

RAPPORT D'ÉTAT ÉCOLOGIQUE DES MASSES D'EAU

Littoral rocheux méditerranéen français

Deuxième phase de réévaluation

Aurélié BLANFUNÉ, Thierry THIBAUT, Laura PALOMBA

Contrat Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse & ProtisValor

Convention n° CT2017TIAGEAO



SOMMAIRE

1. Introduction.....	4
2. Matériel et méthodes.....	7
2.1. Zone d'étude.....	7
2.2. Acquisition des données.....	9
2.3. Simulation de transplantations et statut écologique.....	14
3. Résultats.....	15
3.1. Evaluation 2015 des masses d'eau.....	15
FRDC 05 – Côte Bleue.....	16
FRDC 07a – Iles de Marseille Hors Frioul.....	17
FRDC 07b – Cap Croisette – Bec de l'Aigle.....	18
FRDC 07c – Bec de l'Aigle – Pointe Fauconnière.....	19
FRDC 07d – Pointe Fauconnière – Ilot Pierreplane.....	20
FRDC 07f - Pointe du Gaou – Pointe Escampobariou.....	20
FRDC 07g - Cap Cépét – Cap Carqueiranne.....	22
FRDC 08b - Golfe de Saint-Tropez.....	22
FRDC 08d - Ouest Fréjus – Pointe de la Galère.....	24
FREC 01d – Canari.....	24
FREC 02ab - Cap Est de la Corse.....	25
3.2. Simulation de transplantations et statut écologique.....	28
4. Discussion et conclusions.....	35
4.1. Evaluation 2015 des masses d'eau.....	35
4.2. Simulation de restauration écologique et statut écologique.....	36
5. Références bibliographiques.....	37
6. Remerciements.....	41
7. Annexe.....	41

Document associé

Atlas cartographique

Document A3

Ce document doit être cité sous la forme :

Blanfuné A., Thibaut T., Palomba L. 2017. Préfiguration du réseau macroalgues – Bassin Rhône Méditerranée Corse – Application de la directive Cadre Eau – Rapport d'état écologique des masses d'eau – Littoral rocheux méditerranéen français – Deuxième phase de réévaluation. Contrat Agence de l'eau RMC – ProtisValor : 53 pp. + Atlas cartographique.

1. Introduction

Les écosystèmes marins côtiers sont fortement impactés sur toute la planète. Les causes sont multiples et s'additionnent (e.g. déstructuration des habitats, pollution, introduction d'espèces, surpêche, aquaculture, réchauffement climatique). Aucune de ces perturbations n'est isolée et la somme de celles-ci affecte durablement les écosystèmes côtiers et leur capacité à délivrer des biens et services (e.g. Worm *et al.*, 2006 ; Halpern *et al.*, 2008 ; Waycott *et al.*, 2009).

Devant ce constat, de nombreux pays, dont les pays membres de l'Union Européenne, ont mis en place depuis une trentaine d'années des directives visant à protéger et à limiter la détérioration des écosystèmes. Ainsi, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/EC), mise en place en 2000, a pour objectifs d'atteindre en 2015 un bon statut écologique et un bon statut chimique des masses d'eaux et d'empêcher leur dégradation future. Une masse d'eau est une unité de gestion dont les limites géographiques sont fixées officiellement par chaque pays. La France compte 11 523 masses d'eau de surface (cours d'eau, plans d'eau, eaux de transition, eaux côtières) et 574 masses d'eau souterraine. Elle comptabilise 180 masses d'eau côtières sur ses façades maritimes européenne et d'outre-mer. En Méditerranée, le Bassin Rhône-Méditerranée & Corse comporte 47 masses d'eaux côtières, définies en 2003 par l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée & Corse (33 sur le continent et 14 en Corse) (Ifremer, 2015).

En France, les Agences de l'Eau sont chargées de l'application de la DCE au niveau des 6 grands bassins hydrologiques. Chaque grand bassin est ensuite subdivisé en masses d'eau. D'ici fin 2015, toutes les masses d'eau européennes devront avoir atteint un bon statut écologique. Dans ce contexte, des programmes de surveillance ont été mis en place afin de suivre régulièrement un certain nombre de paramètres pertinents ('éléments de qualité') pour évaluer la qualité des eaux côtières. Quatre éléments sont suivis : les éléments de qualité biologique, physico-chimiques, polluants spécifiques et hydromorphologiques. Les éléments de qualité biologique englobent le phytoplancton, les 'macroalgues', les magnoliophytes et les invertébrés benthiques de substrat meuble. Le terme de 'macroalgues' désigne un ensemble polyphylétique d'organismes marins constitué des chlorophycées (chlorobiontes, Viridiplantae), des rhodobiontes (appartenant tous deux au règne des Archaeplastida) et les 'algues brunes' phéophycées faisant parties des chromobiontes (règne des Straménopiles) (Boudouresque, 2015). Tout au long de ce rapport, le terme 'macroalgues' correspondra à la définition ci-dessus et sera utilisé de façon courante même s'il ne représente pas un groupe monophylétique.

L'élément de qualité biologique 'macroalgues' a été très souvent utilisé dans le cadre de la DCE. Certaines espèces de macroalgues sont considérées comme de bons descripteurs environnementaux ; il s'agit tantôt d'espèces pérennes et longévives, qui représentent une certaine 'mémoire', tantôt d'espèces éphémères, qui répondent assez rapidement aux changements de l'environnement dus à une perturbation. Depuis la mise en place de la DCE, un très grand nombre d'indices (ce terme générique est utilisé pour regrouper une dizaine de termes, voir Dauvin *et al.*, 2010 pour les définitions) utilisant des macroalgues ont été développés en Europe.

Plusieurs indices basés sur la composition et l'abondance des macroalgues ont été ainsi développés pour accéder au statut écologique des eaux côtières selon la DCE sur les côtes atlantiques et les côtes de Méditerranée (**Tableau 1**). En Méditerranée, l'indice EEI et l'indice CARLIT ont été officialisées et intercalibrés.

Tableau 1. Les indices biologiques existants utilisant les ‘macroalgues’ comme ‘élément de qualité biologique’ en Atlantique et en Méditerranée.

Indice biologique	Localisation	Méthodes utilisées	Références
Blooms de macroalgues opportunistes	Royaume Uni Portugal	Suivi des macroalgues opportunistes (<i>Ulva</i> spp.)	Patrício <i>et al.</i> , 2007 ; Scanlan <i>et al.</i> , 2007
CCO (Cover, Characteristic species, Opportunistic species)	Côtes atlantiques et de Manche françaises	Mesure de la couverture des communautés intertidales, du nombre d'espèces caractéristiques des communautés algales par étage et de la couverture des espèces opportunistes	Ar Gall <i>et al.</i> , 2016
CFR (Calidad de Fondos Rocosos)	Nord de l'Espagne Bretagne Portugal	Somme de la richesse des communautés de macroalgues, de la présence d'espèces opportunistes, l'abondance (couverture) des macroalgues et le statut physiologique	Guinda <i>et al.</i> , 2008, 2014a, b ; Juanes <i>et al.</i> , 2008
ICS (Index of Community Structure)	Bretagne	Prend en compte la couverture de macroalgue, les groupes taxonomiques, les groupes structuraux et les groupes fonctionnels de macroalgues	Ar Gall et Le Duff, 2014
MarMAT (Marine Macroalgae Assessment Tool)	Portugal	Somme de la richesse spécifique des macroalgues, le % de chlorophytes, le nombre de rhodophytes, le ratio entre les espèces opportunistes et pérennes, le % d'espèces opportunistes, la description de la côte et la couverture d'espèces opportunistes	Neto <i>et al.</i> , 2012
RICQI (Rocky Intertidal Community Quality Index)	Côte basque espagnole	Prend en compte la richesse spécifique et la composition des communautés de macroalgues	Díez <i>et al.</i> , 2012
RSL (Reduced Species List)	Ecosse Côte Atlantique du sud de l'Espagne	Somme de la similarité des statuts écologiques, la présence de <i>Cystoseira</i> , la morphologie du complexe algal, la richesse spécifique de macroalgues et de faunes, le % de communautés benthiques, la couverture des herbivores et celle des suspensivores	Wells <i>et al.</i> , 2007 ; Bermejo <i>et al.</i> , 2012, 2013b
CARLIT (CARtographie LITtorale) et ses variantes	France Catalogne espagnole Ligurie, Naples, Sardaigne, Venise Croatie Mer d'Alboran (sud de l'Espagne) Malte Monténégro Albanie Tunisie	Mesure l'abondance et la distribution des espèces et des communautés de macroalgues dominantes présentes sur la frange rocheuse littorale	Ballesteros <i>et al.</i> , 2007 Mangialajo <i>et al.</i> , 2007 ; Asnaghi <i>et al.</i> , 2009 ; Buia <i>et al.</i> , 2007 ; Ferrigno <i>et al.</i> , 2014 ; Sfriso et Facca, 2011 ; Nikolić <i>et al.</i> , 2013 ; Bermejo <i>et al.</i> , 2012, 2013a, b ; Thibaut, 2011 ; Thibaut et Blanfuné, 2014 ; Omrane <i>et al.</i> , 2010 ; Blanfuné <i>et al.</i> , 2016c, 2017
EEl (Ecological Evaluation Index)	Grèce Slovénie Croatie Malte	Rapport entre la végétation d'un état composé d'espèces pérennes (notamment des espèces du genre <i>Cystoseira</i>) vers des espèces opportunistes (<i>Ulva</i> spp.), lors d'une perturbation.	Panayotidis <i>et al.</i> , 1999, 2004 ; Orfanidis <i>et al.</i> , 2001, 2003, 2011 ; Simboura <i>et al.</i> , 2005 ; Orlando-Bonaca <i>et al.</i> , 2008 ; Iveša <i>et al.</i> , 2009 ; Azzopardi et Schembri, 2009
E-MaQI (Expert – Qualité Macrophytes)	Littoral de Venise (Italie)	Prend en compte la composition (présence-absence, biomasse) des assemblages de macroalgues	Sfriso <i>et al.</i> , 2009
Le pourcentage de couverture d'espèces	Ligurie (Italie)	Pourcentage de couverture d'espèces structurantes (<i>Cystoseira amentacea</i> et <i>C. compressa</i>) et opportunistes (<i>Ulva</i> spp.),	Mangialajo <i>et al.</i> , 2003

L'indice CARLIT est la méthode officielle de la France et y est appliquée depuis 2007 (Thibaut *et al.*, 2008, 2010, 2011 ; Thibaut et Markovic, 2009 ; Thibaut et Blanfuné, 2014). Ainsi, l'ensemble des côtes françaises de la Méditerranée, Corse incluse, a été évalué une première fois lors de quatre missions, au printemps 2007 et 2008 pour la partie continentale (Thibaut *et al.*, 2008 ; Thibaut et Markovic, 2009) et au printemps 2009 et 2010 pour la partie Corse (Thibaut *et al.*, 2010, 2011). Les masses d'eaux doivent être évaluées au moins 2 fois sur une période de 6 ans. Les 6 années correspondent à la durée d'un plan de gestion de la DCE. La deuxième campagne d'évaluation a commencé en 2012 (Thibaut & Blanfuné, 2014) et s'est poursuivie en 2015.

Les objectifs de cette étude ont été de :

- 1) réévaluer durant le printemps 2015, onze masses d'eau : 9 pour la partie continentale (FRDC05, FRDC07a, FRDC07b, FRDC07c, FRDC07d, FRDC07f, FRDC07g, FRDC08b et FRDC8d) et 2 pour la Corse (FREC01d et FREC02ab),
- 2) de mesurer le statut écologique de masses d'eaux où l'on a simulé des restaurations de populations de *Cystoseira* spp. Ces simulations ont été effectuées à partir des connaissances sur la répartition des espèces du genre *Cystoseira*, de la biologie des espèces et du recensement exhaustif des localisations anciennes des populations de ces espèces le long des côtes françaises de la Méditerranée (Blanfuné, 2016).

En annexe, la pertinence de l'indice CARLIT a été validée, en le mettant en lien avec les pressions qui agissent sur les zones étudiées. Ceci afin de permettre de s'assurer du lien entre l'état de la masse d'eau défini par les éléments de qualités écologiques 'macrophytes' et les pressions l'affectant réellement. Pour cela un indice de perturbation (HAPI) pertinent et adapté aux masses d'eau et aux communautés prises en compte dans CARLIT a été créé (Blanfuné *et al.*, 2017).

2. Matériel et méthodes

2.1. Zone d'étude

L'état de développement biologique des communautés côtières conditionne le choix de la période d'acquisition de données (avril-mai). Au printemps 2015, nous avons re-évalué les 11 masses d'eaux suivantes : FRDC05 Côte Bleue, FRDC07a les îles de Marseille hors Frioul,

FRDC07b Cap Croisette-Bec de l'Aigle, FRDC07c Bec de l'aigle-Pointe Fauconnière, FRDC07d Pointe Fauconnière-Ilot Pierreplane, FRDC07f Pointe du Gaou-Pointe Escampobariou, FRDC07g Cap Cepet-Cap de Carqueiranne, FRDC08b Golfe de Saint-Tropez, FRDC08d Ouest Saint-Raphaël-Pointe de la Galère, FREC01d Canari et FREC02ab Cap est de la Corse (Figure 1).

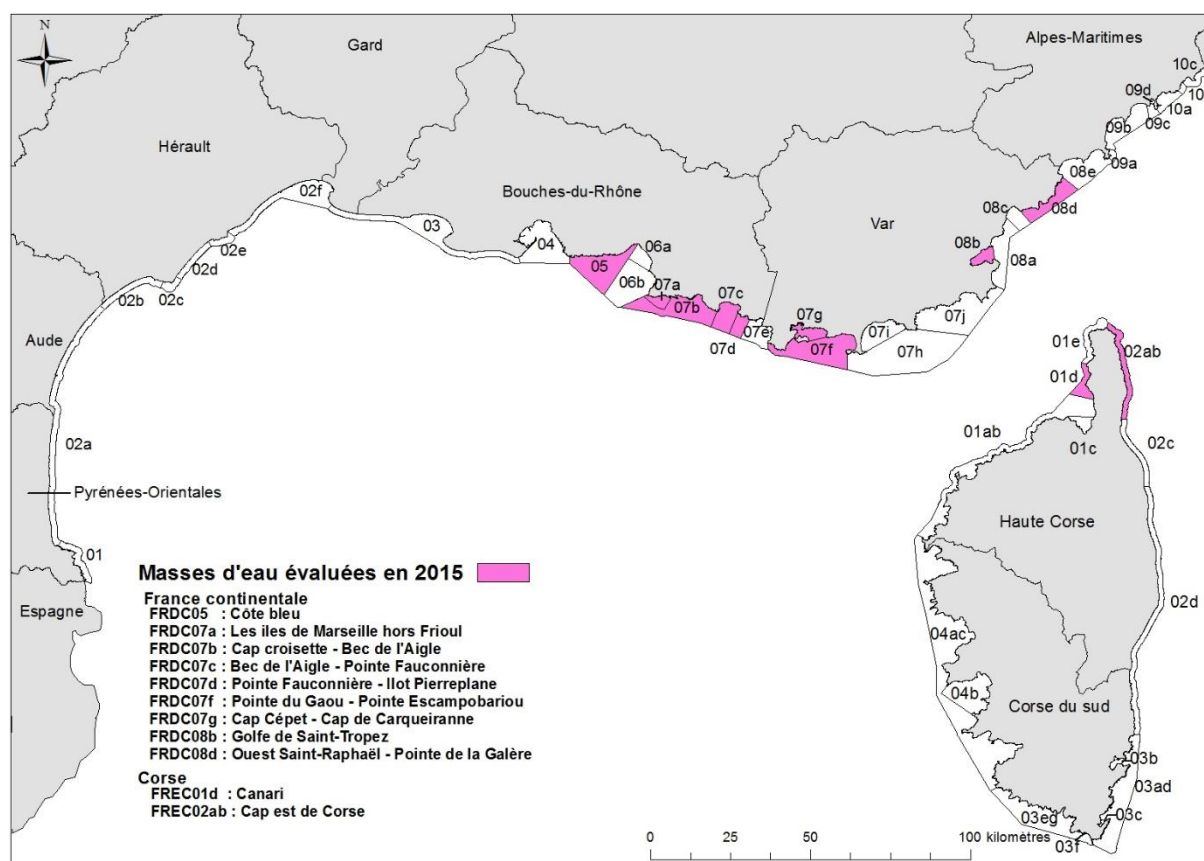


Figure 1. Localisation des masses d'eau françaises, dans le cadre de la DCE. Les codes FRDC correspondent au continent et FREC à la Corse. Sur la carte, seul le numéro est indiqué. En rose, les masses d'eau évaluées en 2015, dans le cadre du présent travail.

2.2. Acquisition des données

La méthode CARLIT consiste à mesurer l'abondance et la distribution des communautés ou espèces dominantes présentes sur les substrats rocheux de l'étage médiolittoral et de l'horizon supérieur de l'étage infralittoral (la frange infralittorale : 0-50 cm de profondeur) (**Figure 2**) en fonction de la géomorphologie de la côte (présence de falaise supérieure à 15 m de hauteur) et de la nature du substrat (**Figure 3**).

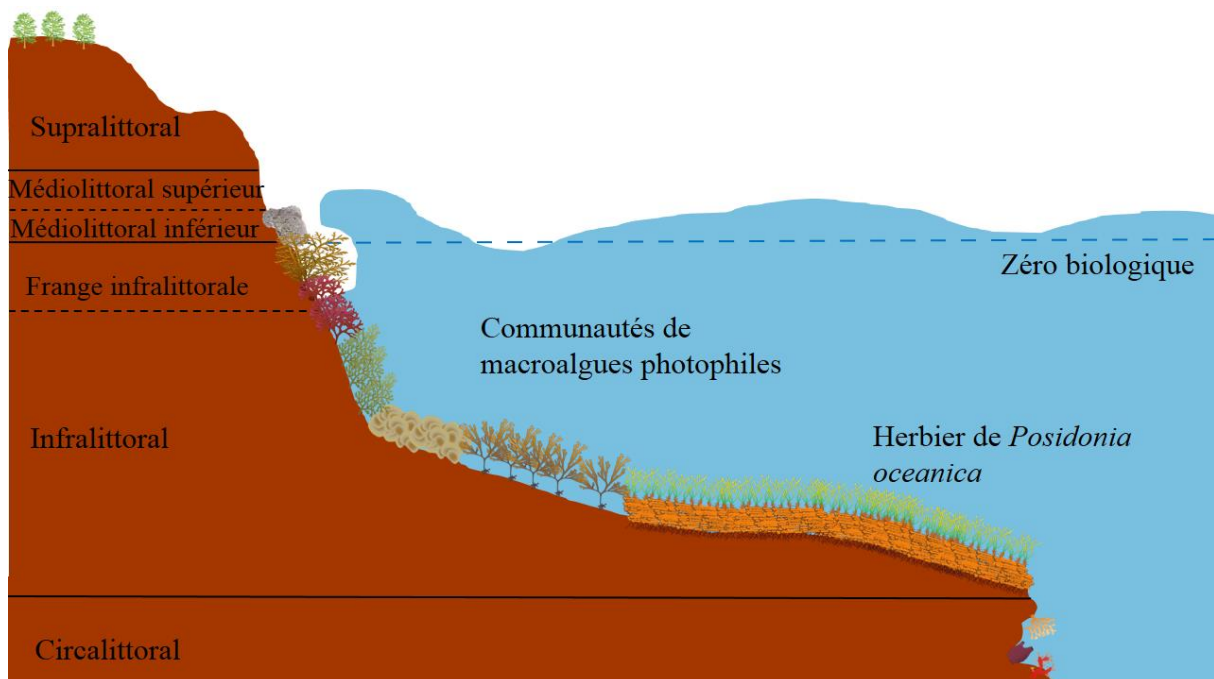


Figure 2. Représentation de l'étagement marin. La méthode CARLIT analyse la frange infralittorale ainsi que le médiolittoral inférieur et supérieur accueillant les communautés considérées.

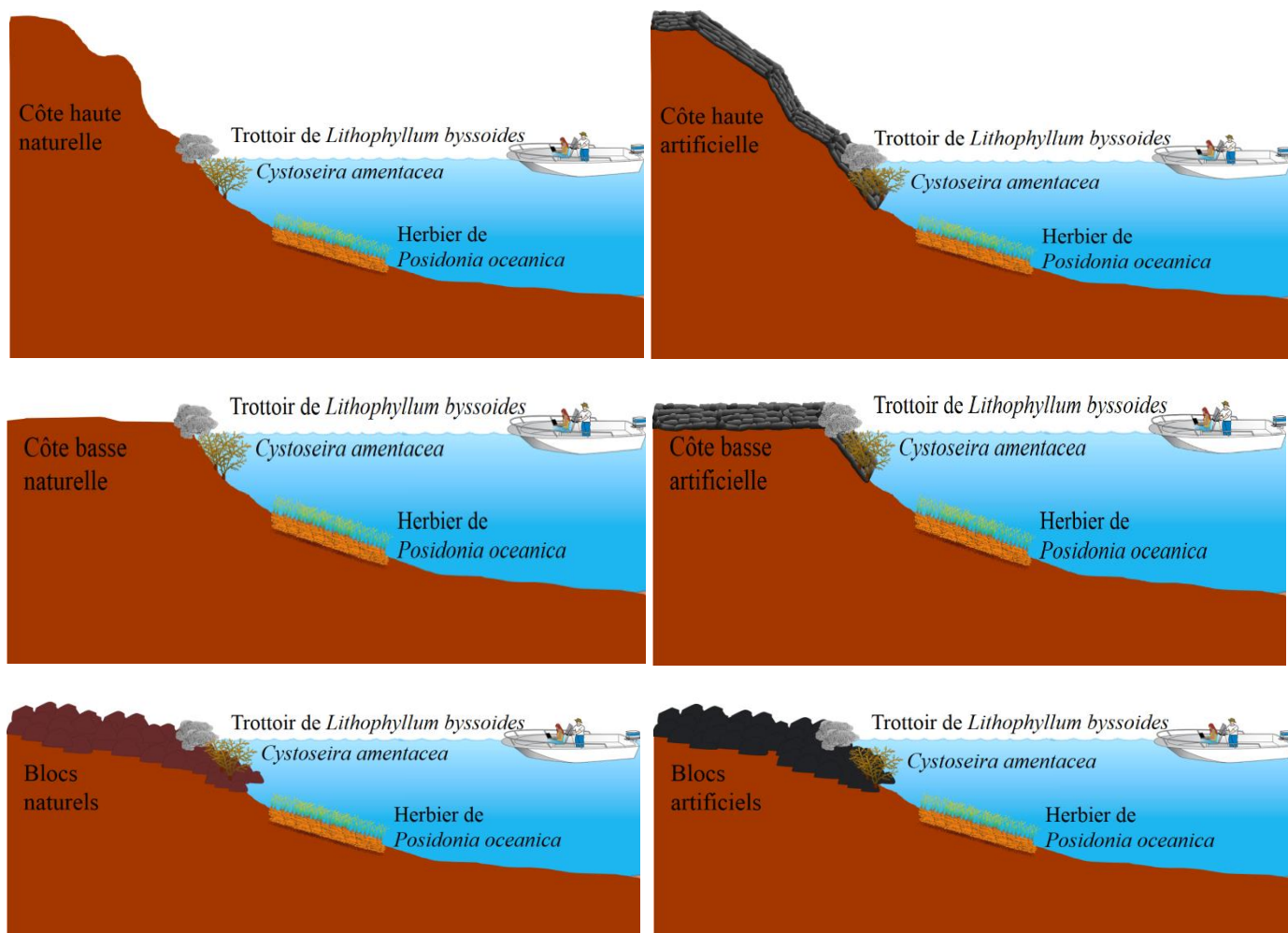


Figure 3. Représentation de chaque type de géomorphologie (côte haute, côte basse et blocs) et de la nature du substrat (naturelle ou artificielle) considéré dans la méthode CARLIT. 6 cas de figures existent : les côtes hautes naturelles ou artificielles, les côtes basses naturelles ou artificielles et les blocs naturels ou artificiels.

