perturbation ([Parker et al., 1999](#)). En induisant de profonds changements dans les régimes de perturbations (en favorisant les feux, augmentant l'érosion, etc.) les espèces invasives peuvent altérer le fonctionnement d'un écosystème entier ([Mack et D'Antonio, 1998](#)). Ces espèces modifiant par leur activité leur environnement physique sont qualifiées de "*invasive engineers*" ([Cuddington et Hastings, 2004](#)) par référence aux espèces ingénieurs ([Jones et al., 1994](#)).

Au sein des écosystèmes terrestres et marins des échanges d'espèces ont lieu depuis des millions d'années, résultant en une distribution uniforme des archétypes de prédateurs. Par contre, les écosystèmes aquatiques continentaux, tout comme les écosystèmes insulaires, ne possèderaient pas de nombreux archétypes de prédateurs et ceux-ci ne seraient pas distribués de façon uniforme ([Cox et Lima, 2006](#)). Cette absence de contact engendre une vulnérabilité importante des espèces proies vis-à-vis des prédateurs introduits et donc un impact d'autant plus néfaste de ces derniers selon le «degré de naïveté» des proies ([Banks et Dickman, 2007](#)).

Selon ([Ricciardi, 2003](#)), l'impact écologique d'une espèce invasive résulte des interactions entre cette espèce et son nouvel environnement et doit prendre en considération l'abondance de l'espèce, sa fonction écologique et la composition de la communauté d'accueil. Le fait que l'impact d'une espèce invasive dépende des propriétés de l'écosystème d'introduction implique la prise en compte de données issues de multiples sites pour établir des modèles prédictifs à différentes échelles spatiales. En utilisant cette approche, ([Ricciardi et Atkinson, 2004](#)) ont montré que les espèces exotiques ayant l'impact le plus important appartenaient à des genres absents de la communauté d'accueil avant l'invasion.

La compréhension des relations interspécifiques entre espèces autochtones et introduites, est donc essentielle. Plus particulièrement la façon dont les espèces indigènes vont répondre à l'introduction d'une espèce exotique et l'identification des facteurs de vulnérabilité des espèces autochtones menacées sont d'un intérêt majeur pour la conservation biologique ([Whitlow et al., 2003](#)).

6. Introduction de macro-algues en Méditerranée

La Méditerranée est à l'échelle mondiale la mer qui abrite le plus grand nombre de macrophytes introduites ([Williams et Smith, 2007](#)). Elle est considérée également tel un point chaud pour la diversité des espèces de macrophytes (avec la région tempérée du Japon et l'Australie du Sud) ([Boudouresque, 1995](#); [Boudouresque, 1999](#)).

A la base des réseaux trophiques les macrophytes aquatiques jouent un rôle indispensable dans le maintien de la diversité et du fonctionnement des écosystèmes côtiers. Une étude globale sur les macro-algues introduites a pu dénombrer 189 espèces dans le monde entier ([Siguan, 2003](#)). Ce chiffre est certainement une sous-estimation ([Klein, 2011](#)), car parmi les macro-algues cosmopolites, il existe un grand nombre d'espèces cryptogéniques dont le statut introduit ou natif n'est pas clarifié ([Carlton, 1996](#); [Zenetos et al., 2010](#)). En Méditerranée, le nombre de macro-algues introduites est en constante augmentation depuis le début du 20ème siècle.

Plus de 90 taxons de macrophytes peuvent être considérés comme ayant été probablement introduits dans la Mer Méditerranée ([Boudouresque et Ribera, 1994](#); [Verlaque, 1994](#); [Verlaque, 2001](#); [Boudouresque et Verlaque, 2002b](#)), représentant 6,5% de sa flore de macrophytes connue (environ 1410 espèces, selon ([Ribera et al., 1992](#); [Gallardo et al., 1993](#); [Garreta et al., 2001](#))). Depuis le début du 20e siècle, leur nombre a plus ou moins doublé tous les 20 ans (Figure 2) ([Boudouresque et Verlaque, 2002a](#)).

De nos jours, ce nombre s'élève à 110 en 2009 ([CIESM, 2009](#)) et à 118 taxa de macrophytes introduites en 2014, dont 74 espèces de Rhodophyte, 23 espèces de Phaeophyte et 21 espèces de Chlorophyte ([Verlaque et al., 2015](#); [Garbary, 2016](#)).

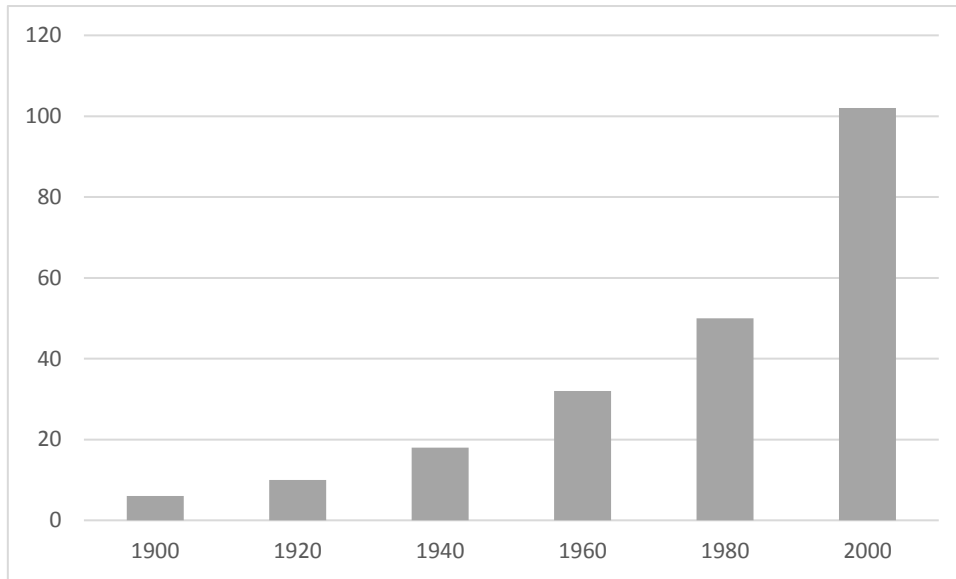


Figure 2 : Nombre de macrophytes introduites en Méditerranée ([Boudouresque et Verlaque, 2005](#))

La liste des macrophytes benthiques invasives comportant 9 espèces ([Boudouresque et Verlaque, 2002a](#)) s'est étendue à 12 espèces ([Verlaque et al., 2015](#); [Garbary, 2016](#)) dont :

- *Acrothamnion pressii* (Sonder) E.M. Wollaston
- *Asparagopsis armata* Harvey, 1855
- *Caulerpa cylindracea* (Sonder)
- *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh,
- *Halophila stipulacea* (Forsskal) Ascherson, Monostroma
- *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz
- *Sargassum muticum* (Yendo)
- *Styopodium schimperi* (Buchinger ex Kutzing) Verlaque et Boudouresque
- *Codium fragile* (Suringar) Hariot ssp. *tomentosoides*



Chapitre I

Partie 2 : *Caulerpa cylindracea* (Sonder)

7. Variations morphologiques au sein de l'espèce *Caulerpa cylindracea*

Le thalle formant l'individu est composé de stolons rampants cylindriques de 2 à 3 mm de diamètre qui portent des axes dressés, d'environ 2 à 3 cm de hauteur, couverts par un "manchon" dense de ramules vésiculeuses claviformes (vésicules) dites pinnules leur donnant l'aspect d'une grappe de raisin d'où le nom vernaculaire attribuée à l'espèce « algue raisin » (Figure 3). Les vésicules, longues de 3 mm environ, sont obtuses ou légèrement aplaties au sommet où leur diamètre moyen atteint 1,8 à 2 mm (Figure 3).

Caulerpa cylindracea est une espèce très polymorphe. Certaines formes sont dépourvues de vésicules (Huvé, 1957). C'est également le cas des stades juvéniles filamenteux (Figure 4) décrits par (Rayss et Edelstein, 1960), sous le nom de *Caulerpa feldmannii*.

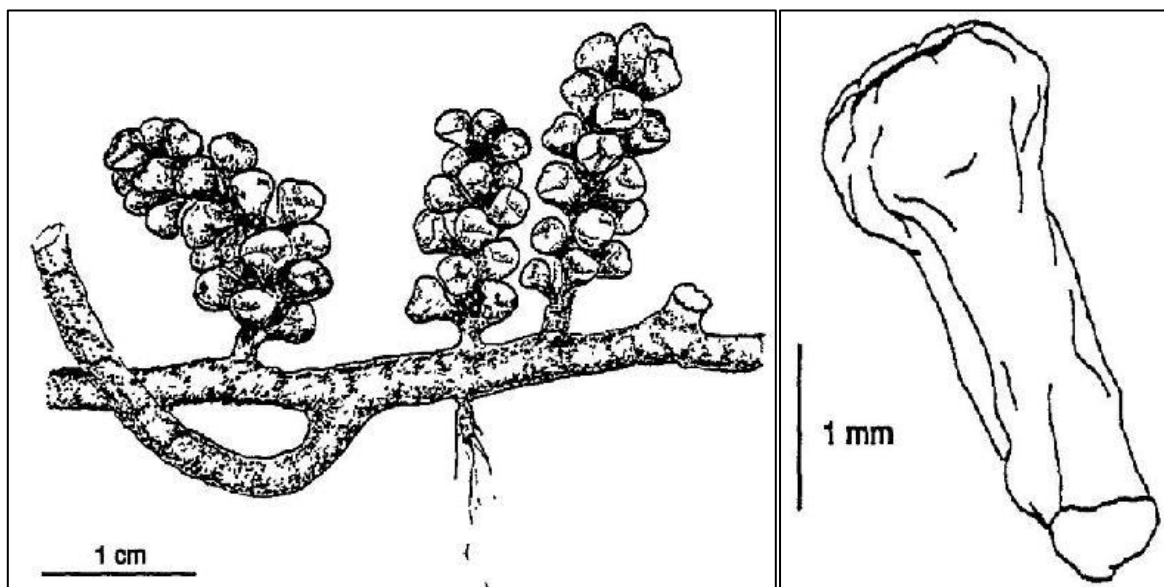


Figure 3 : *Caulerpa racemosa* (actuellement *Caulerpa cylindracea* (Sonder)) (gauche) aspect d'un thalle adulte récolté fin novembre en Syrie (dessin original MAYHOUB in [PNEU/UICN/GIS Posidonie \(1990\)](#)). (droite) détail d'une vésicule ([Ben Maiz, 1984](#)).

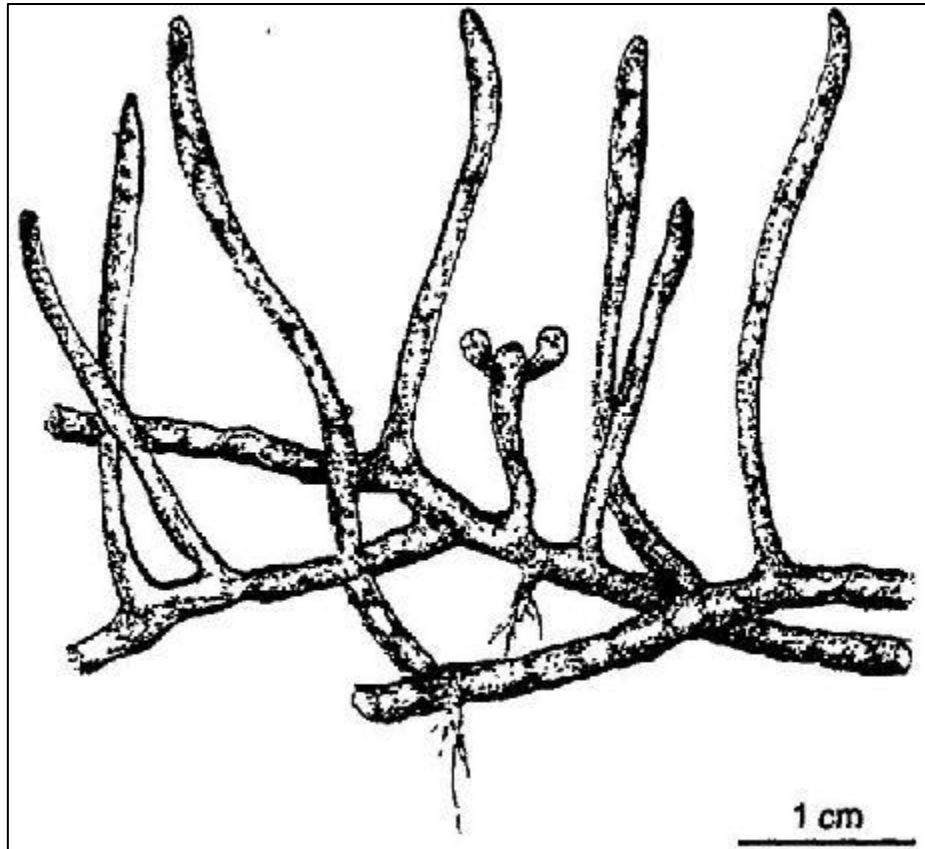


Figure 4 : *Caulerpa racemosa* (actuellement *Caulerpa cylindracea* (Sonder)) aspect d'un thalle juvénile récolté en juillet en Syrie (dessin original MAYHOUB in [PNEU/UICN/GIS Posidonie \(1990\)](#))

8. Reproduction

Comme beaucoup d'espèces végétales, *Caulerpa racemosa* est capable de reproduction sexuée et végétative ([Renoncourt et Meinesz, 2002](#)).

Caulerpa racemosa (dont la variété *cylindracea* actuellement comme espèce à part entière) est une espèce monoïque ([Goldstein et Morrall, 1970](#); [Panayotidis et Žuljević, 2001](#)). A la différence de *Caulerpa taxifolia* où seuls les gamètes mâles ont été observés ([Žuljević et Antolić, 2000](#)), *Caulerpa racemosa* est capable de produire à la fois les deux gamètes sexuels ([Panayotidis et Žuljević, 2001](#)). Les gamètes mâles et femelles sont expulsés de façon synchrone environ 14 minutes avant le lever du soleil et forment un nuage vert, le processus de libération des gamètes est précédé par l'apparition de petites papilles et la transformation du cytoplasme en un vert clair (Figure 5) ([Panayotidis et](#)

[Žuljević, 2001](#)). Après la libération des gamètes, le thalle vidé se décompose rapidement en quelques heures ([Klein et Verlaque, 2008](#)).

La multiplication végétative peut se produire sous différentes formes dont la plus importante est la multiplication par fragmentation du thalle ([Ceccherelli et Piazzzi, 2001](#)), elle peut être causée par des perturbations (les mouvements d'eau, le pâturage, les activités humaines), les fragments résultants ne montrent pas de diminution de la capacité à s'établir et sont capables de survivre à plusieurs jours de transport avant de rétablir sur un substrat approprié ([Ceccherelli et Piazzzi, 2001](#)). Les fragments de *Caulerpa racemosa* ont été fréquemment observés en Italie et semble être un mécanisme très efficace de multiplication surtout en été ([Ceccherelli et al., 2000](#); [Ceccherelli et Piazzzi, 2001](#)). La fixation de ces fragments sur le substrat se produit en quelques jours seulement ([Carruthers et al., 1993](#)). La multiplication par propagules chez *Caulerpa racemosa* a été observée au laboratoire à Villefranche, en France ([Renoncourt et Meinesz, 2002](#)), elle consiste à détacher des pinnules qui produisent des filaments chlorophylliens qui donneront un nouvel individu après seulement 5 jours (*in* ([Klein et Verlaque, 2008](#))).

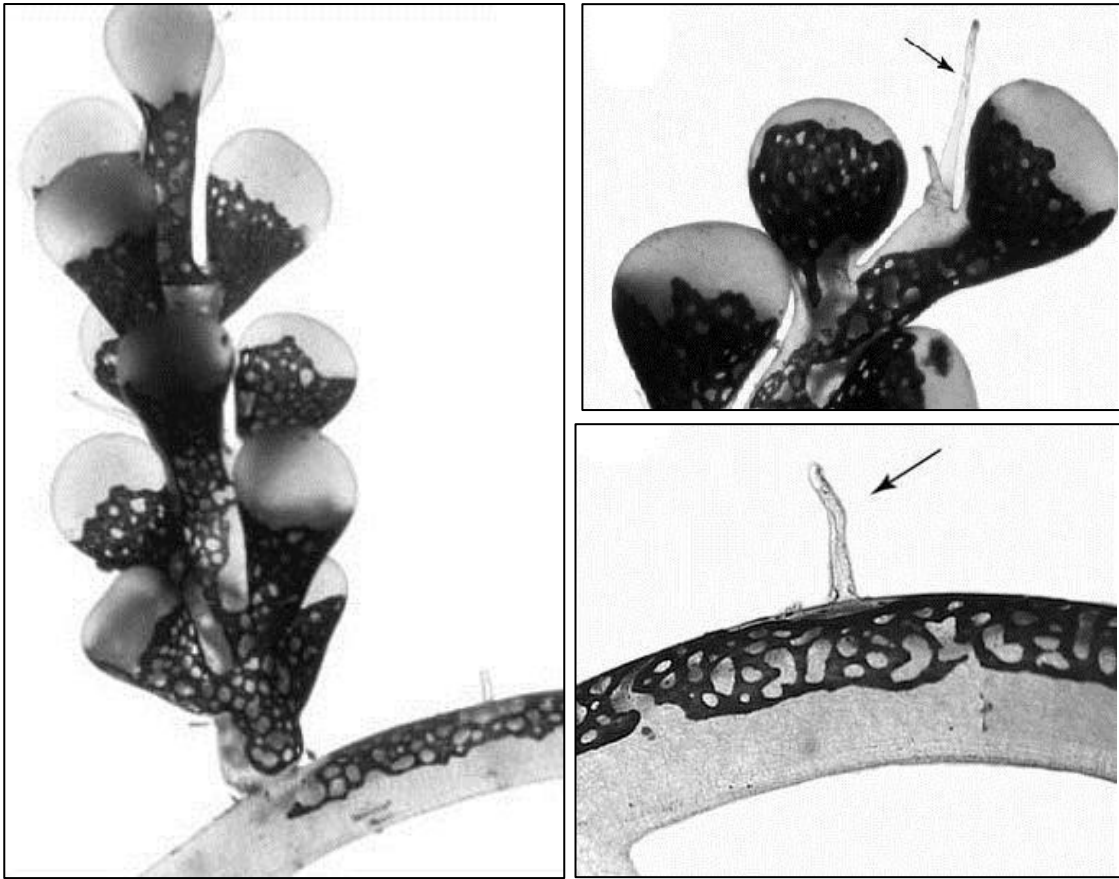


Figure 5 : Changements visibles du thalle fertile de *Caulerpa racemosa* (actuellement *Caulerpa cylindracea* (Sonder)) durant la gamétogénèse. La flèche montre les papilles ([Panayotidis et Žuljević, 2001](#)).

9. Tolérance environnementale

Caulerpa cylindracea (Sonder) a été échantillonnée à des profondeurs allant jusqu'à 47 m, avec une visibilité de l'eau à 27 m et une température de 19° C au large des côtes du sud de la Floride ([Lapointe et Barile, 2001](#)). En Méditerranée, des populations ont été observées à des profondeurs allant de 0 à 60 m ([Tolay et al., 2001](#)).

Dans les conditions de laboratoire, *Caulerpa cylindracea* cesse de croître lorsque la salinité est réduite à 20 ppm, mais ne meurent qu'après vingt jours ([Carruthers et al., 1993](#)). *Caulerpa cylindracea* peut résister à court terme l'exposition à la salinité aussi basse que 20 ppm, et peut être en mesure de reprendre sa croissance si les niveaux de salinité augmentent après l'exposition ([Carruthers et al., 1993](#)).

Caulerpa cylindracea a été observée à croître sur plusieurs types de substrats : sable, vase, roche et même sur la matte morte de *Posidonia oceanica* (L.) ([Klein et Verlaque, 2008](#)). Toutefois, la production de biomasse est plus élevée sur des mattes d'herbiers, ce qui suggère que c'est un substrat favorable ([Piazzi et al., 2001](#)). Ainsi, les prairies vivantes de *Posidonia oceanica* peuvent également être envahies par *Caulerpa cylindracea* ([Piazzi et al., 2001](#)) principalement en périphérie.

Il a été admis que l'introduction de *Caulerpa cylindracea* causera une régression du nombre d'individus de *Posidonia oceanica* L. d'une moyenne de 17 individus à une moyenne proche de 3 individus, ce qui provoquera un déséquilibre dans l'écosystème lié à *Posidonia oceanica* (L.) ([Zuljevic et al., 2003](#)).

10. Historique de l'introduction de *Caulerpa cylindracea* en Méditerranée et répartition géographique actuelle

Caulerpa cylindracea est une espèce vivant dans les mers tropicales à tempérées chaudes, signalée pour la première fois en Méditerranée par HAMEL en 1926, dans le port de Sousse en Tunisie ([Hamel, 1926](#)). Depuis cette première observation et jusqu'aux années 80, *Caulerpa cylindracea* était considéré comme une espèce lessepsienne originaire de la Mer Rouge ([Por, 1978](#); [Durand et al., 2002](#)) ; sa présence en Méditerranée a été liée à la migration de l'espèce à partir de la mer Rouge et à son accommodation avec les particularités thermiques des régions de la Méditerranée orientale où elle fut observée ([Ben Maiz, 1984](#)). Elle a depuis été rapportée dans le bassin Levantin de la Méditerranée orientale, au Liban ([Hamel, 1930](#)), Egypte ([Aleem, 1950](#)), la Syrie et au sud de la Turquie ([Huvé, 1957](#); [Mayhoub, 1976](#)). Toutefois, ces populations étaient restées confinées et stationnaires, sans tendance invasive ([Verlaque et al., 2000](#)).

Suite à la rareté de *Caulerpa racemosa* en Méditerranée (Figure 6) elle a été considérée comme espèce menacée et fut citée dans le livre rouge des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée de GERARD VUIGNIER ([PNEU/UICN/GIS Posidonie, 1990](#)).

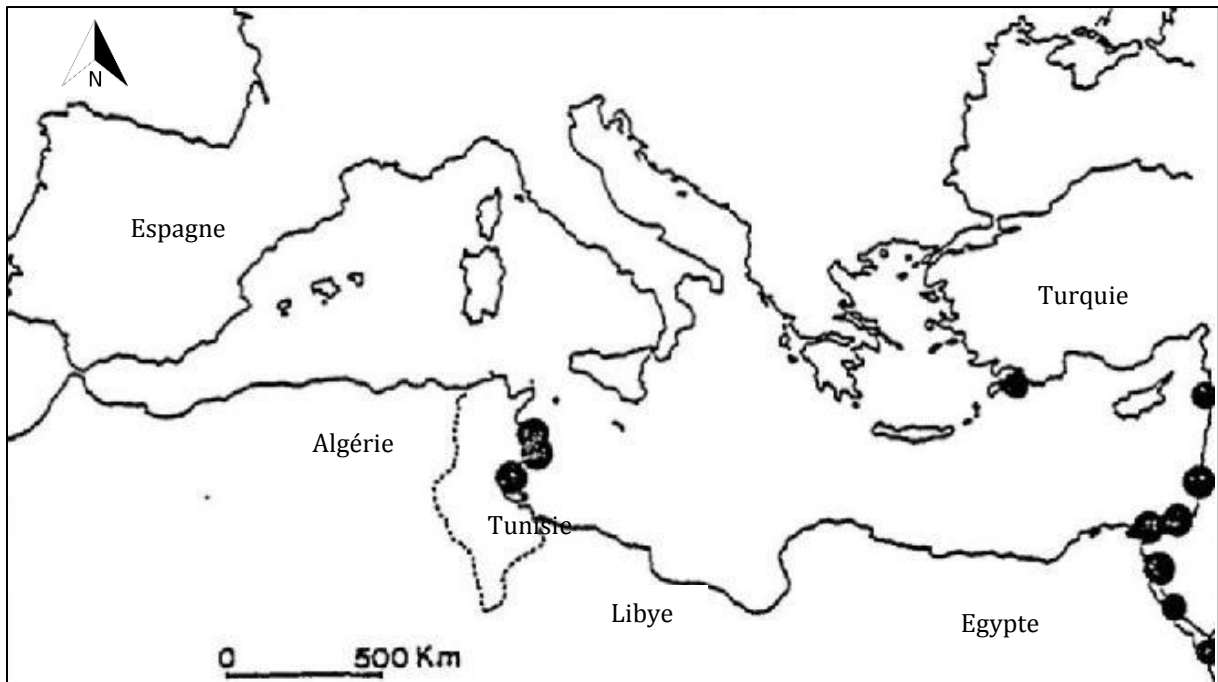


Figure 6 : Distribution géographique de *Caulerpa racemosa* en Méditerranée ([Ben Maiz, 1984](#)) in [PNEU/UICN/GIS Posidonie \(1990\)](#)

Caulerpa cylindracea a été signalée pour la première fois au début des années 1990, dans le sud de la Méditerranée orientale, dans le port de Tripoli en Libye ([Nizamuddin, 1991](#)). Depuis, elle ne cesse d'étendre son aire de répartition géographique de la Libye aux îles Baléares, et a été reportée pour 15 pays (Figure 7): Albanie ([Di Martino et Giaccone, 1995](#)), Algérie ([Ould-Ahmed et Meinesz, 2007](#)), Chypre ([Hadjichristophorou et al., 1997](#)), Croatie ([Zuljevic et al., 2003](#)), Espagne ([Ballesteros et al., 1999](#)), France ([Ruitton et al., 2005a](#)), Grèce ([Panayotidis et Montesanto, 1994](#)), Italie ([Alongi et al., 1993](#)), Lybie ([Nizamuddin, 1991](#)), Malte ([Stevens, 1999](#)), Maroc (la cité espagnole de Ceuta), Monaco, Monténégro, Tunisie ([Belkhiria, 1999](#)) et la Turquie ([Cirik, 1999](#)).

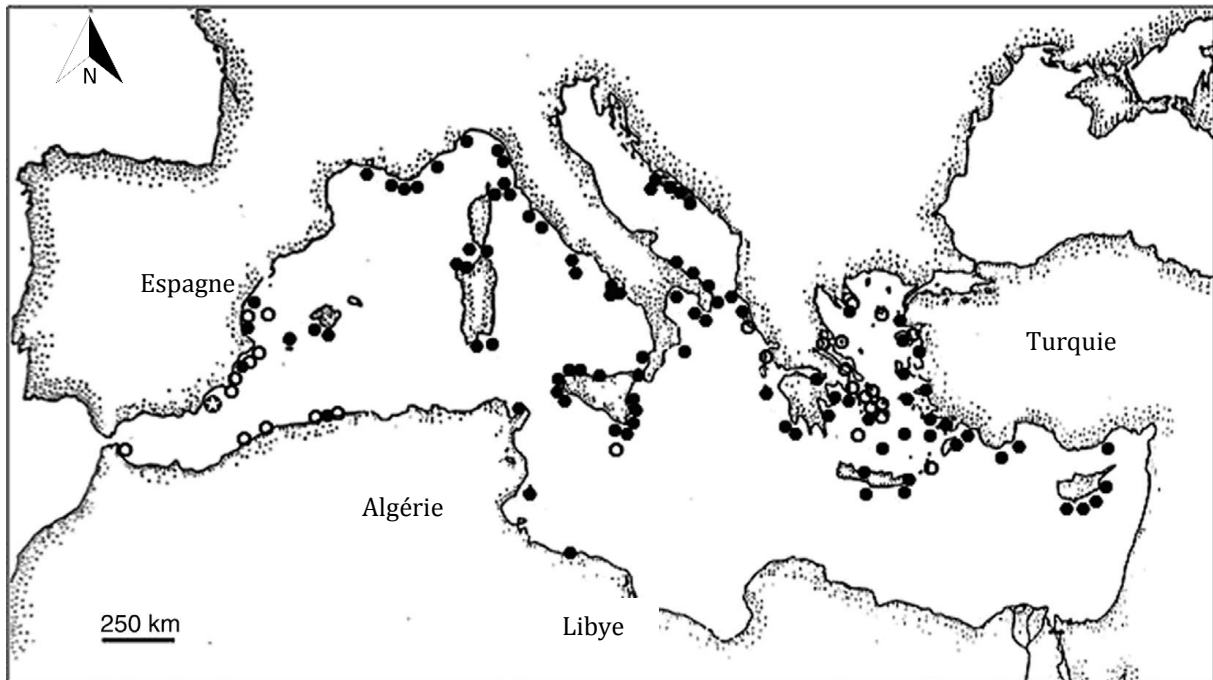


Figure 7 : Distribution géographique de *Caulerpa cylindracea* en Mer Méditerranéenne
([Altamirano et al., 2014](#))

Points noirs (•) indiquent les zones d'invasions citées dans ([Klein et Verlaque, 2008](#)); les cercles blancs (◦) indiquent les sites récemment occupés ([Ruiz Fernández et al., 2007](#); [Sciberras et Schembri, 2007](#); [Klein et Verlaque, 2008](#); [Bachir Bouiadjra et al., 2010](#); [Guillén et al., 2010](#); [Rivera-Ingraham et al., 2010](#); [Tsiamis et al., 2010](#); [Bentaallah et Kerfouf, 2013](#)).

11. Origine du taxon invasif de *Caulerpa racemosa*

Jusqu'aux années 80, *Caulerpa racemosa* (actuellement *Caulerpa cylindracea* (Sonder)) était considéré comme une espèce originaire de la mer Rouge ([Por, 1978](#)).

Plusieurs hypothèses ont été émises sur l'origine de l'expansion de *Caulerpa racemosa* en Méditerranée, elle a souvent été qualifiée à tort d'« espèce tropicale ». En effet, des études phylogénétiques ont montré que l'introduction de cette algue causée par l'homme en Méditerranée ne provient pas des mers tropicales, mais d'une région tempérée du Sud-ouest de l'Australie (Figure 8) dont la température des eaux est comparable à celle de la Méditerranée ([Famá et al., 2000](#); [Durand et al., 2002](#); [Verlaque et al., 2003](#)).

