

PRE

SIONS

ET

MÉDITERRANÉE OCCIDENTALE

IM

PACTS

PRESSIONS ET IMPACTS

MÉDITERRANÉE OCCIDENTALE

JUIN 2012

PRESSIONS BIOLOGIQUES ET IMPACTS ASSOCIÉS

Espèces non indigènes

Espèces non indigènes : vecteurs d'introduction et impacts

Frédéric Quemmerais-Amice (AAMP, Brest).

Contributeurs et relecteurs scientifiques :

Patrice Francour (Université de Nice-Sophia Antipolis),

Daniel Masson (Ifremer, La Tremblade),

Laurence Miossec (Ifremer, Nantes),

Marc Verlaque (Université Aix-Marseille II).



1. LA NOTION D'ESPÈCE NON INDIGÈNE, ÉLÉMENTS DE DÉFINITION

Les **espèces non indigènes** désignent les espèces, sous-espèces ou taxons inférieurs transportés par l'homme en dehors de leur aire de répartition et de dispersion naturelle et potentielle [1] [2]. Le tableau 1 présente les différents statuts d'espèces non indigènes et leurs impacts théoriques sur le milieu. L'introduction génère une discontinuité géographique entre l'aire de répartition géographique naturelle et la nouvelle aire. Cette définition inclut les parties, gamètes ou propagules, des espèces pouvant survivre et ultérieurement se reproduire. L'expression « espèce non indigène » utilisée dans la DCSMM regroupe l'ensemble des espèces non-natives. L'analyse présente une synthèse des vecteurs d'introduction et des impacts connus pour les espèces invasives actuellement problématiques.

Définition DCSMM	Termes anglais	Termes synonymes	Significations	Impacts probables
Introduite	Introduced species	Non native, alien, non indigenous, exotic	L'organisme, ou ses propagules, a franchi une barrière géographique grâce aux activités humaines	Nul
Occasionelle	Casuals	Persisting after cultivation, occasional escapes, «adventive», occasionelle	L'organisme se reproduit dans sa nouvelle région, mais ne peut se maintenir à long terme	Nul à négligeable
Naturalisée	Naturalized species	Established, espèces naturalisée	L'organisme se reproduit de façon autonome et régulière dans sa nouvelle région et se maintient sur le long terme	Faible à significatif
Invasive	Invasive species (pour l'auteur, le caractère invasif commence à Naturalized species)	-	Espèce envahissante modifiant la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes indigènes	Fort
Transformatrice	Transformer	-	Espèce qui bouleverse le fonctionnement du milieu indigène en créant un nouvel écosystème	Très fort

Tableau 1 : Définition des statuts d'espèces non indigènes et impacts théoriques (Sources : Boudouresque, 2008 (3)).

2. LES VECTEURS D'INTRODUCTION D'ESPÈCES MARINES NON INDIGÈNES

2.1. CONTEXTE GÉNÉRAL

On peut regrouper les modalités d'introduction en trois catégories : les introductions **délibérées**, les espèces **évadées**, qui sont importées intentionnellement mais dont l'introduction dans le milieu naturel n'est pas délibérée, et les espèces **clandestines**, qui sont transportées de façon non intentionnelle [3]. Les vecteurs d'introduction primaire, de la région donneuse à la région receveuse, peuvent être différents des vecteurs de dissémination à l'intérieur de la région receveuse. Ces vecteurs, couplés aux paramètres environnementaux, expliquent souvent la dissémination puis l'invasion des espèces non indigènes à l'intérieur de la région receveuse. Le tableau 2 présente les principaux vecteurs d'introduction d'espèces marines non indigènes en Méditerranée. La figure 3 présente les principales activités humaines potentiellement vectrices d'introduction d'espèces non indigènes dans la sous région marine Méditerranée occidentale.