L'abondance des communautés est cartographiée à partir d'une petite embarcation longeant la côte au plus près du littoral et à 4-5 km/h (**Figure 4**). La méthode ne s'applique donc pas à des masses d'eau dont la côte est sableuse, où le descripteur macroalgues n'est pas pertinent.

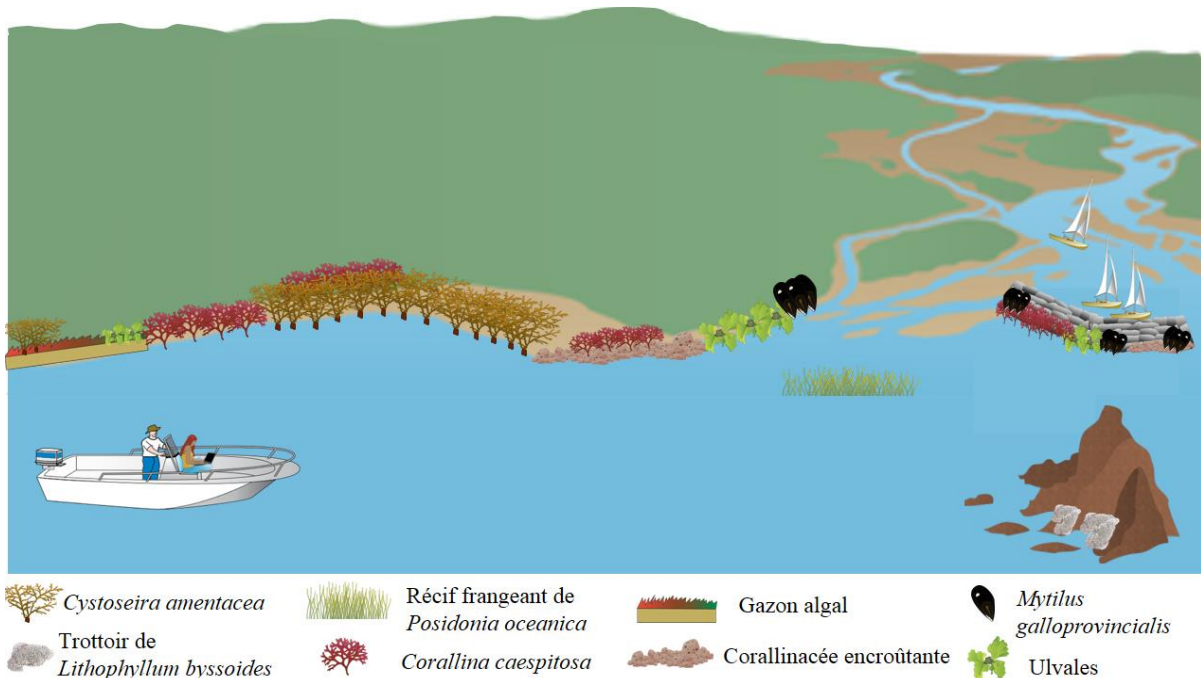


Figure 4. Schématisation de la cartographie de l'abondance des communautés étudiées avec la méthode CARLIT.

Un niveau de vulnérabilité écologique aux pressions, sur une échelle de 1 (peu vulnérable) à 20 (très vulnérable), est attribué à chaque communauté (**Tableau 2**). Les communautés ayant les niveaux de vulnérabilité les plus forts représentent les communautés climax de la zone côtière (Ballesteros *et al.*, 2007).

Tableau 2. Niveau de vulnérabilité des communautés utilisées dans la méthode CARLIT le long des côtes françaises de Méditerranée (Thibaut et Blanfuné, 2014a, modifié d'après Ballesteros *et al.*, 2007). *Cystoseira mediterranea* (en gris) ne concerne que Le Languedoc où elle est l'espèce vicariante de *C. amentacea*.

Communautés ou espèces	Niveau de vulnérabilité (NV)
<i>Cystoseira mediterranea</i> 5	20
<i>Cystoseira amentacea</i> 5	20
<i>Cystoseira crinita</i>	20
<i>Cystoseira brachycarpa</i> var. <i>balearica</i>	20
Récif frangeant de <i>Posidonia oceanica</i>	20
Trottoir à <i>Lithophyllum byssoides</i>	20
<i>Cystoseira mediterranea</i> 4	19
<i>Cystoseira amentacea</i> 4	19
<i>Cystoseira mediterranea</i> 3	15
<i>Cystoseira amentacea</i> 3	15
<i>Cystoseira mediterranea</i> 2	12
<i>Cystoseira amentacea</i> 2	12
<i>Cystoseira compressa</i>	12
<i>Cystoseira mediterranea</i> 1	10
<i>Cystoseira amentacea</i> 1	10
<i>Corallina caespitosa</i>	8
Gazon algal	8
Corallinacées encroûtantes	6
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	6
Ulvaes	3
Cyanobactéries	1

Classes d'abondance de *Cystoseira* : *C. amentacea* et *C. mediterranea* 5 : ceinture continue ; *C. amentacea* et *C. mediterranea* 4 : ceinture discontinue ; *C. amentacea* et *C. mediterranea* 3 : taches abondantes ; *C. amentacea* et *C. mediterranea* 2 : individus abondants ; *C. amentacea* et *C. mediterranea* 1 : individu isolé.

Un indice de qualité environnementale (EQ pour Environmental Quality) est calculé à partir de ces mesures pour un secteur de côte ou une masse d'eau (**équation 1**) (Ballesteros *et al.*, 2007).

$$\text{Équation 1 : } EQ = \frac{\sum(l_i * SL_i)}{\sum l_i}$$

Avec l_i = la longueur de côte occupée par la communauté i , et SL_i = le niveau de vulnérabilité pour la communauté i . Lorsque deux communautés sont superposées (e.g. médiolittoral et infralittoral), c'est celle qui a le niveau de vulnérabilité le plus élevé qui est prise en compte.

Un Ratio de Qualité Écologique (Ballesteros *et al.*, 2007), EQR (**équation 2**), est obtenu en pondérant l'EQ par une valeur d'EQ mesurée dans un site de référence (EQ_{ref}) pour chacun des six types géomorphologiques (**Tableau 3**).

$$\text{Équation 2 : } EQR_{\text{masse d'eau}} = \frac{\sum \frac{EQ_{ssi} \cdot l_i}{EQ_{rsi}}}{\sum l_i}$$

Avec i = situation morphologique de la côte étudiée, EQ_{ssi} = l'EQ dans le site étudié pour la situation i , EQ_{rsi} = l'EQ dans le site de référence pour la situation i , l_i = longueur de la côte étudiée dans la situation i .

Tableau 3. EQ de référence calculée pour chaque type de morphologie de la côte (Thibaut *et al.*, 2010, modifié d'après Ballesteros *et al.*, 2007)

Morphologie de la côte	EQ _{référence}
Blocs naturels ou artificiels	12.2
Côte basse naturelle ou artificielle	16.6
Côte haute naturelle ou artificielle	15.3

À partir des valeurs EQR calculées (valeurs comprises entre 0 et 1), un statut écologique est déterminé pour chaque masse d'eau, (ES pour Ecological Status) suivant les critères de la DCE (**Tableau 4**).

Tableau 4. Classe des EQR et statut écologique associé

EQR	Statut Écologique (ES)
> 0.75 à 1	Très Bon
> 0.60 à 0.75	Bon
> 0.40 à 0.60	Moyen
> 0.25 à 0.40	Médiocre
0 à 0.25	Mauvais

Les littoraux sédimentaires sont ignorés à l'exception des baies naturelles très fermées où les magnoliophytes peuvent être abondantes (récif-barrière ou frangeant de *Posidonia oceanica*).

Il en va de même pour l'intérieur des ports et des marinas. Ces zones sont trop perturbées et nécessitent l'utilisation d'autres indices.

Les observations de terrain (communautés présentes, abondance) sont notées sur des photos aériennes imprimées sur des feuilles A3 à l'échelle 1/2 500^e (BD Ortho de l'IGN). Ces informations ont été intégrées dans un système d'information géographique (SIG) à l'aide du logiciel ArcGIS® (ESRI, 2014). Les données CARLIT ont été entrées sous forme de polygones et, par intersection avec le trait de côte CARLIT (Thibaut et Markovic, 2009), la longueur de chaque communauté associée à la géomorphologie et à la nature de la côte a été obtenue. Les EQR ont ensuite été calculés pour les masses d'eau.

2.3. Simulation de transplantations et statut écologique

Nous avons simulé des transplantations de plusieurs espèces de *Cystoseira* selon d'une part leur occurrence historique (Blanfuné *et al.*, 2016a ; Thibaut *et al.*, 2005, 2014, 2015, 2016) et d'autre part les habitats disponibles (petits fonds rocheux calmes pour *C. crinita* et *C. barbata*) et les digues de port suffisamment exposées à l'hydrodynamisme pour *C. amentacea* ou *C. mediterranea* (pour le Languedoc).

Dans chaque masse d'eau côtière, les linéaires rocheux favorables sont identifiés pour la transplantation de *C. amentacea*, *C. mediterranea*, *C. crinita* et *C. barbata* lorsque les conditions sont compatibles au développement de ces espèces. L'état écologique futur est calculé selon quatre scénarios :

- scénario 1 avec une densité faible d'individus transplantés de *C. amentacea* ou *C. mediterranea* (correspondant à la classe 1 : individus isolés, tableau 3),
- scénario 2 avec des transplantations de taches abondantes de *C. amentacea* ou *C. mediterranea* (correspondant à la classe 3 : taches abondantes, tableau 3),
- scénario 3 avec une densité faible d'individus transplantés de *C. amentacea* ou *C. mediterranea* (correspondant à la classe 1 : individus isolés, tableau 3) et/ou des transplantations de *C. crinita* et/ou *C. barbata* dans les petits fonds,
- scénario 4 avec des transplantations de taches abondantes de *C. amentacea* ou *C. mediterranea* (correspondant à la classe 3 : taches abondantes, tableau 3) et/ou des transplantations de *C. crinita* et/ou *C. barbata* dans les petits fonds.

Concernant les populations de *C. barbata* et de *C. crinita*, leur densité n'influe pas sur le niveau

de sensibilité.

Dans le SIG, pour le calcul des EQR de chaque masse d'eau, nous avons remplacé les communautés existantes relevées lors des différentes campagnes CARLIT par les communautés transplantées simulées suivant les quatre scénarios. Ces communautés simulées ont été positionnées dans leur zone de développement potentiellement les plus favorables.

3. Résultats

3.1. Evaluation 2015 des masses d'eau

La campagne CARLIT 2015 a permis de re-évaluer la qualité écologique des 11 masses d'eau étudiées (Tableau 9) soit environ 520 kilomètres de côte (échelle 1/ 2 500^e). Le pourcentage d'occupation de chaque communauté pour chaque masse d'eau et pour les deux campagnes CARLIT a été calculé (Tableau 5).

Tableau 5. Comparaison des EQR (valeurs entre 0 et 1) et des Statut Écologique (ES) des masses d'eau entre les EQR de la première campagne CARLIT et ceux de la deuxième campagne CARLIT 2015.

Continent	Masse d'eau	Nom de la masse d'eau	1 ^{ère} évaluation			2 ^{ème} évaluation		
			Année	EQR	ES	Année	EQR	ES
	FRDC05	Côte Bleue	2007	0.63	Bon	2015	0.61	Bon
	FRDC07a	Iles de Marseille hors Frioul	2007	0.80	Très Bon	2015	0.80	Très Bon
	FRDC07b	Cap Croisette-Bec de l'Aigle	2007	0.95	Très Bon	2015	0.85	Très Bon
	FRDC07c	Bec de l'Aigle-Pointe Fauconnière	2008	0.66	Bon	2015	0.57	Moyen
	FRDC07d	Pointe Fauconnière-Ilot Pierreplane	2008	1.00	Très Bon	2015	0.90	Très bon
	FRDC07f	Pointe du Gaou-Pointe Escampobariou	2008	0.93	Très Bon	2015	0.94	Très bon
	FRDC07g	Cap Cépet-Cap de Carqueiranne	2007	0.68	Bon	2015	0.64	Bon
	FRDC08b	Golfe de Saint-Tropez	2008	0.66	Bon	2015	0.61	Bon
	FRDC08d	Ouest Saint-Raphaël-Pointe de la Galère	2007	1.00	Très Bon	2015	0.93	Très Bon

Corse	Masse d'eau	Nom de la masse d'eau	1 ^{ère} évaluation			2 ^{ème} évaluation		
			Année	EQR	ES	Année	EQR	ES
	FREC01d	Canari	2009	0.84	Très Bon	2015	0.80	Très Bon
	FREC02ab	Cap est de la Corse	2009	0.61	Bon	2015	0.84	Très Bon

Lors de cette deuxième campagne, 7 masses d'eau ont un statut écologique très bon, 3 masses d'eau ont un statut écologique bon et 1 masse d'eau a un statut écologique moyen. Sur les 11 masses d'eau, seules les masses d'eau FRDC07c (Bec de l'Aigle-Pointe Fauconnière) et FREC02ab (Cap est de la Corse) ont changé de statut écologique.

NB. Le descriptif par masse d'eau ne se comprend qu'avec la lecture des cartes de l'Atlas cartographique.

FRDC 05 – Côte Bleue

La qualité écologique de la masse d'eau en 2015 est bonne (EQR = 0.61).

L'EQR de la masse d'eau FRDC05 est resté relativement stable (0.63 à 0.61) entre 2007 et 2015 et son statut écologique reste bon (**Tableau 5**). Le linéaire de *Cystoseira amentacea*, dans la masse d'eau FRDC05 (Côte Bleue), a augmenté (de 32.59% à 42.05%) mais les ceintures sont plus fragmentées. Le linéaire de moules a considérablement diminué (de 12.28% à 2.26% ; SL=6). Ces organismes ont été remplacés par du gazon algal (16.21% ; SL=8) (**Tableau 6**).

Cette masse d'eau correspond à la zone Natura 2000 (FR9301999 – Côte Bleue marine). De la plage de la Couronne au port de Sausset-les-Pins, *C. amentacea* se retrouve au niveau des Caps et des pointes en populations plus ou moins fragmentées. Le fond des anses est colonisé par des corallines encroûtantes, *Corallina caespitosa* et du feutrage algal. De Sausset-les-Pins au Rouet, les populations de *C. amentacea* sont moins denses, le feutrage algal domine et on note des populations de *Cystoseira compressa* dans cette zone. A partir du port du Rouet jusqu'aux digues de Corbières, le feutrage algal est remplacé par *C. caespitosa* et des populations fragmentées de *C. amentacea*. Au niveau de la presqu'île du Moulon on note la présence d'encorbellements de *Lithophyllum byssoides*. Sur les digues du Port de Corbière et sur la digue du port de la Lave, les corallines encroûtantes dominent, avec la présence de quelques

populations de *Mytilus galloprovincialis* et de *C. caespitosa*. Nous notons également, la présence de quelques individus isolés de *C. amentacea* sur la digue du port de la Lave.

FRDC 07a – Iles de Marseille Hors Frioul

La qualité écologique de la masse d'eau en 2015 est très bonne (EQR = 0.80).

L'EQR et le statut écologique sont restés inchangés (**Tableau 5**). Dans la masse d'eau FRDC07a (Iles de Marseille hors Frioul), les linéaires de *C. amentacea* (16.93% à 14.41%) et de trottoirs de *Lithophyllum byssoides* (34.37% à 32.86%) ont diminué. Le linéaire de *Corallina caespitosa* a augmenté (44.45% à 49.78%) (**Tableau 6**).

La masse d'eau est dans le périmètre du Parc National des Calanques. La face nord de l'île Maire est colonisée en grande partie par *C. caespitosa*, alors que la face sud est colonisée par une alternance d'encorbellements à *Lithophyllum byssoides* sur les parties verticales, *C. amentacea* sur les parties les plus planes et *C. caespitosa* qui reste tout de même majoritaire. La face est de l'île Maire, les faces nord des îles de Jarre, du Jarron, de l'île Plane et île de Riou subissent l'influence de l'émissaire de Cortiou, est sont par conséquent colonisées par *C. caespitosa*, des encorbellements de *Lithophyllum byssoides* morts épiphytés par *C. caespitosa*. Contrairement aux faces sud qui ne sont pas exposées à l'émissaire, où sont présents des encorbellements à *Lithophyllum byssoides* ainsi que des populations de *C. amentacea* lorsque les conditions leurs sont favorables.

FRDC 07b – Cap Croisette – Bec de l’Aigle

La qualité écologique de la masse d’eau en 2015 est très bonne (EQR = 0.85).

L’EQR de la masse d’eau FRDC07b (Cap Croisette-Bec de l’Aigle) a diminué de 0.95 à 0.85 mais le statut écologique très bon reste inchangé (**Tableau 5**). Les communautés de *C. amentacea* se sont fragmentées (35.73% à 33.54%) et ont été remplacées par du gazon algal (1.78%) et des corallinacées encroûtantes (1.28% à 6.21%). Certains trottoirs de *L. byssoides* (34.54% à 27.90%) ont été recouverts par *Corallina caespitosa* (22.27% à 25.92%) (**Tableau 6**).

La masse d’eau est dans le périmètre du Parc National des Calanques. Les sorties de l’émissaire de Cortiou, débouchent au centre de cette masse d’eau. Son influence est importante sur la végétation. Une dégradation des communautés du Cap Croisette vers le Bec Sormiou est observée. Le substrat est colonisé principalement par des *C. caespitosa*, des petits encorbellements à *L. byssoides* recouverts par *C. caespitosa*, des Ulvales dans le fond des calanques (Plan de Cailles, Calanques Podestat). Entre Cap Croisette et la Mounine, des petites populations de quelques individus de *C. amentacea* sont présentes. Au niveau de la calanque de Cortiou, autour des émissaires, la roche est colonisée par des Cyanobactéries. A partir du Bec Sormiou en allant vers le Cap Cable, le substrat est colonisé par une alternance de corallines encroûtantes, d’encorbellements à *L. byssoides*, de *C. caepistosa* et de *C. amentacea* en fonction de l’inclinaison de la roche. Au niveau des fonds de calanques, la présence de Cyanobactéries est observée. En allant vers Cassis, *C. caespitosa* devient majoritaire. *C. amentacea* est présente sur la digue du port de Cassis ainsi que sur la pointe du Lombard. Une fois passé l’anse de l’Arène, la côte devient plus sauvage, *C. amentacea* forme des populations plus ou moins denses jusqu’au Capucin. Ensuite jusqu’au Bec de l’Aigle, le substrat est colonisé par des

encorbellements à *L. byssoides*, *C. caespitosa* et des populations denses de *C. amentacea* suivant la pente de la roche.

FRDC 07c – Bec de l’Aigle – Pointe Fauconnière

La qualité écologique de la masse d’eau en 2015 est Moyenne (EQR = 0.57).

L’EQR de la masse d’eau FRDC07c (Bec de l’Aigle-Pointe Fauconnière) a diminué de 0.66 à 0.57, ce qui a changé son statut écologie de bon à moyen (**Tableau 5**). Une diminution globale de *C. amentacea* (32.16% à 26.36%) est observée. Ces communautés ont été remplacées par du gazon algal (4.03%). Les populations de *Corallina caespitosa* ont diminué (de 20.69% à 11.40% ; SL=8) et ont été remplacées par les corallines encroûtantes avec un niveau de vulnérabilité plus faible (augmentation de 13.47% à 31.08% ; SL=6) (**Tableau 6**).

Cette masse d’eau correspond à la baie de la Ciotat et est incluse dans la zone Natura 2000 FR9301998 (Baie de la Ciotat) et une partie de la FR9301602 (calanques et îles marseillaises – cap Canaille et massif du Grand Caun). Dans cette masse d’eau se trouve le port de la Ciotat, le port des Canucins, le port des Lecques et le port de la Madrague. L’île Verte est colonisée par une alternance de corallines encroûtantes, de populations de *C. amentacea* plus ou moins denses, de *C. caespitosa*, de petits encorbellements de *L. byssoides* dans les failles. Du Bec de l’Aigle en allant vers le port de la Ciotat, les corallines encroûtantes sont majoritaires, quelques individus de *C. amentacea* sont présents aux niveaux des trois secs, et des populations de *C. compressa* sont également présentes. Les digues sont majoritairement couvertes de corallines encroûtantes entrecoupées par des *C. caespitosa*, des cyanobactéries et de moules. La présence d’Ulvaes est en arrivant vers la pointe de la Baumette. En allant vers le Cap Liouquet, *Cystoseira compressa* colonise le substrat rocheux. Nous avons ensuite une alternance de *C. amentacea* et *C. compressa* jusqu’au port des Lecques. Les digues du port des Lecques sont couvertes de corallines encroûtantes et de *C. caespitosa*. En allant vers le port de la Madrague,

on a une alternance de corallines encroûtantes, d'Ulvaes, de *C. compressa* et de cyanobactéries. Puis en se dirigeant vers la pointe Grenier puis vers la pointe Fauconnière, de larges populations de *C. caespitosa* laissent la place à des populations de *C. amentacea* plus ou moins denses avec une belle ceinture continue en arrivant à la pointe Fauconnière.