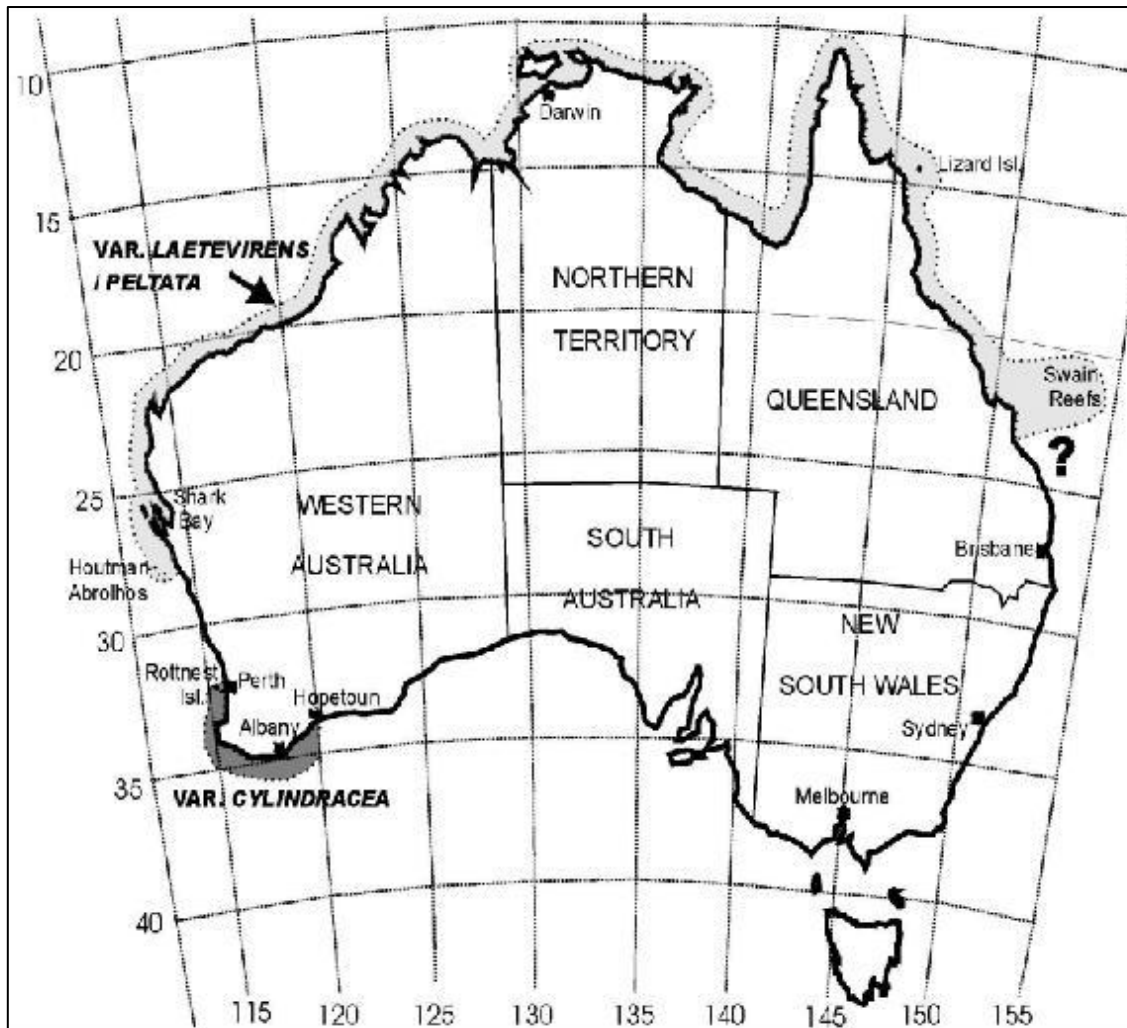


Figure 8: Carte de la distribution géographique de *Caulerpa racemosa* var. *laetevirens* (incluant var. *peltata*) *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (actuellement *Caulerpa cylindracea* (Sonder)) native dans le sud-ouest de l'Australie ([Verlaque et al., 2003](#))

12. Evolution du statut taxinomique

Caulerpa est l'un des genres les plus distinctifs des algues, facilement identifiables sur la base de la morphologie ([Silva, 2002](#)). Toutes les espèces et sous-espèces de *Caulerpa* vivent dans des environnements marins, mais certains peuvent prospérer dans les lagunes saumâtres ([Silva, 2002](#)).

Caulerpa racemosa est une chlorophyte appartenant à l'ordre des Bryopsidales inclus dans la famille des Caulerpacées. Les rapports varient sur le nombre d'espèces *Caulerpa* à partir de 70 ([Meinesz, 2002](#)) jusqu'à environ 100 ([Dumay et al., 2002](#)), dont la plupart habitent les eaux tempérées à tropicales. Il s'avère qu'il existe plusieurs confusions

concernant la classification du genre des variétés au sein du complexe de *Caulerpa racemosa*. Un grand nombre de taxons infra spécifiques ont été décrits. Cependant la plasticité morphologique induite par les paramètres environnementaux pourrait conduire à une remise en question de la validité taxinomique d'un grand nombre de taxons ([Enomoto et Ohba, 1987](#); [Prud'Homme Van Reine et al., 1996](#)).

Dans le complexe de l'espèce *Caulerpa racemosa*, ([Verlaque et al., 2003](#)) suggère que trois formes coexistent en Méditerranée: la variété *turbinata-uvifera* (un intermédiaire entre la var. *turbinata* (J. Agardh) Eubank et la var. *uvifera* (C. Agardh) J. Agardh ([Verlaque et al., 2000](#)) (Tunisie et Liban), et la variété *lamourouxii* (Turner) Weber-van Bosse forme *requinii* (Montagne) Weber-van Bosse ([Verlaque et al., 2000](#)) (bassin Est de la Méditerranée: Turquie, Chypre, Syrie et Palestine) et la variété *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman et Boudouresque.

Les souches méditerranéennes originellement présentes de *Caulerpa racemosa*, mentionnées par [Verlaque et al. \(2000\)](#) et les auteurs suivants comme *Caulerpa racemosa* var. *turbinata* (J. Agardh) Eubank + var. *Uvifera* (C. Agardh) J. Agardh, et comme *C. racemosa* var. *lamourouxii* (Turner) Weber-van Bosse f. *Requienii* (Montagne) Weber-van Bosse, ont été respectivement désignés par [Belton et al. \(2014\)](#) à une espèce dont le nom le plus ancien disponible est *Caulerpa chemnitzia* (Esper) J.V. Lamouroux, et *Caulerpa lamourouxii* (Turner) C. Agardh, qui a été réintégré en tant qu'espèce complète ([Schembri et al., 2015](#)).

Bien que décrite par Sonder (1845) comme une espèce indépendante, *Caulerpa cylindracea* a surtout été considérée comme une forme de *C. racemosa* var. *laetevirens* ([Belton et al., 2014](#)). [Verlaque et al. \(2003\)](#) ont porté cette forme sur le statut variétal (*C. racemosa* var. *cylindracea*) en étudiant la source de *C. racemosa* introduite en Méditerranée, citant l'absence de chevauchement distributionnel avec *C. racemosa* var. *laetevirens*, absence de piliers rhizoïdaux, thalle plus mince, léger gonflement de la partie basale de l'axe de la fronde, clavage en ramule cylindrique (jamais pelté ou turbiné) et par sa distinction moléculaire d'autres taxons infraspécifiques de *C. racemosa*.

[Sauvage et al. \(2013\)](#) ont également montré l'indépendance génétique de *C. racemosa* var. *cylindracea* en tant qu'entité au niveau de l'espèce, sans avoir effectué un changement taxinomique.

Bien que *Caulerpa racemosa* soit présente en Méditerranée depuis les années 1920, [Verlaque et al. \(2000\)](#) ont montré que la souche invasive était différente des populations précédemment enregistrées, et [Verlaque et al. \(2003\)](#) ont identifié cette souche invasive comme *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman et Boudouresque. Ce taxon a récemment été élevé au rang spécifique de *Caulerpa cylindracea* Sonder, sur la base de preuves moléculaires et morphologiques ([Belton et al., 2014](#))

13. Défenses naturelles

Caulerpa cylindracea est une espèce toxique, sa toxicité est due aux terpènes produits par son métabolisme secondaire. Ce caractère lui confère une bonne maîtrise du milieu du fait qu'elle n'est pas consommée par la majorité des espèces herbivores. Ainsi, les métabolites secondaires chez *Caulerpa cylindracea* jouent un rôle crucial dans l'efficacité de son caractère invasif. L'allélopathie chez cette algue lui confie une bonne maîtrise du substrat qu'elle occupe mais aussi elle contribue à diminuer la compétition par des interactions chimiques vis-à-vis des autres espèces, provoquant ainsi la modification de la croissance, la survie, le comportement et du cycle de la vie. Les métabolites identifiés font partie du groupe des terpènes et sont essentiellement caulerpényne et caulerpine responsable de l'effet allélopathique ([Raniello et al., 2007](#)).

Par ailleurs, plusieurs travaux visant à quantifier les fluctuations temporelles des taux de caulerpényne dans différentes conditions ont été entrepris par DUMAY, ils indiquent que la concentration de caulerpényne est minimale de janvier à mai et atteint son seuil maximal de juillet à octobre ([Dumay et al., 2002](#)). D'autre part, il a été démontré que la concentration en caulerpényne était plus importante dans les frondes que dans les stolons chez *Caulerpa taxifolia* ([Amade et Lemee, 1998](#)), ceci pourrait s'expliquer par le fait que les frondes sont soumises à une plus forte pression de la part des herbivores et des organismes épiphytes que les stolons ([Amade et Lemee, 1998](#)). Ce qui peut être le cas pour *Caulerpa cylindracea*.

Enfin, *Caulerpa cylindracea* entre souvent en compétition avec la posidonie (*Posidonia oceanica* L.) au point de diminuer la taille des herbiers et donc menacer potentiellement la totalité de l'écosystème formé par cette espèce. [Dumay et al. \(2002\)](#) a mis en évidence un changement du métabolisme de l'algue en fonction de la compétition, lorsque la

compétition augmente, le taux de caulerpényne diminue tandis que la taille des frondes s'allonge significativement ([Dumay et al., 2002](#)). Il semblerait que lorsque *Caulerpa* est en concurrence avec la posidonie, elle a plus tendance à accélérer la croissance végétative (compétition pour la lumière) que de produire des métabolites secondaires ([Dumay et al., 2002](#)).

14. Impact sur l'écosystème marin

A ce jour l'effort de recherches entreprises en Méditerranée pour évaluer l'impact de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* sur la faune, la flore et les écosystèmes méditerranéens envahis reste faible ([Meinesz et al., 2010](#)). Le seul fait d'avoir mesuré dans des sites distants de 300 km des densités extrêmement élevées de cette algue avec plus de 1 km de stolons rampants par m² de substrat ([Capiomont et al., 2005](#); [Ruitton et al., 2005b](#)) montre que cette « moquette » de végétation a tout le potentiel de créer un voile modifiant les échanges de gaz et de nutriments entre le sol marin envahi et la colonne d'eau. La méiofaune et la flore fixée sont ainsi potentiellement les plus impactées dans les zones très envahies.

Par ailleurs, *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* ne contient pas beaucoup de caulerpényne (toxine répulsive), en concentration élevée chez *Caulerpa taxifolia*. L'algue peut ainsi être consommée par des herbivores (oursins, sparidés...). Il a été montré qu'une autre substance de métabolite secondaire, présente dans les *Caulerpes* (caulerpine) et abondante dans *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*, se concentre dans les tissus de sparidés (*Diplodus sargus* : le sar commun) qui en consomment ([Raniello et al., 2007](#)). Les conséquences pour ces poissons et pour la consommation de ces espèces par l'homme restent à étudier.

Les résultats des recherches suggèrent que la présence de colonies de *Caulerpa taxifolia* peut faciliter la propagation de *Caulerpa racemosa* ([Ceccherelli, 2012](#)). Dans le même environnement *Caulerpa racemosa* a la capacité de se propager plus vite que *Caulerpa taxifolia* ce qui indique un potentiel invasif très élevé pour *Caulerpa racemosa* ([Piazzi et al., 2001](#)).

15. Situation actuelle de *Caulerpa cylindracea* en Algérie

En Algérie pendant longtemps la seule espèce du genre *Caulerpa* existante a été *Caulerpa prolifera* (Forsskal) Lamouroux ([Ould-Ahmed, 1994](#)).

Depuis les signalisations de *Caulerpa taxifolia* (M. Vahl) Agardh et de *Caulerpa cylindracea* (Sonder) dans le nord de la Méditerranée, le suivi de leur expansion est devenu une question d'actualité en particulier pour *Caulerpa cylindracea*. Cette dernière a été observée pour la première fois en Algérie en 2005 sans pour autant être abondante ([Seridi et Kabrane, 2010](#)). C'est essentiellement depuis 2007 que *Caulerpa cylindracea* est devenue fréquente ([Ould-Ahmed et Meinesz, 2007](#)).

De nos jours, seulement quelques études ont déterminé la présence de l'invasive *Caulerpa cylindracea* sur les côtes algériennes. Elle est signalée dans plusieurs localités du centre algérien dont Tamenfoust, Sidi Fredj et Bousmail ([Ould-Ahmed et Meinesz, 2007](#)) Bordj El Kiffan ([Seridi, 2007](#)) et à l'ouest sur les côtes de Mostaganem à Stidia et Salamandre ([Bachir Bouiadjra et al., 2010](#)) (Tableau 1). Selon [Seridi et Kabrane \(2010\)](#) d'autres signalisations ont été faites dans les régions du centre à différentes profondeurs allant à plus de 20 m de profondeur pour la plupart par des amateurs et n'ont donc pas fait l'objet ni de publications ni de suivi.

Tableau 1 : Localisations et caractéristiques des signalisations de *Caulerpa cylindracea* en Algérie

Wilaya	Localisation	Date	Coordinations géographiques		Profondeur (m)	Substrat	Surface couverte (m ²)	Référence	
			Latitude, N	Longitude, E					
Région Centre	Tamentfoust		36°48'29.64"	03°13'52.56"	0.5	-	-	(Ould-Ahmed et Meinesz, 2007)	
	Sidi-Fredj		36°45'55.2"	02°50'50.82"	0.5	-	-		
	Bordj El Kiffan		-	-	-	-	-		(Seridi, 2007)
	Bouettah		-	-	13	Sable	-	(Lamouti et al., 2011)	
	Tamentfoust		-	-	22	Sablo-vaseux	-		
	RaisHamidou		-	-	1-17	Roche, herbier, galets	-		
	Miramar		-	-	29	Roche, herbier, sable	-		
	Bainem		-	-	6	Roche, herbier	-		
	El Djamila		-	-	8	Roche, herbier	-		
	Sidi-Fredj		-	-	1-12	Vase, sable, herbier	-		
Tipaza	Bou Ismail		-	-	< 1	Roche	-	(Ould-Ahmed et Meinesz, 2007)	
Région Ouest	Salamandre	Station 1	35°55'12.46"	00°03'28.32"	0.5	Sable	1.30	(Bachir Bouiadjra et al., 2010)	
		Station 2	35°55'11.62"	00°03'28.30"	0.5	Sable	2.24		
		Station 3	35°55'08.07"	00°03'27.20"	0.6	Roche	04		
		Station 4	35°55'06.15"	00°03'27.09"	0.8	Sable	150		
	Mostaganem	Station 1	35°50'1.45"	00°00'49.79"	0.5	Sable-Roche	200		
		Station 2	35°50'2.29"	00°00'49.12"	0.5	Sable-Roche	1.30		
		Stidia	Station 3	35°50'3.96"	00°00'48.94"	0.4	Sable-Roche		210
		Station 4	35°50'4.22"	00°00'47.30"	0.3	Sable-Roche	2.80		
	Sablettes		-	-	2	Sable	850	(Bachir Bouiadjra, 2012)	
	Plage Phare	2010	-	-	6	Roche	100		
	Plage Hadjadj		-	-	1	Sable	2		
	Oran	Cap Blanc	2011	-	-	-	-	-	(Khodja, 2013)
Cap Carbon		2012	-	-	-	-	-	(Chahrouf, 2013)	

La situation actuelle de la distribution de *Caulerpa cylindracea* en Algérie n'est que partielle car l'expansion de l'algue sur l'ensemble du littoral algérien n'est pas connue et donc reste à compléter. La compilation des résultats de notre recherche sur les travaux de recensement de *Caulerpa cylindracea* en Algérie nous a permis d'évaluer l'extension de son aire de répartition actuelle. L'algue a été identifiée dans huit zones de la côte algéroise et dans cinq autres à Mostaganem, sur la côte ouest algérienne ainsi que sur Oran. (Figure 9). Il n'est pas improbable que cette algue serait bien distribuée sur le littoral algérien, cependant le peu d'information disponible fait que sa répartition actuelle reste mal représentée.

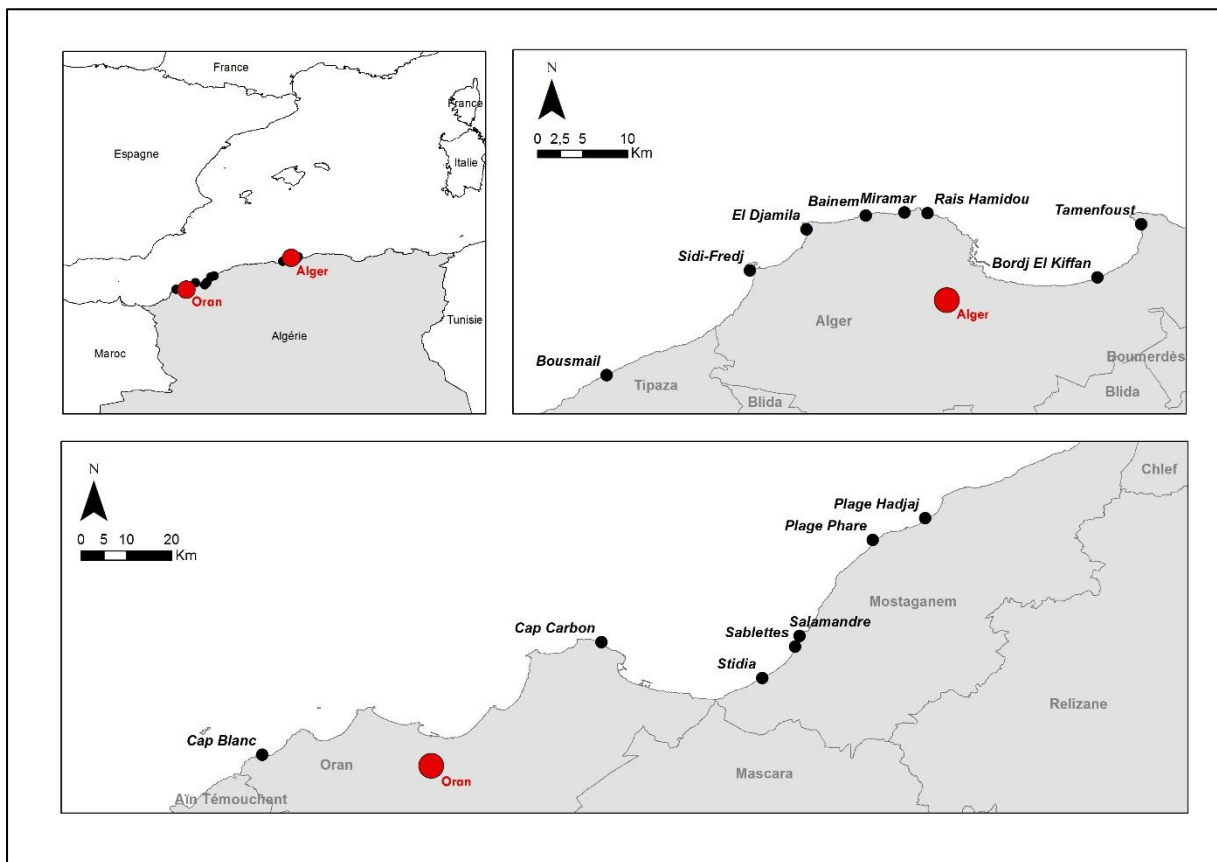


Figure 9 : Localisations géographiques de *Caulerpa cylindracea* sur le littoral algérien
(Carte par BENTAALLAH M.E.A)



Chapitre II

Matériel et Méthodes

1. Présentation générale de la zone de prospection et d'étude

Les observations ont été faites, au cours de plusieurs prospections effectuées, à pied ou en plongée libre sur la frange du littoral de l'Oranie sur plusieurs localités de Chlef, Mostaganem, Oran et Ain Temouchent, à partir d'avril 2013. La période au cours de laquelle la Caulerpe est le plus facilement repérable en plongée commence en automne et se déroule jusqu'avant la chute des températures. C'est généralement à cette période (après un fort développement dû aux températures estivales) que *Caulerpa cylindracea* atteint son maximum de biomasse et que l'on peut trouver plusieurs journées au cours desquelles les eaux sont relativement calmes et claires. L'essentiel de nos plongées de prospection a donc été programmé au cours des périodes allant d'avril au mois de novembre.

2. Echantillonnage

Les prélèvements ont été effectués en utilisant un quadra métallique d'une surface intérieure de 400 cm² (Figure 10) correspondant à l'aire minima adoptée pour l'étude des peuplements d'algues du genre *Caulerpa* ([Meinesz, 1979](#)).

Les prélèvements ont été effectués dans l'étage infralittoral supérieur à des profondeurs allant de la surface à quelques mètres de profondeur. Cette dernière a été mesurée par rapport au zéro biologique qui est la limite entre les étages médiolittoral et infralittoral tel qu'ils sont définis par [Pérès et Picard \(1964\)](#).

Les niveaux profonds (-5 à -10 m) ont été prospectés en plongée libre en binôme par temps calme.

L'échantillonnage est contrôlé pour donner une fréquence en *Caulerpa cylindracea* -qui fait l'objet de notre étude- de 100% sur tous les sites. Ainsi les prélèvements sont réalisés sur la zone de surface concernée voir en dessous.



Figure 10 : Quadra utilisé pour l'échantillonnage (cliché BENTAALLAH M.E.A.)

3. Tri et conservation du matériel récolté

Pour cette étude on a adopté un échantillonnage non destructif qui implique la conservation des espèces dans leur milieu sans arrachage. Dans certains cas quelques spécimens ont fait l'objet de la réalisation d'un alguier. Pour se faire, le matériel recueilli pour ces prélèvements est trié sur place -le tri consiste à séparer les thalles des différentes espèces- séchée et superposé entre des feuilles de papier pour le transport au laboratoire où il a fait l'objet d'une détermination taxinomique suivant différents catalogues (principalement World Register of Marine Species¹ et Integrated Taxonomic Information System²), et par la suite la réalisation d'alguier recueillant les espèces de macro-algues récoltées et présentées dans le chapitre « résultats » de ce document.

¹ <http://www.marinespecies.org>

² <https://www.itis.gov/>

4. Paramètres analytiques

Un certain nombre de paramètres analytiques utilisés dans l'étude ont été tirés d'après la méthode de [Boudouresque \(1971\)](#). Dont :

4.1. Le recouvrement

Le recouvrement (R_i) est le pourcentage approximatif de la surface du substrat couverte en projection par l'espèce i . Le recouvrement total d'un relevé

$$R_t = \sum_1^n R_i$$

Où n est le nombre d'espèces du relevé, est très généralement supérieur à 100%.

4.2. Coefficient T

Ce facteur représente le nombre total d'espèces participant activement à la réalisation de la couverture végétale d'une station.

4.3. Coefficient Q

Le coefficient Q représente l'effectif en espèces dans un relevé.

4.4. Indice de Shannon :

Dans notre cas d'étude l'indice de Shannon H' , couramment utilisé en écologie pour mesurer la diversité spécifique, ne sera pas utilisé pour raison que l'unité « individus » n'est pas identifiable pour la majorité des espèces d'algues.

5. Cartographie

Les cartes de répartitions de *Caulerpa cylindracea* ont été réalisées sur la plateforme logicielle ArcMap 10.1®. L'ensemble des données des paramètres étudiés sont introduit sous des attributs portant des noms représentatifs. La géolocalisation des populations est basée sur les coordonnées fournies par l'application 'Status GPS' (disponible pour IOS), et dans certain cas par rapport à la distance aux objets fixe dans la zone d'études (maison près de plage, abris d'embarcation, etc.).

Les projections des populations par densité ont été faites par une analyse thématique de l'attribut relatif au recouvrement estimé par rapport au quadra utilisé sur terrain.

L'estimation des niveaux de colonisation de l'espèce introduite et le linéaire côtier affecté suit la procédure de standardisation internationale de l'évaluation cartographique de *Caulerpa taxifolia* (De Vaugelas *et al.*, 1999). Cette normalisation se traduit par une hiérarchie de trois niveaux de colonisation :

- Niveau I : utilisé pour les petites zones colonisées (début de colonisation, <1000 m² couverte)
- Niveau II : correspond à un stade avancé de colonisation (>1000 m² couverts répartis sur une surface inférieure de 10 hectares)
- Niveau III : concerne de vastes zones colonisées où de multiples points ont été observés sur plus de 10 hectares.

Cette hiérarchisation conduit aux définitions des surfaces colonisées suivantes :

- Surface couverte : surface entièrement colonisée (expression utilisée uniquement pour le niveau I).
- Surface atteinte : surface incluse à l'intérieur d'un périmètre dans lequel plusieurs colonies bien repérées peuvent être observées (expression utilisée pour les niveaux I et II).
- Surface concernée : surface correspondant à une zone colonisée plus étendue et incluse dans un périmètre estimé où se rencontre un très grand nombre (indéterminé) de colonies (expression utilisée pour le niveau III).
- Ligne côtière affectée ou concernée : ce paramètre se rapporte à la longueur du littoral (en mètres) le long duquel on peut observer une zone affectée ou concernée.

6. Traitement statistique des résultats

L'analyse en composantes principales (ACP) a constitué une première étape dans l'exploration des matrices espèces-recouvrement (ACP 1) et nombre d'espèce-recouvrement de *C. cylindracea*- profondeur (ACP 2), et nous a permis un traitement synthétique des données. Afin de mettre en évidence plus nettement les groupes du

peuplement du macro-phytobenthos des zones d'étude, l'ACP a été suivie d'une classification ascendante hiérarchique (CAH). L'ACP et la CAH sont deux approches complémentaires, la première fait apparaître les positions réelles entre individus et entre *C. cylindracea* et profondeurs, alors que la seconde situe les groupes d'individus similaires. La CAH sert également d'aide à l'interprétation de l'ordination en permettant de retenir les groupes formés sur l'axe factoriel ([Blanc et Laurec, 1976](#); [Leprêtre, 1988](#)).

Les analyses statistiques ont été réalisées sur le logiciel STATISTICA 10®.

7. Evaluation des pressions anthropiques sur les sites d'études

La méthode d'évaluation des pressions anthropiques sur la zone côtière par utilisation des images satellites de Google Earth® ([Royo et al., 2009](#)) a été implémentée pour chaque site où *Caulerpa cylindracea* est présente.

A cet égard, Une zone en forme de cercle d'un rayon de 20Km et dont le centre est la zone d'échantillonnage de *Caulerpa cylindracea* a été considérée. Cinq éléments globaux ont été mesurés dans cette zone dont l'occupation du sol, l'industrie, les ports (industriel, commercial, récréatif ou de pêche), les rivières et les structures artificielles (structures côtières de défense et/ou de tourisme), représentatifs des principaux indicateurs de pression ([Royo et al., 2009](#)). Chacun de ces cinq éléments est classé comme étant une source de pression (1) élevée, (2) modérée, (3) faible ou (4) nulle (Tableau 2).

Dans le cas où deux ou plusieurs sources de pression sont enregistrées pour un même élément, telles que par exemple deux industries différentes présentes dans la zone d'étude, la plus proche du point de repère est utilisée pour classer l'élément global

Tableau 2 : Classification des indicateurs de pression ([Royo et al., 2009](#))

Type de pression	Elevée	Modérée	Faible	Nulle
Occupation du sol (% ligne de côte)	Urbain : <90 %	Naturel : <50 % ; Urbain + Agriculture >50 %	Urbain + Agriculture <50 % ; ou seulement Agriculture : <90 %	Naturel : <90 %
Rivières (distance à partir du site)		<10 Km dans la même baie	>10 Km	Nulle
Industrie (distance à partir du site)	<10 Km	>10 Km		Aucun
Ports (type et distance à partir du site)	Industriel : <10 Km	Industriel : >10 Km et/ou Commercial : <10 Km	Commercial : >10 Km ; loisir : <10 Km	Petit port ou Aucun
Structures artificielles		Oui		Aucun

Enfin, [Royo et al. \(2009\)](#) ont établi 4 catégories (élevée, modérée, faible, aucune) pour l'évaluation globale des différentes pressions anthropiques en utilisant les critères : (1) un indicateur classé comme élevé est suffisant pour évaluer les pressions anthropiques comme étant **élevées**, (2) tous les indicateurs doivent être classés comme 'aucun' pour évaluer les pressions comme étant **nulles**, (3) pour les catégories modérées et faibles au moins deux indicateurs doivent être classés en conséquence (Tableau 3).

Tableau 3 : Evaluation de la pression anthropique ([Royo et al., 2009](#))

Evaluation de la pression	Pression	Classification de la pression
Significatif	Elevé	Au moins 1 élevé
	Modéré	Au moins 2 modérés
Non-significatif	Faible	Au moins 2 faibles
	Nul	Tous aucun



Chapitre III

Résultats et Discussion

Résultats

1. Reconnaissance de *C. cylindracea*.

L'espèce de *C. cylindracea* est facilement identifiable grâce à sa formation en ramules en grappe d'où son nom l'algue raisin (Figure 11). En méditerranée aucune autre espèce ne lui est proche par des caractères morphologiques ce qui facilite son identification sur terrain.