Vecteur d'introduction	Signification	Modalité d'introduction	Importances probables	Principaux groupes d'espèces non indigènes concernées
Canal de Suez : migration lessepsienne	Organisme empruntant un canal entre deux mers normalement non connectées	Espèces clandestines	Forte : source majeure d'introduction en méditerranée via le canal de Suez	Potentiellement tout type d'organismes marins
Culture marine	Espèces importées intentionnellement pour l'élevage et organisme accompagnant les espèces cultivées	Introductions délibérées, espèces évadées et clandestines	Forte : référencé comme une des principales causes d'introduction d'espèces marines (Gollash <i>et al.</i> 2009)	Algues, mollusques et autres invertébrés, virus et parasites
Transport maritime : eaux de ballast et caisson de prise d'eau de mer	Organisme contenus dans les eaux et les sédiments de ballast et les caissons de prise d'eau de mer des navires de commerces	Espèces clandestines	Forte : référencé comme une des principales causes d'introduction d'espèces marines (Gollash <i>et al.</i> 2009)	Cœufs et larves, organismes unicellulaires planctoniques, algues, invertébrés, poisson, etc. (<5mm : ballast et >5mm : caisson)
Transport maritime : bio salissures	Organismes fixés sur des substrats durs (salissures biologiques), comme les coques de navires	Espèces clandestines	Faible à moyenne : vecteur moins important depuis l'apparition des peintures antifouling. Autres sources potentiellement significatives : plaisance, infrastructures pétrolières, etc.	Algues, épifaune benthique, œufs et larves
Aquarium et commerce aquariologique	Espèces importées pour l'exposition en aquarium ou la vente	Espèces évadées et clandestines	Faible : peu de cas d'introduction via les aquariums, mais les conséquences peuvent être importantes (<i>Caulerpa taxifolia</i>)	Potentiellement tout type d'organismes marins dont algues et poissons

Tableau 2 : Les principaux vecteurs d'introduction primaire d'espèces non indigènes en Méditerranée (Sources : Boudouresque, 2008 (3)).

Les vecteurs d'introduction primaire, de la région donneuse à la région receveuse, peuvent être différents des vecteurs de dissémination à l'intérieur de la région receveuse. Ces vecteurs, la dissémination naturelle des larves et des propagules, les conditions environnementales, expliquent souvent l'expansion puis l'invasion des espèces non indigènes à l'intérieur de la région receveuse. À l'échelle du bassin méditerranéen, on recense actuellement 955 espèces non indigènes [4]. En 2005, on estimait que la migration Lessepsienne représentait à elle seule plus de 60 % des espèces non indigènes en Méditerranée [5]. Pour la sous-région marine Méditerranée occidentale, on estime qu'il y a 328 espèces non indigènes [4]. Parmi ces espèces, 150 sont présentes dans les eaux françaises, dont 110 sont naturalisées dans nos eaux et 31 référencées comme invasives ou potentiellement invasives¹. À cette échelle de travail, la conchyliculture et le transport maritime représentent chacun un peu plus de 30 % des introductions (figure 1). L'importance relative de ces vecteurs est fonction des groupes d'espèces auxquels on s'intéresse (figure 2). L'introduction par eaux de ballast est sans doute surestimée, notamment pour l'introduction de phytoplancton, pour laquelle la conchyliculture semble impliquée (Marc Verlaque comm. pers.).

¹ Estimation réalisée d'après la base de données du Hellenic Centre for Marine Research (bd HCMR), extraction réalisée et transmise en mai 2011 par Mme Argyro Zenetos.

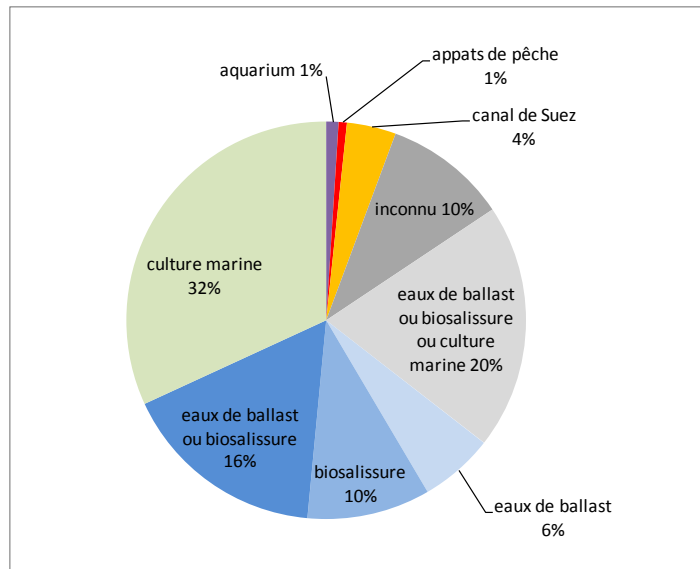


Figure 1 : Importance des vecteurs d'introduction pour les eaux françaises méditerranéennes (n=150, en % d'espèces introduites par vecteur, d'après bd HCMR, mai 2011).