FRDC 07d – Pointe Fauconnière – Ilot Pierreplane

La qualité écologique de la masse d'eau en 2015 est très bonne (EQR = 0.90).

Le statut écologique de la masse d'eau FRDC07d (Pointe Fauconnière-Ilot Pierreplane) reste très bon malgré une légère diminution de l'EQR (1.00 à 0.90) (**Tableau 5**). Les communautés de *C. amentacea* ont diminué (75.71% à 57.80%) et ont pu être remplacées par des *Corallina caespitosa*, qui ont augmenté (7.18% à 26.55%) (**Tableau 6**).

Au sein de cette masse d'eau, le substrat est colonisé par une alternance de populations de *C. amentacea* plus ou moins denses selon la pente du substrat, d'encorbellements à *L. byssoides* dans les failles, de *C. compressa*, *C. caespitosa*.

FRDC 07f - Pointe du Gaou – Pointe Escampobariou

La qualité écologique de la masse d'eau en 2015 est très bonne (EQR = 0.94).

Le statut écologique de la masse d'eau FRDC07f (Pointe du Gaou – Pointe de l'Escampobariou) reste très bon avec une très légère augmentation de l'EQR (0.93 à 0.94) (**Tableau 4**). Les communautés de *C. amentacea* ont diminué (75.06% à 69.20%) et ont pu être remplacées par des *Corallina caespitosa*, qui ont augmenté (6.37% à 9.37%) (**Tableau 6**).

Cette masse d'eau est très vaste, elle comprend deux zones Natura 2000, FR9301997 (Embiez – Cap Sicié) et une partie de la FR9301613 (Rade d'Hyères). A partir de la pointe du petit Gaou jusqu'à la pointe du Cap Vieux, de nombreuses populations denses de *C. amentacea* sont présentes, elles deviennent plus fragmentées par *C. caespitosa* entre la Pierre de l'Autel et la

pointe du Cap Vieux. De petits encorbellements à *L. byssoïdes* sont présents dans cette zone (comme par exemple à la pointe du Mal Dormi). Entre la pointe du Cap Vieux et le Cap Sicié se trouve l'émissaire de Sicié. Les populations de *C. amentacea* sont remplacées par des *C. caespitosa* et des corallines encroûtantes et des Ulvales. L'influence du rejet est limitée à ~ 500 m de part et d'autre puisque *C. amentacea* colonise le substrat près du cap et est présente en forte densité au niveau de la pointe des Jonquiers par exemple. A partir de la pointe des Jonquiers, le substrat est colonisé par des populations fragmentées de *C. amentacea* entrecoupées de corallines encroûtantes, *C. compressa*, des Ulvales et *C. caespitosa*. Les populations de *C. amentacea* redeviennent denses à partir de la Baie de Cavalas jusqu'à la pointe du Rascass.

De la pointe du Bau Rouge à la Pointe Péno à Carqueiranne, les populations de *C. amentacea* se succèdent avec des densités variables allant de patches à des ceintures continues. En arrivant au port des Sablettes, des populations de *C. compressa* sont présentes. Les digues du port sont colonisées par des *C. caespitosa*, du feutrage algal et des Ulvales. Après le port et jusqu'aux grandes plages de l'Almanarre, les roches sont couvertes de populations de *C. amentacea* en densité variable. Les petits fonds devant la Madrague sont occupés par un récif frangeant de *Posidonia oceanica*. De la pointe de l'Ermitage à la pointe Escampobariou, les roches sont colonisées par des populations de *C. amentacea* de densité variable entrecoupées par *C. compressa*, des corallines encroûtantes, des Ulvales, *C. caespitosa* et de petits encorbellements à *L. byssoïdes* dans les failles.

FRDC 07g - Cap Cépet – Cap Carqueiranne

La qualité écologique de la masse d'eau en 2015 est bonne (EQR = 0.64).

Le statut écologique de la masse d'eau FRDC07g (Cap Cépet-Cap de Carqueiranne) reste bon avec une légère baisse de l'EQR (0.68 à 0.64) (**Tableau 5**). Le linéaire de *C. amentacea* a légèrement diminué (39.38% à 36.97%) et a été en partie substitué par du gazon algal (6.32%). Le linéaire de *Corallina caespitosa* a diminué (27.78% à 21.83%) alors que celui des corallinacées encroûtantes a augmenté (7.89% à 10.51%). Le linéaire d'Ulvaes a augmenté (3.70% ; SL=3) (**Tableau 6**).

Cette masse d'eau correspond à la Rade de Toulon qui est divisée entre la petite et la grande rade. Une grande partie de son littoral est artificialisé avec notamment les zones urbaines de Toulon, de la Seyne-sur-Mer et de Saint-Mandrier (plages alvéolaires, ports, digues, quais, etc.). Du Cap Cépet jusqu'à la pointe du Gantier, les populations de *C. amentacea* colonisent les rochers en forte densité. Les communautés présentes dans la petite rade sont des corallines encroûtantes, des Ulvaes, du feutrage algal, des cyanobactéries, des moules (au niveau de la pointe Balaguier). La grande digue qui sépare la petite rade de la grande est colonisée par des *C. caespitosa* et des populations de *C. amentacea* en densité variable et sur les vieux blocs en patches abondants. La grande rade est colonisée par une alternance de *C. compressa*, de *C. amentacea* en densité variable, de *C. caespitosa* et du feutrage algal. Les populations de *C. amentacea* deviennent plus denses au niveau du Cap de Carqueiranne.

FRDC 08b - Golfe de Saint-Tropez

La qualité écologique de la masse d'eau en 2015 est bonne (EQR = 0.61).

L'EQR de la masse d'eau FRDC08b (Golfe de Saint-Tropez) a diminué de 0.66 à 0.61 mais garde un bon statut écologique (**Tableau 5**). Les récifs frangeants de *Posidonia oceanica* ont

été plus observés lors de la deuxième campagne (12.94% à 18.07%). Les communautés de *C. amentacea* ont augmenté (de 7.83 % à 12.96%). Le linéaire de *Corallina caespitosa* a diminué (34.68% à 12.59%) et les Cyanobactéries (1.20% à 12.71%) et les Ulvales ont augmenté (5.54% à 13.51%). Le linéaire de *C. crinita* (5.17% à 3.36%) a légèrement diminué et à la place du gazon algal est observé (**Tableau 6**).

Cette masse d'eau commence au Cap Saint-Pierre à Saint-Tropez et se termine à la pointe des Sardinaux aux Issambres. Du Cap Saint-Pierre à la pointe du Cimetière, les roches sont colonisées par des *C. crinita*, *C. compressa* et *C. amentacea* en densité variable. Dans l'anse des Canebiers se trouve un récif frangeant de *P. oceanica*. Le port de Saint-Tropez est couvert de *C. caespitosa* et de corallines encroûtantes. De la pointe de la Pinède à la plage des Marines de Cogolin, du feutrage algal, des *C. crinita*, des Ulvales et des corallines encroûtantes sont présentes. Un récif barrière de *P. oceanica* est présent au niveau du port-abri du Pilon. Les digues des Marines de Cogolin sont colonisées par *C. caespitosa*, du feutrage algal et des Ulvales et de Cyanobactéries à l'embouchure de la Giscle. Les digues du port de Grimaud sont colonisées par du feutrage algal et des corallines encroûtantes. Les enrochements artificiels de long des plages des Prairies de la Mer jusqu'au port de Sainte-Maxime sont principalement colonisés par des Ulvales, du feutrage algal. Dans cette zone, quelques populations de *C. compressa* sont présentes, ainsi que des populations de *C. amentacea* en faible densité au niveau de la pointe Alègre. Les roches, le long de la RN 98, sont peu propices au développement des macrophytes formant des canopées, on y trouve des corallines encroûtantes, des Ulvales et du feutrage algal principalement. Une population de *C. crinita* est présente au niveau de la Calanque de la Madrague ainsi qu'un récif frangeant de *P. oceanica*. Quand le substrat redevient favorable, *C. amentacea* redevient dense jusqu'à la pointe des Sardinaux.

FRDC 08d - Ouest Fréjus – Pointe de la Galère

La qualité écologique de la masse d'eau en 2015 est très bonne (EQR = 0.93).

Le statut écologique de la masse d'eau FRDC08d (Ouest Saint-Raphaël-Pointe de la Galère) est resté très bon malgré une légère diminution de l'EQR (1.00 à 0.93) (**Tableau 5**). Les communautés de *C. amentacea* ont légèrement diminué en se fragmentant (85.09% à 73.48%) et ont pu être elles aussi remplacées par des *Corallina caespitosa* qui ont augmenté (3.74% à 9.97%) (**Tableau 6**).

Cette masse d'eau comprend la zone Natura 2000 FR9301628 (Esterel). Son littoral est rocheux, à l'exception de la grande plage d'Agay, du Dramont et quelques plages plus petites comme par exemple Péguière ou Anthéor. Les roches sont colonisées par une alternance de populations de *C. amentacea* en densité variable (le plus souvent dense), d'encorbellements à *L. byssoides*, de *C. caespitosa* suivant les conditions morphologiques du substrat. Deux exceptions : la rade d'Agay et le fond de la baie de Figueirette. Dans la rade d'Agay, les roches sont couvertes de cyanobactéries, de corallines encroûtantes, de feutrage algal, et quelques individus de *C. compressa* à l'est de la rade. Ce changement de communautés est probablement dû à l'influence de la rivière d'Agay dont l'embouchure est au fond de la baie. Le fond de la baie de Figueirette est principalement colonisé par des corallines encroûtantes, du feutrage algal et *C. caespitosa*.

FREC 01d – Canari

La qualité écologique de la masse d'eau en 2015 est très bonne (EQR = 0.80).

L'EQR de la masse d'eau FREC01d (Canari) a légèrement diminué (0.84 à 0.80) mais le statut écologique reste très bon (**Tableau 5**). Les communautés de *C. amentacea* ont légèrement augmenté (63.44% à 66.29%) avec une fragmentation des ceintures en tache. Les corallinacées

encroûtantes (17.69% à 1.71%) ont pu être remplacées par du gazon algal (0.57% à 16.33%) (**Tableau 6**).

La masse d'eau s'étend de Punta di Mare Morto à Nonza. Le littoral entre Punta di Mare Morto à la Punta di Canelle, est colonisé principalement par des populations de *C. amentacea* en patches abondants et ceintures discontinues. On note également la présence d'encorbellements à *L. byssoides* lorsque les conditions sont favorables. De la Marina di Canelle en allant vers Nonza, *C. amentacea* est remplacé par du feutrage algal et des zones où aucune végétation n'est présente. Ce phénomène est sûrement dû au fait que cette partie du littoral est située sous l'ancienne mine d'amiante de Canari, où l'abrasion des roches par les rejets miniers est importante. On retrouve une population de *C. amentacea* en patches abondants au niveau de Nonza, ainsi que des encorbellements à *L. byssoides* dans les failles ou falaises.

FREC 02ab - Cap Est de la Corse

La qualité écologique de la masse d'eau en 2015 est très bonne (EQR = 0.84).

Le statut écologique de la masse d'eau FREC02ab (Cap est de la Corse) s'est amélioré en passant de bon à très bon avec une augmentation de l'EQR de 0.61 à 0.84 (**Tableau 5**). Une densification des *C. amentacea* est visible (47.36% à 59.64%). Les corallines encroûtantes ont fortement diminué (42.55% à 4.37%) et ont pu être remplacées dans certains cas par le gazon algal (10.44% ; SL=8) ou des *Corallina caespitosa* (2.12% à 5.26%). Le linéaire de *Cystoseira compressa* a augmenté (0.34% à 8.22% ; SL=12) et des populations de *Cystoseira crinita* (6.87% ; SL=12) ont été observées seulement lors de la seconde campagne CARLIT (**Tableau 6**).

Cette masse d'eau s'étend du port de Bastia à la punta d'Agnello. La partie comprise entre le sud de la Marine de Sisco à la punta di Agnello fait partie de la zone Natura 2000 (FR9402013 – Plateau du Cap Corse). En partant du port de Bastia, au niveau de Toga, les roches sont

colonisées par des cyanobactéries, *C. caespitosa* et des corallines encroûtantes. Puis à partir de Pietranera, les populations de *C. amentacea* couvrent les substrats rocheux en densité variable allant de patches à ceintures denses. En arrivant à Erbalunga, des populations de *C. compressa* sont présentes. Les roches sont ensuite colonisées par des populations de *C. amentacea* en densité variable mais majoritairement en patches abondants. Au niveau de la Marine de Sisco, *C. amentacea* se fait rare et est remplacée principalement par *C. caespitosa*, des Ulvales et des cyanobactéries au niveau du port. De Pietracorbara en remontant vers le nord jusqu'à Porticciolo, des populations denses de *C. amentacea* colonisent le substrat rocheux, elles sont entrecoupées de *C. compressa*, de *C. caespitosa*, de feutrage algal et de petites populations de *C. crinita*. Au niveau de la punta d'Erbaolu jusqu'à Santa Severa, *C. crinita* est abondante. Les digues du port de Santa Severa sont colonisées par des corallines encroûtantes, des cyanobactéries et du feutrage algal. A partir de Santa Severa, *C. compressa* devient majoritaire jusqu'à la Marina de Meria. A partir de là et jusqu'à Maccinaggio, les populations de *C. amentacea* sont denses et majoritaires. En arrivant au port de Macinaggio, une belle population de *C. crinita* est présente. Les digues du port sont colonisées par des corallines encroûtantes. En remontant vers la punta di a Coscia, les roches sont couvertes de *C. caespitosa*. A partir de la punta di a Coscia, les roches sont couvertes d'une alternance de feutrage algal, de *C. compressa*, de *C. crinita* et de *C. amentacea* en densités variables.

Tableau 6. Le pourcentage d'occupation de chaque communauté pour chaque masse d'eau et pour chaque campagne CARLIT

	FRDC05		FRDC07a		FRDC07b		FRDC07c		FRDC07d		FRDC07f	
	% 1 ^{ère} campagne	% 2 ^{ème} campagne	% 1 ^{ère} campagne	% 2 ^{ème} campagne	% 1 ^{ère} campagne	% 2 ^{ème} campagne	% 1 ^{ère} campagne	% 2 ^{ème} campagne	% 1 ^{ère} campagne	% 2 ^{ème} campagne	% 1 ^{ère} campagne	% 2 ^{ème} campagne
<i>Corallina caespitosa</i>	25,21	22,54	44,45	49,78	22,27	25,92	20,69	11,40	7,18	26,55	6,37	9,37
Corallinacées encroûtantes	4,43	10,23	0,60	0,85	1,28	6,21	18,47	31,08	0,00	1,46	7,75	4,36
Cyanobactérie	3,09	0,50	2,73	0,99	3,06	3,36	7,50	8,40	0,00	0,00	3,40	1,08
<i>C.amentacea 1</i>	3,88	2,13	1,29	1,97	0,27	2,66	3,41	1,06	1,44	0,56	0,62	0,43
<i>C.amentacea 2</i>	4,08	14,32	3,74	3,67	8,41	5,59	0,40	0,86	6,37	3,61	10,30	2,57
<i>C.amentacea 3</i>	8,98	18,90	5,98	7,38	4,76	17,71	16,62	15,22	16,13	24,80	17,98	24,44
<i>C.amentacea 4</i>	8,98	5,08	1,83	0,80	10,89	4,95	7,74	5,90	23,04	15,69	29,00	23,98
<i>C.amentacea 5</i>	6,67	1,62	4,08	0,58	11,39	2,64	3,99	3,32	28,74	13,14	17,17	17,78
<i>C.amentacea</i> totale	32,59	42,05	16,93	14,41	35,73	33,54	32,16	26,36	75,71	57,80	75,06	69,20
<i>C.compressa</i>	2,31	2,00	0,11	0,07	0,83	0,39	12,23	11,23	5,83	2,78	2,74	0,66
<i>C.crinita</i>	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00
Gazon algal	0,46	16,21	0,00	0,38	0,00	1,78	0,00	4,03	0,00	0,42	0,00	3,63
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	12,28	2,19	0,70	0,00	0,00	0,05	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00
Récif barrière de <i>P. oceanica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,59
Trottoir de <i>Lithophyllum byssoides</i>	1,53	2,15	34,37	32,86	34,54	27,90	2,12	1,68	11,17	10,45	2,07	1,37
Ulvaes	2,78	1,99	0,11	0,67	1,95	0,84	5,30	5,02	0,11	0,49	1,78	4,65

	FRDC07g		FRDC08b		FRDC08d		FREC01d		FREC02ab	
	% 1 ^{ère} campagne	% 2 ^{ème} campagne	% 1 ^{ère} campagne	% 2 ^{ème} campagne	% 1 ^{ère} campagne	% 2 ^{ème} campagne	% 1 ^{ère} campagne	% 2 ^{ème} campagne	% 1 ^{ère} campagne	% 2 ^{ème} campagne
<i>Corallina caespitosa</i>	27,78	21,83	34,68	12,59	3,74	9,97	1,15	1,13	2,21	5,26
Corallinacées encroûtantes	7,89	10,51	14,99	11,54	4,44	3,89	17,69	1,71	42,55	4,37
Cyanobactérie	3,59	4,55	1,20	12,71	1,86	0,14	9,82	10,10	2,20	2,87
<i>C.amentacea 1</i>	1,20	2,02	0,00	0,33	0,20	0,70	0,57	1,29	2,02	0,30
<i>C.amentacea 2</i>	5,05	4,72	0,24	2,00	0,29	2,84	4,02	6,90	10,19	5,61
<i>C.amentacea 3</i>	12,04	12,42	3,22	4,93	3,52	32,26	24,88	46,90	26,03	32,04
<i>C.amentacea 4</i>	9,49	10,93	0,16	0,99	4,99	18,50	29,74	9,16	8,14	12,81
<i>C.amentacea 5</i>	11,59	6,87	4,22	4,71	76,10	19,18	4,24	2,05	0,98	8,88
<i>C.amentacea</i> totale	39,38	36,97	7,83	12,96	85,09	73,48	63,44	66,29	47,36	59,64
<i>C.compressa</i>	4,95	3,58	14,95	4,88	0,16	0,48	1,33	0,38	0,34	8,22
<i>C.crinita</i>	0,00	0,36	5,17	3,36	0,00	0,90	0,00	0,07	0,00	6,87
Gazon algal	0,00	6,32	0,00	9,75	0,00	2,97	0,57	16,33	0,79	10,44
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	2,84	2,37	0,17	0,63	0,06	1,62	0,00	0,00	0,00	0,00
Récif barrière de <i>P. oceanica</i>	0,00	0,00	12,94	18,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
Trottoir de <i>Lithophyllum byssoides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,48	2,83	3,33	3,53	0,02	0,01
Ulvaes	0,91	3,70	5,54	13,51	2,17	3,71	1,87	0,44	4,42	2,30

3.2. Simulation de transplantations et statut écologique

Selon la Directive Cadre Eau, les masses d'eau doivent atteindre un statut bon écologique d'ici 2021. Les réévaluations des masses d'eau ont mis en évidence que les statuts écologiques peuvent s'améliorer avec le temps. Nous pouvons donc émettre l'hypothèse, que si aucune nouvelle perturbation anthropique ne se produit, qu'avec le temps, l'écosystème pourrait tendre vers son climax, c'est-à-dire vers la recolonisation d'espèces de *Cystoseira* des petits fonds calmes ou de *C. amentacea* et *C. mediterranea* pour la frange littorale plus exposée. Les encorbellements de *L. byssoides* ne peuvent être concernés car il faut plusieurs centaines d'années de stabilité du niveau marin et de stabilité géologique pour qu'un encorbellement se forme (Blanfuné *et al.*, 2016b). De plus, la montée rapide des eaux rend totalement inutile toute tentative de restauration (i.e. transplantations d'encorbellements) de cet habitat. La recolonisation par des espèces du genre *Cystoseira* (à l'exception de *C. compressa* qui est une espèce opportuniste) est un processus lent et aléatoire (faible recrutement et faible connectivité entre les populations) qui ne permettrait pas d'atteindre l'objectif de bon état écologique de l'Europe d'ici 2021. Afin d'accélérer le processus naturel de colonisation d'espèces du genre *Cystoseira*, il est envisageable de mettre en place un processus de restauration écologique. La restauration écologique est une action intentionnelle qui initie ou accélère l'autoréparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable. Les techniques de transplantations existent pour plusieurs espèces (voir Javel *et al.*, 2015, pour une revue).

Sur 40 masses d'eau, seulement 7 masses d'eau peuvent voir leur statut écologique amélioré par de la restauration écologique (**Tableau 7**). Après transplantations, seulement 6 masses d'eau avec un statut écologique moyen pourrait changer de classe et obtenir un statut écologique bon :

- FRDC01 : pour observer un changement de statut écologique passant de moyen à bon, il faudrait envisager le scénario 4, soit transplanter 500 m de *C. amentacea* en taches abondantes et 661 m de *C. crinita/C. barbata*.
- FRDC06a : pour observer un changement de statut écologique passant de moyen à bon, il faudrait envisager le scénario 2, soit de transplanter 6 790 m de *C. amentacea* en taches abondantes.
- FRDC07c : pour observer un changement de statut écologique passant de moyen à bon, il faudrait envisager au minimum le scénario 2 soit de transplanter soit 1 800 m de *C. amentacea* en taches abondantes.

- FRDC08c : pour observer un changement de statut écologique passant de moyen à bon, il faudrait envisager au minimum le scenario 2 soit de transplanter 1 300 m de *C. amentacea*.
- FRDC09b : pour observer un changement de statut écologique passant de moyen à bon, il faudrait au minimum envisager le scenario 2 soit de transplanter 5 500 m de *C. amentacea* en taches abondantes.
- FRDC09d : pour observer un changement de statut écologique passant de moyen à bon, il faudrait envisager le scenario 4 soit de transplanter 680 m de *C. amentacea* en taches abondantes et 634 m de *C. crinita* et *C. barbata*.

Concernant les transplantations de *C. crinita/C. barbata* : 12 masses d'eau (FRDC06a ; FRDC07a ; FREC07e ; FRDC07g ; FRDC07i ; FRDC08b ; FRDC08c ; FRDC09a ; FRDC09c ; FRDC10b ; FREC03c ; FRDC03f) ne présentent ni de données historiques et/ou ni de conditions favorables au développement de population supplémentaire de *C. crinita/C. barbata* et par conséquent aucune transplantation n'a été simulée afin d'avoir une réflexion pertinente de restauration écologique du milieu.

Dans deux masses d'eau Corse, FREC02ab et FREC03eg, des transplantations de populations supplémentaires de *C. crinita/C. barbata* n'ont pas été ajoutées car les populations sont déjà présentes dans les sites où l'espèce aurait pu se développer.