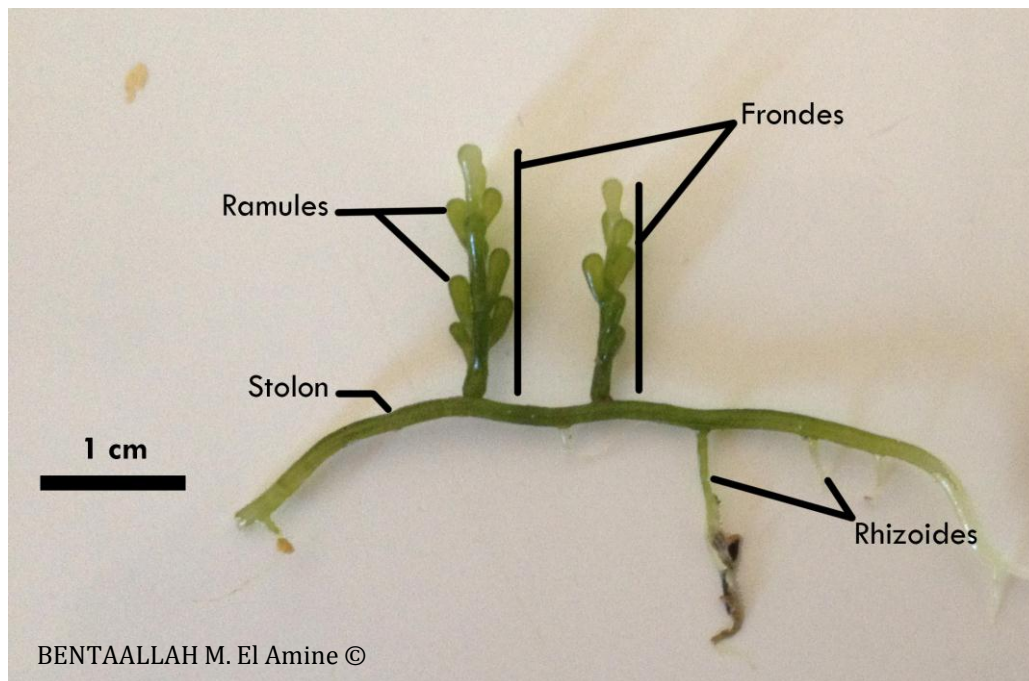


Figure 11 : *Caulerpa cylindracea* Sonder (thalle récolté à Marsat El Hadjaj en 2016)

A la recherche de la souche invasive *Caulerpa cylindracea*, notre prospection a touché 12 zones du littoral de 4 Wilaya (Figure 12):

Wilaya de Ain Témouchent :

- Zone de la plage Madrid et complexe Nabil
- Zone de la plage de Sidi Boucif et ses environs
- Zone de la plage Zimba et ses environs

Wilaya d'Oran

- Zone de Cap Carbon
- Zone de Cap blanc

- Zone de Canastel
- Zone de Marsat El Hadjadj
- Zone de la plage de Madagh

Wilaya de Mostaganem

- Plage de Oureah et ses environs
- Plage de Stidia

Wilaya de Chlef

- Zone de la plage de Damous
- Zone de la plage de Beni Haoua

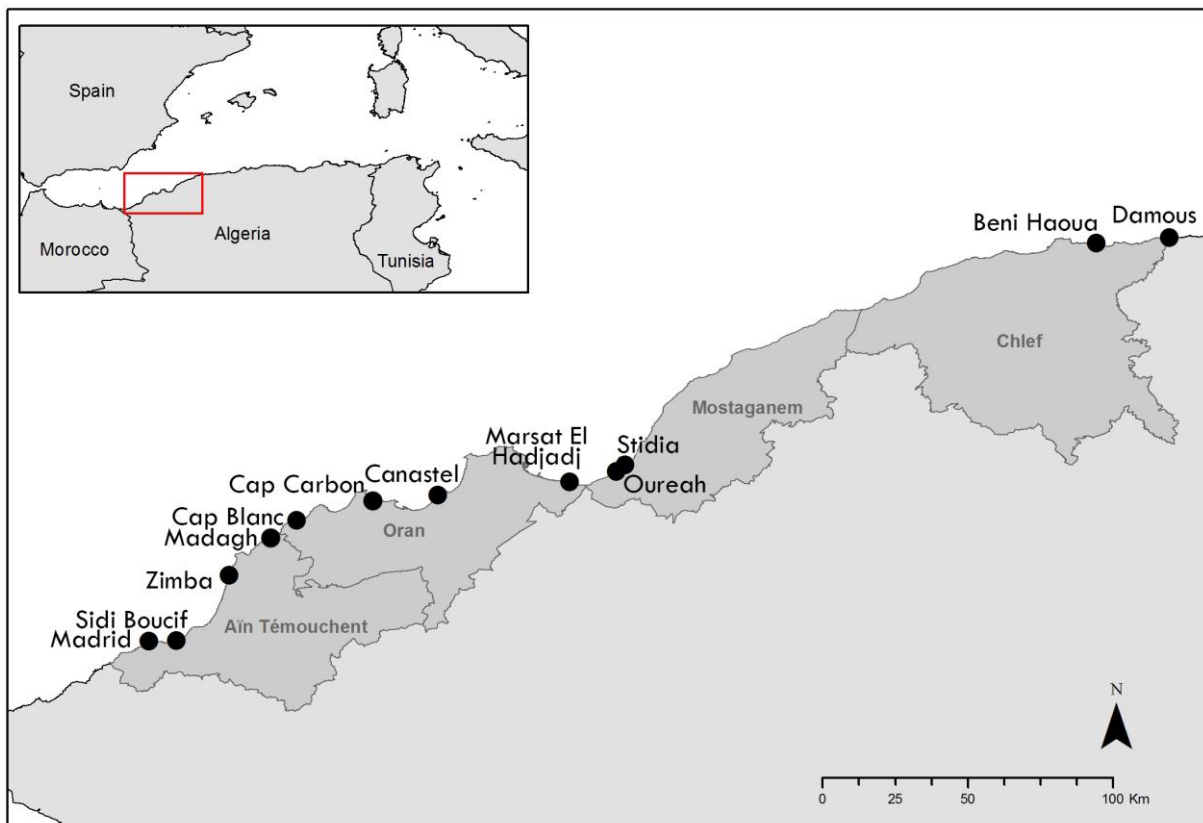


Figure 12 : Zones prospectées à la recherche de *C. cylindracea* (carte par BENTAALLAH M.E.A.)

Caulerpa cylindracea a été identifiée pour la première fois à Canastel, Plage Zimba et ses environs, Cap Carbon. Le taxon est précédemment signalé à Stidia par [Bachir Bouiadjra et al. \(2010\)](#) et à Marsat El Hadjadj par [Bentaallah \(2012\)](#), sur les autres zones prospectées, l'absence d'invasion par la *C. cylindracea* est signalée.

2. Description des zones de prolifération de la *C. cylindracea* récemment identifiée.

2.1. Zone de Marsat El Hadjadj

Caulerpa cylindracea a été identifiée près de la plage nommée « petit port » à Marsat El Hadjadj, une commune rattachée à la Daira de Bethioua. Elle est située à l'extrême Est de la ville d'Oran à environ 50 Km, aux coordonnées 35°47'48.11" Nord, 0° 9'52.29" Ouest (Figure 13). Cette station a fait l'objet de plusieurs observations pour s'assurer de la pérennité des populations de *Caulerpa cylindracea* sur ce site.

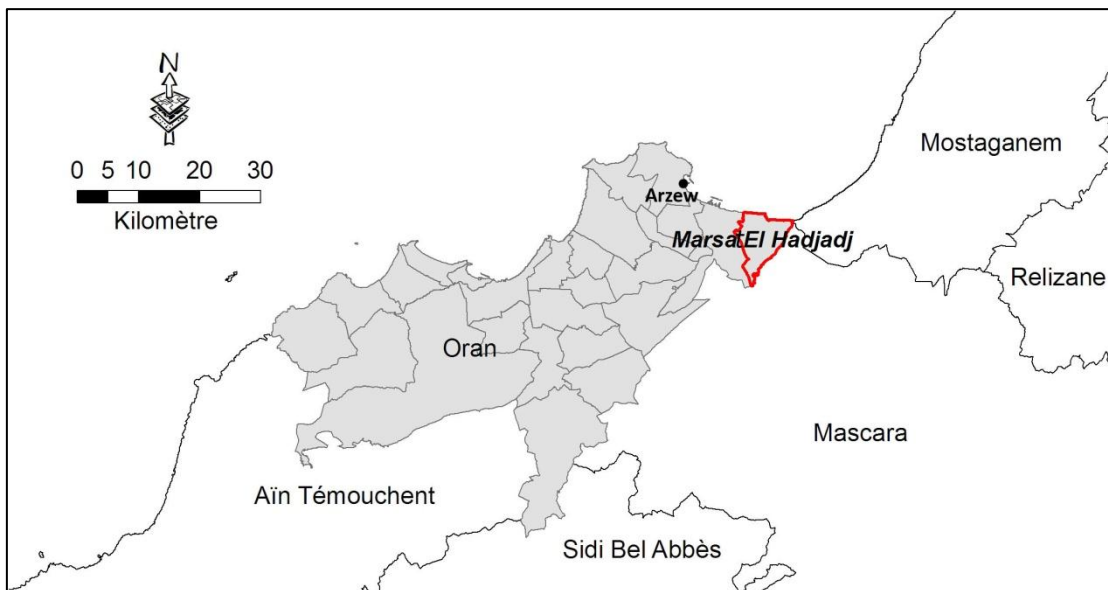


Figure 13 : Localisation géographique de Marsat El Hadjadj à Oran (carte par BENTAALLAH M.E.A.)

2.2. Zone de Canastel

Le site de Canastel est situé dans le Golf d'Oran, au pied des falaises de Canastel à moins de sept kilomètres à l'Est du port d'Oran. Localisée aux coordonnées 35°45'36.08"N ; 0°34'9.28"O. (Figure 14).



Figure 14 : Photos de la zone de Canastel à Oran (Photos par BENTAALLAH M.E.A. 2016)

2.3. Zone de la plage Zimba

Le site de la plage de Zimba est une zone difficilement accessible. Le site se situe sur le littoral entre la plage de Sassel et la plage de Bouzedjar à Ain Temouchent. Localisé aux coordonnées $35^{\circ}32'10.48''N$ et $1^{\circ}12'19.73''O$ (Figure 15).



Figure 15 : Photos de la zone de la plage de Zimba à Ain Temouchent (Photos par BENTAALLAH M.E.A. 2016)

2.4. Zone de Cap Carbon

Cette zone est située à l'extrême Ouest du Golf d'Arzew. Le fond est caractérisé par de grosses roches et quelques espaces de sable ([Husein Kais, 2015](#)). Localisée aux coordonnées 35°54'7.62"N ; 0°20'22.31"O. (Figure 16).



Figure 16 : Photos de la zone de Cap Carbon (Photos par BENTAALLAH M.E.A. 2016)

3. Description des espèces de macrophytes et de phanérogames rencontrées près de *C. cylindracea*

3.1. Algues vertes

Acetabularia acetabulum (Linnaeus) Silva, 1952

Embranchement	Chlorophytes
Classe	Ulvophycées
Ordre	Dasycladales
Famille	Polyphysacées
Genre	<i>Acetabularia</i>
Espèce	<i>Acetabularia acetabulum</i>

L'acétabulaire (Figure 17) est une petite espèce visible qu'à la fin du printemps et en été. Elle vit fixée par ses rhizoïdes sur des supports solides, dans les zones ensoleillées à faible profondeur. L'acétabulaire préfère les substrats solides bénéficiant d'un fort ensoleillement. On la trouve donc à faible profondeur (2 à 5 m le plus souvent, plus profond quand les eaux sont claires), le plus souvent sur le haut des rochers. Elle n'apprécie pas trop l'agitation ([Silva et al., 1996](#)).

L'acétabulaire est une espèce d'algue endémique de la Méditerranée qui se rencontre le long de toutes les côtes des pays riverains.



Figure 17 : *Acetabularia acetabulum* (Linnaeus) Silva, 1952 (Photos par BENTAALLAH M.E.A.)

Caulerpa prolofera Lamouroux, 1809

Embranchement	Chlorophytes
Classe	Ulvophycées
Ordre	Caulerpales
Famille	Caulerpacées
Genre	Caulerpa
Espèce	<i>Caulerpa prolofera</i>

Thalle caractéristique, constitué d'un stolon rampant, étalé sur le fond d'où partent des rhizoïdes et ramifications ressemblant à des feuilles lancéolées. Algue de couleur verte parfois nuancée de jaune, les ramifications atteignent 15-20 cm de hauteur pour 2 cm de

largeur, (Figure 18) l'espèce est localisée en Méditerranée, rarement dans sa partie septentrionale, en Atlantique tropical et subtropical. Son abondance dans notre zone d'étude témoigne de l'initiation à la dégradation de l'écosystème marin en place. L'espèce est photophile, à environnement chaud de l'étage infralittoral supérieur, elle prolifère sur substrat meuble et dur et forme des petits herbiers, grâce à sa reproduction asexuée par émission de nouveaux rhizoïdes et de nouvelles ramifications donnant naissance à un nouveau thalle indépendant ([Meinesz, 1979](#)).



Figure 18 : Thalle de *Caulerpa prolofera* Lamouroux, 1809 (Photos par BENTAALLAH M.E.A.)

Ulva lactuca Linnaeus, 1753

Embranchement	Chlorophytes
Classe	Ulvophycées
Ordre	Ulvales
Famille	Ulvacées
Genre	Ulva
Espèce	<i>Ulva lactuca</i>

Cette espèce vit en eaux peu profondes jusqu'à 10 mètres, de l'étage médiolittoral supérieur à l'infralittoral. Cela lui permet de bénéficier d'un bon éclairage. Elle a une grande tolérance à la pollution et aux apports anthropiques. Sa distribution s'étend de

l'Arctique, océan Atlantique de l'Arctique aux côtes sud-américaines, en passant par les îles Caraïbes, Méditerranée, mer Noire, océan Pacifique : côtes américaines et îles d'Hawaï, côtes australiennes et néozélandaises, océan Indien : îles et Asie du Sud-Est, Antarctique (Figure 19).

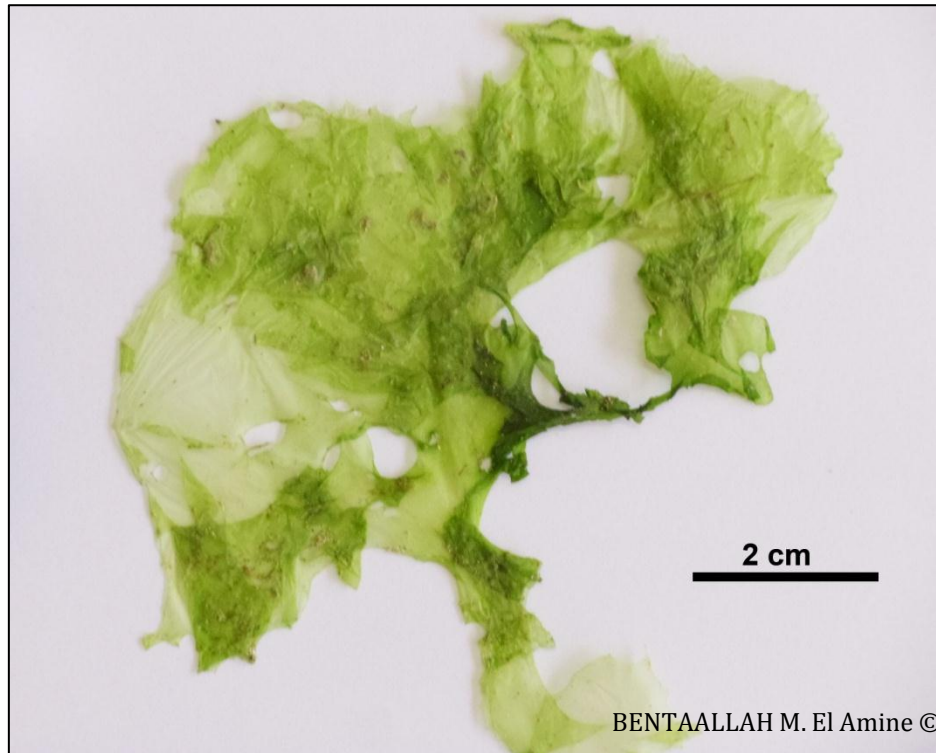


Figure 19 : Thalle de *Ulva lactuca* Linnaeus, 1753 (Photos par BENTAALLAH M.E.A.)

***Ulva rigidae* C. Agardh**

Embranchement	Chlorophytes
Classe	Ulvophycées
Ordre	Ulvales
Famille	Ulvacées
Genre	Ulva
Espèce	<i>Ulva rigida</i>

Algue foliacée vert foncé à clair, à la base épaissie assez rigide et fixée par un petit crampon aux roches. Lames relativement épaisses, à consistance cartilagineuse, un peu comme du papier, peu translucide, de 5 à 10 cm de diamètre, rarement plus, avec une

marge souvent ondulée voire crénelée, visible à la loupe. Sa distribution géographique est relativement la même de *Ulva lactuca*.

3.2. Algues brunes

Dictyota dichotoma (Hudson) Lamouroux, 1809

Embranchement	Ochrophytes
Classe	Phéophycées
Ordre	Dictyotales
Famille	Dictyotacées
Genre	Dictyota
Espèce	<i>Dictyota dichotoma</i>

Plante haute de 2 à 25 cm, de couleur brunâtre, avec des extrémités souvent plus claires, formant des touffes de fronde en ruban. Les frondes rubanées ne sont pas torsadées (Figure 20), avec une largeur maximale, de 4 à 8 mm au niveau des dichotomies. La ramification dichotomique est régulièrement espacée et se fait dans un même plan. Le thalle est fixé au substrat par un enchevêtrement de rhizoïdes incolores, articulés et terminés par des disques adhésifs. La croissance est assurée par une cellule apicale en forme de large lentille ; la largeur du thalle reste constante de la base au sommet. L'espèce est abondante sur les rochers, et en épiphyte sur *Corallina elongata* du niveau de la Mer jusqu'à 10 mètres de profondeur. Elle est fertile entre les mois de mars à juin. Sa distribution géographique touche : La Méditerranée, l'Atlantique Nord, de la Norvège aux Canaries, Antilles, Mer rouge, Océan Indien, Océan Pacifique, ([Feldmann, 1937](#)), Côte d'Ivoire, Liberia ([John, 1976](#)), Corse ([Boudouresque et Perret, 1977](#)), Tunisie ([Ben Maiz et al., 1987](#)).



Figure 20 : Thalle de *Dictyota dichotoma* (Hudson) Lamouroux, 1809

Cystoseira compressa (Esper) Gerloff & Nizamuddin, 1975

Embranchement	Ochrophytes
Classe	Phéophycées
Ordre	Fucales
Famille	Sargassacées
Genre	<i>Cystoseira</i>
Espèce	<i>Cystoseira compressa</i>

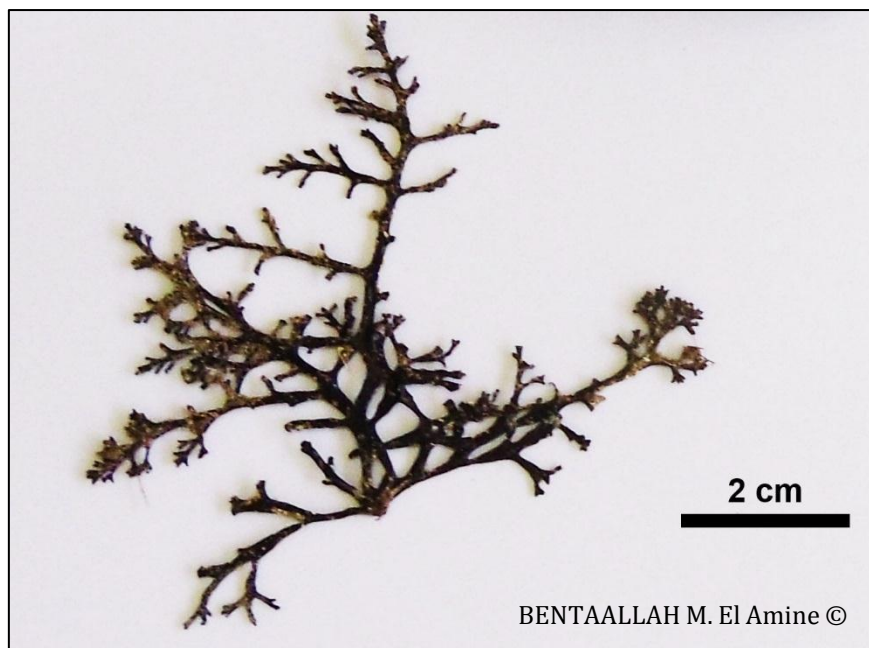


Figure 21 : Thalle de *Cystoseira compressa* (Esper) Gerloff & Nizamuddin, 1975

Padina pavonica (Linnaeus) Thivy, 1960

Embranchement	Ochrophytes
Classe	Phéophycées
Ordre	Dictyotales
Famille	Dictyotacées
Genre	Padina
Espèce	<i>Padina pavonica</i>

Thalle lamineux érigé, en éventail marqué de stries, ouvert ou enroulé en cornet (Figure 22), parfois formé de plusieurs feuilles partiellement superposées, adhère au substrat par une touffe basale de rhizoïdes. La surface de la feuille est couverte de petits poils disposés en rangées horizontales et concentriques, de coloration brun jaunâtre, atteint 15 cm de hauteur. L'espèce se reproduit en été, observée au printemps et en automne dans les stations calmes bien abritées. Sa répartition géographique : Manche, Atlantique Nord, de l'Angleterre jusqu'à la Mauritanie, Méditerranée ([Feldmann, 1937](#); [Gayral, 1958](#)).

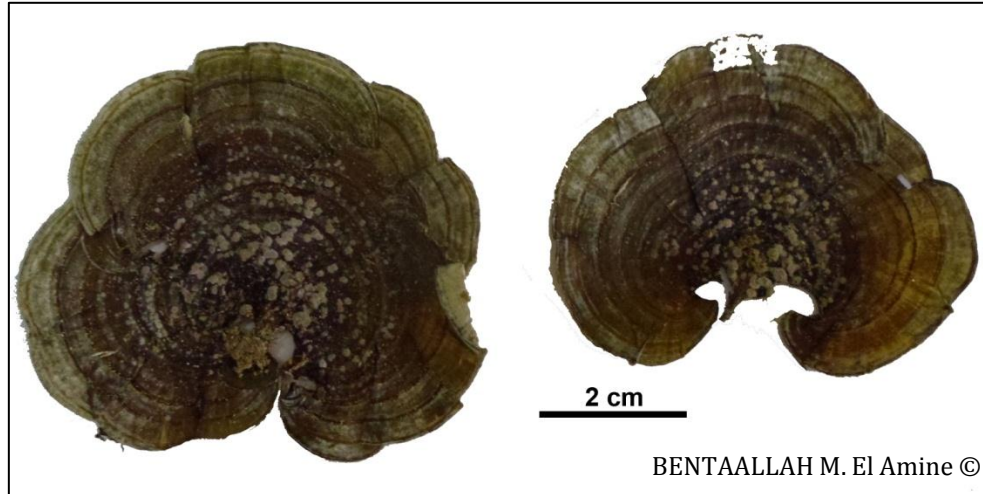


Figure 22 : Thalle de *Padina pavonica* (Linnaeus) Thivy, 1960

Halopteris scoparia (Linnaeus) Sauvageau

Embranchement	Ochrophytes
Classe	<i>Phaeophyceae</i>
Ordre	Sphacélariales

Famille	Stypocaulacées
Genre	Halopteris
Espèce	<i>Halopteris scoparia</i>

Cette algue brune forme des touffes compactes de filaments de 5 à 15 cm de hauteur. La couleur est brun foncé. L'ensemble ressemble à un petit balai de branchages d'où le nom de 'Le balai de mer'. L'espèce est polymorphe (différentes formes décrites). Les axes principaux sont nets et ramifiés dans tous les sens. Les axes portent des ramules courtes qui peuvent être soit divariqués (large angle d'insertion) et disposés régulièrement et alternativement des deux côtés de l'axe (ramules distiques) (forme *hiemalis* J. Agardh), soit plus ou moins fastigiés (faible angle d'insertion) et disposés tout autour de l'axe (forme *aestivalis* J. Agardh). Au point d'insertion du ramule sur l'axe on trouve une touffe de poils axillaires. A l'extrémité de chaque filament se trouve une cellule plus foncée caractéristique des Sphacélariales, le sphacèle à partir de laquelle s'effectue la croissance. L'algue est fixée au substrat par des rhizoïdes basaux ([Lamare et al., 2017](#)) (Figure 23).

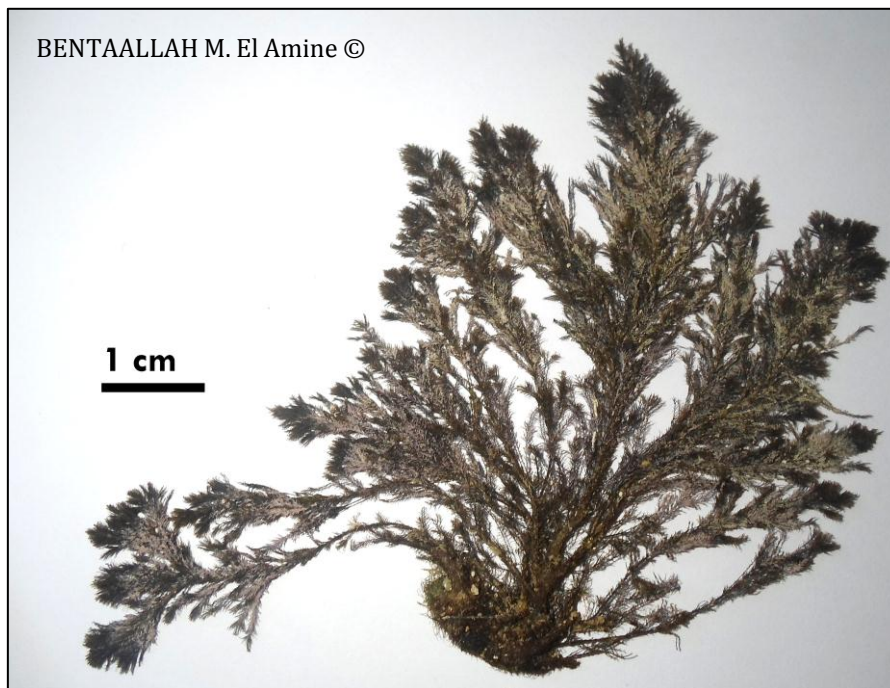


Figure 23 : *Halopteris scoparia* (Linnaeus) Sauvageau (Par BENTAALLAH M.E.A.)

3.3. Algues rouges

Asparagopsis armata Harvey, 1855

Embranchement	Rhodobiontes
Classe	Floridéophycées
Ordre	Bonnemaisoniales
Famille	Bonnemaisoniacées
Genre	<i>Asparagopsis</i>
Espèce	<i>Asparagopsis armata</i>

C'est une espèce photophile qui se développe au niveau de l'étage infralittoral supérieur, de la surface à une dizaine de mètres de profondeur, rarement plus bas que 25 mètres, dans des zones calmes ou modérément battues. Elle est très souvent épiphyte d'autres algues ([Dijoux, 2014](#))(Figure 24).



Figure 24 : Thalle de *Asparagopsis armata* Harvey, 1855 (Photos à gauche par BENTAALLAH M.E.A. Photos à droite depuis web)

Corallina elongata J.Ellis & Solander, 1786

Embranchement	Rhodobiontes
Classe	Floridéophycées
Ordre	Corallinales
Famille	Corallinacées

Genre	Corallina
Espèce	<i>Corallina elongata</i>

La coralline (Figure 25) est une algue calcifiée. Le thalle est dressé à ramification régulièrement pennée. Il est composé d'articles (segments) calcifiés et d'articulations non calcifiées flexibles. Les segments sont aplatis en forme de losange, plus longs que larges. La partie supérieure du segment est élargie. Le thalle se fixe par une croûte basale. La croissance du thalle est apicale. Les extrémités en croissance apparaissent plus claires. Les thalles sont de couleurs variables : rose clair à rouge lilas, mais aussi gris violacé. La taille du thalle varie de 4 à 10 cm. Cette espèce est abondante pendant toute l'année et vit fixée au substrat grâce à un socle dur d'aspect discoïde, près du niveau jusqu'à 5 m de profondeur. Sa localisation géographique : Méditerranée, Atlantique : du Sud de l'Angleterre aux îles Canaries ([Feldmann, 1937](#)), Manche, Corse, côte d'Algérie ([Gayral, 1958](#)). Corse ([Boudouresque et Perret, 1977](#)), Tunisie ([Ben Maiz et al., 1987](#)).