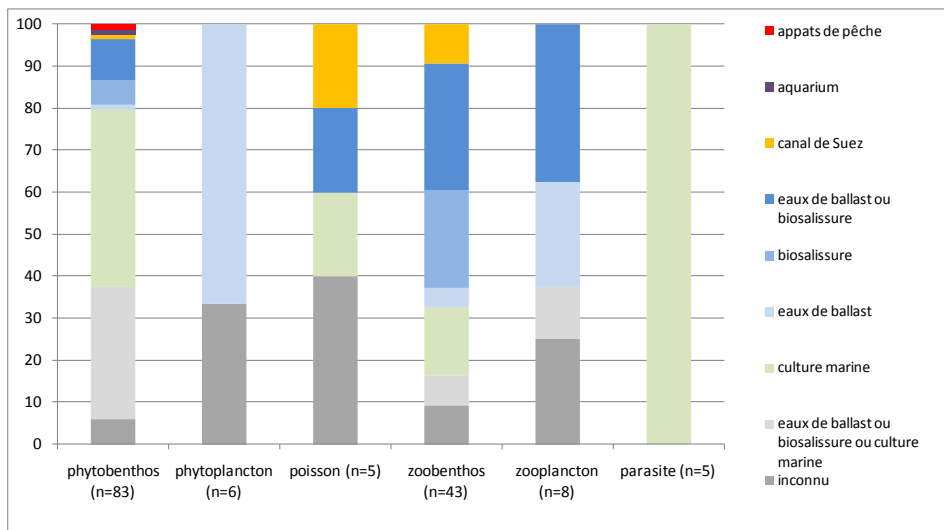


Figure 2 : Importance des vecteurs d'introduction par groupe écofonctionnel pour les eaux françaises méditerranéennes (n=150, en % d'espèces introduites par vecteur, d'après bd HCMR, mai 2011).