Parmi toutes les masses d'eau côtières, 7 masses d'eau (FRDC04 ; FRDC07a ; FRDC09a ; FRDC09c ; FREC03c ; FREC03eg ; FREC03f) ne présentent pas de conditions favorables au développement de population supplémentaire de *C. amentacea* et par conséquent aucune transplantation de *C. amentacea* n'a été simulée afin d'avoir une réflexion pertinente de restauration écologique du milieu.

Tableau 7. Evolution des EQR et de ES en fonction des transplantations réalisées et sites concernées (lieu et linéaire en m). na : non applicable

N° de la masse d'eau	EQR					Sites concernés par transplantation de <i>C. amentacea</i>	Sites concernés par transplantation de <i>C. crinita</i> / <i>C. barbata</i>
	EQR actuel	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Lieu et linéaire concernés	Lieu et linéaire et espèces concernés
FRDC01	0.58	0.58	0.59	0.59	0.60	Port-Vendres (250 m) Port de Banyuls (150 m) Port de Cerbère (100 m) Total = 500 m	Rochers naturels port de Banyuls (64 m - <i>C. crinita</i>) Banyuls: bord des plages entre Cap Castell et Cap d'Osne (167 m - <i>C. crinita</i>) Collioures, presqu'île de St Vincent, coin de la plage (89 m - <i>C. crinita</i>) En arrivant vers Cap d'Osne (94 m - <i>C. crinita</i> / <i>C. barbata</i>) Plage avant Cap du Troc (27 m - <i>C. crinita</i>) Port-vendres (260 m - <i>C. barbata</i>) Total = 661 m
FRDC02c	0.43	0.45	0.48	0.53	0.56	Port du Cap d'Agde (1 200 m) Total = 1 200 m	Brescou (151 m - <i>C. barbata</i>) Au coin du port (27 m - <i>C. crinita</i>) Les Falaises (73 m - <i>C. crinita</i>) Le Môle (319 m - <i>C. crinita</i>) La Grande Conque (140 m - <i>C. crinita</i> / <i>C. barbata</i>) Total = 710 m
FRDC04	0.45	na	Na	0.47	0.47		Carro (136 m - <i>C. barbata</i>) Entre Cap d'Aiguad et pointe de Vella (Port de Bouc) (512 m - <i>C. crinita</i>) Total = 648 m
FRDC05	0.63	0.63	0.64	0.64	0.64	Port de Carry et environs (200 m) Port de Sausset (350 m) Total = 550 m	Cap Rousset (50 m - <i>C. crinita</i>) Après l'anse de Bourmandariel et Port de Sausset-les-Pins (39 m - <i>C. crinita</i>) Sainte-Croix (88 m - <i>C. crinita</i>) Total = 177 m
FRDC06a	0.43	0.50	0.62	na	na	Port de Corbières (600 m) Digue Port Ouest (600 m) Port de l'Estaque (1 100 m) Digue Sud-Ouest (900 m) Digue du Large (4 400 m) Total = 6 790 m	
FRDC06b	0.64	0.64	0.65	0.65	0.65	Port du Frioul (ouest) (250 m) Port des Goudes (200 m) Port de la Madrague (150 m) Total = 600 m	Calanque vers Pointe de la Crine (207 m - <i>C. crinita</i>) Calanque Endoume (138 m - <i>C. crinita</i>) Total = 345 m
FRDC07a	0.80	na	Na	na	na		
FRDC07b	0.95	0.95	0.95	0.96	0.96	Port de Cassis (200 m) Total = 200 m	Morgiou (194 m - <i>C. crinita</i> / <i>C. barbata</i>) Sormiou (147 m - <i>C. barbata</i>) Total = 341 m

N° de la masse d'eau	EQR					Ouvrages concernés par transplantation de <i>C. amentacea</i>	Ouvrages concernés par transplantation de <i>C. crinita</i> + <i>C. barbata</i>
	EQR actuel	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Lieu et linéaire concernés	Lieu et linéaire et espèces concernés
FRDC07c	0.57	0.58	0.61	0.59	0.62	Port de Saint-Cyr (500 m) Port de la Madrague (300 m) Chantier naval (1 000 m) Total = 1 800 m	Baie des Lecques (204 m - <i>C. barbata</i>) Vers la Madrague (279 m - <i>C. crinita</i>) Total = 483 m
FRDC07d	1			1	1		Pointe Fauconnière (16 m - <i>C. barbata</i>) Total = 16 m
FRDC07e	0.76	0.79	0.81	na	na	Port de la Coudoulière (300 m) Port de Sanary et environs (600 m) Port de Bandol et environs (1 200 m) Port des Engraviers (200 m) Total = 2 300 m	
FRDC07f	0.93	0.94	0.94	0.94	0.94	Port de Carqueiranne (300 m) Terre-plein San Salvador (250 m) Port de Saint-Elme (150 m) Total = 700 m	Sablettes (117 m - <i>C. crinita</i>) Baie de Cavalas (467 m - <i>C. crinita</i>) Total = 584 m
FRDC07g	0.68	0.69	0.73	na	na	Port des Oursinières (200 m) Enrochements du Mourillon (500 m) Grande digue de Toulon (1 500 m) Total = 2 200 m	
FRDC07h	1	1	1	1	1	Port de Porquerolles (400 m) Total = 400 m	Baie du Niel (185 m - <i>C. crinita/C. barbata</i>) Pointe Prime (265 m - <i>C. crinita</i>) Crique après Cap Blanc (53 m - <i>C. barbata</i>) Ile du Levant (242 m - <i>C. crinita</i>) Anse de For-Fay (78 m - <i>C. crinita</i>) Bagaud (233 m - <i>C. crinita</i>) Port-Augier (19 m - <i>C. crinita</i>) Baie de Port-Cros (151 m - <i>C. crinita</i>) Baie de la Palud (256 m - <i>C. crinita</i>) Total = 1 482 m
FRDC07i	0.64	0.65	0.66	na	na	Port Saint-Pierre (450 m) Port d'Hyères (270 m) Total = 720 m	

N° de la masse d'eau	EQR					Ouvrages concernés par transplantation de <i>C. amentacea</i>	Ouvrages concernés par transplantation de <i>C. crinita</i> + <i>C. barbata</i>
	EQR actuel	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Lieu et linéaire concernés	Lieu et linéaire et espèces concernés
FRDC07j	1	1	1	1	1	Port de Cavalaire (350 m) Port du Lavandou (600 m) Port de la Favière (750 m) Total = 1 700 m	Pointe du Pinet (59 m - <i>C. barbata</i>) Pointe de Malpagne (85 m - <i>C. barbata</i>) Pointe du Canadel (66 m - <i>C. barbata</i>) Pointe du Layet (90 m - <i>C. barbata</i>) Après pointe du Brouis (156 m - <i>C. barbata</i>) Total = 453 m
FRDC08a	0.98	1	1	1	1	Port des Issambres (500 m) Total = 500 m	Les Issambres (266 m - <i>C. crinita</i>) Total = 266 m
FRDC08b	0.66	0.69	0.72	na	na	Port de Saint-Maxime (300 m) Port de Saint-Tropez (500 m) Total = 800 m	
FRDC08c	0.55	0.57	0.64	na	na	Port Santa Lucia (1 100 m) Port de Saint-Aygulf (200 m) Total = 1 300 m	
FRDC08d	1	1	1			Port de Figueirette (250 m) Total = 250 m	
FRDC08e	0.82	0.83	0.87	0.84	0.87	Port Gallice (700 m) Port du Crouton et enrochement proches (800 m) Port Canto (450 m) Vieux port de Cannes (600 m) Port de Mandelieu (470 m) Port de la Rague (450 m) Environ de la Plage Petite Fontaine (400 m) Port de la Galère (267 m) Total = 4 137 m	Sainte-Marguerite (37 m - <i>C. barbata</i>) Vers le Crouton (247 m - <i>C. crinita/C. barbata</i>) Théoule-sur-Mer (61 m - <i>C. barbata</i>) Total = 345 m
FRDC09a	1	na	Na	na	na		
FRDC09b	0.49	0.53	0.63	0.55	0.64	Port de Nice (600 m) Digues de l'aéroport (4 000 m) Port Vauban Antibes et enrochement proches (900 m) Total = 5 500 m	La Réserve (243 m - <i>C. crinita/C. barbata</i>) Anse de la Salis (95 m - <i>C. crinita/C. barbata</i>) Anse de la Salis avant pointe de l'Ilette (131 m - <i>C. crinita/C. barbata</i>) Total = 469 m
FRDC09c	1	na	na	na	na		
FRDC09d	0.43	0.48	0.52	0.59	0.61	Port de la Darse (300 m) Rochers sous la Citadelle (380 m) Total = 680 m	Passable (118 m - <i>C. barbata</i>) La Darse (347 m - <i>C. crinita</i>) Espalmador (169 m - <i>C. crinita/C. barbata</i>) Total = 634 m

N° de la masse d'eau	EQR					Ouvrages concernés par transplantation de <i>C. amentacea</i>	Ouvrages concernés par transplantation de <i>C. crinita</i> + <i>C. barbata</i>
	EQR actuel	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Lieu et linéaire concernés	Lieu et linéaire et espèces concernés
FRDC10a	0.81	0.82	0.83	0.83	0.84	Port de Beaulieu (300 m) Port des Fourmi (100 m) Total = 400 m	Entre pointe des Fourmis et Pointe Rompa-Talon (535 m - <i>C. crinita</i>) Total = 535 m
FRDC10b	0.50	0.52	0.57	na	na	Terre-pleins Sporting/ Hall Centenaire (500 m) Total = 500 m	
FRDC10c	0.72	0.74	0.79	0.74	0.79	Port Gatavan (800 m) Vieux Port de Menton (650 m) Terre-plein de Carnoles (230 m) Total = 1 680 m	Baie de Roquebrune-Cap-Martin (43 m - <i>C. barbata</i>) Total = 43 m
FREC01ab	0.87	0.88	0.88	0.88	0.88	Port de l'Île Rousse Terre-Plein (127 m) Port de l'Île Rousse (208 m) Digue Plage Sant'Ambrogio (103 m) Port de Calvi (446 m) Port Sant'Ambrogio (202 m) Port d'Algajola (128 m) Total = 1 214 m	Entre Punta San Fransceco et Punta Revellata (1 435 m - <i>C. crinita</i>) Après la pointe Caldanu (47 m - <i>C. crinita</i>) Vers l'Anse d'Aluri (324 m - <i>C. crinita</i>) Baie d'Elbo (49 m - <i>C. crinita</i>) Punta Spano (35 m - <i>C. crinita</i>) Anse de Peraiola (95 m - <i>C. crinita</i> / <i>C. barbata</i>) Coin Plage Scogliu di Farinole (74 m - <i>C. crinita</i>) Golfe de Galéria (471 m - <i>C. crinita</i>) Total = 2 530 m
FREC01c	0.69	0.70	0.71	0.70	0.71	Port de Saint-Florent (480 m) Total = 480 m	Baie près du port (29 m - <i>C. crinita</i>) Anse de Fornali (93 m - <i>C. crinita</i>) Total = 122 m
FREC01d	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	Marina di Giottani (98 m) Total = 98 m	
FREC01e	0.83	0.83	0.83	0.84	0.84	Marina di Bargaccio (105 m) Port de Centuri (158 m) Total = 263 m	A gauche Marina di Bargaccio (42 m - <i>C. crinita</i>) Île de Centuri (129 m - <i>C. crinita</i>) Vers le Capo Bianco (202 m - <i>C. crinita</i>) Total = 373 m
FREC02ab	0.84	0.84	0.85	na	na	Port de Santa Severe (302 m) Port de Maccinagio (729 m) Total = 1 031 m	

N° de la masse d'eau	EQR					Ouvrages concernés par transplantation de <i>C. amentacea</i>	Ouvrages concernés par transplantation de <i>C. crinita</i> + <i>C. barbata</i>
	EQR actuel	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Lieu et linéaire concernés	Lieu et linéaire et espèces concernés
FREC03ad	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	Digue de Cavallo (367 m) Total = 367 m	Ile Porrugia (65 m - <i>C. crinita</i>) Cavallo (423 m - <i>C. crinita</i>) Ile Ratino (277 m - <i>C. crinita</i>) Rondinara (153 m - <i>C. crinita</i>) Punta Capicciolu (217 m - <i>C. crinita</i>) Cala Forana (181 m - <i>C. crinita</i>) Total = 1 316 m
FREC03b	0.41	0.43	0.45	0.41	0.45	Terre-plein Porto Vecchio (332 m) Port de Porto-Vecchio (108 m) Total = 440 m	Petits fonds près du port de Porto-Vecchio (149 m - <i>C. barbata</i>) Total = 149 m
FREC03c	0.94	na	na	na	na		
FREC03eg	0.94	na	na	na	na		
FREC03f	0.57	na	na	na	na		
FREC04b	0.88	0.89	0.90	0.89	0.90	Punta di Aspretto - digue (680 m) Port d'Ajaccio digues (396 m) Total = 1 076 m	Coin digue Punta di Aspretto (47 m - <i>C. crinita</i>) Ajaccio en arrivant au port (70 m - <i>C. crinita/C. barbata</i>) Total = 117 m
FREC04ac	0.96	0.96	0.96	0.96	0.96	Digues Port de Propriano (814 m) Port de Porto Pollo (106 m) Port de Cargèse (297 m) Total = 1 217 m	Fond de crique Punta d'Omigna (178 m - <i>C. crinita</i>) Punta du Pancetta (177 m - <i>C. crinita</i>) Golfe de Porto (330 m - <i>C. crinita</i>) Baie de Sagone (51 m - <i>C. crinita</i>) Total = 736 m

4. Discussion et conclusions

4.1. Evaluation 2015 des masses d'eau

L'évolution des EQR observés pour les 11 masses d'eau entre les deux évaluations correspond soit à des changements des communautés, soit à des variations dans l'échantillonnage. Les observateurs ont été en partie différents entre les deux campagnes. Il a été montré qu'en l'absence de changement notable dans les pressions, l'évolution interannuelle des EQR est faible, ce qui confirme la robustesse de la méthode malgré de possibles variations dans l'échantillonnage (Torras et al., 2016).

Certaines des communautés étudiées constituent des stades dans la succession biologique qui conduit, dans l'infralittoral rocheux, vers la forêt à *Cystoseira*. Les perturbations engendrent un retour de la communauté vers un stade antérieur, dont la nature dépend de la fréquence et de l'intensité des perturbations (e.g. Huvé, 1970 ; Bulleri *et al.*, 2002). Le remplacement des communautés de corallinacées encroûtantes par des communautés de gazon algal (ces dernières ayant un niveau de vulnérabilité plus élevé ; voir **Tableau 2**) a été observé dans les deux masses d'eau de Corse étudiées dans le présent travail (Canari (FREC01d) et Cap est de Corse (FREC02ab)). De même, *C. amentacea* a été remplacé localement par du gazon algal (Cap Croisette-Bec de l'Aigle (FRDC07b), Bec de l'Aigle-Pointe de la Fauconnière (FRDC07c), Pointe du Gaou-Pointe Escampobariou (FRDC07f) et Cap Cépet-Cap de Carqueiranne (FRDC07g)) ou par *Corallina caespitosa* (Pointe de la Fauconnière-Ilot Pierreplane (FRDC07d), Golfe de Saint-Tropez (FRDC08b) et Ouest Saint-Raphaël-Pointe de la Galère (FRDC08d)) qui ont des niveaux de vulnérabilité beaucoup plus faibles que *C. amentacea*. Dans la méthode CARLIT originale (Ballesteros *et al.*, 2007), le gazon algal était mal défini. Il a ensuite été mieux déterminé et pris en compte à partir de la campagne CARLIT 2010, ce qui peut expliquer l'augmentation ou la diminution de certains EQR (Thibaut *et al.*, 2010). Il existe des populations mélangées de *C. amentacea* et de *C. compressa*, cette dernière étant une espèce opportuniste, qui tend à remplacer *C. amentacea* (Mangialajo *et al.*, 2012 ; Thibaut *et al.*, 2015). Ce processus est difficilement quantifiable avec la méthode CARLIT.

Sur les onze masses d'eau les valeurs des EQRs varient légèrement et n'engendrent pas de changement de statut écologique, à l'exception de deux masses d'eau : la FRDC07c (Bec de l'Aigle – Pointe Fauconnière) qui est a diminué d'un statut écologique de bon à moyen et la FREC02ab

(Cap Est de la Corse) qui a augmenté de bon à très bon. Concernant la masse d'eau FRDC07c (Bec de l'Aigle – Pointe Fauconnière) nous avons observé une diminution des populations de *C. amentacea* et de *C. caespitosa* et une augmentation du gazon algal et des corallines encroûtantes.

Concernant la masse d'eau FREC02ab (Cap Est de la Corse) nous avons observé une densification des populations de *C. amentacea* et une augmentation des populations de *C. compressa* et de *C. crinita*. Ces importantes populations de *C. crinita*, qui n'avaient pas été observées lors de la première campagne, ont été découvertes lors de la mission 2015. Ces populations ne sont pas apparues entre les deux campagnes car elles étaient déjà présentes en 2010 (Sales et Ballesteros, 2010). Elles n'ont simplement pas été observées lors de la première campagne CARLIT par erreur d'observation ou par manque de visibilité. Ce biais est la principale cause de l'augmentation de l'EQR de cette masse d'eau et de son changement de statut écologique de bon à très bon.

Les récifs frangeants ou barrières de *Posidonia oceanica* peuvent également influencer l'EQR. La visibilité de ces communautés dépend de la marée au moment des observations. Ce phénomène a été constaté pour les masses d'eau FRDC07f et FRDC08b, où les récifs ont été mieux observés lors de la deuxième campagne que lors de la première. Si la régression d'un récif peut être rapide et mesurable d'une campagne à l'autre, une progression observable est peu vraisemblable ; il s'agit donc probablement d'un artefact. La prise en compte de ces formations dans la méthode CARLIT mériterait donc d'être reconsidérée.

4.2. Simulation de restauration écologique et statut écologique

Sur les 40 masses d'eaux testées selon quatre scénarios de transplantation de *Cystoseira*, seules sept masses d'eau présentent une amélioration du statut écologique (1 masse d'eau passe de bon à très bon et 6 de moyen à bon). Le scénario 2 (i.e. transplantations de taches abondantes de *C. amentacea*) est le scénario minimal pour observer une amélioration. La transplantation d'individus isolés de *C. amentacea* (technique inventée par Susini *et al.*, 2007) et la transplantation de *C. crinita/C. barbata* (technique développée par Robvieux, 2013 et actuellement en cours dans des cuvettes littorales en Catalogne, Ballesteros com. pers.) ne peuvent suffire à elles seules à améliorer le statut écologique des masses d'eaux testées. Dans le cas des transplantations de *C. amentacea* qui sont en cours sur les digues du Grand Port Maritime de Marseille (programme GIREL), les 1 500 individus transplantés sur des plaques (chaque plaque est assimilée à une tâche) ne

correspond au final qu'à un linéaire total de 50 m. Ce linéaire transplanté est largement insuffisant à ce qui serait nécessaire pour éventuellement améliorer le statut écologique de la masse d'eau FRDC06a, soit 6 790 m de taches abondantes de *C. amentacea* transplantées (**Tableau 6**). Si les taux de survie des individus transplantés varient entre 7 et 22 % au bout de 16 mois, le recrutement de nouvelles plantules autour des transplants fonctionne bien (> 200 recrues) (Javel *et al.*, 2015). La dynamique de colonisation de *C. amentacea* reste mal connue, une grande partie des recrues sont issues d'individus proches (quelques mètres) et selon les courants, des colonisations lointaines par des œufs ou des radeaux de rameaux sont possibles (Thibaut *et al.*, 2016). La survie des plantules reste fortement dépendante de l'activité des poissons herbivores (*Sarpa salpa*). Quoiqu'il en soit, dans le cadre du découpage des masses d'eau françaises, transplanter des espèces du genre *Cystoseira*, afin d'améliorer à l'horizon 2021 le statut écologique des masses d'eau ayant un statut écologique moyen semble difficilement réalisable à un coût acceptable.

5. Références bibliographiques

- Ar Gall E., Le Duff M., 2014. Development of a quality index to evaluate the structure of macroalgal communities. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 139, 99-109.
- Ar Gall E., Le Duff M., Sauriau P.G., De Casamajor M.N., Gevaert F., Poisson E., Hacquebart P., Joncourt Y., Barillé A.L., Buchet R., Bréret M., Miossec L. 2016. Implementation of a new index to assess intertidal seaweed communities as bioindicators for the European Water Framework Directory. *Ecological Indicators*. 60, 162-173.
- Asnaghi V., Chiantore M., Bertolotto R.M., Parravicini V., Cattaneo-Vietti R., Gaino F., Moretto P., Privitera D., Mangialajo L., 2009. Implementation of the European Water Framework Directive: Natural variability associated with the CARLIT method on the rocky shores of the Ligurian Sea (Italy). *Marine Ecology*. 30 (4), 505-513.
- Azzopardi, M. et Schembri, P.J., 2009. Assessment of the ecological status of Maltese coastal waters using the Ecological Evaluation Index (EEI). In : Marine biology in time and space, Abstracts from the 44th European Marine Biology Symposium. Frid, C.L.J. *et al.* (éds), University of Liverpool : 148.
- Ballesteros E., Torras X., Pinedo S., Garcia M., Mangialajo L., de Torres M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 55, 172-180.
- Bermejo R., Vergara J.J., Hernández I., 2012. Application and reassessment of the reduced species list index for macroalgae to assess the ecological status under the Water Framework Directive in the Atlantic coast of Southern Spain. *Ecological Indicators*. 12 (1), 46-57.
- Bermejo R., de la Fuente G., Vergara J.J., Hernández I., 2013a. Application of the CARLIT index along a biogeographical gradient in the Alboran Sea (European Coast). *Marine Pollution Bulletin*. 72 (1), 107-118.