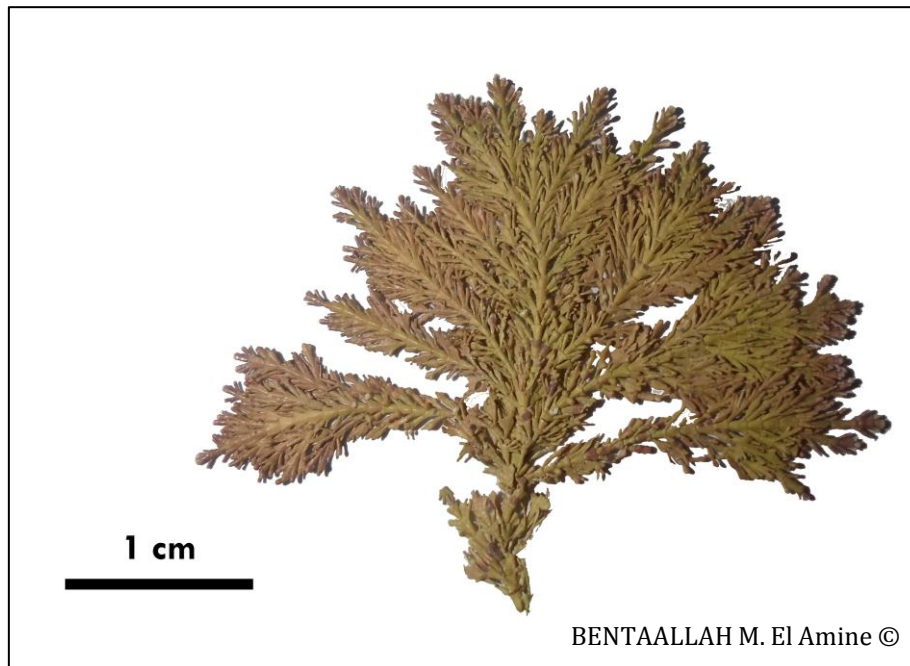


Figure 25 : Thalle de *Corallina elongata* J.Ellis & Solander, 1786 (Photos par BENTAALLAH M.E.A.)

4. Caractéristiques du macro-phytobenthos de l'aire d'étude

A l'issue de l'analyse de l'ensemble des relevés d'échantillonnage nous avons déterminé 14 espèces de macrophytes benthiques réparties sur 09 familles (Figure 26) et deux phanérogames qui sont *Posidonia oceanica* L. (Delile) et *Zostera noltii*. Cette liste de macrophytes se répartit sur les trois groupes systématiques (Chlorophytes, Rhodophytes et Phaeophytes) avec une majorité attribuée aux Chlorophytes représentés par un taux de 43,75% des espèces recensées.

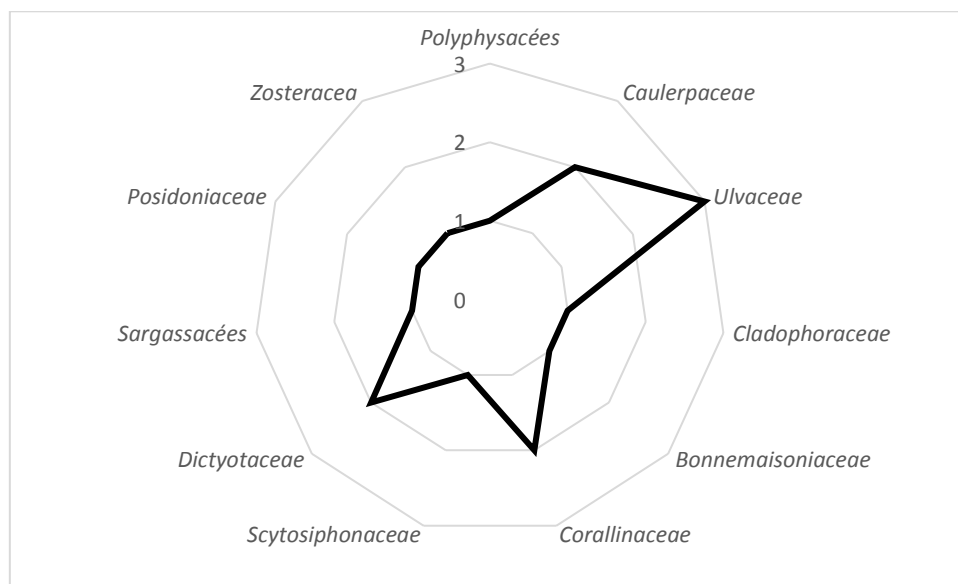


Figure 26 : Répartition des espèces suivant les familles

La dominance qualitative moyenne des relevés montre une dominance des Chlorophytes avec un taux de 43.75% suivi des Rhodophytes d'un taux de 25% et les Phéophytes 18,75% (Figure 27). Les phanérogames représentent un taux de 12,5% du total des espèces recensées.

L'étude des prélèvements permet d'expliquer la dominance des algues vertes par le fait qu'elle représente les biotopes photophiles de l'infralittoral supérieur et du médiolittoral ([Boudouresque, 1984](#)).

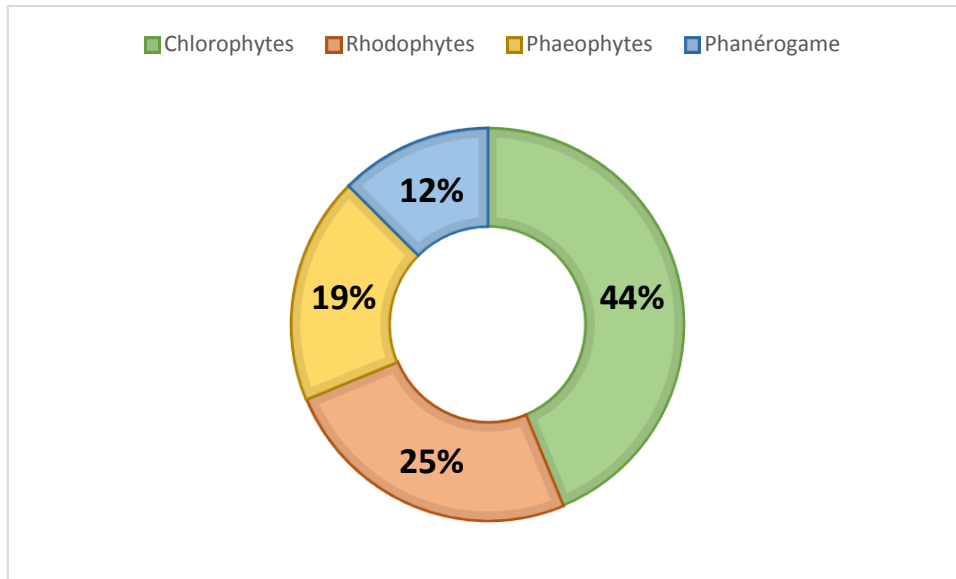


Figure 27 : Répartition des espèces suivant les grands groupes systématiques

Ainsi, le résultat floristique global fait ressortir la répartition systématique des espèces de l'ensemble des zones où *Caulerpa cylindracea* est signalée (Tableau 4)

Tableau 4 : Répartition taxinomique des espèces recensées

Nombre de taxa	Classes	Ordres	Familles	Genres	Espèces
<i>Phylums</i>					
<i>Chlorophytes</i>	1	4	4	4	7
<i>Rhodophytes</i>	1	2	2	3	3
<i>Pheophytes</i>	2	2	3	4	4
<i>Phanérogames</i>	1	2	2	2	2
Total	5	10	11	13	16

5. Paramètres analytiques

Le recouvrement moyen estimé par espèce et le nombre total moyen d'espèces floristiques présent dans l'aire à *C. cylindracea* ont été calculés est présentés pour chaque zone à part.

5.1. Zone de Marsat El Hadjadj

Le recouvrement moyen estimé par espèce

Les valeurs du taux de recouvrement moyen estimé par espèce (Figure 28) (Annexe 1) montrent que seuls quelques taxons ont touché une place à côté du taxon invasive *Caulerpa cylindracea* dont *Caulerpa prolifera* (Forsk.) Lamouroux. Sur la zone de Marsat El Hadjadj, *Caulerpa cylindracea* représente 43.125 % ($\pm 14,86$) du recouvrement total estimé des espèces échantillonnées.

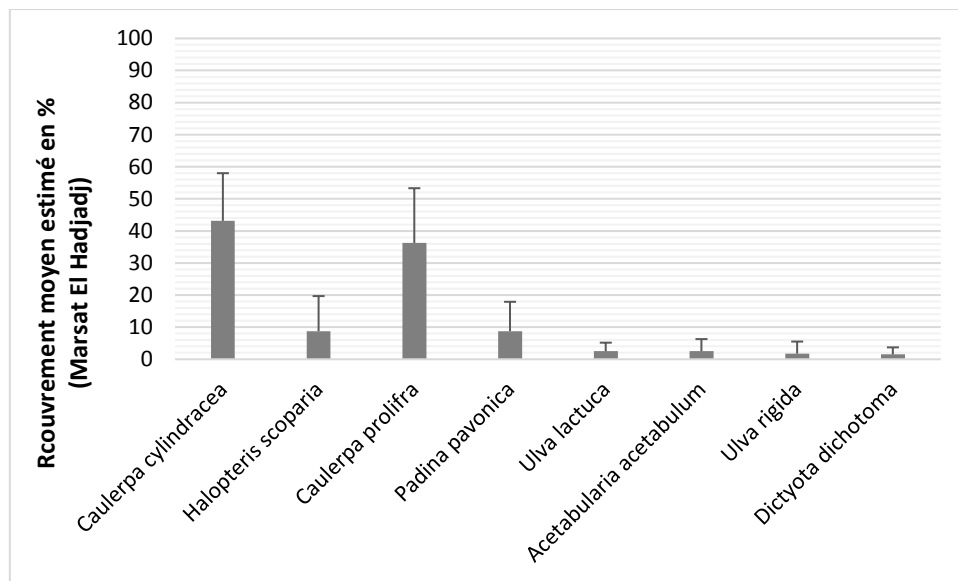


Figure 28 : Recouvrement moyen estimé par espèce à Marsat El Hadjadj

Sept espèces de macrophytes benthiques réparties sur six différentes familles taxinomiques (Figure 29) ont été déterminées dans la zone d'échantillonnage de *Caulerpa cylindracea* à Marsa El Hadjadj. Cette liste de macrophytes est partagée sur deux groupes systématiques : Chlorophytes et Phaeophytes avec des taux de 62.5% et 37.5% respectivement.

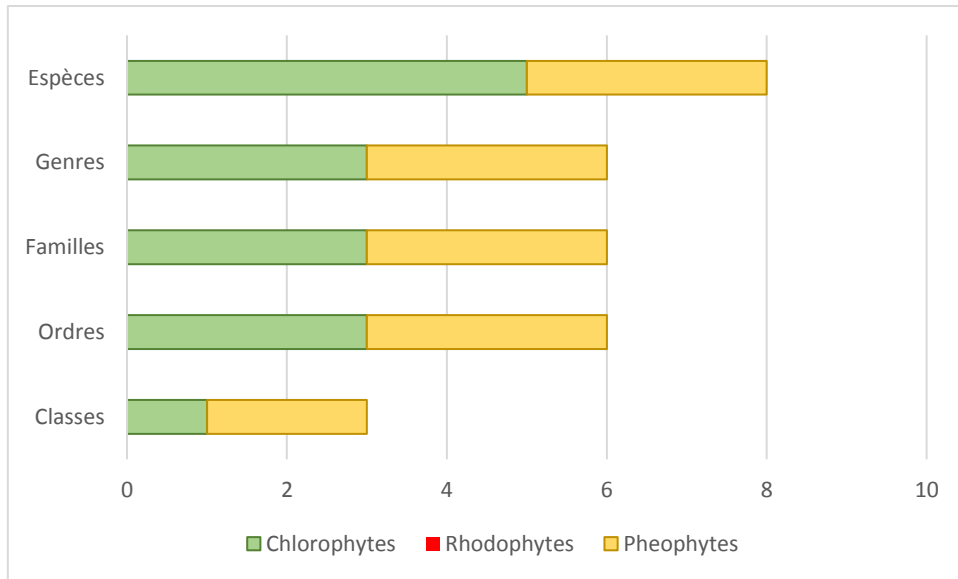


Figure 29 : Répartition taxinomique des espèces à Marsat El Hadjad

Le coefficient T

Le nombre total moyen d'espèces floristiques présent dans l'aire à *C. cylindracea* varie de 3 à 7 espèces pour une surface de prélèvement de 400 cm² (Figure 30).

Ce nombre est relativement faible par rapport à d'autres enregistrés dans des communautés telles que le genre *Cystoseira* ; il a été noté 30 espèces associées à *Cystoseira stricta* et 37 espèces associées à *Cystoseira barbata* au niveau de l'Algérois (Benali, 2006).

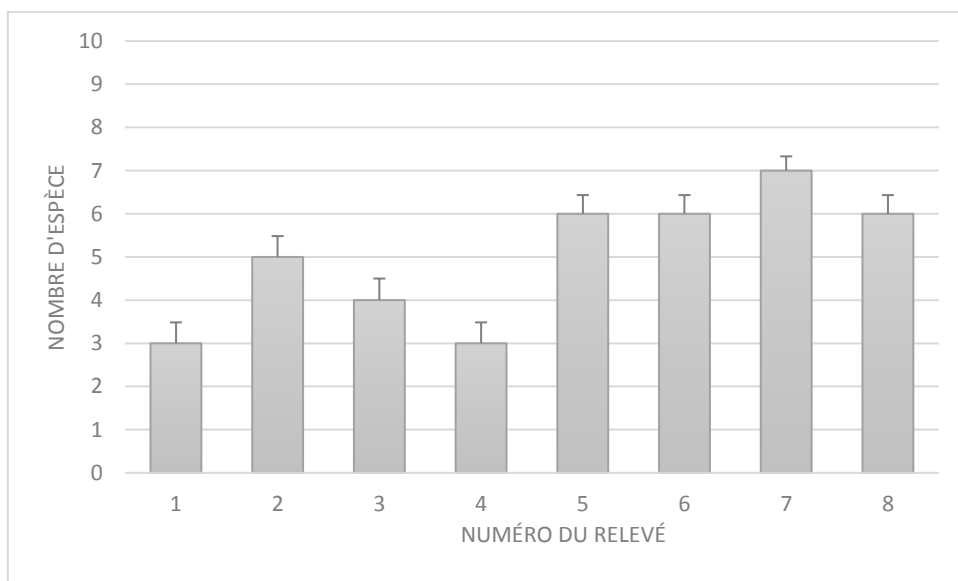


Figure 30 : Evaluation du coefficient Q suivant les relevés à Marsat El Hadjad

5.2. Zone de Canastel

Le recouvrement moyen estimé par espèce

Les valeurs du taux de recouvrement moyen estimé par espèce (Figure 31) (Annexe 1) montrent, encore une fois, que seuls quelques taxons ont touché une place à côté de *Caulerpa cylindracea* (Sonder) dont *Halopteris scoparia* et *Corallina elongata*. Sur cette zone le recouvrement moyen estimé pour l'espèce invasive *C. cylindracea* est de 70% ($\pm 18,51$).

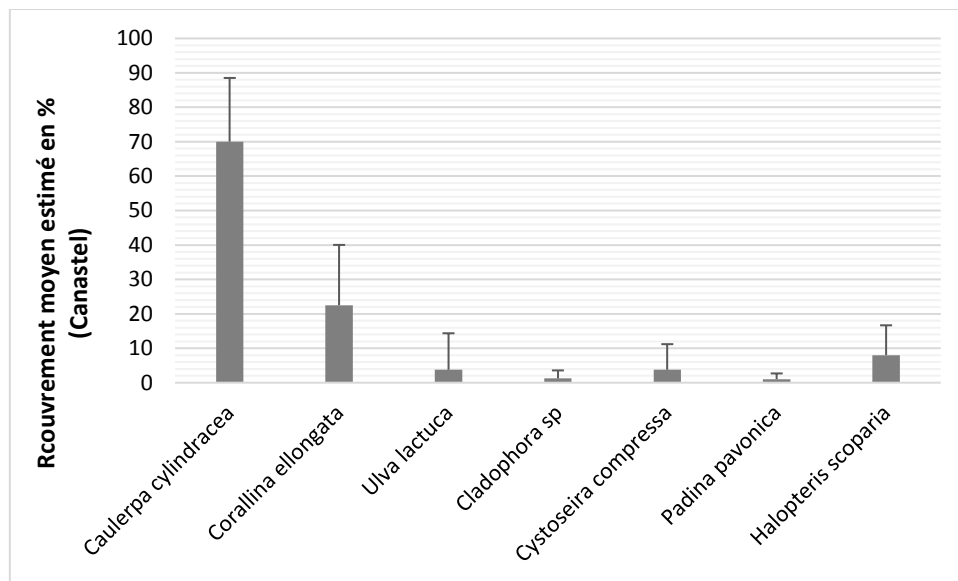


Figure 31 : Recouvrement moyen estimé par espèce sur le site de Canastel

A l'issue de l'analyse des relevés nous avons déterminé sept espèces de macrophytes benthiques réparties sur sept différentes familles taxinomiques (Figure 32). Cette liste de macrophytes se répartit sur les trois groupes systématiques (Chlorophytes, Rhodophytes, Phaeophytes) avec une majorité attribuée aux Chlorophytes représentés par un taux de 42.85% des espèces recensées.

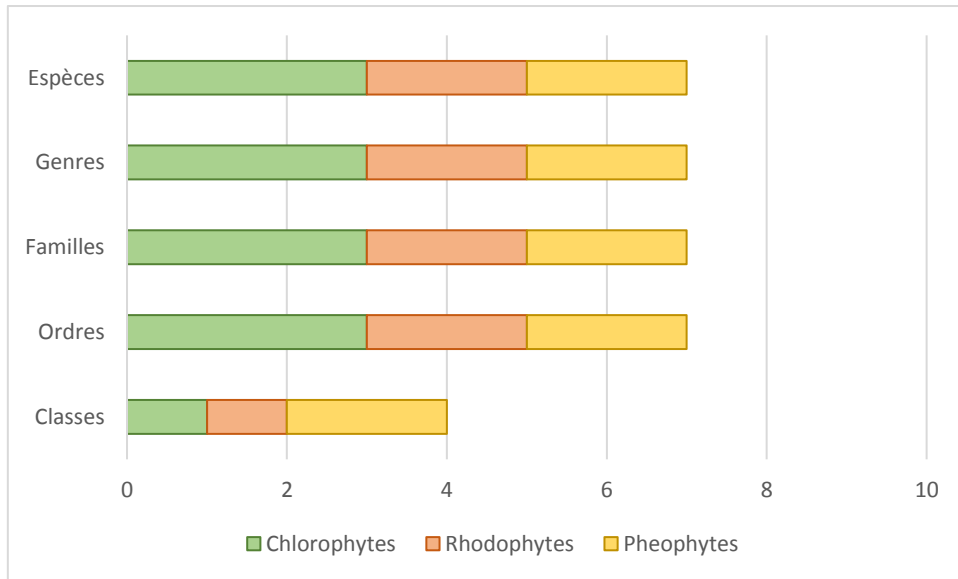


Figure 32 : Répartition taxinomique des espèces

Le coefficient T

Le nombre total moyen d'espèces floristiques présent dans l'aire à *C. cylindracea* varie de trois à cinq espèces, sur huit relevés, pour une surface de prélèvement de 400 cm² (Figure 33).

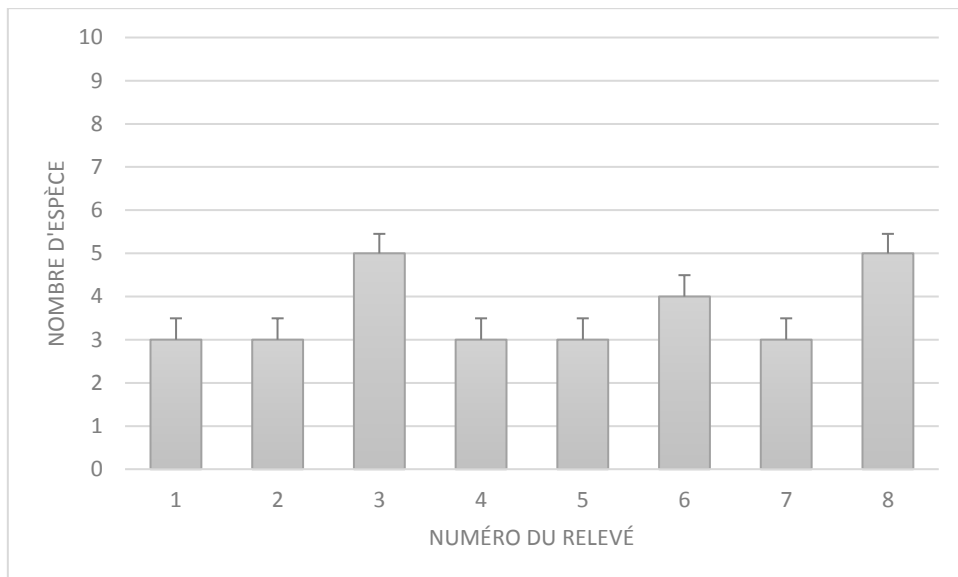


Figure 33 : Coefficient Q pour les relevés du site de Canastel

5.3. Zone de Zimba

Le recouvrement moyen estimé par espèce

Les valeurs du taux de recouvrement moyen estimé par espèce (Figure 34) (Annexe 1) montrent une réelle dominance du taxon invasif *Caulerpa cylindracea* sur l'ensemble des relevés. Le recouvrement moyen estimé de *C. cylindracea* est de 45% ($\pm 24,49$).

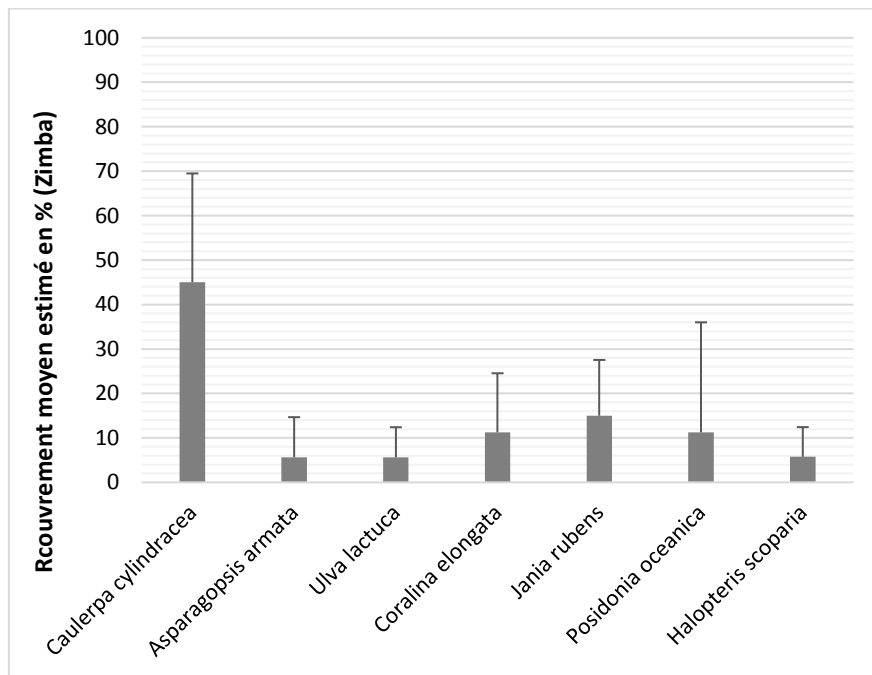


Figure 34 : Recouvrement moyen estimé par espèce à la zone de Zimba

La répartition taxinomique des espèces (Figure 35) fait ressortir une appartenance des 7 espèces à 6 différentes familles et 6 genres. Une majorité est attribuée aux Rhodophytes pour un taux de 42,85% suivi des Chlorophytes pour 28,7% des espèces recensées.

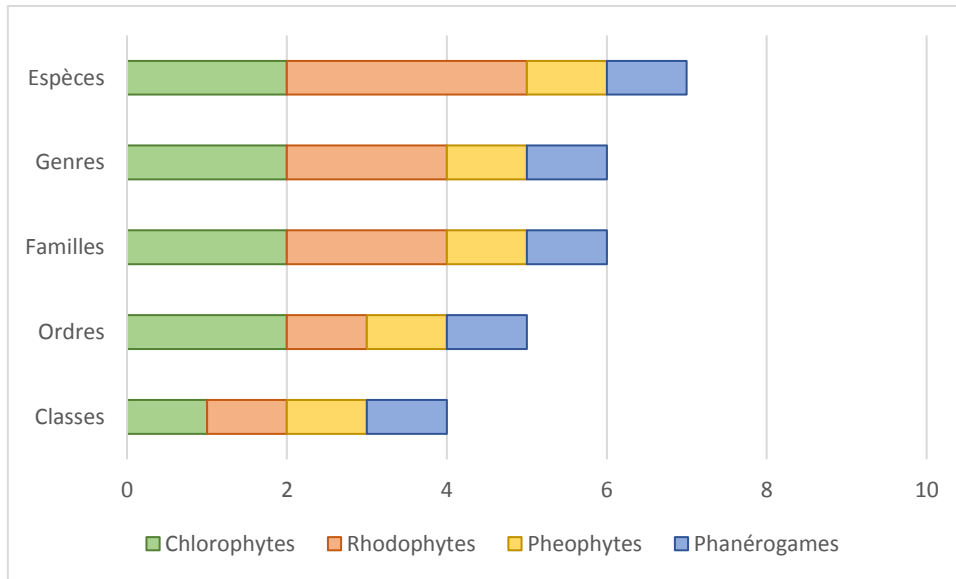


Figure 35 : Répartition taxinomique des espèces sur les échantillons de la zone de Zimba

Coefficient *T*

Le nombre total moyen d'espèces floristiques présent dans l'aire à *C. cylindracea* varie de deux à six espèces, sur les huit relevés, pour une surface de prélèvement de 400 cm² (Figure 36).

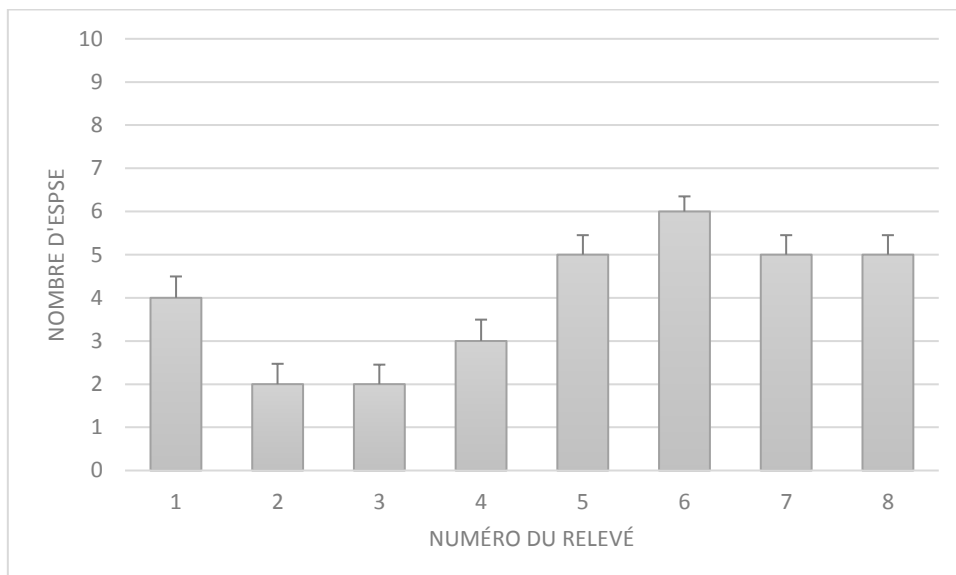


Figure 36 : Coefficient Q pour relevés de la zone de Zimba

5.4. Zone de Cap carbon

Le recouvrement moyen estimé par espèce

Les valeurs du taux de recouvrement moyen estimé par espèce à Cap Carbon (Figure 37) (Annexe 1) donnent un taux de 48.75% ($\pm 9,91$) pour *Caulerpa cylindracea*, 13.125% ($\pm 10,99$) à *Padina pavonica*, de 18.875% ($\pm 14,86$) pour la phanérogame *Posidonia oceanica* et de 10% ($\pm 18,12$) pour *Halopteris scoparia*.

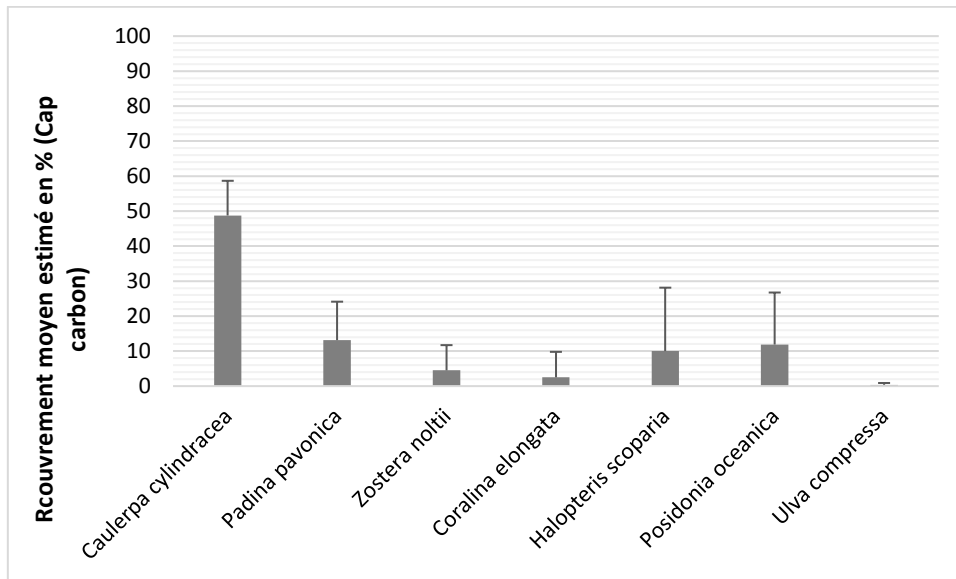


Figure 37 : Recouvrement moyen estimé par espèce à Cap Carbon

Les espèces sont réparties en 7 différentes familles taxinomiques (Figure 38) des trois différents groupes d'algues dont les Phanérogames, Chlorophytes et Phéophytes à parts égales pour un taux de 28,57% et les Rhodophytes 14,28%.