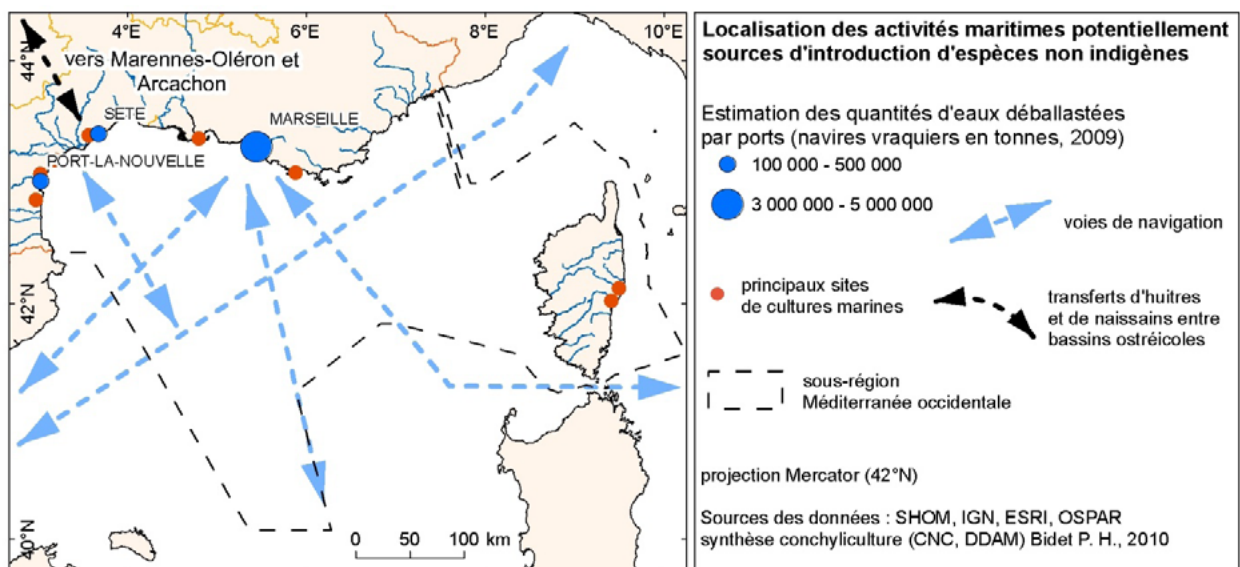


Figure 3 : Localisation des principales activités humaines potentiellement vectrices d'introduction d'espèces non indigènes (Sources : SHOM, IGN, ESRI, OSPAR, CNC, DDAM, Bidet P.H., 2010).

2.2. CANAL DE SUEZ

Depuis la fin du XIX^e siècle, le canal de Suez² constitue le vecteur majoritaire d'introduction d'espèces marines non indigènes en Méditerranée [5]. Le processus de migration Lessepsienne est favorisé par le courant dominant dans le canal, qui porte les eaux de la mer Rouge vers la Méditerranée. Les lacs salés traversés par le canal ont longtemps constitué une barrière infranchissable pour de nombreuses espèces, mais leur salinité a aujourd'hui significativement diminué. La plupart des espèces Lessepsiennes restent cantonnées dans le bassin Levantin qui offre des conditions environnementales plus proches de celles de la mer Rouge. Cependant et même si l'origine Lessepsienne n'explique pas à elle seule la dissémination à l'intérieur du bassin méditerranéen, on dénombre de plus en plus d'espèces présentes occasionnellement ou s'établissant en mer Adriatique et en Méditerranée occidentale [3] [6]. Dans les eaux françaises, seules 4 % des espèces naturalisées semblent avoir une origine Lessepsienne (figure 1).

2.3. CULTURES MARINES

Les cultures marines constituent un vecteur très important d'introduction d'espèces, y compris d'organismes pathogènes [7]. En France, entre 1971 et 1975, plus de 500 tonnes de l'huître *Crassostrea gigas* ont été importées du Canada et implantées pour l'élevage sur les côtes atlantiques et méditerranéennes [8]. Dans la même période, plus de 10 000 tonnes de naissain ont également été importées du Japon et du Canada, dont 550 tonnes implantées dans l'étang de Thau [8]. Ces introductions volontaires se sont accompagnées de l'introduction accidentelle d'autres espèces non indigènes accompagnant les lots d'huîtres et de naissain [9]. En Méditerranée, cette phase importante d'introduction primaire concerne surtout l'étang de Thau, mais les pratiques ostréicoles ont également contribué à la dissémination de ces espèces à l'intérieur de la sous-région et vers les autres sous-régions. La dissémination, notamment de nombreuses espèces de macrophytes (macroalgues), s'opère par les transferts réguliers de naissains et de stocks d'huîtres entre les différents sites ostréicoles français et européens [10] [11] [12]. À l'échelle méditerranéenne et même européenne, l'étang de Thau se révèle comme l'un des plus importants sites d'introduction de macroalgues marines *via* l'ostréiculture [13]. Dans le fonctionnement actuel de cette activité, il représente un foyer important de dissémination de ces espèces.

2.4. TRANSPORT MARITIME

2.4.1. BIOSALISSURES

Depuis l'avènement du transport de commerce maritime dans la seconde moitié du XX^e siècle, les biosalissures semblent avoir provoqué de nombreuses introductions. La généralisation des peintures *antifouling* sur les navires de commerce a contribué à réduire l'importance de ce vecteur [14] [3].

2.4.2. Caissons de prise d'eau de mer

Les caissons de prise d'eau de mer sont situés à l'intérieur de la coque des navires, sous la ligne de flottaison et assurent l'alimentation du navire en eau de mer, notamment pour les ballasts et le refroidissement des moteurs. Des études montrent qu'ils favorisent significativement la fixation et le transport d'organismes marins sessiles, mobiles et de plus grandes tailles que ceux contenus dans les eaux de ballast [15]. Les organismes aspirés dans le caisson y trouvent un abri favorisant la fixation ou le transport, par rapport à la coque exposée à l'écoulement de l'eau. Ce vecteur d'introduction est avancé pour expliquer la récente observation de deux individus adultes (12 à 20 cm de long) d'une espèce de poisson d'origine pacifique, récoltés dans des enceintes portuaires de Malte [16].