- Bermejo R., Mangialajo L., Vergara J.J., Hernández I., 2013b. Comparison of two indices based on macrophyte assemblages to assess the ecological status of coastal waters in the transition between the Atlantic and Mediterranean eco-regions. *Journal of Applied Phycology*. 26 (4), 1899-1909.
- Blanfuné A., 2016. Le changement global en Méditerranée Nord Occidentale : forêt de Cystoseires, de Sargasses, encorbellement à *Lithophyllum* et bloom d'*Ostreopsis*. Thèse de doctorat. Aix-Marseille Université. 478 pp.
- Blanfuné A., Boudouresque C.F., Verlaque M., Thibaut T., 2016a. The fate of *Cystoseira crinita*, a forest-forming Fucal (Phaeophyceae, Stramenopiles), in France (North Western Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 181, 196-208.
- Blanfuné A., Boudouresque C.F., Thibaut T., Verlaque M., 2016b. The sea level rise and the collapse of a Mediterranean ecosystem, the *Lithophyllum byssoides* algal rim. In : *The Mediterranean region under climate change. A scientific update*. Thiébaud S., Moatti J.P. (eds.), AllEnvi, IRD éditions publisher, Marseille : 285-289.
- Blanfuné A., Boudouresque C.F., Verlaque M., Beqiraj S., Kashta L., Nasto I., Ruci S., Thibaut T., 2016c. Response of rocky shore communities to anthropogenic pressures in Albania (Mediterranean Sea): ecological status assessment through the CARLIT method. *Marine Pollution Bulletin*. 109, 409-418.
- Blanfuné A., Thibaut T., Boudouresque C.F., Mačić V., Markovic L., Palomba L., Verlaque M., Boissery P., 2017. The CARLIT method for the assessment of the ecological quality of European Mediterranean waters: relevance, robustness and possible improvements. *Ecological Indicators*. 72, 249-259.
- Boudouresque C.F., 2015. Taxonomy and evolution of unicellular eukaryotes. In : *Environmental microbiology : Fundamentals and applications. Microbial ecology*. Bertrand, J.C., Caumette, P., Lebaron, P., Matheron, R., Normand, P. et Sime-Ngando, T. (éds.). Springer publisher : 191-257.
- Buia M.C., Porzio L., Paolo Patti F., 2007. The application of the ‘‘Carlit method’’ to assess the ecological status of coastal waters in the gulf of Naples. *Proceedings of the 3rd Mediterranean symposium on marine vegetation*, Marseille : 27-29.
- Bulleri F., Benedetti-Cecchi L., Acunto S., Cinelli F., Hawkins S.J., 2002. The influence of canopy algae on vertical patterns of distribution of low-shore assemblages on rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 267 (1), 89-106.
- Dauvin J.C., Bellan G., Bellan-Santini D., 2010. Benthic indicators : From subjectivity to objectivity – Where is the line? *Marine Pollution Bulletin*. 60, 947-953.
- Díez I., Bustamante M., Santolaria A., Tajadura J., Muguerza N., Borja A., Muxika I., Saiz-Salinas J.I., Gorostiaga, J.M., 2012. Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidal coastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. *Ecological Indicators*. 12 (1), 58-71.
- DCE, 2000/60/EC. Council Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*. L 327, 22/12/2000, 1-72.
- Ferrigno F., Boi S., Cinti M., Paliaga B., Guala I., 2014. Spatial and temporal distribution of shallow algal communities in the marine protected area of Capo Carbonara (Sardinia). *Biologia Marina Mediterranea*. 21 (1), 257-258.
- Guinda X., Juanes J.A., Puente A., Revilla J.A., 2008. Comparison of two methods for quality assessment of macroalgae assemblages, under different pollution types. *Ecological Indicators*. 8 (5): 743-753.
- Guinda X., Juanes J.A., Puente A., 2014a. The Quality of Rocky Bottoms index (CFR): A validated method for the assessment of macroalgae according to the European Water Framework Directive. *Marine Environmental Research*. 102, 3-10.
- Guinda X., Gracia A., Puente A., Juanes J.A., Rzhannov Y., Mayer L., 2014b. Application of landscape mosaics for the assessment of subtidal macroalgae communities using the CFR index. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. 106, 207-215.
- Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., D'agrosa C., Bruno J.F., Casey K.S., Ebert C., Fox H.E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H.S., Madin E.M.P., Perry M.T., Selig E.R.,

- Spalding M., Steneck R., Watson R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*. 319 (5865), 948-952.
- Huvé P., 1970. Recherche sur la genèse de quelques peuplements alguaux amrins de la roche littorale de la région de Marseille. *Thèse doctorat d'Etat, Faculté des Sciences de Paris*, 479 p.
- Ifremer, 2015.
http://envlit.ifremer.fr/surveillance/directive_cadre_sur_l_eau_dce/la_dce_par_bassin, accessed 6 May 2016.
- Iveša L., Lyons D.M., Devescovi M., 2009. Assessment of the ecological status of north- eastern Adriatic coastal waters (Istria, Croatia) using macroalgal assemblages for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 19 (1), 14-23.
- Javel F., Thibaut T., Grondin J., Blanfuné A., Delaye M., Belmont C., Bizzozero L., 2015. Programme GIREL, projet CYSTORE : Valorisation écologique d'infrastructures maritimes par transplantation d'algues du genre *Cystoseira*, bilan final et perspectives. Convention Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse – Safege (réf. 2014096 et 20140975), convention GPMM - Safege (réf. C1202413). Safege publ., 71 p. + ann.
- Juanes J.A., Guinda X., Puente, A., Revilla, J.A., 2008. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecological Indicators*. 8 (4), 351-359.
- Mangialajo L., Cattaneo-Vietti R., Chiantore M., Meinesz A., De Vaugelas J., Barberis G., 2003. Superficial algae as environmental quality indicators : application of a G.I.S. to the Portofino Promontory Park. *Biologia Marina Mediterranea*. 10 (2), 574-576.
- Mangialajo L., Ruggieri N., Asnagli V., Chiantore M., Povero P., Cattaneo-Vietti R., 2007. Ecological status in the Ligurian Sea: The effect of coastline urbanisation and the importance of proper reference sites. *Marine Pollution Bulletin*. 55 (1), 30-41.
- Mangialajo L., Chiantore M., Susini M.L., Meinesz A., Cattaneo-Vietti R., Thibaut T., 2012. Zonation patterns and interspecific relationships of fucoids in microtidal environments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 412, 72-80.
- Neto J.M., Gaspar R., Pereira L., Marques J.C., 2012. Marine Macroalgae Assessment Tool (MarMAT) for intertidal rocky shores. Quality assessment under the scope of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators*. 19, 39-47.
- Nikolić V., Žuljević A., Mangialajo L., Antolić B., Kuspilić G., Ballesteros E., 2013. Cartography of littoral rocky-shore communities (CARLIT) as a tool for ecological quality assessment of coastal waters in the Eastern Adriatic Sea. *Ecological Indicators*. 34, 87-93.
- Omrane A., Guellouiz S., Zarrouk A., Romdhane M.S., 2010. Assessment of the ecological status of the galite island coastal waters (northern of tunisia) using the "CARLIT" method. Proceedings of the 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Yasmine-Hammamet, 2-4 December 2010) : 204-206.
- Orfanidis S., Panayotidis P., Stamatis N., 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophyte-based model. *Mediterranean Marine Science*. 2, 45-65.
- Orfanidis S., Panayotidis P., Stamatis N., 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators*. 3, 27-33.
- Orfanidis S., Panayotidis P., Ugland K.I., 2011. Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterranean Marine Science*. 12 (1), 199-231.
- Orlando-Bonaca M., Lipej L., Orfanidis S., 2008. Benthic macrophytes as a tool for delineating, monitoring and assessing ecologi &qcal status : the case of Slovenian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*. 56 (4), 666-676.
- Panayotidis P., Feretopoulou J., Montesanto B., 1999. Benthic vegetation as an ecological quality descriptor in an Eastern Mediterranean coastal area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 48 (2), 205-214.
- Panayotidis P., Montesanto B., Orfanidis S., 2004. Use of low-budget monitoring of macroalgae to implement the European Water Framework Directive. *Journal of Applied Phycology*. 16, 49-59.

- Patrício J., Neto J.M., Teixeira H., Marques J.C., 2007. Opportunistic macroalgae metrics for transitional waters. Testing tools to assess ecological quality status in Portugal. *Marine Pollution Bulletin*. 54 (12), 1887-1896.
- Robvieux P., 2013. Conservation des populations de *Cystoseira* en régions Provence-Alpes-Côte-d'Azur et Corse. *Thèse sciences naturelles, Université Sophia Antipolis Nice*, 327p.
- Sales M., Ballesteros E., 2010. Long-term comparison of algal assemblages dominated by *Cystoseira crinita* (Fucales, *Heterokontophyta*) from Cap Corse (Corsica, North Western Mediterranean). *European Journal of Phycology*. 45 (4), 404-412.
- Scanlan C.M., Foden J., Wells E., Best, M.A., 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. *Marine Pollution Bulletin*. 55 (1), 162-171.
- Sfriso A., Facca C., 2011. Macrophytes in the anthropic constructions of the Venice littorals and their ecological assessment by an integration of the 'CARLIT' index. *Ecological Indicators*. 11 (3), 772-781.
- Sfriso A., Facca C., Ghetti P.F., 2009. Validation of the Macrophyte Quality Index (MaQI) set up to assess the ecological status of Italian marine transitional environments. *Hydrobiologia*. 617 (1), 117-141.
- Simboura N., Panayotidis P., Papanthassiou E., 2005. A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion : the case of Saronikos Gulf. *Ecological Indicators*. 5 (3), 253-266.
- Susini M.L., Mangialajo L, Thibaut T., Meinesz A., 2007. Development of a transplantation technique of *Cystoseira amentacea* var. *stricta* and *Cystoseira compressa*. *Hydrobiologia*. 580, 241-244.
- Thibaut T., 2011. Ecological status of the rocky coast of Malta. Mission PIM Mai 2008 - Note Naturaliste. <http://www.initiative-pim.org>, consulté le 02 décembre 2016.
- Thibaut T., Blanfuné A., 2014. *Préfiguration du réseau macroalgues - Bassin Rhône Méditerranée Corse - Application de la directive Cadre Eau - Rapport d'état écologique des masses d'eau - Littoral rocheux méditerranéen français - Réévaluation de 12 masses d'eau*. Contrat Agence de l'eau RMC – UNS, Nice. 36pp + Atlas cartographique. www.medtrix.fr. Consulté le 02 décembre 2016.
- Thibaut T., Markovic L., 2009. *Préfiguration du réseau macroalgues - Bassin Rhône Méditerranée Corse - Application de la Directive Cadre Eau - 2000/60/CE - Masses d'eau littorales de la côte continentale française - Rapport d'état écologique des masses d'eau. Ensemble du Littoral rocheux continental français de Méditerranée*. Contrat Agence de l'Eau RMC – Unsa, Nice. 31 pp + Atlas cartographique. www.medtrix.fr. Consulté le 02 décembre 2016.
- Thibaut T., Pinedo S., Torras X., Ballesteros E., 2005. Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira*, *Sargassum*) in the Albères coast (northwestern Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*. 50, 1472-1489
- Thibaut T., Mannoni P.A., Markovic L., Geoffroy K., Cottalorda J.M., 2008. *Préfiguration du réseau macroalgues - Bassin Rhône Méditerranée Corse - Application de la Directive Cadre Eau - 2000/60/CE - Mission mai - juin 2007- Rapport d'état écologique des masses d'eau*. Contrat Agence de l'Eau RMC – Unsa, Nice. 19 pp + Atlas cartographique. www.medtrix.fr. Consulté le 02 décembre 2016.
- Thibaut T., Markovic L., Blanfuné A., 2010. *Préfiguration du réseau macroalgues - Bassin Rhône Méditerranée Corse - Application de la directive Cadre Eau - Rapport d'état écologique des masses d'eau. Littoral rocheux de la Corse*. Contrat Agence de l'Eau RMC – Unsa, Nice. 24 pp + Atlas cartographique. www.medtrix.fr. Consulté le 02 décembre 2016.
- Thibaut T., Markovic L., Blanfuné A., 2011. *Préfiguration du réseau macroalgues - Bassin Rhône Méditerranée Corse - Application de la directive Cadre Eau - Rapport d'état écologique des masses d'eau. Littoral rocheux de la Corse*. Contrat Agence de l'Eau RMC – UNS, Nice. 22 pp + Atlas cartographique. www.medtrix.fr. Consulté le 02 décembre 2016.
- Thibaut T., Blanfuné A., Markovic L., Verlaque M., Boudouresque C. F., Perret-Boudouresque M., Macic V., Bottin, L., 2014. Unexpected abundance and long-term relative stability of the brown alga *Cystoseira amentacea*, hitherto regarded as a threatened species, in the north-western Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*. 89 (1-2), 305-323.

- Thibaut T., Blanfuné A., Markovic L., Boudouresque C. F., Verlaque M., 2015. Decline and local extinction of Fucales in French Riviera: the harbinger of future extinctions? *Mediterranean Marine Science*. 16 (1), 206-224.
- Thibaut T., Blanfuné A., Boudouresque C.F., Cottalorda J.M., Hereu B., Susini M.L., Verlaque M., 2016. Unexpected temporal stability of *Cystoseira* and *Sargassum* forests in Port-Cros, one of the oldest Mediterranean marine National Parks. *Cryptogamie Algologie*. 37 (1), 61-90.
- Torras X., Pinedo S., García M., Weitzmann B., Ballesteros E., 2016. Environmental quality of Catalan coastal waters based on macroalgae: the interannual variability of CARLIT Index and its ability to detect changes in anthropogenic pressures over time. In : *Experiences from ground, coastal and transitional water quality monitoring: the EU Water Framework Directive Implementation in the Catalan river basin District (Part II)*. In: Munné, A., Ginebreda, A., Prat, N. (Eds.), Handbook of Environmental Chemistry, 43. Springer International Publishing, Switzerland, 183–200 pp.
- Waycott M., Duarte C., Carruthers T.J., Orth R.J., Dennison W.C., Olyarnik S., Calladine A., Fourqurean J.W., Heck K.L., Hughes A.R., Kendrick G.A., Kenworthy W.J., Short F.T., Williams S.L., 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 106 (30), 12377-12381.
- Wells E., Wilkinson M., Wood P., Scanlan C., 2007. The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 55 (1), 151-161.
- Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B.C., Lotze H.K., Micheli F., Palumbi S.R., Sala E., Selkoe K.A., Stachowicz J.J., Watson R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*. 314 (5800), 787-790.

6. Remerciements

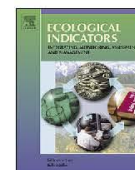
Nous tenons particulièrement à remercier Pierre Boissery et l'Agence de l'Eau Rhône – Méditerranée & Corse pour nous avoir encore une fois fait confiance sur ce projet. Un énorme merci à Eric Pironneau pour son aide très précieuse et sans qui ce travail n'aurait pu se faire dans d'aussi bonnes conditions ainsi qu'à Michèle Perret-Boudouresque.

7. Annexe

Nous avons testé la pertinence de l'indice CARLIT avec l'intégralité des évaluations effectués par notre équipe depuis 2007 sur l'ensemble du littoral français de la Méditerranée. Ce travail est la plus vaste évaluation de l'indice CARLIT. Nous avons simplifié cet indice pour le rendre plus accessible à des non spécialistes. Cet indice simplifié a été comparé aux différentes variantes de l'indicateur CARLIT actuellement utilisées en Méditerranée. Les différents indicateurs CARLIT ont été comparé avec différents indices pressions utilisés dans la DCE. Nous avons créé l'indice de

pression HAPI adapté aux communautés mesurés par CARLIT ainsi qu'aux masses d'eau. HAPI. Les résultats montrent que la version simplifiée de CARLIT que nous avons proposé donne des résultats similaires à l'indice initial. L'indice de pression HAPI explique très bien le statut écologique mesuré par CARLIT. Ce travail a été publié dans *Ecological Indicators*. Il doit être cité sous la forme :

Blanfuné A., Thibaut T., Boudouresque C.F., Mačić V., Markovic L., Palomba L., Verlaque M., Boissery P., 2017. The CARLIT method for the assessment of the ecological quality of European Mediterranean waters: relevance, robustness and possible improvements. *Ecological Indicators*, 72, 249-259.



The CARLIT method for the assessment of the ecological quality of European Mediterranean waters: Relevance, robustness and possible improvements



Aurélien Blanfuné^{a,*}, Thierry Thibaut^a, Charles F. Boudouresque^a, Vesna Mačić^b, Laurent Markovic^c, Laura Palomba^a, Marc Verlaque^a, Pierre Boissery^d

^a Aix Marseille Univ, Université de Toulon, CNRS, IRD, MIO (Mediterranean Institute of Oceanography), 13288 Marseille, France

^b Institute of marine biology, University of Montenegro, P.Fah 69, 85330 Kotor, Montenegro

^c European Commission, Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries, Avenue Joseph-II, 99 office 02/05, 1049 Brussels, Belgium

^d Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, Délégation de Marseille, Immeuble le Noailles, 62 La Canebière, 13001 Marseille, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 3 June 2016

Received in revised form 25 July 2016

Accepted 26 July 2016

Keywords:

Biological indicator

Macrophytes

Mediterranean sea

Pressure index

Ecological status

HAPI index

ABSTRACT

The application of the European Union (EU) Water Framework Directive (WFD) requires the assessment of the ecological status (ES) of coastal waters in order to detect environmental changes and implement management plans to prevent their further deterioration. The ES of a water body (WB) has to be assessed on the basis of the status of several biological indicators, referred to as biological quality elements (BQE), such as phytoplankton, macroalgae, seagrasses, macroinvertebrates and fish. We present the most extensive assessment ever undertaken of the ES of Mediterranean waters, by means of the CARLIT index, the most widely used index for the Mediterranean Sea. This index is based on the Ecological Quality Ratio (EQR) between a measured value of Ecological Quality (EQ) and a value corresponding to a reference site. This assessment is based on an extensive field study, covering the whole of the Mediterranean French coasts (including Corsica), 40 WBs and ~2 970 kilometres of shore (at a 1/2 500 scale). The original Ballesteros CARLIT method is compared to the Nikolić modified method, and we have undertaken the challenge of developing an alternative new simplified CARLIT method. This simplified method, which requires less expert judgement, is easier to implement by local authorities, and provides results similar overall to those of the original method. Previous attempts, if any, to correlate EQRs with anthropogenic stressors (through pressure indices) were mainly based upon land uses or on comprehensive lists of stressors, some spatially very sporadic, temporally highly variable, non-representative of the WB and with the impact poorly established on species and communities. To date, the LUSI (Land Uses Simplified Index) and the MA-LUSI-WB have been the most widely used pressure indices. Here, we propose a new pressure index (HAPI) taking into consideration the possible shortcomings of previous indices. It takes into account the actual pressures at community levels considered by the CARLIT method. It accounts well for the EQR values of the study area, as evidenced by the high correlation coefficient between EQRs and HAPI, better than that of the other pressure indices. The present study provides a comprehensive view of the ES of the French Mediterranean coasts. Surprisingly, the picture is far less cause for concern than expected, although this could result from an artefact due to the focus on superficial waters and habitats inherent to the CARLIT method. Where two successive assessments were performed (23 WBs, 2007–2010 vs 2012–2015), the results were similar, which stresses the robustness of the method and/or the relative stability over time of the overall ES of the WBs, and suggests that the successive assessments could be carried out at low frequency.

© 2016 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The coastal shore is an area that is strongly influenced by anthropogenic pressures, e.g. the constant growth of the population and its socio-economic activities, including agriculture, fisheries and aquaculture, industry and tourism. Coastal marine ecosystems are heavily affected throughout the world. The impact on the

* Corresponding author.

E-mail address: aurelie.blanfuné-thibaut@mio.osupytheas.fr (A. Blanfuné).

environment is multiple and cumulative, including habitat destruction, overfishing, pollution, species introduction, sea-level rise and global warming. None of these pressures is isolated and their cumulative effects impact the coastal marine ecosystems and their ability to deliver ecological goods and ecosystem services (Worm et al., 2006; Halpern et al., 2008; Waycott et al., 2009).

Monitoring networks have been set up in order to better understand the putative impact of anthropogenic pressures on various biotopes (Mann, 2000). The European Union (EU) has introduced legislative measures to mitigate the impact on ecosystems of anthropogenic pressures. Since the early 1990s, the EU has adopted framework legislation to regulate the sustainable use of the environment, while protecting, and where necessary restoring, the good quality of the environment. In the framework legislation Birds and Habitats Directives (Council Directive 79/409/EEC, 1979 amended by Council Directive 2009/147/EC, 2009 and Council Directive 92/43/EEC, 1992), the EU established a list of rare and threatened species, and rare natural habitat types, which are protected in their own right (Member States), to designate a network of protected sites ('Natura 2000 sites'). While these Directives also took into account the marine realm, more recently the EU Marine Strategy Framework Directive, MSFD, (Council Directive 2008/56/EC, 2008) established a specific framework for conservation in the field of marine environmental policy. The application of the European Water Framework Directive, WFD (Council Directive 2000/60/EC, 2000) requires the assessment of the ecological status of coastal waters in order to detect environmental changes and implement management plans to prevent their further deterioration. This EU Directive recommends working on the basis of water bodies (WB). France has 11 523 surface WBs (rivers, lakes, transitional waters, and coastal waters) and 574 groundwater WBs. Of the 180 coastal WBs on French coastlines, only 47 are situated along the French Mediterranean coast: 33 between the Spanish border and the Italian border and 14 in Corsica (Ifremer, 2015). The ecological status of a WB has to be assessed on the basis of the status of several biological indicators referred to as Biological Quality Elements (BQE), such as phytoplankton, macroalgae, seagrasses, macroinvertebrates and fishes, and hydro-morphological and physico-chemical quality elements.

To assess the ecological status of coastal water bodies in the WFD, a wide range of biological indices using macrophytes as BQE has been developed along the Mediterranean coasts, such as CARLIT (CARtography LIttoral), CCO (Cover Characteristic species Opportunistic species), CFR (Calidad de Fondos Rocosos), EEI (Ecological Evaluation Index), E-MaQI (Expert-Macrophyte Quality Index), ICS (Index of Community Structure), MarMAT (Marine Macroalgae Assessment Tool), RICQI (Rocky Intertidal Community Quality Index), and RSL (Reduced Species List) (Panayotidis et al., 1999, 2004; Orfanidis et al., 2001, 2003, 2011; Simboura et al., 2005; Ballesteros et al., 2007; Buia et al., 2007; Mangialajo et al., 2007; Wells et al., 2007; Guinda et al., 2008, 2014a,b; Juanes et al., 2008; Orlando-Bonaca et al., 2008; Asnaghi et al., 2009; Azzopardi and Schembri, 2009; Iveša et al., 2009; Sfriso et al., 2009; Sfriso and Facca, 2011; Bermejo et al., 2012, 2013a,b; Díez et al., 2012; Neto et al., 2012; Nikolić et al., 2013; Ar Gall and Le Duff, 2014; Ferrigno et al., 2014; Ar Gall et al., 2016; Blanfuné et al., 2016). Most of them are based on sampling along transects or at a few stations along the coast (Mangialajo et al., 2007; Juanes et al., 2008; Asnaghi et al., 2009; Iveša et al., 2009; Bermejo et al., 2012; Neto et al., 2012; Nikolić et al., 2013; Guinda et al., 2014a,b). The CARLIT index (Ballesteros et al., 2007) is the only one to take into account the entire rocky coastline of a coastal WB. In addition, this index is the most widely used in the EU Mediterranean countries (Spain, France, Italy, Malta and Croatia) and in one non-EU country (Albania) (Ballesteros et al., 2007; Buia et al., 2007; Mangialajo et al., 2007; Omrane et al., 2010; Blanfuné et al., 2011; Sfriso and Facca,

2011; Bermejo et al., 2012, 2013a; Nikolić et al., 2013; Ferrigno et al., 2014; Blanfuné et al., 2016).