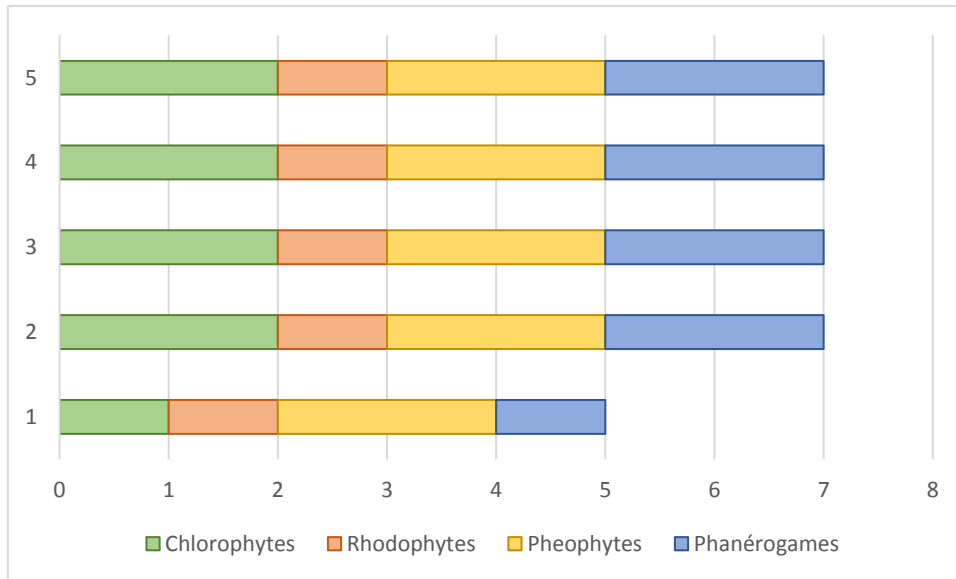


Figure 38 : Répartition taxinomique des espèces à Cap Carbon

Coefficient T

Le nombre total moyen d'espèces floristiques présent dans l'aire à *C. cylindracea* dans la zone de Cap Carbon varie de 2 à 7 espèces pour une surface de prélèvement de 400 cm² (Figure 39).

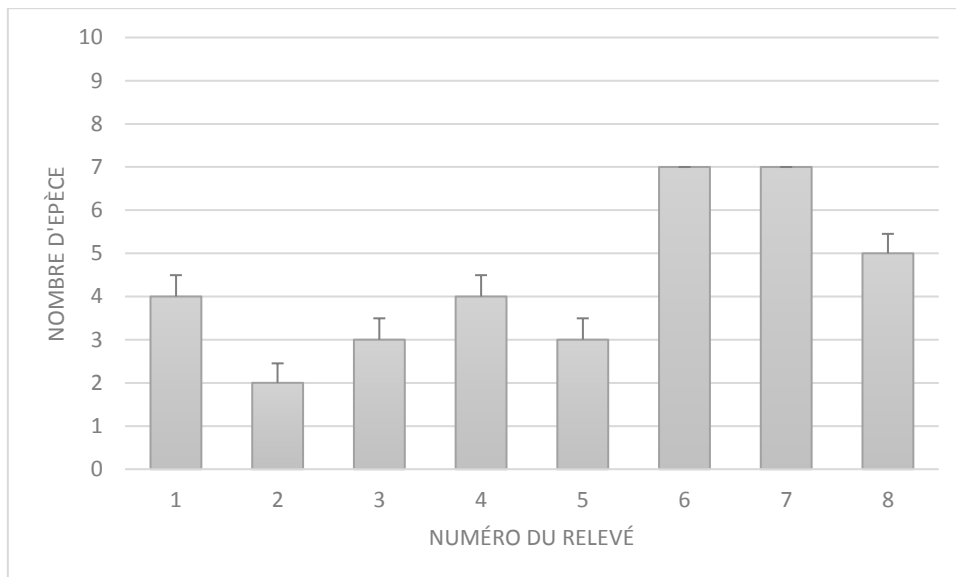


Figure 39 : Coefficient T pour les relevés de la zone de Cap Carbon

6. Répartition géographique et cartographie de *Caulerpa cylindracea*

L'aire à *Caulerpa cylindracea* a fait l'objet de plusieurs prélèvements tout en mentionnant le taux du recouvrement, la profondeur, la surface occupée ainsi que la position des taches satellitaires -entourant une surface centrale- et leur nombre est mentionné. Les résultats ont été intégrés dans un SIG afin de projeter la répartition des populations de *C. cylindracea* sur les différentes zones d'introduction récemment recensées.

6.1. Zone de Marsat El Hadjadj

L'ensemble des surfaces couvertes par *Caulerpa cylindracea* sur le site de Marsat El Hadjadj (Figure 40) est de 38,73 m². L'estimation du niveau de colonisation et du linéaire côtier atteint donne le résultat suivant :

- Surface atteinte 10.361 m²
- Ligne côtière affectée (dite aussi concernée) 557 m

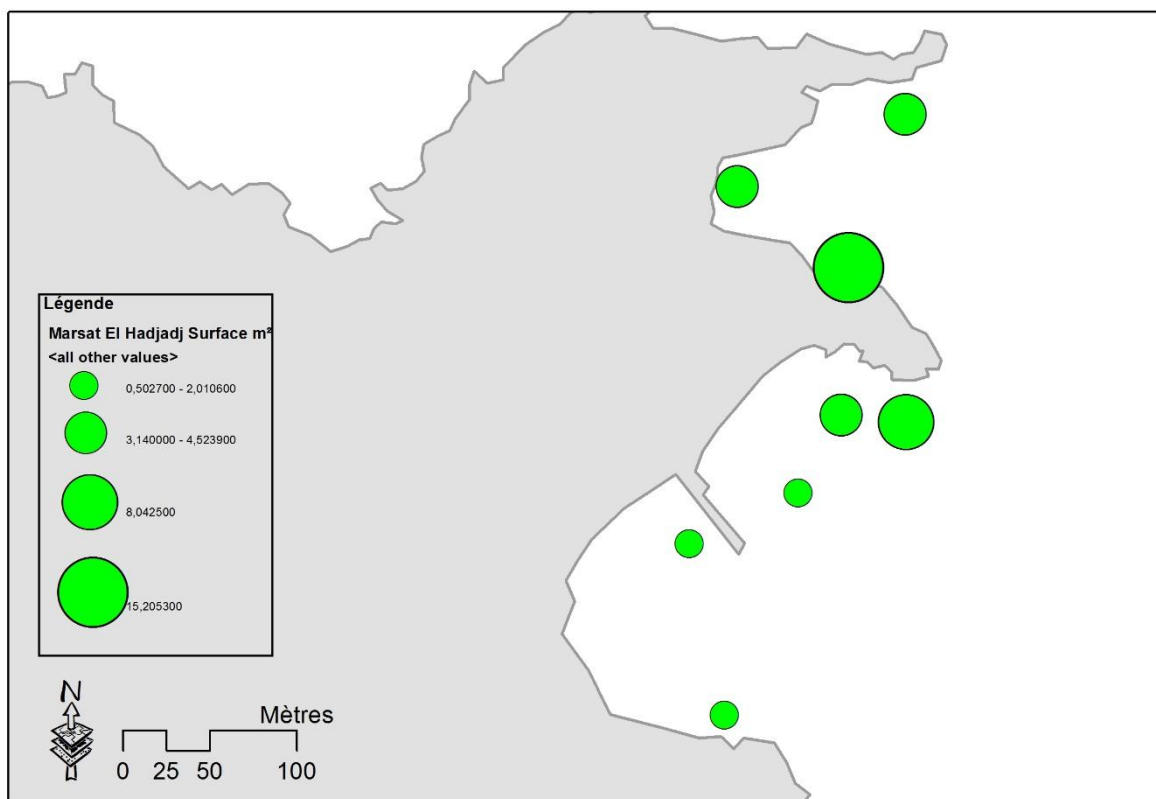


Figure 40 : Carte de répartition des populations de *C. cylindracea* à Marsat El Hadjadj

6.2. Zone de Zimba

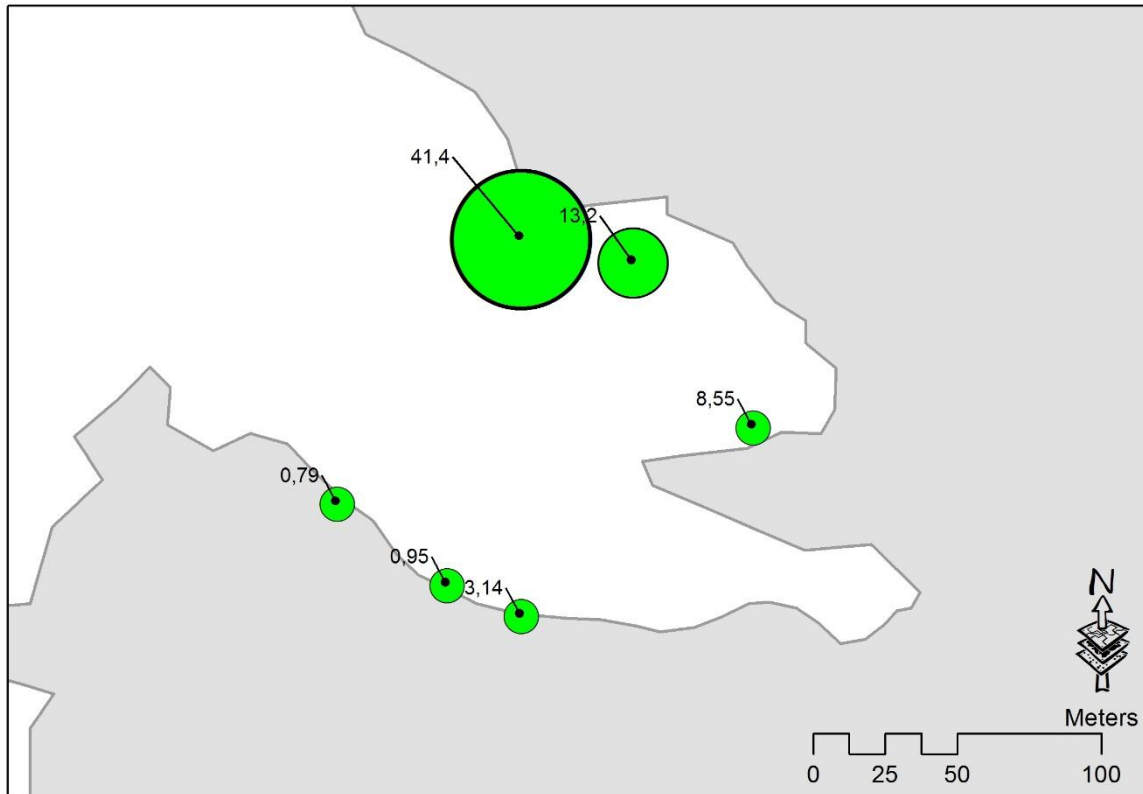


Figure 41 : Carte de répartition des populations de *C. cylindracea* sur la zone de Zimba

Il s'avère que les populations se développent dans des endroits calmes près de la surface à des taches variées par densité. Au total deux grandes principales colonies sont distinguées et quelques taches occupant des surfaces variées (Figure 41). Les distances séparant les taches satellitaires et centrales varient sont de l'ordre des 50m.

L'ensemble des surfaces couvertes est de $68,03 \text{ m}^2$. Cette surface est plus réduite que celle de la station de Salamandre et presque égale à celle de la station de Stidia ([Bachir Bouiadjra et al., 2010](#)).

L'estimation du niveau de colonisation et du linéaire côtier atteint par *C. cylindracea* dans le site d'observation de la zone de Zimba donne le résultat suivant :

- Surface atteinte $11.387,64 \text{ m}^2$
- Ligne côtière affectée (dite aussi concernée) 430 m

Ce résultat montre que l'expansion n'est pas très prononcée. Conformément à la procédure de standardisation internationale de l'évaluation cartographique de *Caulerpa* (De Vaugelas *et al.*, 1999). Cette colonisation se traduit par le 'Niveau I' relatif à un début de colonisation.

6.3. Zone de Canastel

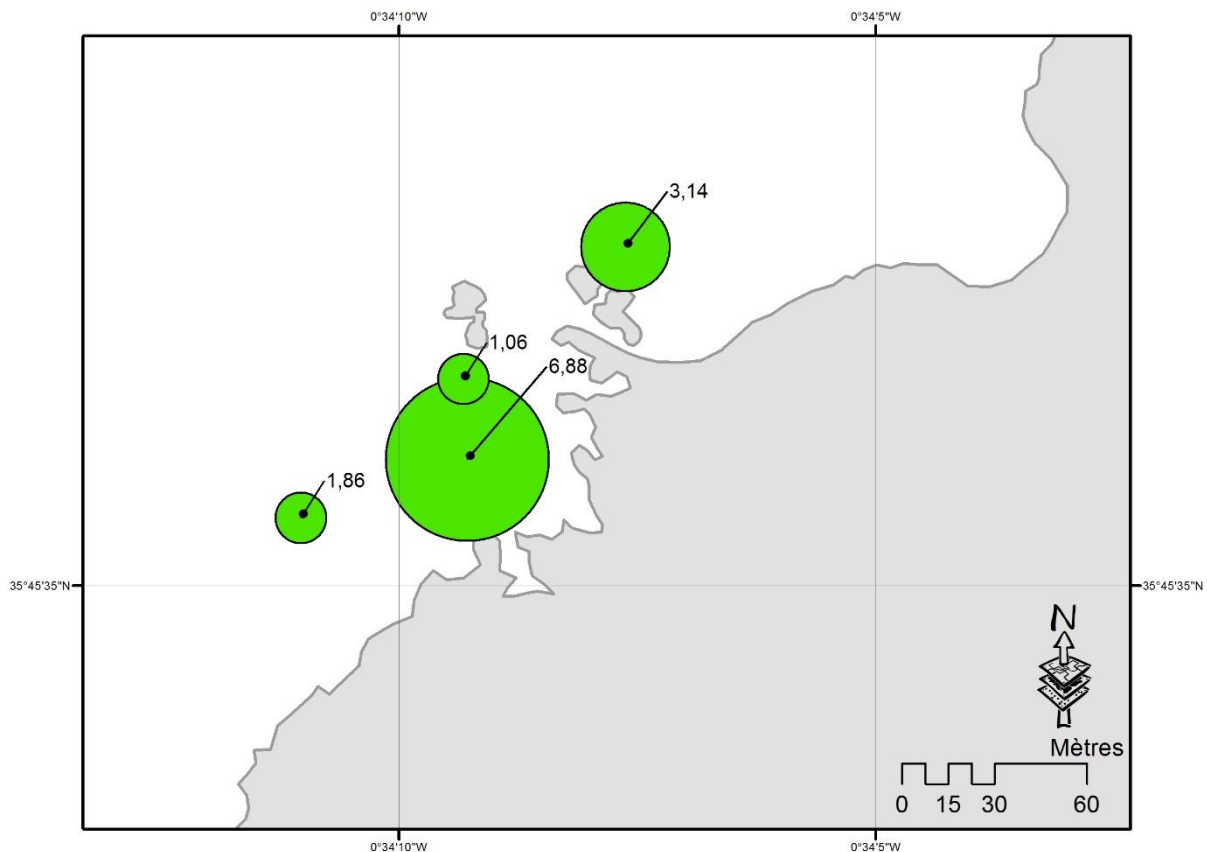


Figure 42 : Carte de répartition des populations de *C. cylindracea* sur la zone de Canastel

Pour la zone de Canastel deux colonies en forme de taches centrales d'une superficie de 3,14 et 6,88 m² sont bien distinguées, la plus grande est entourée de deux taches satellitaires de 1,06 et 1,86 m² (Figure 42). Le linéaire côtier affecté est de l'ordre de 161 m pour une surface couverte de prêt de 13 m². Cette zone semble moins affectée totalisant une surface atteinte de 2.062,65 m². Selon les normes de la standardisation internationale, de l'évaluation des caractéristiques spatiales de la colonisation qui hiérarchise les zones colonisées. Nous notons le 'Niveau I' pour ce site. Ce niveau de colonisation suggère un début de colonisation du taxon invasive.

6.4. Cap Carbon

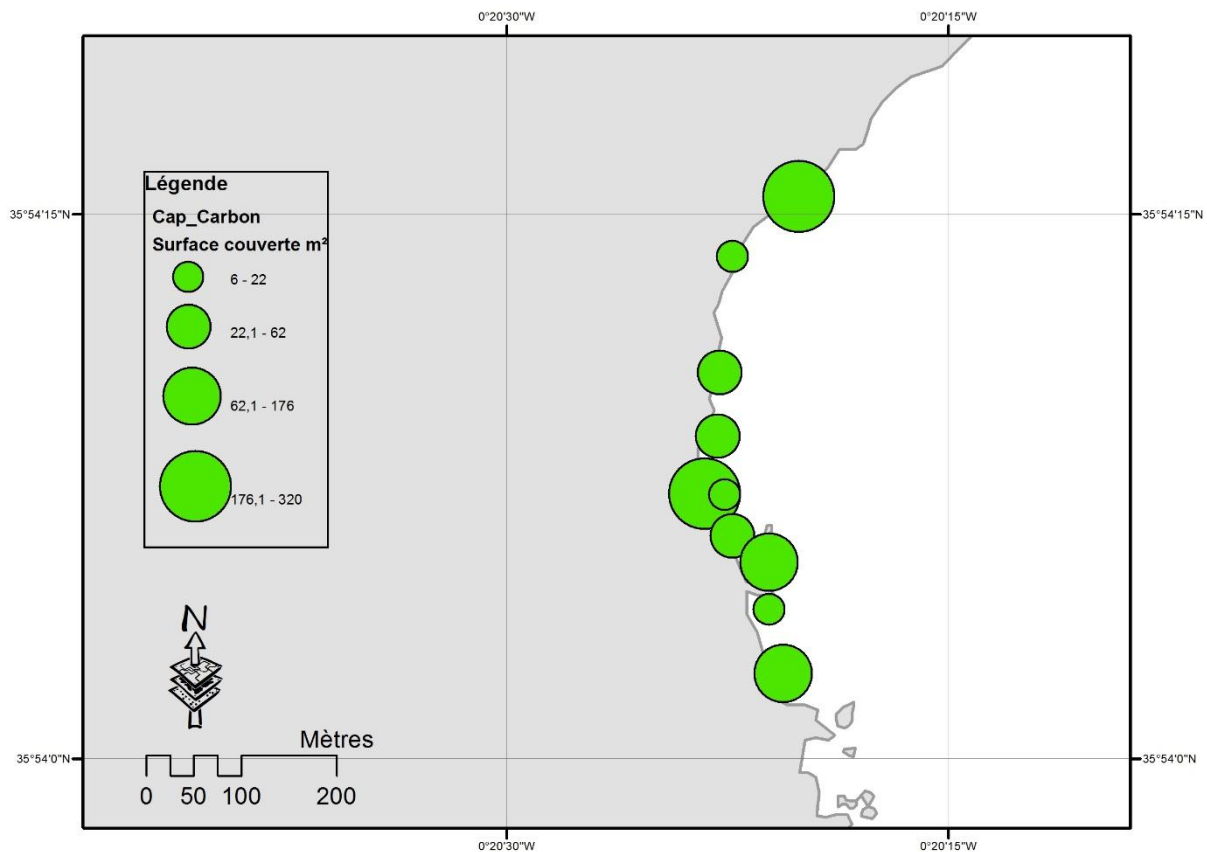


Figure 43 : Carte de répartition des populations de *C. cylindracea* à de Cap Carbon

L'étendue de prolifération de *Caulerpa cylindracea* à Cap Carbon fait de cette station la zone la plus affectée de nos sites d'études. Plusieurs taches à petite et grande surface ont été localisées (Figure 43) pour une surface couverte totale de 1.007,78 m². Le linéaire côtier affecté est de 574 m pour une surface atteinte de 34.370 m².

7. Traitement statistique

7.1. Profil d'occupation bathymétrique

La densité de *Caulerpa cylindracea* ne s'accroît pas dans la tranche de plus de 3m de profondeur. Dans ces profondeurs, *C. cylindracea* a rarement été rencontrée. Seuls des thalles isolés ou des colonies de taille très modeste ont été trouvés au-delà de 3 m de profondeur.

Entre le recouvrement moyen estimé de l'espèce *C. cylindracea* et la profondeur des prélèvements, nous avons pu traiter ces données par une corrélation (Figure 44).

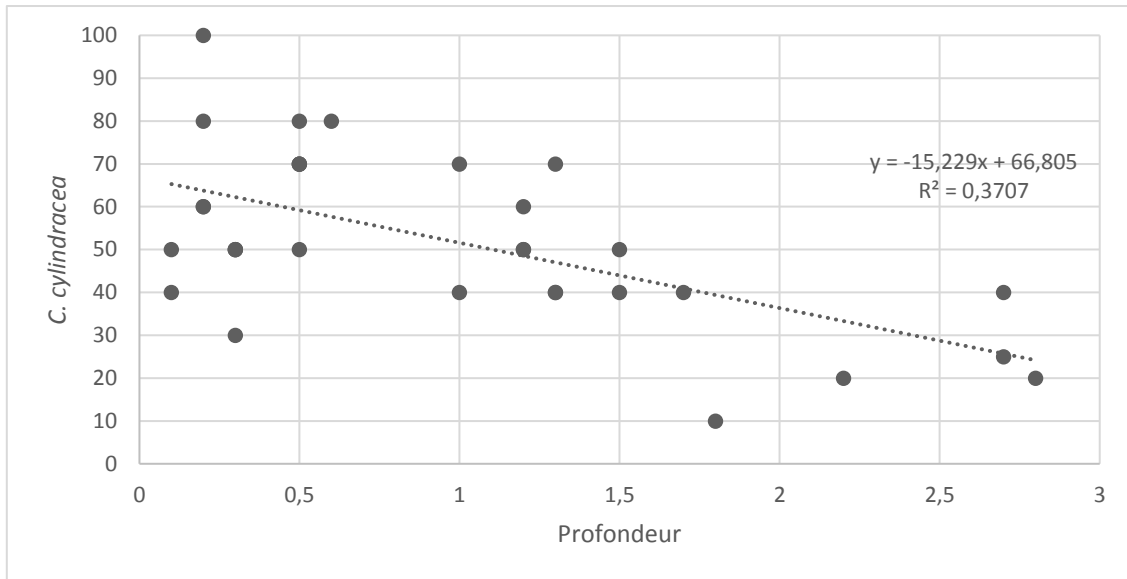


Figure 44 : Nuage de point et corrélation entre le recouvrement moyen estimé de *C. cylindracea* et la profondeur.

Corrélation positive entre le taux de recouvrement et la profondeur, suivant la Figure 44 le taux de recouvrement diminue avec l'avancement en profondeur jusqu'à -3 m (limite des prélèvements). Le recouvrement de *Caulerpa cylindracea* varie principalement entre 40 et 80% sur nos échantillons et est plus représenté dans les tranches de profondeurs 0-0,5 et 1-1,5m.

Une analyse de la variance ANOVA a été effectuée sur la base des recouvrements moyens estimés seule de l'espèce invasive pour les différentes stations, à savoir Marsat El Hadjadj, Canastel, Zimba et Cap Carbon (Tableau 5).

Tableau 5 : ANOVA à un seul facteur pour le recouvrement de *Caulerpa cylindracea*

Groupes	Nombre d'échantillons	Somme	Moyenne	Variance
Zimba	8	360	45	600
Marsa El Hadjadj	8	345	43,125	220,982143
Canastel	8	560	70	342,857143
Cap carbon	8	390	48,75	98,2142857

Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	3696,09375	3	1232,03125	3,904846	0,0189657	2,94668527
A l'intérieur des groupes	8834,375	28	315,513393			
Total	12530,4688	31				

L'analyse de la variance à un seul facteur fait ressortir un $P = 0,01$ inférieure au seuil de signification 0,05, donc il existe une différence significative entre les recouvrements de l'espèce invasive dans les quatre différentes stations où l'espèce a été recensée (sans prise en compte de la profondeur).

7.2. Profil spécifique

La phytocénose qu'abritent les sites d'observation est à majorité médiolittoral et infralittoral, parmi lesquelles *Corallina elongata* J. Ellis & Solande, *Ulva lactuca* Linnaeus, *Caulerpa prolifera* (Forsskal) J.V. Lamouroux qui sont des espèces réputées indicatrices de milieu perturbé (Bellan-Santini, 1966; Gamulin-Brida *et al.*, 1967). La phanérogame *Posidonia oceanica* L. Delile témoignant de la bonne qualité du milieu reste faiblement représentée (Figure 45) (Annexe 1).

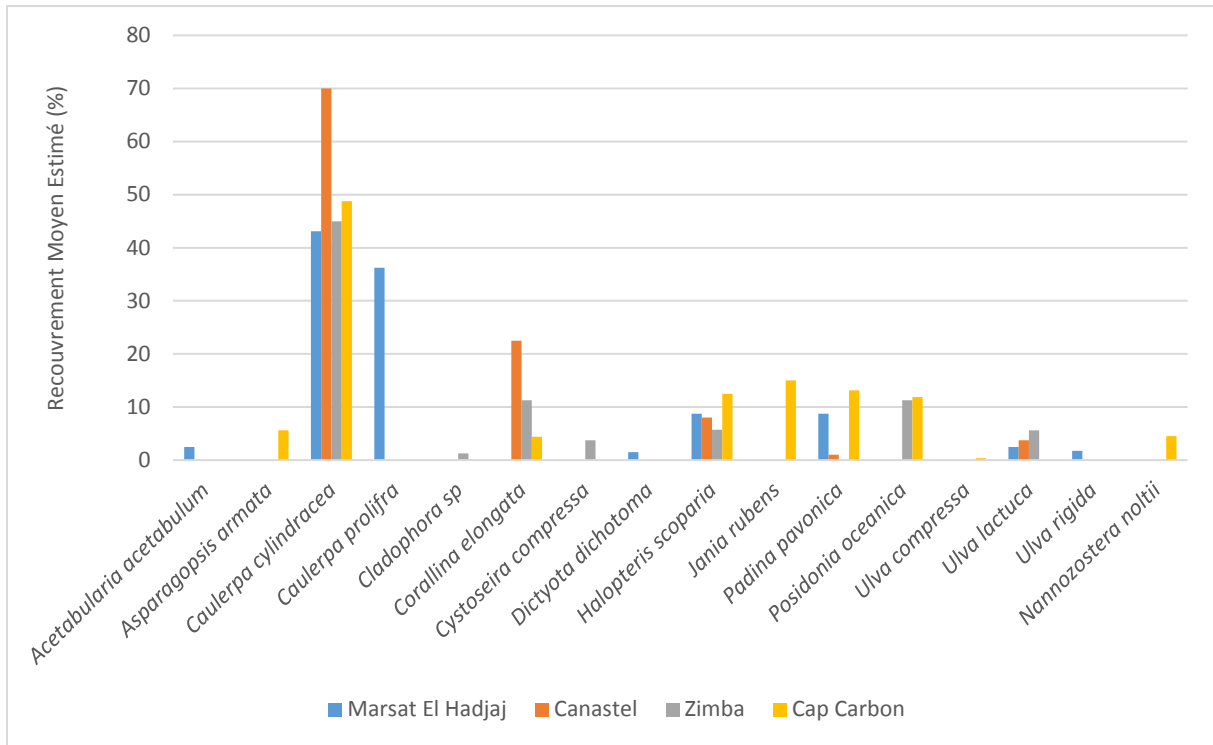


Figure 45 : Profil en recouvrement d'espèces sur les différentes zones d'études

7.3. Profil des groupements d'espèces

Dans les stations échantillonnées 16 espèces ont été récoltées. Le terme général de la matrice utilisée pour le traitement statistique correspond aux variables de recouvrement, profondeur et espèces.

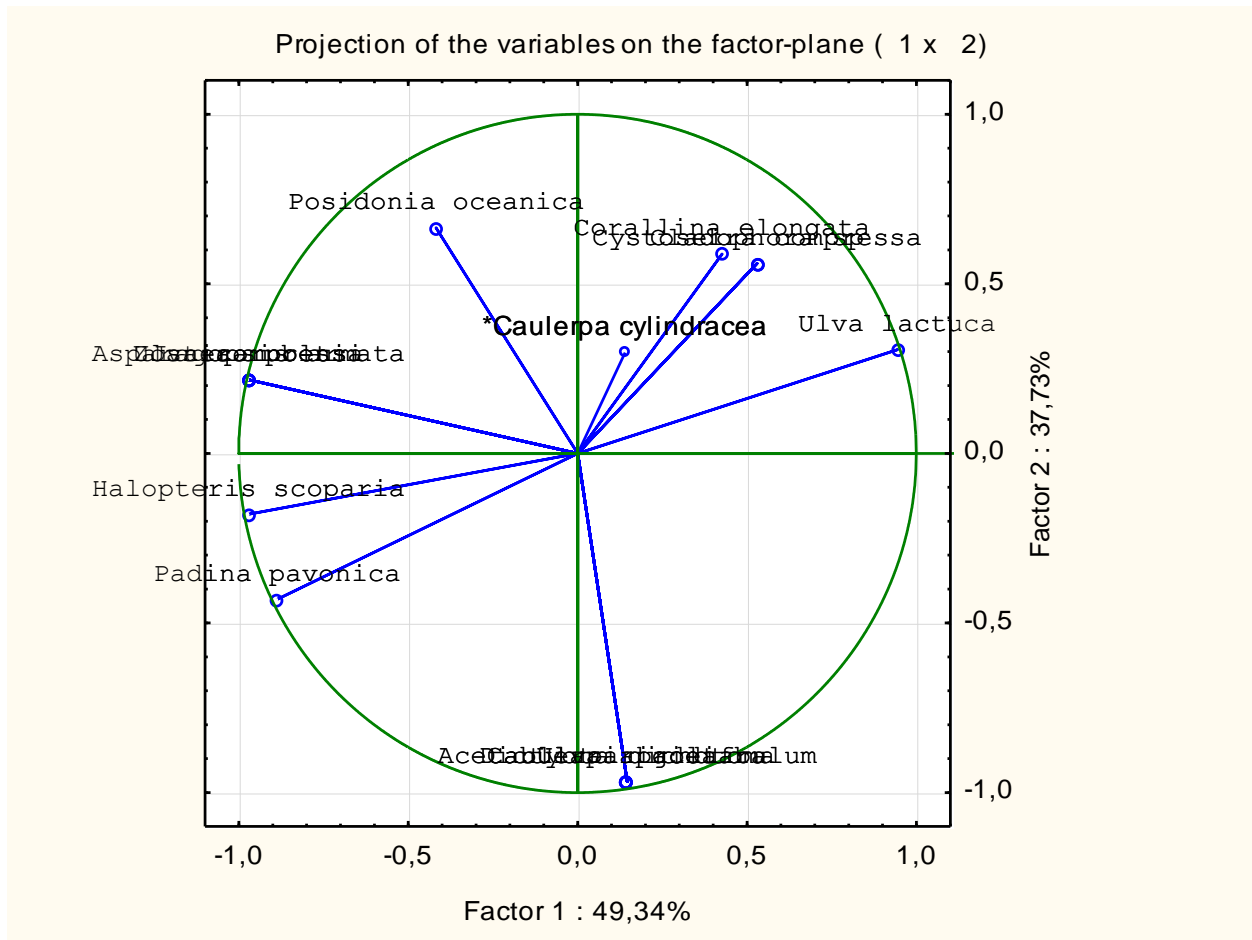


Figure 46 : Distribution du nuage d'espèces sur le plan factoriel F1xF2 de l'ACP 1.