2.4.3. Eaux de ballast

L'introduction par les eaux de ballast est considérée comme l'un des vecteurs les plus préoccupants à l'échelle mondiale. Les opérations de ballastage et déballastage se réalisent le plus souvent à l'intérieur des enceintes portuaires, simultanément avec les opérations de déchargement et chargement. Ces opérations sont nécessaires

² Les eaux de la mer Rouge et de la Méditerranée se sont mélangées le 15 août 1869. Le canal est ouvert à la navigation depuis le 17 novembre 1869.

pour l'équilibrage des navires et concernent majoritairement les navires transportant des cargaisons en vrac, sec (céréaliers, minéraliers) ou liquide (chimiquiers, pétroliers). L'essentiel du vrac exporté de France est transporté par des navires arrivant vides, donc ballastés. On estime que sur la sous-région, le déballastage représente au moins 3 à 4 millions de tonnes par an (chiffre 2009), dont plus de 3 millions de tonnes pour le port de Marseille [17].

Plusieurs centaines de taxons peuvent être contenus dans les eaux de ballast d'un navire. Il s'agit d'organismes dont la taille est généralement inférieure à 5 mm [15], essentiellement des micro-organismes planctoniques dont certains pathogènes, des diaspores de macrophytes benthiques, des invertébrés planctoniques, des larves d'invertébrés benthiques et également des œufs et larves de poissons [3]. À l'échelle de la France métropolitaine, peu d'études nous renseignent sur les quantités et la nature des taxons transportés. En 2000, une étude réalisée sur trente navires dans les principaux ports de commerce français a permis d'identifier des organismes phytoplanctoniques, dont certains toxiques ou nuisibles et des bactéries pathogènes [18]. En 2007, une étude menée en Italie sur 12 navires dans les ports de Naples et Salerne a permis de prouver que les eaux de ballast transportent effectivement des macroalgues, sous forme de propagules microscopiques [19]. En comparaison des autres vecteurs d'introduction en Méditerranée, les eaux de ballast ne semblent pas être un vecteur majeur d'introduction de macrophytes [5].

2.5. AQUARIOPHILIE

Les aquariums et le commerce aquariologique ne représentent pas un vecteur important d'introduction d'espèces marines non indigènes [3]. Pour les eaux françaises de la sous-région, les impacts écologiques et socio-économiques de ce vecteur d'introduction sont très importants mais ne concernent que l'espèce *Caulerpa taxifolia*. L'espèce est observée pour la première fois en 1984 à Monaco [20]. Des études ont montré que l'algue naturalisée en Méditerranée occidentale était génétiquement identique à une souche cultivée dans les aquariums européens et monégasques mais différente des souches tropicales, notamment celles présentes en mer Rouge. L'hypothèse de son évasion à partir d'un aquarium a donc été confirmée dès 1998 [21].

3. SYNTHÈSE DES IMPACTS CONNUS

3.1. DÉFINITION DES IMPACTS ÉCOLOGIQUES

Les impacts écologiques documentés correspondent le plus souvent à des phénomènes spectaculaires et facilement observables et les impacts cumulatifs liés à la présence simultanée de nombreuses espèces introduites sont peu connus [3]. Les impacts écologiques sont l'expression d'une conjonction favorable de paramètres biologiques, écologiques et anthropiques. Les impacts écologiques ne se manifestent pas uniquement par une diminution de la biodiversité. Certaines espèces invasives « ingénieurs » forment des structures complexes, comparables à des récifs, qui peuvent entraîner une complexification de l'habitat et générer une augmentation de la biodiversité et de la biomasse. Le risque est alors d'observer une homogénéisation du milieu par un nouvel habitat, certes potentiellement assez riche en espèces et/ou en biomasse, mais dont le fonctionnement est inconnu et qui modifie profondément les fonctions écologiques et le réseau trophique de la région impactée. Ces considérations se répercutent à plus ou moins court terme, avec des intensités plus ou moins importantes et avec des effets positifs et/ou négatifs difficiles à anticiper, sur les activités humaines et l'anthroposystème littoral et marin. Le tableau 3 décrit les principaux impacts écologiques.