The CARLIT method is based upon the mapping of mid-littoral and upper infralittoral species and communities of rocky shores that are considered as good descriptors of the environmental water quality. Evidence on the effects of industrial and wastewater discharges have been widely reported for shallow species, highlighting different sensitivity levels for different coastal assemblages (e.g. Bellan-Santini, 1968; Arnoux and Bellan-Santini, 1972; Bellan and Bellan-Santini, 1972; Belsher and Boudouresque, 1976; Belsher, 1977; Chrysosvergis and Panayotidis, 1995; Soltan et al., 2001; Terlizzi et al., 2002). Long-lived macrophytes such as *Cystoseira* spp. (Fucales, Phaeophyceae) are evidence of long, relatively disturbance-free periods and good water quality, in contrast to some ephemeral or opportunistic species that respond quickly to any environmental disturbances, such as the articulated red algae of the genera *Corallina* Linnaeus and *Ellisolandia* K.R.Hind & G.W.Saunders (Corallinales, Rhodophyta) and the mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 (Mytiloidea, Mollusca), that are indicative of medium water quality, and some species of green algae such as *Ulva* spp., *Cladophora* spp. that usually characterize waters of poor quality (e.g. Fernandez and Niell, 1982; Thomas, 1983; Janssens et al., 1993; Orfanidis et al., 2001; Panayotidis et al., 2004; Arévalo et al., 2007; Ballesteros et al., 2007; Mangialajo et al., 2007; Cecchi et al., 2009; Maggi et al., 2009; Falace et al., 2010; Sfriso and Facca, 2011; Nikolić et al., 2013).

The relevance of biological indices has to be validated by putting them in correlation with the anthropogenic pressures acting in the study area, in order to establish the link between the ecological status of the coastal WB and the biological quality elements (BQE) used. All existing indices have been more or less correlated with pressure indices such as the LUSI Index (Land Use Sustainability Index), but the link has been assessed empirically and not clearly established, or not dealt with at all (Orfanidis et al., 2001, 2003, 2011; Mangialajo et al., 2003, 2007; Panayotidis et al., 2004; Simboura et al., 2005; Ballesteros et al., 2007; Buia et al., 2007; Juanes et al., 2008; Orlando-Bonaca et al., 2008; Azzopardi and Schembri, 2009; Iveša et al., 2009; Omrane et al., 2010; Bermejo et al., 2012, 2013a,b; Díez et al., 2012; Neto et al., 2012; Nikolić et al., 2013; Ferrigno et al., 2014; Guinda et al., 2014a; Ar Gall et al., 2016). Moreover, parameters used to determine the correlation with biological indices were often not relevant pressures for the species and communities considered. A relevant link requires that the considered pressures would have an actual impact on species or communities of interest, and would be quantifiable at the scale of a WB and for all the water bodies considered.

The aims of this study are i) to assess the ecological status of the water bodies of the French Mediterranean coasts by means of the CARLIT method, the first assessment undertaken over such an extensive shoreline (~2 970 kilometres), ii) to calculate the relationship between the CARLIT index and different, already-existing anthropogenic pressure indices, iii) to propose and to test a new index of anthropogenic pressures (HAPI), better correlated with the CARLIT index than previous pressure indices, iv) to discuss changes in the CARLIT index scores between two successive surveys (2007–2010 vs 2012–2015), and v) to discuss possible improvements to the CARLIT index, requiring less expert judgement and making it easier to implement by local authorities.

2. Material and methods

2.1. Study area and coastal water bodies

The CARLIT method only applies to coastal water bodies dominated by rocky shores where macrophytes can be used as BQE.

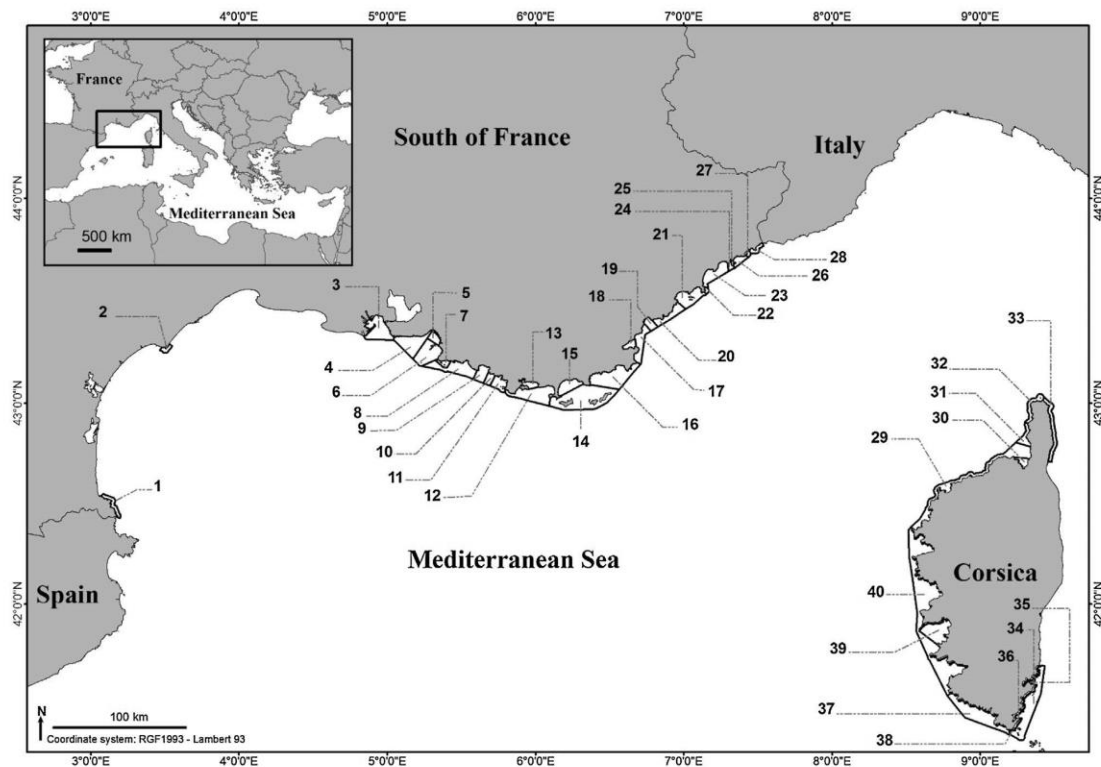


Fig. 1. Study area and coastal water bodies assessed. See Table 1 for the meaning of the numbers.

Of the 47 French coastal water bodies, 40 are concerned by this study; the others, which are mainly fringed by sandy shores, are not considered here (Fig. 1).

A first assessment of the considered water bodies was conducted in 2007 and 2008 on the mainland and in 2009 and 2010 in Corsica. A second assessment was run in 2012 and 2015 (Table 1).

2.2. Calculation of the CARLIT index

The ecological status of coastal water bodies in the study area was assessed by means of the CARLIT method (Ballesteros et al., 2007). The CARLIT method is based upon the mapping of geomorphological characteristics obtained in the field (slope, morphology and natural/artificial substrate) and some mid-littoral and shallow subtidal species and communities of the rocky shoreline.

In the present study, three methods of calculation of the CARLIT Index have been applied to the same data set and coastal water bodies: the classical method described by Ballesteros et al. (2007), the Nikolić et al. (2013) method and an alternative simplified method proposed here.

In the classical method (hereafter: original CARLIT method), six relevant geomorphological situations were distinguished according to the coastline morphology and natural/artificial substrates (Table 2). The species and communities taken into account, according to a decreasing level of sensitivity (from 20, very sensitive, to 1, not sensitive) to disturbance, are listed in Table 3.

For each geomorphological situation, the length of the coast occupied by each species or community was measured and the ecological quality value (EQ) was calculated using the formula:

$$EQ_{ssi} = \frac{\sum (l_j * SL_j)}{\sum l_j}$$

Where i is the geomorphological situation; EQ_{ssi} is the ecological quality value of the geomorphological situation i ; l_j is the length of the coastline with the species or community j , SL_j is the sensitivity level of the species or community j (Table 3) and $\sum l_j$ is the total length of the coastline occupied by the geomorphological situation i .

According to the WFD, the ecological status of a coastal WB has to be expressed in terms of ecological quality ratios (EQR). This ratio indicates the relationship between the value of the biological parameters (here, species and communities) recorded for a given coastal WB and the value for these parameters under the reference conditions applicable to this water body.

The EQR (Ecological Quality Ratio) of a geomorphological situation of a coast is calculated as the ratio between the EQs measured (EQ_{ssi}) and the EQ of reference sites corresponding to the same 'geomorphological situation' with species and communities of highest sensitivity level (EQ_{tsi}) (Table 2). Therefore, the EQR of a coast corresponding to a coastal WB is calculated according to the following formula:

$$EQR = \frac{\sum [(EQ_{ssi}/EQ_{tsi}) * l_i]}{\sum l_i}$$

Table 1

The 40 coastal water bodies assessed by the CARLIT method and the sampling dates for each area (nra = not re-assessed). Between square brackets, English translation of the water body (WB) name and further geographical information, where necessary.

No	Administrative name of the WB (in French) [English translation]	First assessment	Second assessment
1	FRDC01 – Frontière espagnole – Racou plage [Spanish border – Racou beach]	2007	2012
2	FRDC02c – Cap d'Agde	2007	2012
3	FRDC04 – Golfe de Fos	2007	2012
4	FRDC05 – Côte Bleue [between Couronne and Pointe de Corbières]	2007	2015
5	FRDC06a – Petite Rade de Marseille [between Pointe de Corbières and Pointe d'Endoume, not including Frioul Islands]	2007	2012
6	FRDC06b – Pointe d'Endoume – Cap Croisette et îles du Frioul [between Pointe d'Endoume and Cap Croisette, including Frioul Islands and Planier Island]	2007	2012
7	FRDC07a – Îles de Marseille hors Frioul [Riou Archipelago: Maître, Tiboulen de Maître, Jarre, Jarron, Plane, Petit Congloué, Grand Congloué and Riou Islands]	2007	2015
8	FRDC07b – Cap Croisette – Bec de l'Aigle	2007	2015
9	FRDC07c – Bec de l'Aigle – Pointe Fauconnière	2008	2015
10	FRDC07d – Pointe Fauconnière – Îlot Pierreplane	2008	2015
11	FRDC07e – Îlot Pierreplane – Pointe du Gaou	2007	nra
12	FRDC07f – Pointe du Gaou – Pointe Escampobariou	2008	2015
13	FRDC07g – Cap Cépet – Cap de Carqueiranne	2007	2015
14	FRDC07h – Brégançon – Îles du Soleil [From Escampobariou to Cap de l'Estérel, and from Cap de Brégançon to Cap Bénat, excluding the inner gulf of Giens and including Porquerolles Island, Port-Cros Archipelago and Le Levant Island]	2007	nra
15	FRDC07i – Cap de l'Estérel – Cap de Brégançon	2008	nra
16	FRDC07j – Cap Bénat – Cap Camarat	2008	nra
17	FRDC08a – Cap Camarat – Pointe des Issambres	2008	nra
18	FRDC08b – Golfe de Saint-Tropez	2008	2015
19	FRDC08c – Fréjus – Saint-Raphaël – Ouest de Sainte-Maxime [From west of Sainte-Maxime to Saint-Raphaël]	2008	2012
20	FRDC08d – Ouest Fréjus – Pointe de la Galère	2007	2015
21	FRDC08e – Pointe de la Galère – Cap d'Antibes	2008	nra
22	FRDC09a – Cap d'Antibes – Sud Port d'Antibes [From Cap d'Antibes to the south of Antibes harbour]	2007	nra
23	FRDC09b – Port d'Antibes – Port de commerce de Nice [From Antibes harbour to the commercial port of Nice]	2007	2012
24	FRDC09c – Port de commerce de Nice – Cap Ferrat [From the commercial port of Nice to Cap Ferrat]	2007	nra
25	FRDC09d – Rade de Villefranche [Bay of Villefranche-sur-Mer]	2007	2012
26	FRDC10a – Cap Ferrat – Cap d'Ail	2007	nra
27	FRDC10b – Cap d'Ail – Monte Carlo [From Cap d'Ail to the eastward border of the Monaco Principality]	2008	2012
28	FRDC10c – Monte Carlo – Frontière italienne [From the eastward border of the Monaco Principality to the Italian border]	2008	nra
29	FREC01ab – Sud Nonza – Punta Palazzu [From south of Nonza to Punta Palazzu]	2010	nra
30	FREC01c – Golfe de Saint-Florent	2009	2012
31	FREC01d – Canari	2009	2015
32	FREC01e – Ouest du Cap Corse [western coast of Cap Corse]	2009	nra
33	FREC02ab – Est du Cap Corse [eastern coast of Cap Corse]	2009	2015
34	FREC03ad – Littoral sud est de la Corse [southeastern coast of Corsica]	2010	nra
35	FREC03b – Golfe de Porto-Vecchio	2009	2012
36	FREC03c – Golfe de Santa Amanza	2009	nra
37	FREC03eg – Littoral sud-ouest [southwestern coast of Corsica]	2009	nra
38	FREC03f – Goulet de Bonifacio [the cove of Bonifacio, mainly occupied by the commercial port and marina]	2009	2012
39	FREC04ac – Golfe d'Ajaccio	2009	nra
40	FREC04b – Punta Senetosa – Punta Palazzu	2010	nra

Where i is the geomorphological situation; EQ_{ssi} is the EQ at the study site for the geomorphological situation i ; EQ_{rsi} is the EQ at the reference sites for the geomorphological situation i ; l_i is the coastal length occupied by the geomorphological situation i ($l_i = \sum l_j$) and $\sum l_i$ is the total length of the coastline of the coastal WB ($\sum l_i = \sum \sum l_j$).

The EQR is expressed as a numerical value between 0 and 1. The ecological status of a coastal WB is defined as follows:

EQR	Ecological status
1 to >0.75	High
0.75 to >0.60	Good
0.60 to >0.40	Moderate
0.40 to >0.25	Poor
0.25 to 0.0	Bad

Nikolić et al. (2013) developed a slightly modified CARLIT index for the eastern Adriatic Sea (hereafter: Nikolić method). The equations and the rationale are the same as described by Ballesteros et al. (2007). The differences lie in the relevant geomorphological

Table 2

Geomorphological situations with their ecological quality values calculated under reference conditions (EQ_{rsi}). 'Low coast' means a cliff lower than 15 m; 'high coast' means a cliff higher than 15 m (from Ballesteros et al., 2007; Ballesteros pers. comm.).

Geomorphological situation (i)	Coastal morphology	Substrate	EQ_{rsi}
1	Decimetric blocks	Artificial	12.1
2	Low coast	Artificial	11.9
3	High coast	Artificial	8.0
4	Decimetric blocks	Natural	12.2
5	Low coast	Natural	16.6
6	High coast	Natural	15.3

situations (Table 4), in some species and communities, and in their sensitivity levels (Table 5).

In the present study, we propose another, alternative and simplified CARLIT index (hereafter: simplified CARLIT method). The relevant geomorphological situations identified by Ballesteros et al.

Table 3

Species and communities taken into account in the CARLIT Index (classical method), with their 'sensitivity level' (SL) according to Ballesteros et al. (2007), with their description in the study area.

Species and communities	Description in the study area	SL
<i>Cystoseira mediterranea/amentacea</i> 5	Continuous stands of <i>C. mediterranea</i> or <i>C. amentacea</i>	20
<i>Cystoseira crinita</i>	Stands of <i>C. crinita</i>	20
<i>Cystoseira balearica</i>	Stands of <i>C. brachycarpa</i> ^a	20
Other shallow <i>Cystoseira</i> species	Stands of <i>C. foeniculacea</i> , <i>C. barbata</i> , <i>C. spinosa</i> var. <i>tenuior</i> , <i>C. compressa</i> subsp. <i>pustulata</i> ^b	20
<i>Posidonia</i> reefs	Barrier and fringing reefs of <i>Posidonia oceanica</i> (Magnoliophyta)	20
<i>Cymodocea nodosa</i>	<i>Cymodocea nodosa</i> (Magnoliophyta) meadows	20
<i>Zostera noltii</i>	<i>Zostera noltei</i> (Magnoliophyta) meadows ^c	20
<i>Lithophyllum byssoides</i> rims	Bioconstructions of <i>L. byssoides</i> (Rhodophyta)	20
<i>Cystoseira mediterranea/amentacea</i> 4	Almost continuous stands of <i>C. amentacea</i> or <i>C. mediterranea</i>	19
<i>Cystoseira mediterranea/amentacea</i> 3	Abundant patches of dense stands of <i>C. amentacea</i> or <i>C. mediterranea</i>	15
<i>Cystoseira mediterranea/amentacea</i> 2	Abundant scattered plants of <i>C. amentacea</i> or <i>C. mediterranea</i>	12
<i>Cystoseira compressa</i>	Stands of <i>C. compressa</i> subsp. <i>compressa</i>	12
<i>Cystoseira mediterranea/amentacea</i> 1	Rare scattered plants of <i>C. amentacea</i> or <i>C. mediterranea</i>	10
<i>Corallina elongata</i>	Stands of articulated Corallinales without <i>Cystoseira</i> species ^d	8
<i>Haliptilon virgatum</i>	Stands of epiphytic articulated Corallinales without <i>Cystoseira</i> ^e	8
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	<i>M. galloprovincialis</i> (mussel) beds without <i>Cystoseira</i>	6
Encrusting corallines	Communities of <i>Lithophyllum incrustans</i> , <i>Neogoniolithon brassica-florida</i> and other encrusting corallines (Rhodophyta)	6
Green algae	Stands of <i>Ulva</i> spp. and/or <i>Cladophora</i> spp. (Chlorobionta)	3
Blue green algae	Communities dominated by Cyanobacteria ^f	1

^a *C. balearica* is a heterotypic synonym of *C. brachycarpa*.

^b *C. spinosa* var. *tenuior* was not observed during the survey.

^c *Zostera noltei* is the correct name for *Z. noltii*.

^d Several species of articulated Corallinales, not distinguishable in the field, can occur in the Mediterranean Sea, e.g. *Ellisolandia elongata* (synonym: *C. elongata*), *Corallina caespitosa* and *C. officinalis*.

^e *Haliptilon virgatum* is an epiphytic species not distinguishable in the field, if not collected, from other epiphytic articulated Corallinales such as *Jania* spp.

^f Ballesteros et al. (2007) added the Chlorobionta *Derbesia tenuissima*; this species is not easy to see and impossible to identify in the field; we therefore did not consider it.

Table 4

Geomorphological situations with their ecological quality values calculated under reference conditions (EQ_{ref}), from Nikolić et al. (2013). 'Low coast' means a cliff lower than 15 m; 'high coast' means a cliff higher than 15 m (from Ballesteros et al., 2007; Ballesteros pers. comm.).

Geomorphological situation (i)	Coastal morphology	Coastline slope	EQ _{ref}
1	High coast	Horizontal	20.00
2	High coast	Sub-vertical	17.55
3	High coast	Vertical	12.96
4	High coast	Overhanging	10.00
5	Low coast	Horizontal	19.02
6	Low coast	Sub-vertical	17.72
7	Low coast	Vertical	14.62
8	Low coast	Overhanging	9.66
9	Blocks	–	12.76

(2007) according to the coastline morphology and natural/artificial substrates, were not modified, except that only the last three relevant geomorphological situations were taken into account on the basis of the principle that any artificial substrate will tend to be colonized as a natural substrate over time (Table 2), although increased herbivory hinders the colonisation by *Cystoseira* spp. (Gianni, 2016). Likewise, some modifications were made regarding the communities mapped. The species and communities taken into account according to a decreasing level of sensitivity (from 20, very sensitive, to 1, not sensitive) are listed in Table 6. In contrast to Ballesteros et al. (2007), *Cymodocea nodosa* meadows, *Zostera noltei* meadows, *Posidonia oceanica* reefs and *Lithophyllum byssoides* rims are no longer taken into account for the calculation. Except for these changes, the calculation method is still the same.

2.3. Calculation of the anthropogenic pressure indices

2.3.1. The land uses simplified index (LUSI)

The LUSI index was designed as a basis for analysing the relationship between the CARLIT results and the anthropogenic pressures. This index is based on a combination of factors that reflect conti-

mental influences in the coastal water bodies: (i) land uses (urban, industrial, and agricultural), (ii) the vicinity and the typology of rivers, and finally (iii) the shape of the coast (concave, convex or straight). The LUSI uses publicly available data. The calculation method of LUSI is described in Flo et al. (2011):

$$\text{LUSI} = (\text{Urban Score} + \text{Agricultural Score} + \text{Industrial Score} + \text{Typology Score}) * \text{Correction number}$$

The scores were calculated taking into account a 1.5 km inland strip, within the limits of each coastal WB, on a Corine Land Cover map based on 2006 data (Corine Land Cover, 2006).

2.3.2. The MA-LUSI-WB index

Torras et al. (2016) added two new descriptors to the calculation of the LUSI index: the population pressure and the artificialization rate of the rocky shore. The population pressure was estimated as the logarithm of the total population in the littoral municipalities divided by the length of the coastline. The artificialization rate was calculated as the ratio of the total length of artificial structures divided by the length of rocky shores.

The MA-LUSI-WB index of a coastal WB was calculated as follows:

$$\text{MA-LUSI-WB} = \text{LUSI} + \log\left(\frac{\text{Inhabitants}}{\text{Coastline length}}\right) + \frac{\text{Length of artificial structures}}{\text{Length of rockycoastline}}$$

2.3.3. The cumulative human impacts index

The Cumulative Human Impacts Index (CHII) was proposed by Holon et al., 2015. It is based upon a cumulative impact model, which takes into account 10 different pressures: man-made coastline, boat anchoring, aquaculture, urban effluents, industrial

Table 5

Species and communities taken into account for the calculation of the CARLIT Index, and their 'sensitivity level' (SL), according to Nikolić et al. (2013), with the description adapted to the study area.