Les deux premiers axes de l'ACP (Figure 46) totalisent 87,07 (F1= 37,73%, F2= 49,34%) de l'information de la variance. L'analyse des différents groupes floristiques suivant leur disposition dans le plan factoriel F1xF2 montre un groupe d'espèces en réelle corrélation avec la variable du recouvrement moyen estimé de l'invasive *Caulerpa cylindracea*. Cette formation est principalement composée de *Coralina elongata*, *Ulva lactuca* et *Posidonia oceanica*.

Les autres variables spécifiques forment des angles plus au moins larges avec *C. cylindracea* constituant un nuage plus éclaté. Par conséquent ces espèces forment un groupe qui n'est pas liées à *C. cylindracea* pour la variable du recouvrement.

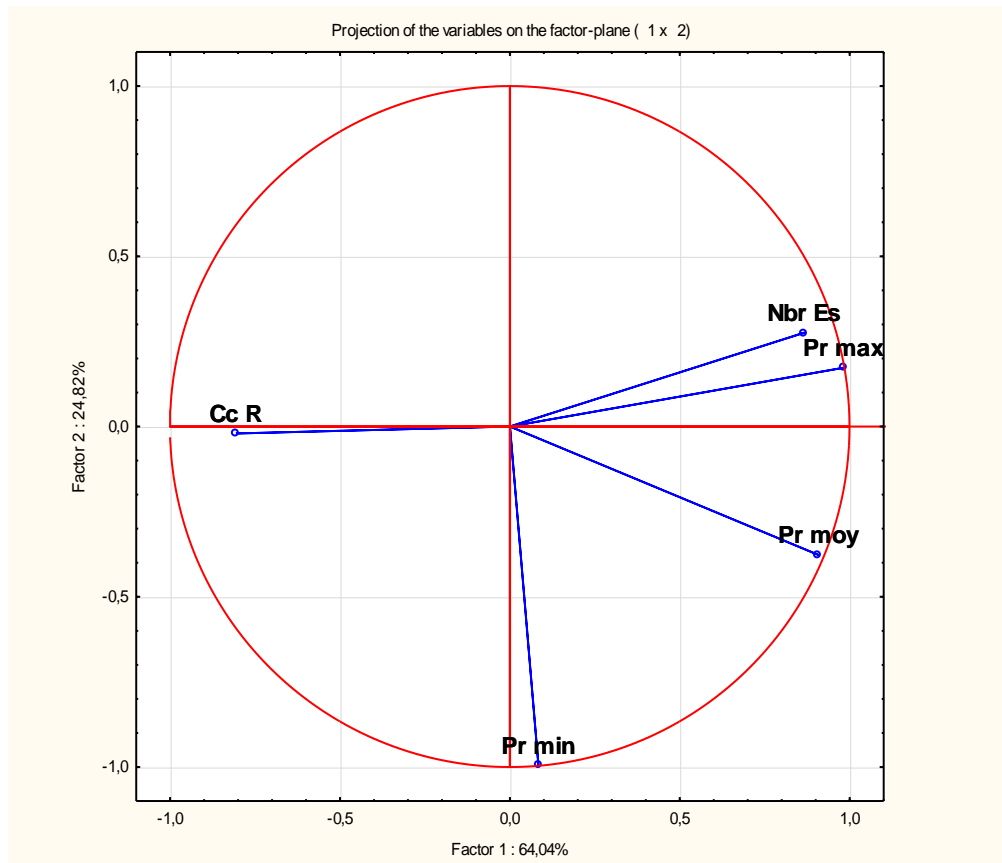


Figure 47 : Cercle des corrélations de l'ACP 2

Le cercle des corrélations (Figure 47) représente la projection des variables tirées de notre tableau d'information. La figure montre que les lignes Nombre d'espèce (**Nbr Es**), Profondeur moyenne (**Pr moy**) et Profondeur maximale (**Pr max**) sont séparées par des angles plus au moins aigus, elles sont alors corrélées positivement et sont -au même temps- corrélées négativement avec le Recouvrement estimé de l'espèce invasive *Caulerpa cylindracea* (**Cc R**). En outre, la variable de la Profondeur minimale (**Pr min**) n'est pas liée aux autres variables.

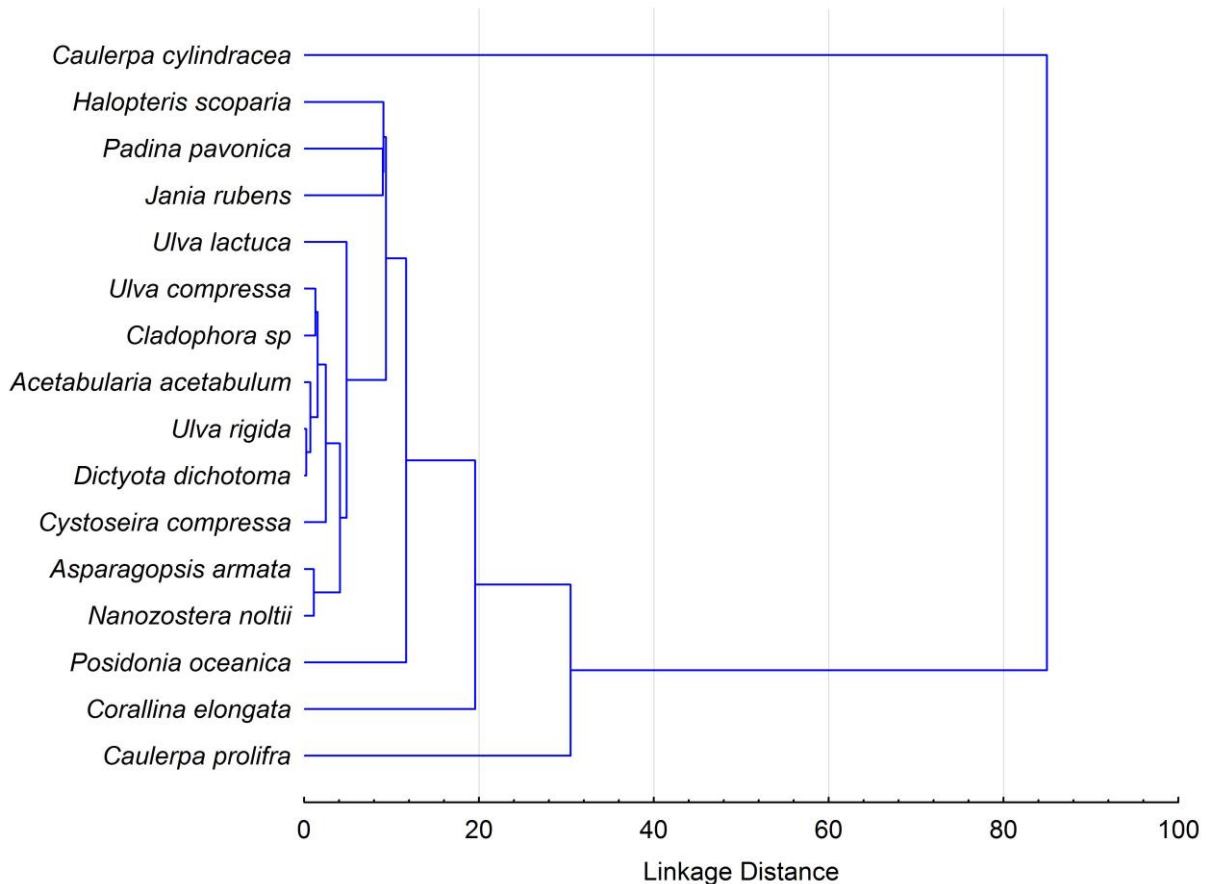


Figure 48 : Dendrogramme de la Classification Ascendante Hiérarchique inter espèces

L'analyse du dendrogramme issu de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) (Figure 48) clarifie plus la classification par l'ACP 1, pour la variable du recouvrement moyen pour chaque espèce met en évidence les relations interspécifiques. La CAH fait ressortir trois groupes d'espèces se distinguant à partir de la distance euclidienne 30.5 :

- Un groupe formé d'espèces dont la cohabitation à l'introduction de *C. cylindracea* semble évidente, formé de *Caulerpa prolifera*, *Corallina elongata* et *Posidonia oceanica* séparée à la distance 11,7.
- Des espèces qui cohabitent moins avec la souche invasive de *C. cylindracea* et dont la distance de présence est faible, formé de *Halopteris scoparia*, *Padina pavonica* et *Jania rubens* séparée à la distance 9,5.
- Des espèces qui ne s'associent pas au taxon invasif et qui sont moins résistantes à sa présence, formé par un groupe des 9 espèces restantes.

8. Actualisation de la carte de répartition de *Caulerpa cylindracea*

La combinaison des localisations de *Caulerpa cylindracea* (Sonder) issues de la bibliographie et des résultats de nos prospections sur le littoral ouest-algérien fait ressortir la carte 'mise à jour' de *C. cylindracea* en Mer Méditerranéenne (Figure 49).

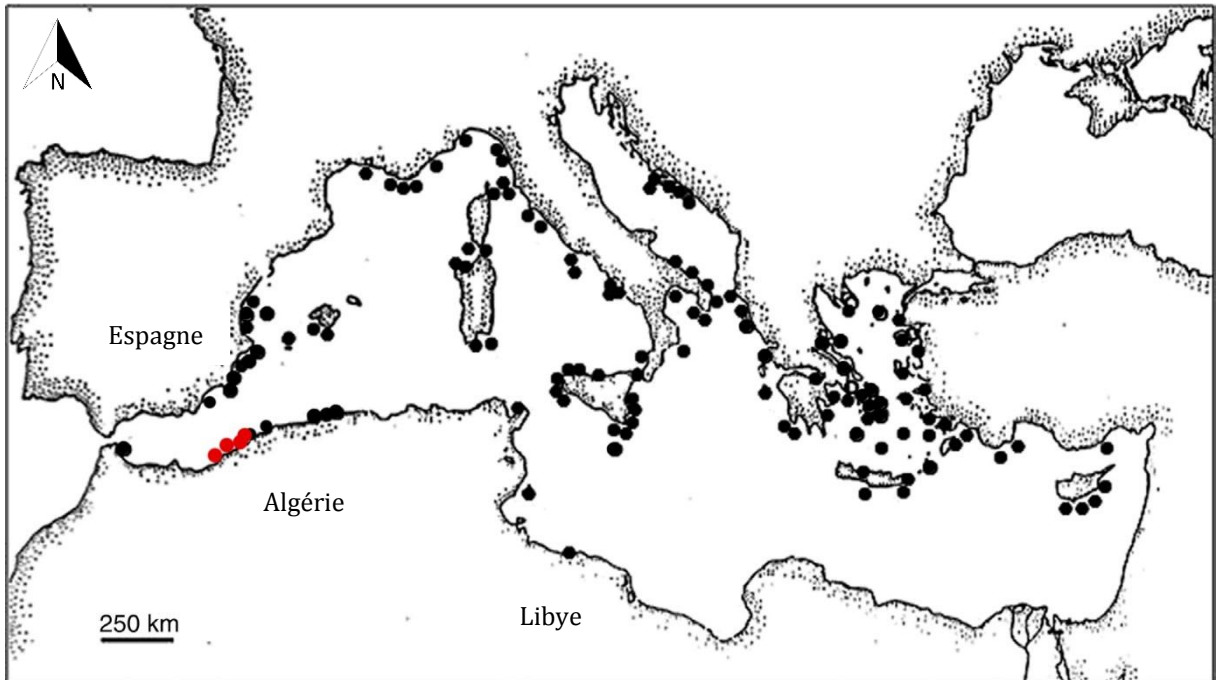


Figure 49 : Mise à jour de la distribution géographique de *Caulerpa cylindracea* (Sonder) en méditerranée.

Carte souche depuis [Altamirano et al. \(2014\)](#). Les points noirs montrent les localisations de *C. cylindracea*. Les points rouges indiquent les localisations nouvellement reportées pour l'Ouest algérien.

9. Pression anthropique (Facteurs de reconnaissances de l'habitat potentiel à contenir l'introduction)

Pour évaluer les pressions anthropiques pouvant exister dans chaque site d'échantillonnage, l'approche de [Royo et al. \(2009\)](#) a été mis en œuvre. En conséquence, une évaluation visuelle sur Google Earth Pro® a été établie pour chaque site pour déterminer les principales sources ponctuelles de perturbation (rivières, ports, industrie, etc.), et les principaux types d'occupation des sols autour des sites (agricole, urbain, naturel). A l'aide de l'outil géomatique de ArcMap 10.1®, la distance et le type de pression,

ainsi que le pourcentage de chaque catégorie d'occupation des sols ont été mesurés et consignés dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Evaluation de la pression anthropique

Site	Occupation du sol			Rivières (Km)	Industrie (Km)	Ports			SA	Pression
	U	A	N			I	C	L/P		
Mersat El Hadjadj	11	43	45	4	1	1	7	0	0	Elevée
Cap Carbon	27	0	72	1,8	9	0	6,5	0	0	Elevée
Zimba	17	0	82	11	8,5	0	0	5,5	0,54	Modérée
Canastel	28	0	71	0	0	0	7	9,7	0	Faible

Occupation du sol (U : Espace Urbain, A : Agriculture, N : Espace Naturel) ; Ports (I : Industriel, C : Commercial, L/P : Loisir/Pêche) ; SA : Structures artificielles.

La combinaison des données de Surface couverte, Surface concernée et le Ligne côtière affectée avec les résultats de la pression humaine mènent à la Figure 50 (Annexe 1)

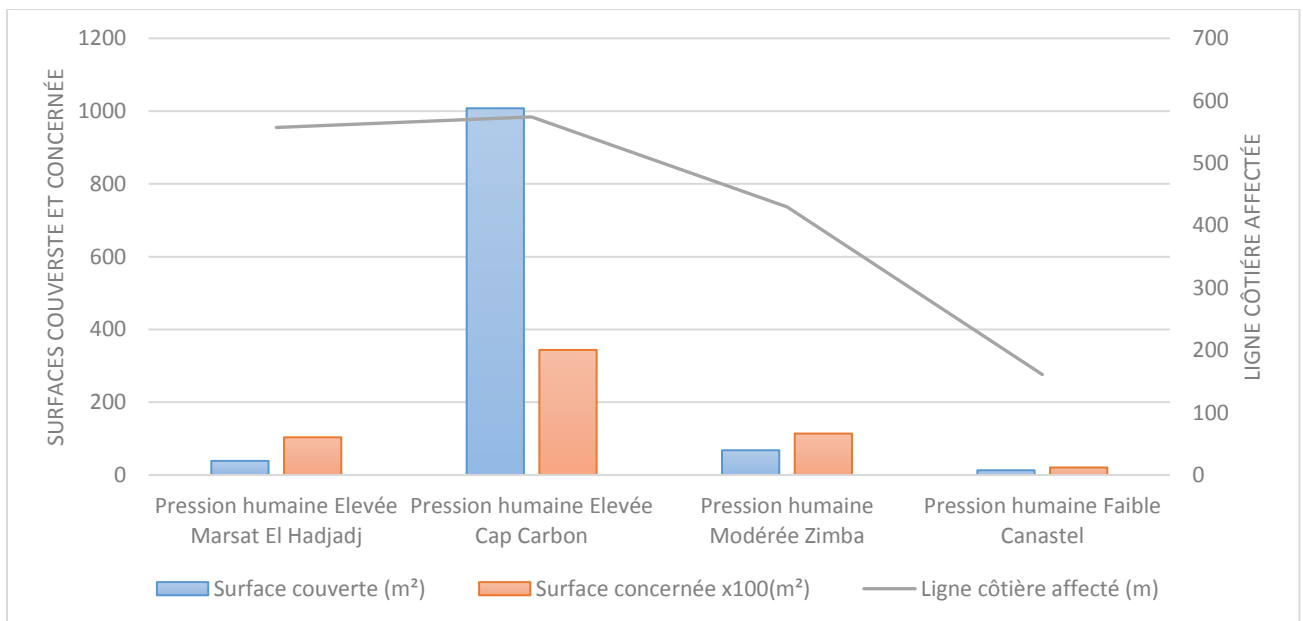


Figure 50 : Combinaison des données de l'indice cartographique et de la pression humaine



Discussion

Discussion

Les individus récoltés des populations étudiées sur la côte ouest-algérienne sont morphologiquement identiques à la souche invasive de *Caulerpa cylindracea* Sonder de son ancienne nomination *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman & Boudouresque. Sur ce nous sommes confiants que les populations reportées pour nos sites d'études appartiennent à l'espèce *Caulerpa cylindracea* invasive en Mer Méditerranéenne.

1. *Caulerpa cylindracea* sur la côte algérienne : invasive ou pas ?

Le qualificatif invasif tel que défini regroupe trois notions importantes : le caractère allochtone de l'espèce considérée (le terme envahissant pouvant être assigné à une espèce autochtone ([Pascal et al., 2006](#))), l'origine anthropique de l'invasion ([Shine et al., 2000](#)) et enfin l'impact néfaste de l'espèce sur son écosystème d'accueil.

De ce fait, il s'avère que *Caulepra cylindracea* est une espèce d'algue verte invasive comme il a été reporté pour les côtes de plusieurs pays méditerranéens (Tunisie, Italie, Espagne, France ([Klein et Verlaque, 2008](#))) mais pour nos sites d'étude sur les côtes algériennes ce n'est comparablement pas le cas, en comparaison.

La localisation de nouveaux foyers de *Caulerpa cylindracea* sur la carte du littoral algérien vient renforcer la théorie de dissipation de cette macro-algue invasive ([Bentaallah et al., 2017](#)). Selon nos données et les données bibliographiques, cette algue ne cesse d'étendre son aire de répartition sur le littoral algérien et ce d'Est en Ouest. Après que cette algue fut découverte en 2006 près du port d'Alger ([Ould-Ahmed et Meinesz, 2007](#); [Bentaallah et Kerfouf, 2013](#)), elle fut recensée dans neuf localités au centre et quatre à l'Ouest, à Stidia et Salamandre/Mostaganem ([Bachir Bouiadjra et al., 2010](#); [Bentaallah et Kerfouf, 2013](#)) et à Marsat El Hadjadj ([Bentaallah, 2012](#)). Ce n'est qu'en 2015 (présente étude) que *C. cylindracea* fut reportée sur la côte de Ain Temouchent pour la première fois aux environs de plage Zimba. A Cap Carbon, la présence de cette algue fut signalée dans la thèse de ([Chahrour, 2013](#)) sans qu'une étude lui soit attribuée.

Les populations établies d'une espèce potentiellement invasive ne deviennent pas forcément toutes invasives ; certaines populations pouvant demeurer localisées ([Sakai et](#)

[al., 2001](#)). Les résultats de notre étude montrent que l'ampleur de répartition de *Caulerpa cylindracea* n'est pas si inquiétante vu que l'invasion n'est pas prononcée : l'ensemble des surfaces couvertes à la station d'étude Zimba est de 68.03 m², à Canastel, la surface couverte avoisine 13 m² et à Marsat El Hadjadj 38.73 m². Il semble que *Caulerpa cylindracea* n'a pas encore atteint le stade d'invasion vu qu'aucun impact négatif important (écologique ou économique) n'a été relevé. Cependant, il a été mis en évidence que *Caulerpa cylindracea* se développe très rapidement sur différents types de substrats, pour une élongation horizontale des stolons à plus de 2 cm/jour et une couverture au dépend des macro-algues natives en quatre mois seulement ([Piazzi et al., 2001](#)). En exemple, sur les côtes italiennes, la majorité des sites initialement colonisés par cette espèce envahissante est localisée dans les eaux peu profondes des ports de plaisance et de pêche ([Piazzi et Cinelli, 1999](#)). Par la suite, dans les quelques mois qui ont suivi, l'espèce s'est rapidement développée dans les eaux avoisinantes hautement eutrophes, comme dans les sédiments enrichis par de la matière organique ([Piazzi et al., 2001](#); [Balata et al., 2004](#)). Enfin, à la fin de ce processus invasif, *C. cylindracea* se propage dans les biotopes restants, même dans de bonnes conditions écologiques des eaux côtières, de sorte que l'invasion peut également apparaître dans les aires marines protégées conçues et gérées pour préserver leur état écologique ([Piazzi et al., 2005b](#); [Katsanevakis et al., 2010](#)).

Sur ce, il est probable que sur les côte ouest-algérienne, les conséquences futures de l'introduction/invasion de *Caulerpa cylindracea* seront tout au plus une couverture importante et un impact écologique/économique remarquable.

2. Ce n'est qu'une question de temps

Les espèces macro algales invasives sont impossibles à cartographier d'une manière fiable en utilisant des photographies aériennes, la télédétection, la détection acoustique et parfois même la vidéo remorquée sous-marine. Il ne reste dans la majorité des cas que la plongée sous-marine, qui peut uniquement couvrir des aires limitées. En se référant aux normes de la procédure de standardisation internationale de l'évaluation cartographique de l'invasion des espèces du genre *Caulerpa* ([De Vaugelas et al., 1999](#)) le niveau de colonisation est estimé à :

- **Niveau I** pour les sites Zimba et Canastel et Marsat El Hadjaj, ce qui indique que la colonisation n'est qu'à son début.

- **Niveau II** pour le site de Cap Carbon ; ce niveau suggère une colonisation avancée du taxon invasif.

Il est admis que *Caulerpa cylindracea* augmente son aire d'extension très rapidement grâce à une prolifération soutenue par une reproduction asexuée facile par dispersion des fragments ([Ceccherelli et al., 2000](#)) et non exigeante en termes de conditions environnementales ([Klein et Verlaque, 2008](#)) sur tout type de substrat avec préférence de la matrice morte de l'herbier de *Posidonia oceanica* où l'extension est plus rapide comparée à d'autres substrats ([Piazzini et al., 2001](#)), ainsi qu'une remarquable capacité d'adaptation aux facteurs écologiques tels que la température, le substrat et la profondeur ([Verlaque et al., 2000](#)). Ces caractéristiques ont accéléré la dynamique d'invasion dans toute la Méditerranée ([Klein et Verlaque, 2008](#); [Altamirano et al., 2014](#)). Conformément à la bibliographie, cette colonisation ne risque que de progresser vu qu'aucune régression de *Caulerpa cylindracea* n'a été signalée sur le pourtour méditerranéen.

De ce fait, il semble que ce n'est qu'une question de temps pour que l'invasion s'accroisse pour atteindre les zones périphériques sur la côte algérienne.

Depuis le cercle de corrélations de l'ACP 2, pour les variables Recouvrement, nombre d'espèces et profondeurs (Maximale, Moyenne et Minimale) pour les quatre sites Marsat El Hadjadj, Canastel, Zimba et Cap Carbon. Il s'avère que la variable du recouvrement estimé des populations de *Caulerpa cylindracea* est corrélée négativement avec les variables de profondeur et nombre d'espèces. De ce fait il est évident que le recouvrement de l'espèce invasive étudiée ne dépend pas de la profondeur moyenne ou maximale et moins du nombre d'espèces accompagnatrice. En outre il se peut que ces populations aient plus d'affinité à coloniser les petites profondeurs d'après les résultats de cet ACP.

3. Habitat et pouvoir invasif

La corrélation entre le recouvrement de *C. cylindracea* et la profondeur des prélèvements a montré que cette espèce occupe principalement les eaux peu profondes. C'est le cas des populations identifiées à Stidia et Salamandre à Mostaganem où la présence de *C. cylindracea* est reportée à une profondeur de 0,5-0,8 m et 0,3-0,8 respectivement à Salamandre et Stidia profondeur maximale de 2 m sur les deux sites ([Bachir Bouiadjra et al., 2010](#)).

Cette diminution du recouvrement *C. cylindracea* à partir des 1.5 m de profondeur et absence au-delà des 4 m sur les sites d'étudiés a également a été rapportée dans la littérature au niveau des populations de *C. cylindracea* Stidia et Salamandre à Mostaganem ([Bachir Bouiadjra et al., 2010](#)). Il est admis que le confinement du milieu, en particulier dans le fond de baies et d'estuaires peu profonds, engendre un faible hydrodynamisme qui empêche le renouvellement de l'eau et provoque une accumulation des nutriments qui est à l'origine des proliférations de macro-algues ([Occhipinti-Ambrogi et Savini, 2003](#); [Gennaro et Piazzzi, 2011, 2014](#)).

En effet, pendant les immersions réalisées sur les différents sites d'études (Zimba, Canastel, Marsat El Hadjadj, Stidia et Cap Carbon) les observations in situ à Stidia ont montré que des pelouses très clairsemées (patches) composées de frondes éloignées *C. cylindracea* atteignent des profondeurs plus importantes (17 m pour Stidia et plus de 6 m pour Cap Carbon). Cette distribution en « patchiness », à des eaux plus profondes, pourrait constituer une dissipation en réponse aux variations locales des ressources disponibles, précisément représentées par la matte morte de l'herbier de *Posidonia oceanica*. Cette structure en « patchiness » de l'invasive *C. cylindracea*, sur la matte morte et en bordure des herbiers de *Posidonia oceanica* et à des profondeurs importantes, a été largement rapportée dans la littérature ([Occhipinti-Ambrogi et Savini, 2003](#); [Montefalcone et al., 2007](#); [Katsanevakis et al., 2010](#); [Ruiz et al., 2011](#)).

En termes de qualité spatiale, le taxon invasif est plus représenté sur le site de Cap Carbon que sur les autres sites d'étude. En effet, selon la procédure de standardisation internationale de l'évaluation cartographique de l'invasion des espèces du genre *Caulerpa* ([De Vaugelas et al., 1999](#)), l'ensemble des surfaces couvertes à la station d'étude Zimba est de 63,03 m² pour un linéaire côtier affectée de 430 m. A la station d'étude de Canastel, le linéaire côtier affecté est de l'ordre de 161 m pour une surface couverte de près de 13 m². L'étendue de l'introduction de *Caulerpa cylindracea* à Cap Carbon fait de cette station la zone la plus affectée de nos sites d'études. Plusieurs taches de différentes dimensions ont été localisées pour une surface couverte de totale de 1.007,78 m² ; le linéaire côtier affecté étant de 574 m.

La différence, mise en évidence par l'ANOVA à un facteur, entre les recouvrements de l'espèce invasive pour les zones de Marsat el Hadjadj, Canastel, Zimba et Cap Carbon est hautement significative ($p = 0,01$).

Cette différence peut être liée aux aléas d'échantillonnage. En effet, le plan d'échantillonnage a été limité à huit prélèvements pour chaque zone afin de faciliter les différents traitements statistiques ; cette limite du nombre de prélèvement peut s'avérer peu représentative de la zone où l'invasion est plus étendue comme est le cas dans la zone de Cap Carbon.

D'autre part, cette différence peut aussi être liée à la diversité de l'habitat (herbier de Posidonie, trottoirs à vermetes) qui est en relation avec les conditions de l'environnement, en particulier l'exposition aux vagues mais surtout à la température de l'eau.

Ainsi, à l'exception des autres zones de l'introduction de *C. cylindracea*, le fond du site de Cap Carbon présente un habitat formé par de très grandes superficies de posidonie. Au niveau de Cap Carbon, *C. cylindracea* est absente dans l'herbier dense et est peu fréquente au niveau des herbiers clairsemés près de la surface. En général, elle reste cantonnée en lisière ou dans les inter-mattes de la limite supérieure de l'herbier.

L'algue invasive a été rencontrée au niveau des herbiers clairsemés à des densités de moins de 20%, mais elle forme des taches de différentes superficies à des densité très élevées (plus de 50 %) aux bords de l'herbier à *Posidonia oceanica* sur la matte morte des substrats de l'infralittoral supérieur.

Et même s'il est évident que les espèces invasives sont souvent impliquées dans les déclin des herbiers marins (spécifiquement l'herbier à Posidonie) ([Glasby, 2013](#)), les preuves des effets négatifs sur les herbiers restent largement corrélatives ([Ceccherelli et al., 2000](#)). Cependant, de nos jours l'herbier à *Posidonia oceanica* (Delile) est considéré comme l'habitat le plus résistant à l'invasion de *C. cylindracea* ([Marín-Guirao et al., 2015](#)).

4. Associations spécifiques et impact

Le nombre total moyen d'espèces floristiques présentent dans l'aire à *C. cylindracea* - calculé par le coefficient T - varie de 7 à 16 espèces pour une surface de prélèvement de 400 cm². Cette faible diversité spécifique est considérée comme favorisant le succès de

l'installation des espèces introduites de même que les ports et les lagunes où la diversité spécifique est relativement faible constitueraient donc des milieux favorables aux introductions ([Boudouresque, 2008](#)). Contrairement aux communautés riches en espèces qui sont moins susceptibles à l'invasion ([Law et Morton, 1996](#); [Prieur-Richard et Lavorel, 2000](#)).