Impacts	Significations
Diversité spécifique	Les espèces introduites se substituent aux espèces indigènes, qui peuvent être éliminées et remplacées par d'autres communautés. Le nombre d'espèces est perturbé à différentes échelles. Localement, la diversité spécifique peut augmenter mais l'uniformisation des biotopes et des peuplements à l'échelle de la région et des habitats provoque une diminution de nombre d'espèces.
Diversité phylétique	L'impact sur la diversité implique une diminution des phylums présents.
Diversité génétique	Hybridation entre une espèce indigène et une variété, sous-espèce ou espèce apparentée non indigène. L'espèce indigène peut disparaître par « dilution génétique ».
Niche écologique	L'espèce non indigène est plus compétitive que l'espèce indigène (occupation de l'espace, accès à la ressource, etc.) et provoque une modification de l'utilisation des ressources qui peut se traduire par une modification spatiale et/ou temporelle des niches écologiques pré existantes.
Fonction écologique	Conséquences en cascade impliquant des modifications des fonctions écologiques. Modification de réseau trophique liée à la modification du biotope, à l'élimination (prédation, compétition, etc.) et/ou à l'ajout d'espèces nouvelles. Modification des autres fonctions écologiques (productivité, reproduction, nourrissage, nurserie, etc.).
Biotope	Modification des conditions environnementales (hydrodynamisme, substrat, accès à la lumière, etc.) qui peut se traduire par une uniformisation des biotopes.
Habitat	Les espèces introduites ingénieuses construisent de nouveaux habitats et peuvent remplacer les habitats indigènes.
Paysage	Modification et uniformisation des paysages sous-marins.

Tableau 3 : Définition et typologie des principaux impacts écologiques (Sources : Boudouresque, 2008 (3)).

3.2. EXEMPLES D'ESPÈCES NON INDIGÈNES DONT LE CARACTÈRE INVASIF EST AVÉRÉ ET DE SITE PARTICULIÈREMENT IMPACTÉ

Le tableau 4 présente les principales espèces non indigènes invasives ou potentiellement invasives sur la sous-région marine.

Les caulerpes (*Caulerpa taxifolia*, *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*) sont des algues vertes pérennes, affectionnant les fonds sableux de faible profondeur. La colonisation de proche en proche se fait essentiellement par le transport de boutures par les courants (*C. taxifolia*) et par reproduction sexuée (*C. racemosa*). La dissémination à longue distance se fait par le transport accidentel de fragments par les activités humaines, comme la navigation, la pêche artisanale ou la plongée [20].

En Méditerranée, *Caulerpa taxifolia* (*C. taxifolia*), originaire d'Australie, est observée pour la première fois en 1984 à Monaco suite à son « évasion » d'un aquarium [20] [21]. En 2000, on dénombrait 76 colonies de *C. taxifolia* sur les côtes françaises, occupant environ 3 200 ha pour 71 km de linéaire côtier impacté. Entre 2003 et 2004 la colonisation est passée d'environ 7 100 ha à environ 8 500 ha impactés [22]. Entre 2004 et 2007, la surface colonisée est restée stable et fin 2007 elle concernait 104 zones réparties dans les Alpes-Maritimes (23 sites) et dans le Var (81 sites) [22]. Entre 2008 et 2009, une régression importante de la colonisation a été observée, qui s'est traduite par la disparition de nombreuses petites zones de colonisation et par un effondrement de la densité dans les anciennes zones colonisées. Le recul des zones colonisées est particulièrement significatif dans les zones de petits fonds et dans les enceintes portuaires [22]. Des observations similaires effectuées dans d'autres pays du bassin méditerranéen montrent que la partie nord du bassin est la plus concernée par la régression de *C. taxifolia* [22].

Caulerpa racemosa var. *cylindracea* (*C. racemosa*) est observée pour la première fois en Méditerranée sur les côtes libyennes au début des années 1990 et signalée en France pour la première fois dans le golfe de Marseille en 1997 [23]. Sur ce site, l'introduction semble avoir eu lieu entre 1993 et 1994 [23]. En 2004, *C. racemosa* était présente sur 26 sites en PACA et 3 sites en Corse. À la même période on estimait que la colonisation s'étendait sur un peu plus de 106 km de côte pour environ 5 000 ha [22]. Fin 2007, 215 km de linéaire côtier étaient concernés par l'expansion de *C. racemosa*, représentant environ 13 500 ha [22]. Ainsi, toutes les observations récentes indiquent que le processus invasif de *C. racemosa* est très dynamique et rapide. L'ensemble des communes littorales des Alpes-Maritimes et du Var sont concernées par son expansion et toutes les façades de Corse sont également colonisées [22].