Species and communities	Description in the study area	(SL)
<i>Cystoseira spicata</i> 3	Continuous stands of <i>C. amentacea</i> or <i>C. mediterranea</i> ^a	20
<i>Cystoseira crinitophylla</i>	Stands of <i>C. crinitophylla</i>	20
<i>Cystoseira crinita</i>	Stands of <i>C. crinita</i>	20
<i>Cystoseira corniculata</i>	Stands of <i>C. corniculata</i>	20
<i>Cystoseira foeniculacea</i>	Stands of <i>C. foeniculacea</i>	20
Coralline rims	Bioconstructions of <i>Lithophyllum byssoides</i> ^b	20
<i>Cystoseira barbata</i>	Stands of <i>C. barbata</i> without other <i>Cystoseira</i> species	16
<i>Cystoseira spicata</i> 2	Abundant patches of <i>C. amentacea</i> ^a	15
<i>Cystoseira compressa</i>	Stands of <i>C. compressa</i> without other <i>Cystoseira</i> species	12
<i>Cystoseira spicata</i> 1	Rare scattered plants of <i>C. amentacea</i> ^a	10
Photophilic algae	Communities dominated by <i>Padina</i> spp., <i>Dictyota</i> spp., <i>Dictyopteris</i> spp., <i>Taonia</i> spp. and <i>Halopteris</i> spp. (Phaeophyceae)	10
<i>Corallina elongata</i>	Community dominated by articulated Corallinales ^c	8
<i>Mytilus</i>	<i>M. galloprovincialis</i> (mussel) beds without <i>Cystoseira</i>	6
<i>Ulva</i> spp. and <i>Enteromorpha</i> spp.	Stands of <i>Ulva</i> spp. and <i>Cladophora</i> spp. (Chlorobionta) ^d	3
Cyanobacteria	Communities dominated by Cyanobacteria	1

^a *Cystoseira spicata* and *C. amentacea* var. *spicata* are considered here as heterotypic synonyms of *C. amentacea*.

^b We restricted this community type to bioconstructions of *L. byssoides*.

^c Several species of articulated Corallinales, not distinguishable in the field, can occur in the Mediterranean Sea, e.g. *Ellisolandia elongata* (synonym: *C. elongata*), *C. caespitosa* and *C. officinalis*.

^d The genus *Enteromorpha* is no longer distinguished from the genus *Ulva*, to which *Enteromorpha* species belong.

Table 6

Species and communities taken into account for the calculation of the new simplified CARLIT Index, and their 'sensitivity level' (SL).

Species and communities	Description in the study area	SL
<i>Cystoseira amentacea</i> / <i>C. mediterranea</i> 3	Continuous or almost continuous stands of <i>C. amentacea</i> or <i>C. mediterranea</i>	20
Other shallow <i>Cystoseira</i> spp.	Populations of <i>C. barbata</i> , <i>C. brachycarpa</i> , <i>C. crinita</i> , <i>C. foeniculacea</i> , <i>C. jabukae</i> (other than <i>C. amentacea</i> , <i>C. compressa</i> , <i>C. mediterranea</i>)	20
<i>Cystoseira amentacea</i> / <i>C. mediterranea</i> 2	Abundant patches of dense stands of <i>C. amentacea</i> or <i>C. mediterranea</i>	15
<i>Cystoseira compressa</i>	Continuous or almost continuous stands of <i>C. compressa</i> subsp. <i>compressa</i>	12
<i>Cystoseira amentacea</i> / <i>C. mediterranea</i> 1	Scattered plants of <i>C. amentacea</i> or <i>C. mediterranea</i>	10
Other soft macroalgae	Communities of non-perennial macroalgae without <i>Cystoseira</i> species, <i>Ulva</i> spp. and/or <i>Cladophora</i> spp. (including algal turf)	10
Articulated corallines	Stands of articulated <i>Corallina</i> spp. without <i>Cystoseira</i> species (e.g. <i>Corallina caespitosa</i> , <i>C. officinalis</i> and <i>Ellisolandia elongata</i>)	8
Encrusting corallines	Stands of <i>Lithophyllum incrustans</i> , <i>Neogoniolithon brassica-florida</i> and other encrusting corallines (Rhodophyta)	6
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	<i>Mytilus galloprovincialis</i> (mussel) stands without <i>Cystoseira</i> species	6
Green macroalgae	Stands of <i>Ulva</i> spp. and/or <i>Cladophora</i> spp. (Chlorobionta)	3
Cyanobacteria	Communities dominated by Cyanobacteria (other than <i>Rivularia</i> sp.)	1

Table 7

Pressure score (PS) assigned to each pressure i.

PS	Urban area (% watershed)	Industrial area (% watershed)	Agricultural area (% watershed)	Coastal artificialization (% shore length)	Fish farms (%shore length)	Freshwater (%shore length)
1	0–10	0–10	0–5	0–5	0–1	0–5
2	11–35	11–25	6–15	6–25	2–15	6–25
3	36–75	26–75	16–30	26–75	16–40	26–75
4	>75	>75	>30	>75	>40	>75

effluents, urbanisation, agriculture, coastline erosion, coastal population and fishing.

2.3.4. The human activities and pressures index (HAPI)

To identify the pressures likely to have a real impact on the species and communities taken into account in the CARLIT method, we propose here a new pressure index. Several criteria have to be considered. To be considered, a pressure must concern the surface waters, must have an obvious impact on the communities mapped and be persistent. Furthermore, data on pressures must be available and representative at a coastal WB scale. Pressures observed at a single point or at a scale of a few kilometres cannot be considered because they are not representative at the scale of a coastal WB. Thus, we listed three metrics of continental pressures (urban, industrial and agricultural areas) and four metrics of marine pressures.

For the continental pressures, the three considered metrics were expressed as the percentage of land area covered (data from Corine Land Cover, 2006) and were considered at the scale of the watershed of the coastal WB (in contrast with the LUSI index, which takes into account a 1.5 km strip, whatever the coastal relief): (i) urbanisation (Corine Land Cover codes, CLC codes, 111, 112, 141 and 142) (hereafter 'Urban area'), (ii) industry (CLC codes 121–124 and 131–133) (hereafter 'Industrial area'), (iii) agricultural activities (CLC codes 211–213, 221–223, 231 and 241–244) (hereafter 'Agricultural area').

The other areas without such pressures (e.g. forests) are considered as natural areas.

For the 4 marine pressures, we measured: (i) the artificialization of the coast (field data, expressed as the percentage of the artificialized coastline of the WB), (ii) fish farms (field data and Medtrix, 2015 (database IMPACT), expressed as the length of coastline of

Table 8
Absolute values of the correlation coefficient (r) between pressures *i* and the EQR data, from correlation matrix of the PCA.

Pressure	Urban area	Industrial area	Agricultural area	Coastal artificialization	Fish farms	Freshwater
R	[0.14]	[0.31]	[0.06]	[0.68]	[0.15]	[0.40]

Table 9
Turnover score (TS) assigned to the annual seawater turnover rate of a WB *j*.

Seawater turnover rate	TS
>1 400	1.33
100 to 1400	1
<00	0.80

rocky coasts potentially impacted, in metres), (iii) sewage outfalls (field data and Medtrix, 2015 (database IMPACT), expressed as the length of coastline of rocky coasts potentially impacted, in metres) and (iv) rivers (field data and CARMEN, 2015a,b expressed as the length of coastline of rocky coasts potentially impacted, in metres). Data from IMPACT are derived from modelling results (Holon et al., 2015). For the calculation of the pressure index, the 'sewage outfalls' and 'rivers' pressures were summed into a single pressure named 'Freshwater'.

A semi-quantitative scale, between 1 and 4, was assigned for each pressure (Table 7). Each selected metric was correlated with the EQRs measured by the CARLIT method for each coastal WB. A

Principal Component Analysis (PCA) was performed, using the software R® (R Core Team, 2013) to define the links between pressures and EQRs. An indication of the nature, strength and relevance of correlation is given to determine the prevailing trends in the data set. The correlation coefficients of these selected pressures were used to weight their influence in the calculation of the pressure index (Table 8).

Finally, the pressure index of a WB was weighted according to the annual seawater turnover. The annual seawater turnover of a coastal WB can be derived from modelling (Ganzin et al., 2009). It represents the flow of water entering the water mass relative to the total volume of the WB, which accounts for the remanence of pollutants. We have distinguished three levels of annual seawater turnover rate and we assigned them three turnover scores (Table 9).

The proposed pressure index (*Human Activities Pressures Index; HAPI*) for a coastal WB *j* is as follows:

$$HAPI_j = \sum (PS_i * r_i) / TS_j$$

Table 10
Comparison of EQR values and ecological status of the 40 WBs (for number and administrative names, see Table 1 and Fig. 1), according to the three CARLIT indices (Ballesteros et al., 2007, Nikolić et al., 2013 and this study). EQR and ES column: first assessment (left) and second assessment (right).

Water bodies (WBs)	Original CARLIT index		Nikolić index		Simplified CARLIT index				
	EQR	ES	EQR	ES	EQR	ES			
1 – FRDC01	0.52/0.58	Moderate	Moderate	0.50/0.53	Moderate	Moderate	0.47/0.56	Moderate	Moderate
2 – FRDC02c	0.32/0.43	Poor	Moderate	0.29/0.39	Poor	Poor	0.32/0.43	Poor	Moderate
3 – FRDC04	0.43/0.45	Moderate	Moderate	0.40/0.41	Moderate	Moderate	0.46/0.45	Moderate	Moderate
4 – FRDC05	0.63/0.61	Good	Good	0.58/0.61	Moderate	Good	0.64/0.56	Good	Moderate
5 – FRDC06a	0.36/0.43	Poor	Moderate	0.40/0.40	Moderate	Moderate	0.40/0.43	Moderate	Moderate
6 – FRDC06b	0.55/0.64	Moderate	Good	0.55/0.59	Moderate	Moderate	0.47/0.54	Moderate	Moderate
7 – FRDC07a	0.80/0.80	High	High	0.74/0.71	Good	Good	0.64/0.55	Good	Moderate
8 – FRDC07b	0.95/0.85	High	High	0.84/0.76	High	High	0.76/0.64	High	Good
9 – FRDC07c	0.66/0.57	Good	Moderate	0.60/0.59	Moderate	Moderate	0.61/0.57	Good	Moderate
10 – FRDC07d	1.00/0.90	High	High	0.94/0.82	High	High	1.00/0.85	High	High
11 – FRDC07e	0.76	High		0.76	High		0.77	High	
12 – FRDC07f	0.93/0.94	High	High	0.84/0.84	High	High	0.93/0.93	High	High
13 – FRDC07g	0.68/0.64	Good	Good	0.64/0.62	Good	Good	0.70/0.65	Good	Good
14 – FRDC07h	1.00	High		0.96	High		1.00	High	
15 – FRDC07i	0.64	Good		0.62	Good		0.65	Good	
16 – FRDC07j	1.00	High		0.94	High		1.00	High	
17 – FRDC08a	0.98	High		0.87	High		0.98	High	
18 – FRDC08b	0.66/0.61	Good	Good	0.55/0.45	Moderate	Moderate	0.57/0.49	Moderate	Moderate
19 – FRDC08c	0.54/0.55	Moderate	Moderate	0.51/0.49	Moderate	Moderate	0.55/0.55	Moderate	Moderate
20 – FRDC08d	1.00/0.93	High	High	0.99/0.83	High	High	1.00/0.92	High	High
21 – FRDC08e	0.82	High		0.75	Good		0.82	High	
22 – FRDC09a	1.00	High		0.88	High		1.00	High	
23 – FRDC09b	0.49/0.49	Moderate	Moderate	0.43/0.43	Moderate	Moderate	0.49/0.49	Moderate	Moderate
24 – FRDC09c	1.00	High		0.92	High		1.00	High	
25 – FRDC09d	0.36/0.43	Poor	Moderate	0.31/0.42	Poor	Moderate	0.36/0.44	Poor	Moderate
26 – FRDC10a	0.81	High		0.71	Good		0.81	High	
27 – FRDC10b	0.49/0.50	Moderate	Moderate	0.44/0.49	Moderate	Moderate	0.49/0.50	Moderate	Moderate
28 – FRDC10c	0.72	Good		0.65	Good		0.72	Good	
29 – FREC01ab	0.87	High		0.90	High		0.86	High	
30 – FREC01c	0.58/0.69	Moderate	Good	0.61/0.91	Good	High	0.57/0.72	Moderate	Good
31 – FREC01d	0.84/0.80	High	High	0.91/0.82	High	High	0.91/0.79	High	High
32 – FREC01e	0.83	High		0.88	High		0.79	High	
33 – FREC02ab	0.61/0.84	Good	High	0.79/0.85	High	High	0.60/0.85	Good	High
34 – FREC03ad	0.80	High		0.87	High		0.82	High	
35 – FREC03b	0.42/0.41	Moderate	Moderate	0.46/0.47	Moderate	Moderate	0.45/0.45	Moderate	Moderate
36 – FREC03c	0.94	High		0.79	High		0.84	High	
37 – FREC03eg	0.94	High		0.96	High		0.97	High	
38 – FREC03f	0.60/0.57	Moderate	Moderate	0.78/0.73	High	Good	0.58/0.58	Moderate	Moderate
39 – FREC04ac	0.96	High		0.96	High		0.96	High	
40 – FREC04b	0.88	High		0.89	High		0.90	High	

Table 11

Percentage of the shore length occupied by the species and communities taken into account for the calculation of the CARLIT index over 23 water bodies assessed in 2007–2010 and in 2012–2015.

Species and communities	First assessment (2007–2010)	Second assessment (2012–2015)
<i>C. amentacea</i> and <i>C. mediterranea</i> (3, 2 and 1)	38.0	39.5
Other shallow <i>Cystoseira</i> spp.	0.1	1.2
<i>Cystoseira compressa</i>	2.2	3.0
Other soft macroalgae	3.9	6.4
Articulated corallines	20.5	26.8
Encrusting corallines	12.5	7.3
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (mussels)	6.9	2.8
Green macroalgae	3.1	3.1
Cyanobacteria	4.9	3.0
<i>Lithophyllum byssoides</i> rim	7.9	6.9

Table 12

Correlation between the EQR values, according to each CARLIT index, and the four anthropogenic pressures indices. * significant ($p < 0.05$).

	EQR Original CARLIT index	EQR Nikolić index	EQR Simplified CARLIT index
LUSI Index	−0.33*	−0.05*	−0.25
MA-LUSI-WB	−0.39*	−0.57*	−0.33*
CHII	−0.07	−0.06	+0.07
HAPI	−0.79*	−0.86*	−0.74*

Table 13

Comparison of the ecological status of coastal water bodies in different Mediterranean regions, based upon the CARLIT method sensu lato. Percentage of coastal water bodies falling within each category (High through Bad) and the total number of WB analysed.

Study area	High	Good	Moderate	Poor	Bad	Total	Reference
Alboran Sea (Andalusia, Spain)**	55	30	10	5	0	20	Bermejo et al., 2013a,b
Catalonia (Spain)	16	27	46	12	0	33	Ballesteros et al., 2007
Catalonia (Spain)	22	22	53	3	0	32	Torras et al., 2016
France (Ballesteros original method)*	55	18	28	0	0	40	This study
France (Nikolić method)*	50	20	28	3	0	40	This study
France (Simplified method)*	50	13	38	0	0	40	This study
Liguria (Italy)**	33	33	25	8	0	12	Asnaghi et al., 2009
Genova-Portofino area (Liguria, Italy)**	33	33	33	0	0	3	Mangialajo et al., 2007
Capo Carbonara MPA (Sardinia, Italy)**	100	0	0	0	0	2	Ferrigno et al., 2014
Malta	78	11	11	0	0	9	Blanfuné et al., 2011
Eastern Adriatic Sea (Croatia)**	67	0	0	17	17	6	Nikolić et al., 2013
District of Vlora (Albania)	40	0	20	20	20	5	Blanfuné et al., 2016

* Last Ecological status obtained for each coastal water bodies.

** Not water bodies but site.

where PS_i : Pressure score assigned to the pressure i (Table 7), r_i : absolute value of the correlation coefficient between the pressure i and EQR data (Table 8), TS_j : Turnover score assigned to the seawater turnover rate of the WB j . The HAPI pressure index can vary from 1.31 (minimum pressure) to 8.70 (maximum pressure).

Each pressure index (LUSI, LUSI modified, Cumulative impact and HAPI) was correlated with the EQR of each WB.

3. Results

3.1. Ecological assessment

The 40 coastal WBs surveyed represent ~2 970 km of coastline of rocky shores (measured at 1/2 500 scale).

For the first assessment of the 40 WBs, the three CARLIT indices gave very similar results (Table 10): only three WBs changed their ES between the original CARLIT method and the proposed simplified method (WB #5 from Poor to Moderate, WB #7 from High to Good and WB #18 from Good to Moderate). When the WBs were assessed twice (23 WBs), 7 and 8 WBs changed their ES (original and simplified CARLIT method, respectively) (Table 10).

Whatever the method, a significant correlation between the first and the second assessment was observed ($r = 0.93$ for the original CARLIT index, $r = 0.89$ for the Nikolić index and $r = 0.89$ for the simplified CARLIT index, $p < 0.001$), indicating both robustness (reproducibility) and the absence of trend.

Whatever the assessment (first or second), there is a significant correlation between the results of the three methods ($r = 0.92$ between the original and Nikolić indices, $r = 0.95$ between the original and the simplified CARLIT index and $r = 0.93$ between the simplified and the Nikolić indices, $p < 0.001$).

Considering the 23 WBs assessed twice, species and communities exhibited a relative stability between the two assessments ($r = 0.97$, $p < 0.001$). Only few changes in percentages of fast growing species or communities were recorded (mainly mussels, articulated corallines, encrusting corallines and other soft macroalgae) (Table 11), and 7 and 8 WBs changed their ES (mostly upgrade of one class) (original and simplified CARLIT indices, respectively) (Table 10).

3.2. Response of CARLIT indices to anthropogenic pressures

Values of each anthropogenic pressure index have been calculated for the 40 water bodies (Table S1 in the online version at DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.049>).

Correlations between the three CARLIT indices and the different pressure indices were not significant with the CHII, slightly correlated with LUSI and MA-LUSI-WB, and strongly correlated with the HAPI (Table 12).

4. Discussion

The present data constitute the most extensive assessment ever undertaken of the ecological status of Mediterranean waters, based upon the CARLIT index, the most widely used index for the Mediterranean Sea (Table 13). This assessment encompasses 40 coastal water bodies and ~2.970 kilometres of shore (at 1/2 500 scale).

The simplified CARLIT index, proposed here, does not significantly save field time, and provides less accurate mapping of the communities (Enric Ballesteros pers. comm.), but is easier to implement and requires less expert judgement than the original method (Ballesteros et al., 2007). As highlighted by Dauvin et al. (2010), the benthic indicators have to be transferred in the simplest possible form to local authorities, such as marine protected areas (MPAs). In addition, the simplified index provides results similar overall to those of the original method; when changes occur, they consist in a slight lowering of the EQR; this is due to the removal of *Lithophyllum byssoides* rims (e.g. WB #7 where *L. byssoides* rims are very abundant). These rims were indicative of a long period of good ES in the past, but are currently undergoing submersion and collapse because of the sea level rise (Verlaque, 2010; Faivre et al., 2013; Thibaut et al., 2013). This trend is expected to increase in the next few years, and it is thus difficult to separate the impact of sea level rise from that of the water quality, obviously resulting in a bias in future assessments.

Two successive assessments were performed (2007–2010 vs 2012–2015). The results were very similar and, when there was a change in EQR, the simplified CARLIT index does not evidence a unidirectional trend. Cavallo et al. (2016) already stressed the robustness of the CARLIT method. In addition to robustness, the significant high correlation between the two assessments, whatever the method, evidences the stability of the overall ES of the coastal water bodies. Consequently, as suggested by Cavallo et al. (2016), successive assessments could be carried out at low frequency.

The existing EQRs were mainly based upon the expert knowledge of the sensitivity of species and communities to a set of anthropogenic stressors. Most of these EQRs have not been correlated with definite pressures, or have been empirically linked to ill-defined pressures. Interesting attempts have been made to link EQRs and pressures (e.g. Mangialajo et al., 2007; Orlando-Bonaca et al., 2008; Iveša et al., 2009; Díez et al., 2012; Neto et al., 2012; Bermejo et al., 2012, 2013a,b; Nikolić et al., 2013; Guinda et al., 2014a; Ar Gall et al., 2016). However, some of the stressors were often tackled on the basis of scattered measurements, were spatially and/or temporally very variable, were not representative of all the WBs and/or their impact upon species and communities was far from being established. Stressors such as turbidity, dissolved organic nitrogen, phosphate, Chlorophyll-*a*, saturated O₂, faecal bacterial indices, etc., may prove to be irrelevant in the framework of the WFD, at least in some WBs, for one or several of the above-mentioned reasons. This is illustrated by general indices, such as CHII (Holon et al., 2015); although very comprehensive and useful in contexts other than that of the WFD, it is totally uncorrelated with the CARLIT index. To date, the LUSI and the MA-LUSI-WB were the best and most widely used pressure indices, the former being the recommended pressure index in the context of the Mediterranean Geographical Intercalibration Group (Buché, 2012). The main shortcoming of the LUSI index is that it is only based upon the land and river estuaries (Flo et al., 2011). The MA-LUSI-WB (Torrás et al., 2016) improves on the LUSI index by adding the length of artificial structures along the shore. Here, we have proposed a new pressure index (HAPI), taking into account the possible shortcomings of previous indices; this pressure index accounts better for the EQR values than the previous indices, as evidenced by the high correlation coefficient between EQR and HAPI.

Data collected in the framework of CARLIT method provide a mapping of species or communities present on the rocky shores and ultimately the ecological status of one water body at a given time. The link between the CARLIT index and HAPI index provides an understanding of the link between the ecological status and anthropogenic pressures of a water body. The HAPI index could be used to define switching thresholds between ecological statuses and quantify the 'maximum load' for each pressure in each water body. Identification of pressures impacting the communities and determining the switching threshold will allow managers to act at the source of the pressure and prevent or limit the deterioration or improve the ecological quality of water bodies, which is one of the objectives of the WFD.

The CARLIT index, especially when coupled with a pressure index, constitutes a powerful tool in the framework of the WFD. However, in the context of the MSFD policy (Council Directive, 2008), it must be completed by new indicators taking into account the whole water column and the ecosystem functioning, such as the Ecosystem-Based Quality Indices (EBQI) (Personnic et al., 2014; Ruitton et al., 2014; Rastorgueff et al., 2015).