L'identification des associations d'algues par CAH correspond aux exigences de chaque espèce et à ses capacités de résister à l'effet allélopathique produit par le taxon invasif *Caulerpa cylindracea* ([Aliya et Shameel, 1998](#)) ainsi qu'au potentiel compétitif de ces groupes d'association d'espèces face à l'invasion.

La prise en compte de la richesse spécifique par le "Coefficient T" des différents groupes sur les différents sites d'étude montre une nette diminution du nombre espèces. Ceci s'explique par le faible pouvoir de cohabitation de ces espèces face à l'introduction de *C. cylindracea* et à la compétition interspécifique mené par taxon invasif grâce à un mécanisme allélochimique qui lui confère un sur-avantage pour la compétition spatiale ([Aliya et Shameel, 1998](#)). Mais aussi grâce à au ratio de reproduction élevé, différents types de reproduction et les multiples stratégies de dispersion. Ensemble avec la tendance des populations a persisté sur les zones d'introduction ([Ceccherelli et al., 2002](#)).

Le dendrogramme issu de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) met en évidence les relations d'appartenance des groupes d'espèces au cortège du taxon invasif de *Caulerpa cylindracea* par la variance du recouvrement occupé par chaque espèce sur les différents sites d'étude.

L'analyse du dendrogramme issu de la Classification Ascendante Hiérarchique fait ressortir trois groupes d'espèces à différents degrés de cohabitation

- Cohabitation stable et évidente formée par l'algue verte native *Caulerpa prolifera*, *Corallina elongata* et l'endémique *Posidonia oceanica*. La posidonie représente l'espèce végétale marine la plus abondante en méditerranée. Dans le cas de notre étude, on estime que la posidonie présente une résistance à l'invasion par sa structure en herbier dense ce qui lui qualifie de cohabitation stable avec *Caulerpa cylindracea* invasive. Cependant, il été admis que l'introduction *C. cylindracea* est liée à la disponibilité de substrat sableux

([Ceccherelli et al., 2000](#)) à l'intérieur des herbiers à faible densité ou à la périphérie de l'herbier dense.

- Des espèces qui cohabitent moins avec l'introduction de *C. cylindracea* et dont la distance de présence est faible, formé par *Haloptéris scoparia*, *Padina pavonica* et *Jania rubens*.
- Un groupe d'espèces qui ne s'associent pas au taxon invasif et qui est moins tolérant à sa présence, formé principalement par des espèces natives dont certain à cycle biologique éphémère.

Il a été reporté que durant la période de froid allant de décembre à Mai, quand la couverture et la biomasse de *Caulerpa cylindracea* diminue ([Piazzi et al., 2001](#); [Bachir Bouiadjra et al., 2010](#)), la communauté algale ne revient pas à ces conditions initiales ([Piazzi et al., 2001](#)). Cependant, le changement de la structure de la communauté augmente durant les saisons qui suivent, indiquant l'importance de l'invasion de *C. cylindracea* à l'échelle locale, principalement sur les espèces du dernier groupe.

L'interpolation de nos résultats montre que le pouvoir invasif est restreint et la tolérance écologique du taxon invasif *Caulerpa cylindracea* explique d'une part son installation sur de nouvelles zones du littoral algérien. Et même si notre étude est concluante sur la pérennité des populations de *C. cylindracea* sur les sites reportés et sur le plan de la surface occupée et, ainsi qu'aux espèces accompagnatrices et leurs associations. On peut toujours se demander si la lumière intense dans les étages supérieurs de la zone euphotique est en cause de la dissipation de l'invasive *Caulerpa cylindracea*. La teneur en éléments nutritifs constitue un autre facteur de différenciation possible, certaines zones des sites d'échantillonnage sont sous l'action des effluents qui sont bien connues pour être riches en éléments minéraux nutritifs.

5. Pression anthropique comme facteurs de reconnaissances de l'habitat potentiel à contenir l'introduction de *Caulerpa cylindracea*

La présence de *Caulerpa cylindracea* a été souvent liée aux zones perturbées à pression anthropique significative ([Klein et Verlaque, 2008](#)). Sur les sites d'études dans le cadre de cette thèse, la surface couverte et la surface concernée semblent avoir une certaine affinité aux zones dont la pression anthropique est significative.

L'estimation de la pression humaine induite sur les sites d'études, correspond parfaitement aux degrés d'invasion représentés par les paramètres de surface occupée et de surface concernée. Ainsi, la pression est estimée à

- 'Elevée' pour le site de Cap Carbon où l'invasion est de niveau II correspondant à une surface couverte de 1.007,78 m² et une surface affectée de 10.361 m²
- 'Modérée' pour le site de Zimba où la surface couverte de *C. cylindracea* est de 68,03 m² pour une surface affectée de 11.388 m²
- 'Faible' pour le site de Canastel où la surface couverte de *C. cylindracea* est de 13 m² pour une surface affectée de 2.062,65 m²

L'ampleur de la surface couverte et de la surface concernée par l'invasion semble parfaitement être en corrélation avec le degré de pression anthropique sur les trois sites : Cap Carbon, Zimba et Canastel. A l'exception, pour la zone de Marsat El Hadjadj où la pression anthropique est 'Elevée', l'invasion aurait dû être plus importante suivant le modèle des autres sites. Cependant, pour le site de Marsat El Hadjadj, il ne semble pas y avoir une correspondance entre la pression anthropique - estimée à 'Elevée' - et l'ampleur de l'invasion pour une surface couverte de 37,73 m² et une surface concernée de 10.361 m². Cette situation pourrait s'expliquer par le manque de données imposé par la limitation d'explorer la totalité de cette zone. Une limitation imposée par une large zone dédiée aux activités industrielles (Complexe de production d'ammoniac et d'urée AOA Spa) à l'Ouest du site de Marsat El Hadjadj.

Caulerpa cylindracea est considérée comme favorisée par les conditions eutrophiques, la couverture de l'algue est plus élevée près des ports et dans les zones affectées par la pollution industrielle et urbaine que dans les zones non perturbées ([Klein et al., 2005](#); [Ould-Ahmed et Meinesz, 2007](#); [Ruiz et al., 2011](#); [Cantasano et al., 2017](#)). Il a été démontré que l'eutrophisation (par un ajout manipulateur de nutriments) a un effet positif sur la propagation de *C. cylindracea* grâce à un mécanisme synergétique entre l'augmentation du taux de sa croissance et la dégradation de la structure des assemblages naturels due à l'enrichissement en nutriments ([Gennaro et Piazzini, 2011, 2014](#)).

De ce fait, il devient évident que la pression humaine induite sur la côte pourrait expliquer la dissipation et le degré d'invasion de *C. cylindracea* sur ces sites d'études.



Conclusion

Conclusion

Les résultats obtenus émanent des observations faites durant de nombreuses plongées sous-marines réalisées entre Avril 2013 et Septembre 2016 au niveau du littoral Ouest algérien. Les sites ciblés ont été explorés entre la limite Est de la Wilaya de Chlef et la limite Ouest de la Wilaya de Ain Temouchent. La présente étude a contribué au complément et à l'actualisation du peu de données disponibles sur l'introduction de l'algue verte invasive *Caulerpa cylindracea* (Sonder). Cette dernière a été localisée et étudiée pour la première fois dans la zone de Canastel et de Cap Carbon (Oran) et aux environs de Zimba (Ain Temouchent). Ce taxon invasif est encore présent à Stidia comme signalé par [Bachir Bouiadjra et al. \(2010\)](#) et à Marsat El Hadjadj précédemment localisée par [Bentaallah \(2012\)](#).

Les caractéristiques de *Caulerpa cylindracea*, en Méditerranée et principalement sur les côtes algériennes avaient conduit à émettre l'hypothèse de dissipation de cette algue invasive d'Est en Ouest ([Bentaallah et al., 2017](#)). En effet, l'algue a été premièrement signalée sur les côtes d'Alger et ses environs en 2006 ([Ould-Ahmed et Meinesz, 2007](#)), sur les côtes de Mostaganem en 2008 ([Bachir Bouiadjra et al., 2010](#)) et à l'extrême Est d'Oran à Marsat El Hadjadj en 2012 ([Bentaallah, 2012](#); [Bentaallah et al., 2017](#)) les récentes signalisations de l'algue sur les côtes d'Oran et d'Ain Temouchent viennent confirmer une dissipation du moins allant du centre vers l'Ouest algérien ([Bentaallah et al., 2017](#)).

Entre autres, les paramètres analytiques et l'indice cartographique montrent que l'invasion n'est pas très prononcée sur les sites d'étude et qu'aucun impact écologique évident n'a été relevé. En effet *C. cylindracea* a la capacité de modifier l'assemblage algale et de couvrir les éponges et les algues encroûtantes ([Ceccherelli et al., 2000](#); [Ceccherelli et al., 2002](#); [Occhipinti-Ambrogi et Savini, 2003](#); [Piazzi et al., 2005a](#); [Baldacconi et Corriero, 2009](#)) formant ainsi un dense tapis mono-spécifique ([Klein et Verlaque, 2008](#)).

La carte de localisation géographique de *Caulerpa cylindracea* (Sonder) en Méditerranée a été mise à jour en fonction de la recherche sur le terrain dans le cadre de cette thèse et d'une analyse de documents provenant de différentes sources (thèses, articles publiés, rapports, conférences, etc). Les observations *in situ*, mettent en évidence la présence de *Caulerpa cylindracea* dans quatre nouveaux sites de la côte ouest

algérienne. De ce fait, il est fort probable que d'autres zones sont ou seront atteintes par l'invasion de cette algue.

Cette étude met en évidence une réelle propagation de l'invasion dont le succès croissant conduit à une altération de la biodiversité spécifique des macrophytes marine, et par réaction de chaîne peut conduire à une altération profonde de la biodiversité marine des côtes ouest de l'Algérie. Plus généralement, cette étude confirme le comportement extrêmement invasif de *C. cylindracea* qui représente, à l'heure actuelle, l'un des événements invasifs les plus graves survenant en Méditerranée selon [Cantasano et al. \(2017\)](#).

En outre, il devient clair que :

- Le nombre des sites colonisés par *Caulerpa cylindracea* (Sonder) sur les côtes algériennes a largement augmenté depuis sa première apparition en 2006.
- L'invasive *C. cylindracea* est en phase d'installation sur les sites d'études vu qu'elle est affinée aux eaux peu profondes.
- *C. cylindracea* étend son aire de répartition par un forçage compétitif sur les espèces de macro-algue évident grâce à un recouvrement élevé sur tous les échantillons prélevés pour cette étude.
- L'introduction de *Caulerpa cylindracea* et l'ampleur de l'invasion sur les sites d'étude est liée à une pression humaine significative sur les côtes.

Cette étude fournit un premier cadre pour comprendre et caractériser la présence de l'algue invasive *Caulerpa cylindracea* dans les écosystèmes littoraux de l'Ouest algérien (Sonder) ainsi que les premières données sur le comportement de l'assemblage de macro-algues benthiques envahies.

Malgré l'avancement des résultats, la question centrale de savoir si *C. cylindracea* est invasive sur la côte algérienne et l'ampleur de sa répartition géographique reste partiellement ouverte et pourrait constituer un point de départ pour de futures études. Des études plus intégrées sont nécessaires pour comprendre les facteurs qui déterminent l'introduction l'invasion réussie et l'impact probable de *C. cylindracea* sur la côte algérienne, car la clé pour répondre à la question réside certainement dans la synergie

entre les facteurs intervenant à tous les niveaux de la biologie, du moléculaire à l'écologique.

Devant l'augmentation de sa dissipation et l'impact négatif que peut produire l'invasion, la répartition de *Caulerpa cylindracea* et sa caractérisation doivent être prises en compte par la communauté scientifique algérienne autant qu'elle l'est pour les autres pays qui partagent le bassin méditerranéen.

Les futures études devraient se focaliser sur la localisation de *Caulerpa cylindracea* sur l'ensemble de la côte algérienne. Cela fournirait les connaissances et l'expertise nécessaires pour faciliter d'autres recherches sur l'ampleur, l'évolution et l'impact de l'introduction/invasion sur les espèces à intérêt écologique et/ou économique, et plus tard, sur le contexte législatif.

De plus, un indice d'évaluation de l'invasion basé sur les paramètres de localisation géographique, dynamiques de distribution et propagation (sédiment, cortège floristique, biométrie, etc.) pourrait être développé, standardisé et utilisé à travers la zone côtière algérienne. Cette mesure compléterait les données scientifiques disponibles et ferait avancer la recherche dans ce domaine ; ces données combinées avec d'autres indices d'évaluation relatifs aux espèces bioindicatrices et à la pression anthropique (pour une approche écosystémique), pourraient avoir des implications positives pour une gestion réussie de la zone côtière.



Références

Références

Aleem, A. (1950). "Some new records of marine algae from the Mediterranean Sea." Medd. Bot. Sverige **18**: 275-288.

Aliya, R. et M. Shameel (1998). "Phycochemical investigations on air-dried material of five species of *Caulerpa* (Bryopsidophyceae)." Botanica Marina **41**(1-6): 125-132.

Alongi, G., M. Cormaci, G. Furnari et G. Giaccone (1993). "Prima segnalazione di *Caulerpa racemosa* (Chlorophyceae, Caulerpales) per le coste italiane." Bollettino dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali Catania **26**(342): 9-53.

Altamirano, M., N. Andreakis, V. Souza-Egipsy, M. Zanolla et J. De la Rosa (2014). First record of *Caulerpa cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) in Andalusia (Southern Spain). Anales del Jardín Botánico de Madrid.

Amade, P. et R. Lemee (1998). "Chemical defence of the Mediterranean alga *Caulerpa taxifolia*: variations in caulerpenyne production." Aquatic toxicology **43**(4): 287-300.

Bachir Bouiadjra, B. (2012). L'étude de la flore algale benthique et les impacts de ses espèces invasives devant la côte mostaganémoise. Faculté SNV, Université Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem. **thèse de Doctorat en science**: 143 + Annexe.

Bachir Bouiadjra, B., M. Z. Taleb, A. Marouf, M. Y. Benkada et H. Riadi (2010). "First record of the invasive alga *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Gulf of Arzew (western Algeria)." Aquatic Invasions **5**(1): S97-S101.

Balata, D., L. Piazzini et F. Cinelli (2004). "A comparison among assemblages in areas invaded by *Caulerpa taxifolia* and *C. racemosa* on a subtidal Mediterranean rocky bottom." Marine Ecology **25**(1): 1-13.

Baldacconi, R. et G. Corriero (2009). "Effects of the spread of the alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* on the sponge assemblage from coralligenous concretions of the Apulian coast (Ionian Sea, Italy)." Marine Ecology **30**(3): 337-345.

Ballesteros, E., M. Grau et F. Riera (1999). "*Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) a Mallorca." Boll. Soc. Hist. Nat. Balears **42**: 63-68.

Banks, P. B. et C. R. Dickman (2007). "Alien predation and the effects of multiple levels of prey naiveté." Trends in Ecology & Evolution **22**(5): 229-230.

Bax, N., A. Williamson, M. Agüero, E. Gonzalez et W. Geeves (2003). "Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity." Marine policy **27**(4): 313-323.

Bazzaz, F. (1986). Life history of colonizing plants: some demographic, genetic, and physiological features. Ecology of biological invasions of North America and Hawaii, Springer: 96-110.

Belkhiria, S. (1999). Tunisia *in* Proceedings of the Workshop on Invasive Caulerpa Species in the Mediterranean., United Nations Environment Program (Ed.). MAP Technical Report Series. **125**: 295-296.

Bellan-Santini, D. (1966). "Influence des eaux polluées sur la faune et la flore marines benthiques dans la région marseillaise." Techniques et sciences municipales **61**(7): 285-292.

Belton, G. S., W. F. Reine, J. M. Huisman, S. G. Draisma, D. Gurgel et C. Frederico (2014). "Resolving phenotypic plasticity and species designation in the morphologically challenging *Caulerpa racemosa-peltata* complex (Chlorophyta, *Caulerpaceae*)." Journal of Phycology **50**(1): 32-54.

Ben Maiz, N. (1984). "Contribution à la distribution, à l'écologie et à la systématique des algues marines benthiques de Tunisie." Mém. Dipl. Et. Approf. Ecologie Méditerranéenne, Univ. Aix-Marseille **3**: 1-65.

Ben Maiz, N., C. F. Boudouresque et F. Ouahchi (1987). "Inventaire des algues et phanérogames marines benthiques de la Tunisie." Plant Biosystem **121**(5-6): 259-304.

Bentaallah, M. E. A. (2012). Contribution à l'étude de la Prolifération des plantes envahissantes dans les écosystèmes littoraux : Cas de l'algue *Caulerpa racemosa*., Université de Sidi Bel Abbes. **Magister**: 77.

Bentaallah, M. E. A. et A. Kerfouf (2013). "Prolifération de l'algue *Caulerpa racemosa* dans les écosystèmes littoraux de l'Algérie: état des lieux et des connaissances." Physio-Géo. Géographie physique et environnement(Volume 7): 157-164.

Bentaallah, M. E. A., A. Meinesz et N.-E. Taibi (2017). "New evidences on the spread of the invasive *Caulerpa cylindracea* (Sonder) on coasts of Algeria." Cahiers de Biologie Marine **58**(1): 115-116.

Blanc, F. et A. Laurec (1976). "De l'heuristique au thaumaturgique en traitement des données d'écologie marine." Cahiers ORSTOM **14**(2): 101-107.

Boudouresque, C.-F. (1971). "Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos." Tethys **3**(1): 79-104.

Boudouresque, C.-F. et M. Perret (1977). Inventaire de la flore marine de corse (mediterrane)/rhodophyceae, phaeophyceae, chlorophyceae et bryopsidophyceae, Lubrecht & Cramer Ltd. Vol 25, 171.

Boudouresque, C. (1995). The marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Regional Activity Centre for Specially Protected Areas. Expert Meeting on endangered species in the Mediterranean, Montpellier, France.

Boudouresque, C. F. (1984). "Groupes écologiques d'algues marines et phytocénoses benthiques en Méditerranée nord-occidentale: une revue." Giornale Botanico Italiano **118**(2): 7-42.

Boudouresque, C. F. (1999). Introduced species in the Mediterranean: routes, kinetics and consequences. Proceedings of the workshop on invasive *Caulerpa* species in the Mediterranean, Athens, UNEP.

Boudouresque, C. F. (2008). Les espèces introduites et invasives en milieu marin, GIS Posidonie, 201.

Boudouresque, C. F. et M. Ribera (1994). Les introductions d'espèces végétales et animales en milieu marin—conséquences écologiques et économiques et problèmes législatifs. First international workshop on *Caulerpa taxifolia*, GIS Posidonie Publ. Marseille.

Boudouresque, C. F. et M. Verlaque (2002a). Assessing scale and impact of ship-transported alien macrophytes in the Mediterranean Sea. CIESM Workshop Monographs.

Boudouresque, C. F. et M. Verlaque (2002b). "Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes." Marine Pollution Bulletin **44**(1): 32-38.

Boudouresque, C. F. et M. Verlaque (2005). "Nature conservation, Marine Protected Areas, sustainable development and the flow of invasive species to the Mediterranean Sea." Travaux scientifiques du Parc national de Port-Cros **21**: 29-54.

Callaway, R. M. et E. T. Aschehoug (2000). "Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion." Science **290**(5491): 521-523.

Callaway, R. M. et W. M. Ridenour (2004). "Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability." Frontiers in Ecology and the Environment **2**(8): 436-443.

Cantasano, N., G. Pellicone et V. Di Martino (2017). "The spread of *Caulerpa cylindracea* in Calabria (Italy) and the effects of shipping activities." Ocean & coastal management **144**: 51-58.

Capiomont, A., E. Breugnot, M. den Haan et A. Meinesz (2005). "Phenology of a deep-water population of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in the northwestern Mediterranean Sea." Botanica Marina **48**(1): 80-83.

Carlton, J. T. (1996). "Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology." Biological conservation **78**(1-2): 97-106.

Carruthers, T., D. Walker et J. Huisman (1993). "Culture studies on two morphological types of *Caulerpa* (Chlorophyta) from Perth, Western Australia, with a description of a new species." Botanica Marina **36**(6): 589-596.

Cebrian, E. et E. Ballesteros (2010). Invasion susceptibility of Mediterranean rocky benthic assemblages to red alga *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz. Symposium on Marine Vegetation.

Ceccherelli, G. (2012). The spread of *Caulerpa taxifolia* in the Mediterranean: Dispersal strategy, interactions with native species, and competitive ability. International *Caulerpa taxifolia* Conference Proceedings. San Diego, California, USA.

Ceccherelli, G. et L. Piazzì (2001). "Dispersal of *Caulerpa racemosa* fragments in the Mediterranean: lack of detachment time effect on establishment." Botanica Marina **44**(3): 209-213.

Ceccherelli, G., L. Piazzì et D. Balata (2002). "Spread of introduced *Caulerpa* species in macroalgal habitats." Journal of Experimental Marine Biology and Ecology **280**(1-2): 1-11.

Ceccherelli, G., L. Piazzì et F. Cinelli (2000). "Response of the non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh to the native seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: effect of density of shoots and orientation of edges of meadows." Journal of Experimental Marine Biology and Ecology **243**(2): 227-240.

Chahrour, F. (2013). Etude de la vitalité des herbiers à *Posidonia oceanica* (L) Delile de la côte occidentale algérienne (Cap Carbon et AinFranine). Université Ahmed Ben Bella d'Oran1 Es Senia. **Doctorat**: 222.

CIESM (2009). "CIESM Atlas of Exotic Macrophytes in the Mediterranean Sea ". Retrieved 11-01-2018, from <http://www.ciesm.org/atlas/appendix4.html>.

Cirik, S. (1999). Turquie *in* Proceedings of the Workshop on Invasive Caulerpa Species in the Mediterranean., United Nations Environment Program (Ed.). MAP Technical Report Series. **125**: 299-300.

Clavero, M. et E. García-Berthou (2005). "Invasive species are a leading cause of animal extinctions." Trends in Ecology & Evolution **20**(3): 110.

Clout, M. (1995). "Introduced species: the great threat to global biodiversity?" Species **24**: 34-36.

Colautti, R. I. et H. J. MacIsaac (2004). "A neutral terminology to define 'invasive' species." Diversity and Distributions **10**(2): 135-141.

Coll, M., C. Piroddi, J. Steenbeek, K. Kaschner, F. B. R. Lasram, J. Aguzzi, E. Ballesteros, C. N. Bianchi, J. Corbera et T. Dailianis (2010). "The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats." PloS one **5**(8): e11842.

Courchamp, F., J.-L. Chapuis et M. Pascal (2003). "Mammal invaders on islands: impact, control and control impact." Biological Reviews **78**(3): 347-383.

Courchamp, F., M. Langlais et G. Sugihara (2000). "Rabbits killing birds: modelling the hyperpredation process." Journal of Animal ecology **69**(1): 154-164.

Cox, J. G. et S. L. Lima (2006). "Naiveté and an aquatic-terrestrial dichotomy in the effects of introduced predators." Trends in Ecology & Evolution **21**(12): 674-680.

Cuddington, K. et A. Hastings (2004). "Invasive engineers." Ecological Modelling **178**(3-4): 335-347.

Davis, M. A., J. P. Grime et K. Thompson (2000). "Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility." Journal of ecology **88**(3): 528-534.

De Vaugelas, J., A. Meinesz, B. Antolic, E. Ballesteros, T. Belsher, N. Cassar, G. Ceccherelli, F. Cinelli, J.-M. Cottalorda et C. F. Orestano (1999). "Standardization proposal for the mapping of *Caulerpa taxifolia* expansion in the Mediterranean Sea." Oceanologica acta **22**(1): 85-94.

Di Martino, V. et G. Giaccone (1995). "La dispersione in Mediterraneo di alghe tropicali del genere *Caulerpa*." Bolletín Accademia Gioenia Scienza Naturale, Catania **28**(349): 693-705.

Dijoux, L. (2014). La diversité des algues rouges du genre *Asparagopsis* en Nouvelle-Calédonie: Approches in situ et moléculaire, Université Pierre et Marie Curie. **Doctorat:** 228.

Dumay, O., G. Pergent, C. Pergent-Martini et P. Amade (2002). "Variations in caulerpenyne contents in *Caulerpa taxifolia* and *Caulerpa racemosa*." Journal of chemical Ecology **28**(2): 343-352.

Duncan, R. P., T. M. Blackburn et D. Sol (2003). "The ecology of bird introductions." Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics **34**(1): 71-98.

Durand, C., M. Manuel, C. Boudouresque, A. Meinesz, M. Verlaque et Y. Le Parco (2002). "Molecular data suggest a hybrid origin for the invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea." Journal of Evolutionary Biology **15**(1): 122-133.

Ecosystem, A. M. (2005). Ecosystem and human well-being: biodiversity synthesis.

Elton, C. S. (1958). The ecology of invasions by animals and plants. London, 181.

Enomoto, S. et H. Ohba (1987). "Culture studies on *Caulerpa* (Caulerpales, Chlorophyceae) I. Reproduction and development of *C. racemosa* var. *laetevirens*." Japanese Journal of Phycology **35**(3): 167-177.

Famá, P., J. L. Olsen, W. T. Stam et G. Procaccini (2000). "High levels of intra-and inter-individual polymorphism in the rDNA ITS1 of *Caulerpa racemosa* (Chlorophyta)." European Journal of Phycology **35**(4): 349-356.

Feldmann, J. (1937). "Les algues marines de la côte des Albères. I-III. Cyanophycées, Chlorophycées et Phéophycées de la côte des Albères." Revue algologique. Imprimerie Wolf. Rouen **197**.

Gallardo, T., A. G. Garreta, M. Ribera, M. Cormaci, G. Furnari, G. Giaccone et C. F. Boudouresque (1993). "Check-list of Mediterranean seaweeds. II. *Chlorophyceae* " Botanica Marina **36**(5): 399-422.

Gamulin-Brida, H., G. Giaccone et S. Golubić (1967). "Contribution aux études des biocoenoses subtidales." Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen **15**(1): 429.

Garbary, D. (2016). "CIESM atlas of exotic species in the Mediterranean Sea." Phycologia **55**(1): 105-106.

Garreta, A. G., T. Gallardo, M. Ribera, M. Cormaci, G. Furnari, G. Giaccone et C. F. Boudouresque (2001). "Checklist of Mediterranean Seaweeds. III. *Rhodophyceae* Rabenh. 1. *Ceramiales* Oltm." Botanica Marina **44**(5): 425-460.

Gayral, P. (1958). Algues de la côte atlantique marocaine, Société des sciences naturelles et physiques du Maroc.2, 523.

Gennaro, P. et L. Piazzì (2011). "Synergism between two anthropic impacts: *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* invasion and seawater nutrient enrichment." Marine Ecology Progress Series **427**: 59-70.

Gennaro, P. et L. Piazzì (2014). "The indirect role of nutrients in enhancing the invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*." Biological Invasions **16**(8): 1709-1717.

Glasby, T. M. (2013). "*Caulerpa taxifolia* in seagrass meadows: killer or opportunistic weed ?" Biological Invasions **15**(5): 1017-1035.

Goldstein, M. et S. Morrall (1970). "Gametogenesis and fertilization in *Caulerpa*." Annals of the New York Academy of Sciences **175**(1): 660-672.

Goudard, A. (2007). Fonctionnement des écosystèmes et invasions biologiques: importance de la biodiversité et des interactions interspécifiques, Université Pierre et Marie Curie-Paris VI.

Green, R. (1997). "The influence of numbers released on the outcome of attempts to introduce exotic bird species to New Zealand." Journal of Animal ecology: 25-35.

Gritti, E., B. Smith et M. Sykes (2006). "Vulnerability of Mediterranean Basin ecosystems to climate change and invasion by exotic plant species." Journal of Biogeography **33**(1): 145-157.

Guillén, J., S. Jimenez, J. Martinez, A. Triviño, Y. Múgica, J. Argilés et M. Bueno (2010). "Expansion of the invasive algae *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman & Boudouresque, 2003 on the region of Valencia seabed." Thalassas **26**(2): 135-149.

Hadjichristophorou, M., M. Argyrou, A. Demetropoulos et T. Bianchi (1997). "A species list of the sublittoral soft-bottom macrobenthos of Cyprus." Acta Adriatica **38**(1): 3-32.

Hamel, G. (1926). "Quelques algues rares ou nouvelles pour la flore méditerranéenne." Bull. Mus. Natl. Sci. Nat. Paris **32**(6): 420.

Hamel, G. (1930). "Les Caulerpales méditerranéennes." Revue Algologique **5**: 229-230.

Hersteinsson, P. et D. W. Macdonald (1992). "Interspecific competition and the geographical distribution of red and arctic foxes *Vulpes vulpes* and *Alopex lagopus*." Oikos: 505-515.

Hobbs, R. J. (1989). "The nature and effects of disturbance relative to invasions."

Husein Kais, B. (2015). Suivi et évaluation de la structure écologique et biodiversitaire infralittorale de la zone cotière oranaise., Université Ahmed Ben Bella d'Oran1 Es Senia. **Doctorat**: 252.

Huvé, H. (1957). "Sur une variété nouvelle pour la Méditerranée du *Caulerpa racemosa* (Forsskål) Agardh." Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume **21**: 67-73.

John, D. (1976). "marine algae of Ivory Coast and Cape Palmas in Liberia (Gulf of Guinea)." Revue Algologique Nouvelle serie, tome XI: 3-4.

Jones, C. G., J. H. Lawton et M. Shachak (1994). Organisms as ecosystem engineers. Ecosystem management, Springer: 130-147.

Katsanevakis, S., Y. Issaris, D. Poursanidis et M. Thessalou-Legaki (2010). "Vulnerability of marine habitats to the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* within a marine protected area." Marine Environmental Research **70**(2): 210-218.