Les impacts écologiques documentés concernent d'une part les communautés algales et les herbiers de posidonies, et peuvent se traduire par une modification de ces communautés et d'autre part, l'altération des communautés de poissons et d'invertébrés utilisant ces habitats. Les fonctions écologiques et les paysages sous-marins peuvent être profondément modifiés et laisser place à des écosystèmes nouveaux. Les axes rampants et les rhizoïdes des caulerpes forment une couverture qui piège les sédiments et stoppe la lumière [20]. Le substrat devient peu à peu inaccessible aux autres organismes fixés, notamment aux autres macrophytes, et une prairie de caulerpes pauci-spécifique (pauvre en espèces) se développe [20]. À long terme, l'expansion des caulerpes à l'échelle méditerranéenne constitue une menace pour certaines espèces de macrophytes de l'étage infralittoral, notamment les espèces du genre *Cystoseira* [20] qui sont protégées dans le cadre des conventions de Berne et de Barcelone.

La colonisation par les caulerpes et l'envasement qui en résulte diminuent les capacités d'accueil de la faune ichtyologique. Cette raréfaction des abris peut entraîner une surmortalité des petits individus par prédation [24] [25]. On observe une diminution significative de la richesse spécifique, de la densité et de la biomasse moyenne des poissons [26] [27], qui peuvent aussi être mis en relation avec une baisse des possibilités d'accès à la nourriture benthique, entraînant un changement du comportement et du régime alimentaire des poissons [24] [25].

On observe également une diminution de la richesse spécifique et de l'abondance de la faune d'invertébrés par rapport aux peuplements de référence [28]. L'abondance de l'oursin comestible *Paracentrotus lividus* peut diminuer fortement, jusqu'à disparition presque totale dans les prairies denses de *C. taxifolia* [29].

Enfin, les herbiers de posidonies envahis par *C. taxifolia* montrent une baisse de la vigueur des plantes avec l'apparition de chloroses et de nécroses foliaires [30] [31] et une diminution de l'abondance des invertébrés utilisant cet habitat [32].

L'étang de Thau représente un exemple particulièrement alarmant d'impacts cumulatifs de la flore non indigène invasive, qui tire profit d'une eutrophisation liée à une forte anthropisation de l'étang. Actuellement, l'étang de Thau constitue une menace, en tant que foyer de dissémination d'espèces non indigènes, pour l'ensemble de la sous-région marine Méditerranée occidentale ainsi que pour les autres sous-régions marines françaises et européennes.

Il constitue historiquement l'un des sites ayant subi le plus d'introductions d'espèces marines non indigènes à l'échelle méditerranéenne [13] [33]. On y dénombre actuellement 58 espèces de macrophytes introduites, en majorité originaires de l'océan Pacifique et d'une aire de distribution incluant le Japon et/ou la Corée [33]. Ces espèces représentent 32 % de la richesse spécifique totale de l'étang [33].

Sur les substrats durs naturels et artificiels, comme les installations conchylicoles et les enrochements, elles peuvent représenter quasiment 100 % de la biomasse végétale au printemps et entre 50 et 100 % de cette biomasse en automne [33]. Parmi les espèces contribuant majoritairement à cette biomasse, on retrouve *Sargassum muticum* et *Undaria pinnatifida*. Ces modifications profondes de la composition floristique et des habitats formés par ces algues impliquent inévitablement une modification importante des communautés marines associées et des fonctions écologiques du milieu.

Dans l'étang de Thau également, la présence avérée au moins depuis 1998 d'*Alexandrium catenella*, dinoflagellé toxigène responsable d'épisodes toxiques PSP (*Paralytic Shellfish Poisoning*), oblige à des interdictions périodiques de vente des bivalves cultivés. Des études génétiques ont permis de conclure que la souche provenait du Japon [34]. Son introduction est très probablement liée aux déballastages réalisés dans le port de Sète [34].