The Mediterranean Sea is often regarded as a sea that is highly impacted by a variety of human-induced stressors, e.g. artificialization of the coast, discharges from sewage outfalls and rivers, fish farms (e.g. Pergent-Martini et al., 2006; Halpern et al., 2008; Lejeune et al., 2010; Meinesz et al., 2013; Micheli et al., 2013; Giakoumi et al., 2015; Holon et al., 2015). The present study significantly increases the available number of coastal water bodies assessed with the CARLIT method and now provides a comprehensive view along thousands of kilometres of shore. Surprisingly, the picture is far less a cause for concern than initially expected, at least in the western Mediterranean basin (Table 13). This can be related to the recent improvement of the water quality (Pinedo et al., 2013) as a result of the European water policy. There is also a possibility that the situation of the Mediterranean WB, better than expected, may be an artefact due to the focus on superficial waters and habitats inherent to the CARLIT method. If so, this artefact should be corrected by the complementary indices developed in the framework of the MSFD. Overall, as stressed by Enric Ballesteros (pers. comm.), the problems of the Mediterranean Sea are more related to habitat loss, overfishing, invasive species, etc., which do not per se affect the water quality at a water body level (although they can affect it at a more local scale).

5. Conclusion

As a result of the present study, undertaken at a geographical scale never previously attempted, a comprehensive picture of a broad range of WBs is now available. The pertinence of the method, and of its improvement proposed here, has been confirmed, through several pressure indices, one of them (HAPI) being an original proposal. In fact, considering the complexity of the Integrated Coastal Zone Management (ICZM), no single index can account for such a diversity of issues: the ecological quality of a WB as a whole, status of the ecosystems, natural and human-induced pressures, etc. The future of the ICZM requires a combination of indices, each one providing information regarding a given problem, parameter and/or ecosystem, at a given scale.

Future developments of the relationship between WB quality and ecological indicators on the one hand, and between CARLIT indices and stressors, could take advantage of the use of mathematical methods and models such as those developed in the framework of other scientific fields (e.g. Ocampo-Duque et al., 2006; Zhao et al., 2006; Mutil and Chau, 2007; Wang et al., 2014).

Acknowledgements

This work was funded by the Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse. The authors are indebted to Denis Bonhomme, Bérange Casalta, Jean-Michel Cottalorda, Jean-Michel Culioli, Jean-Marie Dominici, Kaële Geoffroy, Pierre-Alain Mannoni, Nicolas Mayot, Jean-Philippe Morin, Nicolas Nègre, Jérôme Payrot, Eric Pironneau, Pauline Robvieux, Sandrine Ruitton, Felix Santarelli and Gréory Sylla for field and technical assistance and to Michèle Perret-Boudouresque for bibliographical assistance. Thanks are also due to the authorities of the Marine Protected Areas of Cerbère-Banyuls, Parc Marin de la Côte Bleue, Port-Cros National Park, Observatoire Marin du Littoral des Maures, Service Environnement of the Principality of Monaco, Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio and Réserve Naturelle de Scandola. Finally, thanks are due to M. Paul, a native English speaker, for proof-reading the text and to two anonymous reviewers for valuable suggestions.

References

- Ar Gall, E., Le Duff, M., 2014. Development of a quality index to evaluate the structure of macroalgal communities. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 139, 99–109.
- Ar Gall, E., Le Duff, M., Sauriau, P.G., De Casamajor, M.N., Gevaert, F., Poisson, E., Hacquebart, P., Joncourt, Y., Barillé, A.L., Buchet, R., Brèret, M., Miossec, L., 2016. Implementation of a new index to assess intertidal seaweed communities as bioindicators for the European water framework directory. *Ecol. Indic.* 60, 162–173.
- Arévalo, R., Pinedo, S., Ballesteros, E., 2007. Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. *Mar. Poll. Bull.* 55, 104–113.
- Arnoux, A., Bellan-Santini, D., 1972. Relations entre la pollution du secteur de Cortiou par les détergents anioniques et les modifications des peuplements de *Cystoseira stricta*. *Téthys* 4, 583–586.
- Asnagli, V., Chiantore, M., Bertolotto, R.M., Parravicini, V., Cattaneo-Vietti, R., Gaiò, F., Moretto, P., Privitera, D., Mangialajo, L., 2009. Implementation of the European Water Framework Directive: natural variability associated with the CARLIT method on the rocky shores of the Ligurian Sea (Italy). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384, 505–513.
- Azzopardi, M., Schembri, P.J., et al., 2009. Assessment of the ecological status of Maltese coastal waters using the Ecological Evaluation Index (EEI). In: Frid, C.L.J. (Ed.), *Marine Biology in Time and Space, Abstracts from the 44th European Marine Biology Symposium*. University of Liverpool, p. 148.
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L., de Torres, M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 172–180.
- Bellan, G., Bellan-Santini, D., 1972. Influence de la pollution sur les peuplements marins de la région de Marseille. In: Ruivo, M. (Ed.), *Marine Pollution and Sea Life*. Fishing News (Books) Ltd, Surrey, pp. 396–401.
- Bellan-Santini, D., 1968. Influence de la pollution sur les peuplements benthiques. *Rev. intern. Oceanogr. Méd.* 10, 27–53.
- Belscher, T., Boudouresque, C.F., 1976. L'impact de la pollution sur la fraction algale des peuplements benthiques de Méditerranée. *Atti Tavola rotonda internazionale. La biologia marina per la difesa e per la produttività del mar*, Livorno, pp. 215–260.
- Belscher, T., 1977. Analyse des répercussions de pollution urbaine sur le macrophytobenthos de Méditerranée (Marseille, Port-Vendres Port-Cros). Thèse Université Aix-Marseille II (287 p).
- Bermejo, R., Vergara, J.J., Hernández, I., 2012. Application and reassessment of the reduced species list index for macroalgae to assess the ecological status under the Water Framework Directive in the Atlantic coast of Southern Spain. *Ecol. Indic.* 12 (1), 46–57.
- Bermejo, R., de la Fuente, G., Vergara, J.J., Hernández, I., 2013a. Application of the CARLIT index along a biogeographical gradient in the Alboran Sea (European Coast). *Mar. Pollut. Bull.* 72 (1), 107–118.
- Bermejo, R., Mangialajo, L., Vergara, J.J., Hernández, I., 2013b. Comparison of two indices based on macrophyte assemblages to assess the ecological status of coastal waters in the transition between the Atlantic and Mediterranean eco-regions. *J. Appl. Phycol.* 26 (4), 1899–1909.
- Blanfuné, A., Markovic, L., Thibaut, T., 2011. Assessment of the CARLIT methodology in the Mediterranean rocky water bodies. *J. Phycol.* 46, 173.
- Blanfuné, A., Boudouresque, C.F., Verlaque, M., Beqiraj, S., Kashta, L., Nasto, I., Ruci, R., Thibaut, T., 2016. Response of rocky shore communities to anthropogenic pressures in Albania (Mediterranean Sea): ecological status assessment through the CARLIT method. *Mar. Pollut. Bull.*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.041>, in press.
- Buché, R., 2012. Assistance à la coordination des travaux européens d'intercalibration des indicateurs biologiques de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Hacer.
- Buia, M.C., Porzio, L., Paolo Patti, F., 2007. The application of the "Carlit method" to assess the ecological status of coastal waters in the gulf of Naples. In: *Proceedings of the 3rd Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*, Marseille, pp. 27–229.
- CARMEN, 2015a. <http://carmen.carmencarto.fr/74/atlentree.map> (accessed 12.05.15).
- CARMEN, 2015b. <http://carmen.carmencarto.fr/80/sieicorse.map> (accessed 12.05.15).
- Cavallo, M., Torras, X., Mascaró, O., Ballesteros, E., 2016. Effect of temporal and spatial variability on the classification of the ecological quality status using the CARLIT index. *Mar. Pollut. Bull.* 102, 122–127.
- Cecchi, E., Piazzoli, L., Serena, F., 2009. Applicazione del metodo CARLIT lungo la costa di Calabria (Livorno). *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. Mem. B* 116, 123–125.
- Chrysosvergis, F., Panayotidis, P., 1995. Evolution des peuplements macrophytobenthiques le long d'un gradient d'eutrophication (Golfe de Maliakos, Mer Egée, Grèce). *Oceanol. Acta* 18 (6), 649–658.
2006. Corine Land Cover, <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/li/1825.html> (accessed 20.03.15).
- Council Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy., 2000. *Official Journal of the European Communities*, L 327, 22/12/2000.
- Council Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive), 2008. *Off. J. Eur. Union*, L 164, 25/06/2008.
- Council Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds., 2009. *Off. J. Eur. Union*, L 20, 26.1.2010.
- Council Directive 79/409/EEC of 2 April 1979 on the conservation of wild birds., 1979. *Off. J. Eur. Commun.*, L 103, 25/04/1979.
- Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora., 1992. *Official Journal of the European Communities*, L 120, 22.7.1992.
- Díez, I., Bustamante, M., Santolaria, A., Tajadura, J., Mugerza, N., Borja, A., Muxika, I., Saiz-Salinas, J.L., Gorostiaga, J.M., 2012. Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidal coastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. *Ecol. Indic.* 12 (1), 58–71.
- Dauvin, J.C., Bellan, G., Bellan-Santini, D., 2010. Benthic indicators: from subjectivity to objectivity – where is the line? *Mar. Pollut. Bull.* 60, 947–953.
- Faivre, S., Bakran-Petricoli, T., Horvatinić, N., Sironić, A., 2013. Distinct phases of relative sea level changes in the central Adriatic during the last 1500 years – influence of climatic variations. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 369, 163–174.
- Falace, A., Alongi, G., Cormaci, M., Furnari, G., Curiel, D., Cecere, E., Petrocelli, A., 2010. Changes in the benthic algae along the Adriatic Sea in the last three decades. *Chem. Ecol.* 26 (S1), 77–90.
- Fernandez, C., Niell, F., 1982. Patterns of zonation in rocky inter-tidal shores at Cape-Penas-region (Asturias, north of Spain). *Investigacion Pesquera* 46 (1), 121–141.
- Ferrigno, F., Boi, S., Cinti, M., Paliaga, B., Guala, I., 2014. Spatial and temporal distribution of shallow algal communities in the marine protected area of Capo Carbonara (Sardinia). *Biol. Mar. Medit.* 21 (1), 257–258.
- Flo, E., Camp, J., Garcés, E., 2011. Appendix B. BQE phytoplankton – assessment pressure methodology: land uses simplified index (LUSI). In: UNEP/MAP. *Review of the Methods, Criteria and Limit Values for the Assessment of Eutrophication (Biological Quality Element Phytoplankton) as Developed in the Framework of the Intercalibration Exercise of the MED GIG (Mediterranean Eco-region) Water Framework Directive 2000/60 EC*. UNEP(DEPI)/MED WG.365/Inf.7, Athens, pp. 2011 (41 pp).
- Ganzin, N., Fiandrino, A., Garreau, P., Coudray, S., 2009. Evaluation de la sensibilité des eaux côtières à la contamination à partir des parties de modèle MARS-3D. *Journées Dynécouvertes*. Brest, <http://www.corse.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Nganzin.pdf> (accessed 4.05.15).
- Giakoumi, S., Halpern, B.S., Michel, L.N., Gobert, S., Sini, M., Boudouresque, C.F., Gambi, M.C., Katsanevakis, S., Lejeune, P., Montefalcone, M., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Sanchez-Jerez, P., Velimirov, B., Vizzini, S., Abadie, A., Coll, M., Guidetti, P., Micheli, F., Possingham, H.P., 2015. Towards a framework for assessment and management of cumulative human impacts on marine food webs. *Cons. Biol.* 29, 1228–1234 (4).
- Gianni, F., 2016. Conservation and ecological restoration of Mediterranean marine forest. In: PhD Thesis. University of Nice.
- Guinda, X., Juanes, J.A., Puente, A., Revilla, J.A., 2008. Comparison of two methods for quality assessment of macroalgal assemblages, under different pollution types. *Ecol. Indic.* 8 (5), 743–753.
- Guinda, X., Juanes, J.A., Puente, A., 2014a. The Quality of Rocky Bottoms index (CFR): A validated method for the assessment of macroalgae according to the European Water Framework Directive. *Mar. Environ. Res.* 102, 3–10.
- Guinda, X., Gracia, A., Puente, A., Juanes, J.A., Rzhonov, Y., Mayer, L., 2014b. Application of landscape mosaics for the assessment of subtidal macroalgal communities using the CFR index. *Deep Sea Res. II* 106, 207–215.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R.,

2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319 (5865), 948–952.
- Holon, F., Mouquet, N., Boissery, P., Bouchouca, M., Delaruelle, G., Tribot, A.S., Deter, J., 2015. Fine-scale cartography of human impacts along french Mediterranean coasts: a relevant map for the management of marine ecosystems. *PLoS One* 8 (e0135473).
2015. Ifremer, http://envlit.ifremer.fr/surveillance/directive_cadre_sur_l'eau_dce/la_dce_par_bassin (accessed 06.05.16).
- Iveša, L., Lyons, D.M., Devescovi, M., 2009. Assessment of the ecological status of north-eastern Adriatic coastal waters (Istria, Croatia) using macroalgal assemblages for the European Union Water Framework Directive. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwater Ecosyst.* 19 (1), 14–23.
- Janssens, M., Hoffmann, L., Demoulin, V., 1993. Cartographie des macroalgues dans la région de Calvi (Corse): comparaison après 12 ans (1978–1979, 1990–1991). *Lejeunia* 141 (62 p).
- Juanes, J.A., Guinda, X., Puente, A., Revilla, J.A., 2008. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecol. Indic.* 8 (4), 351–359.
- Lejeune, C., Chevaldonné, P., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C.F., Perez, T., 2010. Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends Ecol. Evol.* 25 (4), 250–260.
- Maggi, E., Bertocci, I., Vaselli, S., Benetti-Cecchi, L., 2009. Effects of changes in number: identity and abundance of habitat-forming species on assemblages of rocky seashores. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 381, 39–49.
- Mangialajo, L., Cattaneo-Vietti, R., Chiantore, M., Meinesz, A., De Vaugelas, J., Barberis, G., 2003. Superficial algae as environmental quality indicators: application of a G.I.S. to the Portofino Promontory Park. *Biol. Mar. Medit.* 10 (2), 574–576.
- Mangialajo, L., Ruggieri, N., Asnaghi, V., Chiantore, M., Povero, P., Cattaneo-Vietti, R., 2007. Ecological status in the Ligurian Sea: the effect of coastline urbanisation and the importance of proper reference sites. *Mar. Pollut. Bull.* 55 (1), 30–41.
- Mann, K.H., 2000. Ecology of coastal waters with implications for management. Second ed. Wiley-Blackwell, Oxford, United Kingdom, pp. 432.
- Medtrix, 2015. Database IMPACT: Modélisation Des Pressions Anthropiques côtières Et Des Seuils De Vulnérabilité. www.medtrix.fr (accessed 16.05.15).
- Meinesz, A., Blanfuné, A., Chancollon, O., Javel, F., Longepierre, S., Markovic, L., De Vaugelas, J., Garcia, D., 2013. Côtes méditerranéennes françaises: inventaire, impacts des aménagements gagnés sur la mer. In: Laboratoire ECOMERS ed, Université Nice Sophia Antipolis, 156 p. et e-publication: www.medam.org. (accessed 02.04.15).
- Micheli, F., Halpern, B.S., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F., Fraschetti, S., Lewison, R., Nykjaer, L., Rosenberg, A.A., 2013. Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: assessing current pressures and opportunities. *PLoS One* 8 (12), e79889.
- Muttill, N., Chau, K.W., 2007. Machine learning paradigms for selecting ecologically significant input variables. *Eng. Appl. Artif. Intell.* 20, 735–744.
- Neto, J.M., Gaspar, R., Pereira, L., Marques, J.C., 2012. Marine macroalgae assessment tool (MarMAT) for intertidal rocky shores: quality assessment under the scope of the European water framework directive. *Ecol. Indic.* 19, 39–47.
- Nikolić, V., Žuljević, A., Mangialajo, L., Antolić, B., Kušpilić, G., Ballesteros, E., 2013. Cartography of littoral rocky-shore communities (CARLIT) as a tool for ecological quality assessment of coastal waters in the Eastern Adriatic Sea. *Ecol. Indic.* 34, 87–93.
- Ocampo-Duque, W., Ferre-Huguet, N., Domingo, J.L., Schuhmacher, M., 2006. Assessing water quality in rivers with fuzzy influence systems: a case study. *Environ. Int.* 32 (6), 733–742.
- Omrane, A., Guellouiz, S., Zarrouk, A., Romdhane, M.S., 2010. Assessment of the ecological status of the galite island coastal waters (northern of tunisia) using the CARLIT method. In: Proceedings of the 4th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation, Yasmine-Hammamet, 2–4 December 2010, pp. 204–206.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterr. Mar. Sci.* 2 (2), 45–66.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecol. Indic.* 3 (1), 27–33.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Uglund, K., 2011. Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterr. Mar. Sci.* 12 (1), 199–232.
- Orlando-Bonaca, M., Lipej, L., Orfanidis, S., 2008. Benthic macrophytes as a tool for delineating, monitoring and assessing ecological status: the case of Slovenian coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* 56 (4), 666–676.
- Panayotidis, P., Feretopoulou, J., Montesanto, B., 1999. Benthic vegetation as an ecological quality descriptor in an Eastern Mediterranean coastal area. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 48 (2), 205–214.
- Panayotidis, P., Montesanto, B., Orfanidis, S., 2004. Use of low-budget monitoring of macroalgae to implement the European Water Framework Directive. *J. Appl. Phycol.* 16 (1), 49–59.
- Pergent-Martini, C., Boudouresque, C.F., Pasqualini, V., Pergent, G., 2006. Impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows: a review. *Mar. Ecol.* 27, 310–319.
- Personnic, S., Boudouresque, C.F., Astruch, P., Ballesteros, E., Blouet, S., Bellan-Santini, D., Bonhomme, P., Thibault-Botha, D., Feunteun, E., Harmelin-Vivien, M., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Pastor, J., Poggiale, J.P., Renaud, F., Thibaut, T., Ruitton, S., 2014. An ecosystem-based approach to assess the status of a Mediterranean ecosystem, the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *PLoS One* 9 (6), e98994.
- Pinedo, S., Zabala, M., Ballesteros, E., 2013. Long-term changes in sublittoral macroalgal assemblages related to water quality improvement. *Bot. Mar.* 56 (5–6), 461–469.
- Rastorgueff, P.A., Bellan-Santini, D., Bianchi, C.N., Bussotti, S., Chevaldonné, P., Guidetti, P., Harmelin, J.G., Montefalcone, M., Morri, C., Perez, T., Ruitton, S., Vacelet, J., Personnic, S., 2015. An ecosystem-based approach to evaluate the ecological quality of Mediterranean undersea caves. *Ecol. Indic.* 54, 137–152.
- Ruitton, S., Personnic, S., Ballesteros, E., Bellan-Santini, D., Boudouresque, C.F., Chevaldonné, P., Bianchi, C.N., David, R., Féral, J.P., Guidetti, P., Harmelin, J.G., Montefalcone, M., Morri, C., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Sartoretto, S., Tanoue, H., Thibaut, T., Vacelet, J., Verlaque, M., 2014. An ecosystem-based approach to assess the status of the Mediterranean coralligenous habitat. In: Bouafif, C., Langar, H., Ouerghi, A. (Eds.) Proceedings of the 2nd Mediterranean symposium on the conservation of coralligenous and other calcareous bio-concretions, Portorož, Slovenia, 29–30 October 2014, RAC/SPA Publ., Tunis, pp. 153–158.
- Sfriso, A., Facca, C., 2011. Macrophytes in the anthropic constructions of the Venice littorals and their ecological assessment by an integration of the 'CARLIT' index. *Ecol. Indic.* 11 (3), 772–781.
- Sfriso, A., Facca, C., Ghetti, P.F., 2009. Validation of the Macrophyte Quality Index (MaQI) set up to assess the ecological status of Italian marine transitional environments. *Hydrobiologia* 617 (1), 117–141.
- Simboura, N., Panayotidis, P., Papanassasiou, E., 2005. A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion: the case of Saronikos Gulf. *Ecol. Indic.* 5 (3), 253–266.
- Soltan, D., Verlaque, M., Bourouresque, C.F., Francour, P., 2001. Changes in macroalgal communities in the vicinity of a Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plant. *Mar. Pol. Bull.* 42, 59–71.
- Terlizzi, A., Fraschetti, S., Guidetti, P., Boero, F., 2002. The effects of sewage discharge on shallow hard substrate sessile assemblages. *Mar. Pollut. Bull.* 44 (6), 544–550.
- Thibaut, T., Blanfuné, A., Verlaque, M., 2013. Mediterranean Lithophyllum byssoides (Lamarck) Fossile rims: Chronicle of a death foretold. Rapports et PV des réunions de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Méditerranée 40, 656.
- Thomas, A., 199 p. 1983. Contribution à une étude d'impact des activités humaines du littoral du Cap de l'Aigle (Bouches-du-Rhône), au Cap Garonne. La dynamique sédimentaire et l'herbier à Posidonies. In: Tome 2. PhD Thesis. Université Aix-Marseille II, France.
- Torrás, X., Pinedo, S., García, M., Weitzmann, B., Ballesteros, E., 2016. Environmental quality of Catalan coastal waters based on macroalgae: the interannual variability of CARLIT Index and its ability to detect changes in anthropogenic pressures over time. In: Experiences from ground, coastal and transitional water quality monitoring: the EU Water Framework Directive Implementation in the Catalan river basin District (Part II). In: Munné, A., Ginebreda, A., Prat, N. (Eds.), Handbook of Environmental Chemistry, 43. Springer International Publishing, Switzerland, pp. 183–200.
- Verlaque, M., 2010. Field methods to analyse the condition of Mediterranean *Lithophyllum byssoides* (Lamarck) Fossile rims. *Sci. Rep. Port Cros Nat. Park* 24, 185–196.
- Wang, W.C., Xu, D.M., Chau, K.W., Lei, G.J., 2014. Assessment of river water quality based on theory of variable fuzzy sets and fuzzy binary comparison method. *Water Resour. Manage.* 28, 4183–4200.
- Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Heck Jr, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T., Williams, S.L., 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106 (30), 12377–12381.
- Wells, E., Wilkinson, M., Wood, P., Scanlan, C., 2007. The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 55 (1), 151–161.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314 (5800), 787–790.
- Zhao, M.Y., Cheng, C.T., Chau, K.W., Li, G., 2006. Multiple criteria data envelopment analysis for full ranking units associated to environment impact assessment. *Int. J. Environ. Pollut.* 28, 448–464.