Keane, R. M. et M. J. Crawley (2002). "Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis." Trends in Ecology & Evolution **17**(4): 164-170.

Khodja, A. (2013). Caractérisation de l'herbie à posidonia oceanica (L.) delile (1813) de la cote occidentale algérienne (Cap Blanc), Université Ahmed Ben Bella d'Oran1 Es Senia. **Magister**: 192.

Klein, J., S. Ruitton, M. Verlaque et C.-F. Boudouresque (2005). "Species introductions, diversity and disturbances in marine macrophyte assemblages of the northwestern Mediterranean Sea." Marine Ecology Progress Series **290**: 79-88.

Klein, J. et M. Verlaque (2008). "The *Caulerpa racemosa* invasion: a critical review." Marine Pollution Bulletin **56**(2): 205-225.

Klein, J. C. (2011). Les proliférations et invasions des macrophytes marins. Etat de l'art, rapport du projet OCEANS: 25.

Kolar, C. S. et D. M. Lodge (2001). "Progress in invasion biology: predicting invaders." Trends in Ecology & Evolution **16**(4): 199-204.

Lamare, V., C. Wacquant et M. Verlaque (2017). "DORIS, *Halopteris scoparia* (Linnaeus) Sauvageau." Retrieved 13/03/2018, 2018, from <http://doris.ffessm.fr/ref/specie/1590>.

Lamouti, S., C. Rebzani et N. E. I. Bachari (2011). Répartition de deux espèces introduites à caractère invasif dans la région centre de la côte algéroise: *Caulerpa racemosa* et *Oculina patagonica*. Actes de la " Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime, Tanger, Maroc.

Lapointe, B. E. et P. Barile (2001). Discrimination of nitrogen sources to harmful macroalgal blooms on coral reefs off southeast Florida, Harbor Branch Oceanographic Institution.

Law, R. et R. D. Morton (1996). "Permanence and the assembly of ecological communities." Ecology **77**(3): 762-775.

Lefeuvre, J. C. (2006). Les invasions biologiques : un risque pour l'environnement à l'échelle mondiale, 4-49. Les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien: seconde partie. I. R. D. Éditions. Paris: 4-49.

Leprêtre, A. (1988). Analyse multivariable des peuplements entomologiques: établissement d'une méthodologie, application à une situation d'interface écologique. Université des Sciences et techniques, Lille 1. France. **Doctorat**: 255.

Levine, J. M., P. B. Adler et S. G. Yelenik (2004). "A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions." Ecology Letters **7**(10): 975-989.

Levine, J. M., M. Vila, C. M. Antonio, J. S. Dukes, K. Grigulis et S. Lavorel (2003). "Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions." Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences **270**(1517): 775-781.

Linnell, J. D. et O. Strand (2000). "Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores." Diversity and Distributions **6**(4): 169-176.

Lockwood, J., M. Hoopes et M. Marchetti (2007). "Invasion ecology, (Blackwell Publishing Ltd.: Oxford, UK)."

Lonsdale, W. (1994). "Inviting trouble: introduced pasture species in northern Australia." Austral Ecology **19**(3): 345-354.

Mack, M. C. et C. M. D'Antonio (1998). "Impacts of biological invasions on disturbance regimes." Trends in Ecology & Evolution **13**(5): 195-198.

Mack, R. N., D. Simberloff, W. Mark Lonsdale, H. Evans, M. Clout et F. A. Bazzaz (2000). "Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control." Ecological applications **10**(3): 689-710.

Marín-Guirao, L., J. Bernardeau-Esteller, J. M. Ruiz et J. M. Sandoval-Gil (2015). "Resistance of *Posidonia oceanica* seagrass meadows to the spread of the introduced green alga *Caulerpa cylindracea*: assessment of the role of light." Biological Invasions **17**(7): 1989-2009.

Mayhoub, H. (1976). Recherches sur la végétation marine de la côte syrienne: Etude expérimentale sur la morphogénèse et le développement de quelques espèces peu connues.

McKinney, M. L. et J. L. Lockwood (1999). "Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction." Trends in Ecology & Evolution **14**(11): 450-453.

Meerts, P., N. Dassonville, S. Vanderhoeven, L. Chapuis-Lardy, L.-S. Koutika et A. Jacquemart (2004). "Les plantes exotiques envahissantes et leurs impacts." Biodiversité: Etat, enjeux et perspectives: 238.

Meinesz, A. (1979). "Contribution à l'étude de *Caulerpa prolifera* (Forsskål) Lamouroux (Chlorophycée, Caulerpale). I-Morphogénèse et croissance dans une station des côtes continentales françaises de la Méditerranée.." Botanica Marina **22**(1): 27-40.

Meinesz, A. (2002). Introduction for the international *Caulerpa taxifolia* conference. Abstract, international *Caulerpa taxifolia* conference.

Meinesz, A., O. Chancollon et J. Cottalorda (2010). "Observatoire sur l'expansion de *Caulerpa taxifolia* et *Caulerpa racemosa* en Méditerranée: campagne janvier 2008-juin 2010." Université Nice Sophia Antipolis, EA 4228: 1-50.

Mineur, F., M. P. Johnson et C. A. Maggs (2008). "Non-indigenous marine macroalgae in native communities: a case study in the British Isles." Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom **88**(4): 693-698.

Montefalcone, M., C. Morri, A. Peirano, G. Albertelli et C. Bianchi (2007). "Substitution and phase shift within the *Posidonia oceanica* seagrass meadows of NW Mediterranean Sea." Estuarine, Coastal and Shelf Science **75**(1-2): 63-71.

Nizamuddin, M. (1991). The green marine algae of Libya, Elga.

Occhipinti-Ambrogi, A. et D. Savini (2003). "Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems." Marine Pollution Bulletin **46**(5): 542-551.

Ould-Ahmed, N. (1994). Etude des espèces phytobenthiques au voisinage de la centrale thermique de Mers El Hadjaj (golfe d'Arzew ; Ouest Algérien) : Mention particulière sur une espèce remarquable chlorophyte, *Caulerpa prolifera* (Forsskal) Lamoureux. Alger, ENSSMAL. **Magister** : 177.

Ould-Ahmed, N. et A. Meinesz (2007). "First record of the invasive alga *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) on the coast of Algeria." Cryptogamie. Algologie **28**(3): 303-305.

Palomares, F. et T. M. Caro (1999). "Interspecific killing among mammalian carnivores." The American Naturalist **153**(5): 492-508.

Panayotidis, P. et B. Montesanto (1994). "*Caulerpa racemosa* (Chlorophyta) on the Greek coasts." Cryptogamie. Algologie **15**(2): 159-161.

Panayotidis, P. et A. Žuljević (2001). "Sexual reproduction of the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *occidentalis* in the Mediterranean Sea." Oceanologica acta **24**(2): 199-203.

Parker, I. M., J. Rodriguez et M. E. Loik (2003). "An evolutionary approach to understanding the biology of invasions: local adaptation and general-purpose genotypes in the weed *Verbascum thapsus*." Conservation Biology **17**(1): 59-72.

Parker, I. M., D. Simberloff, W. Lonsdale, K. Goodell, M. Wonham, P. Kareiva, M. Williamson, B. Von Holle, P. Moyle et J. Byers (1999). "Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders." Biological Invasions **1**(1): 3-19.

Pascal, M., O. Lorvelec et J.-D. Vigne (2006). Invasions biologiques et extinctions: 11000 ans d'histoire des vertébrés en France. France, éditions Quae

Pérès, J.-M. et J. Picard (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. Marseille, Station Marine d'Endoume, 137.

Piazzì, L., D. Balata, G. Ceccherelli et F. Cinelli (2005a). "Interactive effect of sedimentation and *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* invasion on macroalgal assemblages in the Mediterranean Sea." Estuarine, Coastal and Shelf Science **64**(2-3): 467-474.

Piazzì, L., G. Ceccherelli et F. Cinelli (2001). "Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean." Marine Ecology Progress Series **210**: 149-159.

Piazzì, L. et F. Cinelli (1999). "Développement et dynamique saisonnière d'un peuplement méditerranéen de l'algue tropicale *Caulerpa racemosa* (Forssk) J. Agardh." Cryptogamie Algologie **20**(4): 295-300.

Piazzì, L., A. Meinesz, M. Verlaque, B. Akali, M. Argyrou, D. Balata, E. Ballesteros, S. Calvo, F. Cinelli et S. Cirik (2005b). "Invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: an assessment of the early stages of spread." Cryptogamie. Algologie **26**: 189-202.

Pimentel, D., L. Lach, R. Zuniga et D. Morrison (2000). "Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States." BioScience **50**(1): 53-65.

Pimentel, D., R. Zuniga et D. Morrison (2005). "Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States." Ecological economics **52**(3): 273-288.

PNEU/UICN/GIS Posidonie (1990). Livre rouge "Gérard Vuignier" des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée. MAP Technical report series UNEP, Athen. **43**: 250.

Por, F. D. (1978). Lessepsian migration: the influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez Canal. Berlin, Springer Science & Business Media.23.

Prieur-Richard, A. H. et S. Lavorel (2000). "Invasions: the perspective of diverse plant communities." Austral Ecology **25**(1): 1-7.

Prud'Homme Van Reine, W., E. Verheij et E. Coppejans (1996). "Species and ecads of *Caulerpa* (Ulvophyceae, Chlorophyta) in Malesia (South-East Asia): taxonomy, biogeography and biodiversity." Netherland Journal of Aquatic Ecology **30**(2-3): 83-98.

Raniello, R., E. Mollo, M. Lorenti, M. Gavagnin et M. C. Buia (2007). "Phytotoxic activity of caulerpenyne from the Mediterranean invasive variety of *Caulerpa racemosa*: a potential allelochemical." Biological Invasions **9**(4): 361-368.

Rayss, T. et T. Edelstein (1960). "Deux caulerpes nouvelles sur les côtes méditerranéennes d'Israël." Revue Générale de Botanique **67**(1960): 602-620.

Renoncourt, L. et A. Meinesz (2002). "Formation of propagules on an invasive strain of *Caulerpa racemosa* (Chlorophyta) in the Mediterranean Sea." Phycologia **41**(5): 533-535.

Ribera, M., A. G. Garreta, T. Gallardo, M. Cormaci, G. Furnari et G. Giaccone (1992). "Check-list of Mediterranean seaweeds. I. Fucophyceae (Warming, 1884)." Botanica Marina **35**(2): 109-130.

Ricciardi, A. (2003). "Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: an empirical approach applied to zebra mussel invasions." Freshwater biology **48**(6): 972-981.

Ricciardi, A. et S. K. Atkinson (2004). "Distinctiveness magnifies the impact of biological invaders in aquatic ecosystems." Ecology Letters **7**(9): 781-784.

Richardson, D. M., P. Pyšek, M. Rejmánek, M. G. Barbour, F. D. Panetta et C. J. West (2000). "Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions." Diversity and Distributions **6**(2): 93-107.

Rivera-Ingraham, G., J. C. Garcia-Gomez et F. Espinosa (2010). "Presence of *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh in Ceuta (Northern Africa, Gibraltar Area)." Biological Invasions **12**(6): 1465-1466.

Roemer, G. W., C. J. Donlan et F. Courchamp (2002). "Golden eagles, feral pigs, and insular carnivores: how exotic species turn native predators into prey." Proceedings of the National Academy of Sciences **99**(2): 791-796.

Royo, C. L. y., C. Silvestri, G. Pergent et G. Casazza (2009). "Assessing human-induced pressures on coastal areas with publicly available data." Journal of Environmental Management **90**(3): 1494-1501.

Ruitton, S., F. Javel, J.-M. Culioli, A. Meinesz, G. Pergent et M. Verlaque (2005a). "First assessment of the *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) invasion along the French Mediterranean coast." Marine Pollution Bulletin **50**(10): 1061-1068.

Ruitton, S., M. Verlaque et C.-F. Boudouresque (2005b). "Seasonal changes of the introduced *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) at the northwest limit of its Mediterranean range." Aquatic Botany **82**(1): 55-70.

Ruiz Fernández, J., A. Ramos Segura et R. García Muñoz (2007). "Introducción reciente y expansión del alga tropical invasora *Caulerpa racemosa* en el litoral de la Región de

Murcia." ANEXO III del Informe anual (2007) de la Red de Seguimiento de Posidonia oceánica de la Región de Murcia para el Servicio de Pesca y Acuicultura de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Ruiz, G. M., P. W. Fofonoff, J. T. Carlton, M. J. Wonham et A. H. Hines (2000a). "Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases." Annual review of ecology and systematics **31**(1): 481-531.

Ruiz, G. M., T. K. Rawlings, F. C. Dobbs, L. A. Drake, T. Mullady, A. Huq et R. R. Colwell (2000b). "Global spread of microorganisms by ships." Nature **408**(6808): 49.

Ruiz, J. M., L. Marín-Guirao, J. Bernardeau-Esteller, A. Ramos-Segura, R. García-Muñoz et J. Sandoval-Gil (2011). "Spread of the invasive alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) along the Mediterranean Coast of the Murcia region (SE Spain)." Animal Biodiversity and Conservation **34**(1): 73-82.

Sakai, A. K., F. W. Allendorf, J. S. Holt, D. M. Lodge, J. Molofsky, K. A. With, S. Baughman, R. J. Cabin, J. E. Cohen et N. C. Ellstrand (2001). "The population biology of invasive species." Annual review of ecology and systematics **32**(1): 305-332.

Sauvage, T., C. Payri, S. G. Draisma, W. F. P. h. van Reine, H. Verbruggen, G. S. Belton, C. F. D. Gurgel, D. Gabriel, A. R. Sherwood et S. Fredericq (2013). "Molecular diversity of the *Caulerpa racemosa*–*Caulerpa peltata* complex (Caulerpaceae, Bryopsidales) in New Caledonia, with new Australasian records for *C. racemosa* var. *cylindracea*." Phycologia **52**(1): 6-13.

Schembri, P. J., J. Barbara, A. Deidun, E. Lanfranco et S. Lanfranco (2015). "It was only a matter of time: occurrence of *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh var. *distichophylla* (Sonder) Verlaque, Huisman and Procaccini in the Maltese Islands (Chlorophyta, Ulvophyceae, Caulerpaceae)." BioInvasions Records **4**(1): 9-16.

Sciberras, M. et P. J. Schembri (2007). "A critical review of records of alien marine species from the Maltese Islands and surrounding waters (Central Mediterranean)." Mediterranean Marine Science **8**(1): 41-66.

Seridi, H. (2007). Étude de la flore algale de l'Algérie, Étude phytosociologique des peuplements algaux photophiles de l'infralittoral superficiel de substrat dur, USTHB. Alger. **Thèse Doctorat es Sciences**: 174.

Seridi, H. et K. Kabrane (2010). Progression de *Caulerpa racemosa* (caulerpales, Chlorophyta) sur le littoral Algérien. Proceedings of the 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation. S. El Asmi, H. Langar and W. Belgacem. Yasmine-Hammamet, Tunis, RAC/SPA publ.: 251.

Shine, C., N. Williams et L. Gündling (2000). Guide pour l'élaboration d'un cadre juridique et institutionnel relatif aux espèces exotiques envahissantes, Iucn.

Siguan, R. (2003). Pathways of biological invasions of marine plants, Island Press, Washington, DC: 183-226.

Silva, P. C. (2002). An overview of the genus *Caulerpa*. International *Caulerpa Taxifolia* Conference proceedings. San Diego, California Sea Grant College Program, University of California.

Silva, P. C., P. W. Basson et R. L. Moe (1996). Catalogue of the benthic marine algae of the Indian Ocean, Univ of California Press.79.

Simberloff, D. (2005). "Non-native species do threaten the natural environment!" Journal of Agricultural and Environmental Ethics **18**(6): 595-607.

Simberloff, D. et M. Rejmánek (2011). Encyclopedia of biological invasions, Univ of California Press.

Smith, A. P. et D. Quin (1996). "Patterns and causes of extinction and decline in Australian conilurine rodents." Biological conservation **77**(2-3): 243-267.

Stevens, D. T. (1999). Malta in Proceedings of the Workshop on Invasive *Caulerpa* Species in the Mediterranean., United Nations Environment Program (Ed.). MAP Technical Report Series. **125**: 279-281.

Stohlgren, T. J., D. Binkley, G. W. Chong, M. A. Kalkhan, L. D. Schell, K. A. Bull, Y. Otsuki, G. Newman, M. Bashkin et Y. Son (1999). "Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity." Ecological monographs **69**(1): 25-46.

Strayer, D. L., V. T. Eviner, J. M. Jeschke et M. L. Pace (2006). "Understanding the long-term effects of species invasions." Trends in Ecology & Evolution **21**(11): 645-651.

Tolay, M., A. Evirgen et S. Cirik (2001). Observations of *Caulerpa racemosa* in Turkish coasts of the Aegean Sea and the Mediterranean Sea. Fourth International Workshop on *Caulerpa taxifolia*. V. Gravez, S. Ruitton, C. Boudouresque, L. Le Direach, A. Meinesz, G. Scabbia and M. Verlaque. Marseille, France., GIS Posidonie : 328-333.

Tsiamis, K., B. Montesanto, P. Panayotidis, C. Katsaros et M. Verlaque (2010). "Updated records and range expansion of alien marine macrophytes in Greece (2009)." Mediterranean Marine Science **11**(1): 61-80.

UICN (2000). "IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species." Auckland, New Zealand: IUCN, Species Survival Commission, Invasive Species Specialist Group: 1-15.

Valéry, L., H. Fritz, J.-C. Lefeuvre et D. Simberloff (2008). "In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself." Biological Invasions **10**(8): 1345-1351.

Vanderhoeven, S. et E. Branquart (2007). "Les espèces exotiques envahissantes." Rapport analytique sur l'Etat de l'Environnement wallon 2006-2007: 606-611.

Vázquez, D. P. et D. Simberloff (2003). "Changes in interaction biodiversity induced by an introduced ungulate." Ecology Letters **6**(12): 1077-1083.

Verlaque, M. (1994). "Inventaire des plantes introduites en Méditerranée: origines et répercussions sur l'environnement et les activités humaines." Oceanologica acta **17**(1): 1-23.

Verlaque, M. (2001). "Checklist of the macroalgae of Thau Lagoon (Hérault, France), a hot spot of marine species introduction in Europe." Oceanologica acta **24**(1): 29-49.

Verlaque, M., C. F. Boudouresque, A. Meinesz et V. Gravez (2000). "The *Caulerpa racemosa* complex (Caulerpales, Ulvophyceae) in the Mediterranean sea." Botanica Marina **43**(1): 49-68.

Verlaque, M., C. Durand, J. M. Huisman, C.-F. Boudouresque et Y. Le Parco (2003). "On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta)." European Journal of Phycology **38**(4): 325-339.

Verlaque, M., S. Ruitton, F. Mineur et C. Boudouresque (2015). CIESM atlas of exotic species in the Mediterranean. Vol. 4. Macrophytes., Ed. By F. Briand. CIESM Publishers. Monaco., 362.

Whitlow, W. L., N. A. Rice et C. Sweeney (2003). Native species vulnerability to introduced predators: testing an inducible defense and a refuge from predation. Marine Bioinvasions: Patterns, Processes and Perspectives, Springer: 23-31.

Williams, S. L. et J. E. Smith (2007). "A global review of the distribution, taxonomy, and impacts of introduced seaweeds." Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. **38**: 327-359.

Williamson, M. (1999). "Invasions." Ecography **22**(1): 5-12.

Williamson, M. (2006). "Explaining and predicting the success of invading species at different stages of invasion." Biological Invasions **8**(7): 1561-1568.

Williamson, M. et A. Fitter (1996). "The varying success of invaders." *Ecology* **77**(6): 1661-1666.

Zenetos, A., S. Gofas, M. Verlaque, M. E. Çinar, J. Garcia Raso, C. Bianchi, C. Morri, E. Azzurro, M. Bilecenoglu et C. Froglia (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."

Žuljević, A. et B. Antolić (2000). "Synchronous release of male gametes of *Caulerpa taxifolia* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea." *Phycologia* **39**(2): 157-159.

Zuljevic, A., B. Antolic et V. Onofri (2003). "First record of *Caulerpa racemosa* (Caulerpales: Chlorophyta) in the Adriatic sea." Marine Biological Association of the United Kingdom. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom **83**(4): 711.

Annexe 1

Tableaux des données pour les recouvrement moyen estimés par espèce et par site.

Marsat El Hadjaj									Recouvrement moyen par espèce		
Prélèvement	1	2	3	4	5	6	7	8	Somme	Moyenne	Ecart type
Profondeur	2,7	2,7	2,8	1,5	1,2	0,3	0,2	0,3			
<i>Caulerpa cylindracea</i>	25	40	20	40	60	50	60	50	345	43,125	14,8654681
<i>Halopteris scoparia</i>	0	25	20	20	5	0	0	0	70	8,75	10,9381377
<i>Caulerpa prolifra</i>	0	35	25	50	40	50	40	50	290	36,25	17,0608156
<i>Padina pavonica</i>	20	25	10	0	5	5	5	0	70	8,75	9,16125381
<i>Ulva lactuca</i>	0	0	0	0	5	5	5	5	20	2,5	2,67261242
<i>Acetabularia acetabulum</i>	0	0	0	0	0	5	10	5	20	2,5	3,77964473
<i>Ulva rigida</i>	0	0	0	0	1	11	1	1	14	1,75	3,77018378
<i>Dictyota dichotoma</i>	1	1	0	0	0	0	5	5	12	1,5	2,20389266

Canastel									Recouvrement moyen par espèce		
Prélèvement	1	2	3	4	5	6	7	8	Somme	Moyenne	Ecart type
Profondeur	0,6	1	0,3	0,2	1,3	0,5	0,5	0,5			
<i>Caulerpa cylindracea</i>	80	70	50	100	40	70	80	70	560	70	18,516402
<i>Corallina elongata</i>	20	30	20	0	60	20	20	10	180	22,5	17,5254916
<i>Ulva lactuca</i>	0	0	30	0	0	0	0	0	30	3,75	10,6066017
<i>Cladophora sp</i>	0	5	0	0	5	0	0	0	10	1,25	2,31455025
<i>Cystoseira compressa</i>	0	0	0	0	0	10	0	20	30	3,75	7,44023809
<i>Padina pavonica</i>	0	0	1	1	0	5	0	1	8	1	1,69030851
<i>Halopteris scoparia</i>	10	0	12	12	0	0	5	25	64	8	8,66849798

Zimba									Recouvrement moyen par espèce		
Prélèvement	1	2	3	4	5	6	7	8	Somme	Moyenne	Ecart type
Profondeur	0,1	0,2	2,2	1,8	0,5	0,1	0,2	0,3			
<i>Caulerpa cylindracea</i>	40	80	20	10	70	50	60	30	360	45	24,4948974
<i>Asparagopsis armata</i>	10	0	0	0	10	25	0	0	45	5,625	9,03860767
<i>Ulva lactuca</i>	20	0	0	0	5	5	10	5	45	5,625	6,78101341
<i>Coralina elongata</i>	30	0	0	0	0	25	10	25	90	11,25	13,2960789
<i>Jania rubens</i>	0	20	0	0	25	25	25	25	120	15	12,5356634
<i>Posidonia oceanica</i>	0	0	70	20	0	0	0	0	90	11,25	24,7487373
<i>Halopteris scoparia</i>	0	5	0	20	5	1	5	10	46	5,75	6,67083203

Cap Carbon									Recouvrement moyen par espèce		
Prélèvement	1	2	3	4	5	6	7	8	Somme	Moyenne	Ecart type
Profondeur	1,2	0,5	1,3	1,7	1,5	1,3	1	1,2			
<i>Caulerpa cylindracea</i>	50	50	70	40	50	40	40	50	390	48,75	9,91031209
<i>Padina pavonica</i>	10	0	0	30	10	10	25	20	105	13,125	10,99918828
<i>Zostera noltii</i>	20	0	0	5	0	1	10	0	36	4,5	7,211102551
<i>Coralina</i>	20	0	0	0	0	5	10	0	20	2,5	7,288689869
<i>Halopteris scoparia</i>	0	50	30	0	0	5	5	10	80	10	18,12653934
<i>Posidonia oceanica</i>	0	0	5	30	40	10	5	5	95	11,875	14,86546813
<i>Ulva compressa</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	3	0,375	0,51754917

Tableau des données pour le profil spécifique

	Marsat El Hadjaj	Canastel	Zimba	Cap Carbon
<i>Acetabularia acetabulum</i>	2,5	0	0	0
<i>Asparagopsis armata</i>	0	0	0	5,625
<i>Caulerpa cylindracea</i>	43,125	70	45	48,75
<i>Caulerpa prolifra</i>	36,25	0	0	0
<i>Cladophora sp</i>	0	0	1,25	0
<i>Corallina elongata</i>	0	22,5	11,25	4,375
<i>Cystoseira compressa</i>	0	0	3,75	0
<i>Dictyota dichotoma</i>	1,5	0	0	0
<i>Halopteris scoparia</i>	8,75	8	5,75	12,5
<i>Jania rubens</i>	0	0	0	15
<i>Padina pavonica</i>	8,75	1	0	13,125
<i>Posidonia oceanica</i>	0	0	11,25	11,875
<i>Ulva compressa</i>	0	0	0	0,375
<i>Ulva lactuca</i>	2,5	3,75	5,625	0
<i>Ulva rigida</i>	1,75	0	0	0
<i>Nanozostera noltii</i>	0	0	0	4,5

Tableau des données pour l'indice cartographique

	Marsat El Hadjadj	Cap Carbon	Zimba	Canastel
Surface couverte (m ²)	38,73	1007,78	68,03	13
Surface concernée x100(m ²)	103,61	343,7	113,8864	20,6265
Ligne côtière affectée (m)	557	574	430	161

ملخص

دراسة *Caulerpa cylindracea* على السواحل الغربية الجزائرية: تحديد مواقع الانتشار، وصف وتقييم التأثير

تنتمي *Caulerpa cylindracea* إلى الطحالب البحرية الدخيلة التي وصفت لأول مرة في أستراليا في عام 1858. وقد استعمرت سواحل 15 دولة من البحر الأبيض المتوسط منذ سنة 1990. نظرا لخطورتها يتم تتبع ورصد انتشارها من قبل العديد من المنظمات الدولية. تم العثور على هذه الطحالب الدخيلة، على الساحل الجزائري، لأول مرة سنة 2006 بالقرب من ميناء الجزائر، وهي تلحظ انتشارا ملموسا في العديد من المناطق الأخرى. وقد كشفت دراستنا للساحل الغربي الجزائري عن مناطق جديدة لانتشار *Caulerpa cylindracea* على سواحل وهران، عين تموشنت ومستغانم.

استنادا إلى تحليل العينات، تبين أن تركيبة النباتات المصاحبة *C. cylindracea* يهيمن عليها الطحالب الخضراء بنسبة تفوق 50%. وقد أبرز التحليل الإحصائي للبيانات مختلف أنواع العلاقات المحددة مع *C. cylindracea*. حيث يبدو أن عددا قليلا فقط من الأنواع تتعايش مع هذا الصنف. تبين أيضا أن اتنوع البيولوجي للنباتات القاعية في مناطق وجود *C. cylindracea* يعتبر منخفض جدا.

الكلمات المفتاحية: *Caulerpa cylindracea*، طحالب، دخيلة، الجزائر، البحر الأبيض المتوسط.

Résumé

Caulerpa cylindracea (Sonder) est une algue marine invasive décrite pour la première fois en Australie en 1858. La présence de cette algue a été signalée sur les côtes de 15 pays de la Méditerranée depuis 1990, incluant une grande majorité des îles. Le suivi de sa prolifération est pris en compte par plusieurs organismes internationaux dont l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN). Sur les côtes algériennes, cette espèce d'algue invasive a été identifiée pour la première fois en 2006 près du port d'Alger et sa prolifération commence à être perceptible dans de nombreuses autres régions du pays. En effet, la prospection du littoral Ouest algérien dans le cadre de cette thèse a révélé de nouveaux sites de dissipation de *Caulerpa cylindracea* sur les côtes d'Oran, d'Ain Temouchent et de Mostaganem.

Il en ressort de l'analyse des relevés de l'échantillonnage aléatoire sur les différents sites que la composition floristique accompagnant *Caulerpa cylindracea* est dominée par des Chlorobiontes à plus de 50 %. L'analyse statistique des différentes matrices espèce-recouvrement-profondeur par l'analyse en composantes principales (ACP) et classification ascendante hiérarchique (CAH) a mis en évidence les relations spécifiques avec le taxon invasif. Ainsi, seulement quelques espèces semblent y cohabiter. La diversité spécifique de la flore benthique associée à *C. cylindracea* reste très faible dans les zones prospectées.

Mots clés : *Caulerpa cylindracea*, algue, invasive, Algérie, Mer Méditerranéenne.

Abstract

Study of *Caulerpa cylindracea* populations through the West Algerian coasts: Location, characterisation and impact assessment

Caulerpa cylindracea (Sonder) is an invasive seaweed first described in Australia in 1858. The presence of this algae has been reported on the coasts of 15 Mediterranean countries since 1990, including a large majority of islands. The monitoring of its proliferation is considered by several international organizations including the International Union for the Conservation of Nature (IUCN). On the Algerian coast, this invasive species was first identified in 2006 near the port of Algiers and its proliferation has been reported in many other regions of the country. Indeed, the prospection of the Algerian west coast as part of this thesis has revealed new sites of *Caulerpa cylindracea* dissipation on the coasts of Oran, Ain Temouchent and Mostaganem

Based on the analysis of our samples, the floristic composition accompanying *Caulerpa cylindracea* seems to be dominated by more than 50% of *Chlorobionta*. Statistical analysis of the species-recovery-depth matrices by CPA and HCA has highlighted specific relationships with the invasive taxon. Thus, only a few species seem to cohabit with this alga. The specific diversity of the benthic flora, in the different areas where *C. cylindracea* is present, remains very decreased.

Key words: *Caulerpa cylindracea*, algae, invasive, Algeria, Mediterranean Sea.