WoRMS ID	Nom scientifique	Classe WoRMS	Groupe éco-fonctionnel	Première observation en France	Vecteur probable d'introduction en France	Statut Méditerranée occidentale	Impact connu
217966	<i>Fistularia commersonii</i>	Actinopterygii	Poisson	2007 (Porquerolles)	?	Pot. Invasive	?
127044	<i>Siganus luridus</i>	Actinopterygii	Poisson	2008 (Marseille)	SUZ	Pot. Invasive	?
135210	<i>Oculina patagonica</i>	Anthozoa	Zoobenthos	1991 (?)	FOU	Invasive	?
236666	<i>Microcosmus squamiger</i>	Ascidiacea	Zoobenthos	1981 (Nice)	NAV	Invasive	?
103929	<i>Styela clava</i>	Ascidiacea	Zoobenthos	2004 (étang de Thau)	NAV	Pot. Invasive	?
140437	<i>Brachidontes pharaonis</i>	Bivalvia	Zoobenthos	1989 (Corse)	NAV	Pot. Invasive	?
140470	<i>Musculista senhousia</i>	Bivalvia	Zoobenthos	1978 (étang de Thau)	NAV-CMA	Invasive	ha
564660	<i>Pinctada radiata</i>	Bivalvia	Zoobenthos	1979 (Toulon)	CMA	Pot. Invasive	?
231750	<i>Ruditapes philippinarum</i>	Bivalvia	Zoobenthos	1981 (Languedoc)	CMA	Pot. Invasive	?
506084	<i>Xenostrobus securis</i>	Bivalvia	Zoobenthos	? (étang du Virdoule)	CMA	Invasive	?
138963	<i>Crepidula fornicata</i>	Gastropoda	Zoobenthos	1957 (La Seyne sur Mer)	NAV	Pot. Invasive	bi, ha, ne, fe
107379	<i>Callinectes sapidus</i>	Malacostraca	Zoobenthos	1962 (étang de Berre)	EAB	Pot. Invasive	?
107102	<i>Marsupenaeus japonicus</i>	Malacostraca	Zoobenthos	1972 (?)	CMA	Pot. Invasive	?
107414	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Malacostraca	Zoobenthos	? (étang de Berre)	NAV-CMA	Pot. Invasive	?
130988	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	Polychaeta	Zoobenthos	1999 (Camargue)	FOU	Invasive	ha, ne
131000	<i>Hydroides dianthus</i>	Polychaeta	Zoobenthos	1900 (étang de Thau)	FOU	Invasive	?
131002	<i>Hydroides elegans</i>	Polychaeta	Zoobenthos	1944 (Marseille)	FOU	Invasive	?
332744	<i>Spirorbis marioni</i>	Polychaeta	Zoobenthos	1977 (Fos sur Mer)	FOU	Invasive	?
117370	<i>Clytia linearis</i>	Hydrozoa	Zooplancton	1951 (Banyuls)	NAV	Invasive	?
106401	<i>Mnemiopsis leidyi</i>	Tentaculata	Zooplancton	2006 (étang de Berre)	NAV	Pot. Invasive	?
394547	<i>Caulerpa racemosa</i> var. <i>cylindracea</i>	Bryopsidophyceae	Phytobenthos	1998 (Marseille)	CMA	Invasive	bi, ha, ne, fe
144476	<i>Caulerpa taxifolia</i>	Bryopsidophyceae	Phytobenthos	1984 (Monaco)	AQU	Invasive	bi, ha, ne, fe
370562	<i>Codium fragile</i> subsp. <i>fragile</i>	Bryopsidophyceae	Phytobenthos	1946 (étang de Thau)	NAV-CMA	Invasive	ha, ne
144488	<i>Acrothamnion preissi</i>	Florideophyceae	Phytobenthos	1982 (Villefranche sur Mer)	FOU	Invasive	bi, ha, fe
144438	<i>Asparagopsis armata</i>	Florideophyceae	Phytobenthos	1997 (Banyuls)	NAV-CMA	Invasive	bi, ha
295880	<i>Grateloupia turuturu</i>	Florideophyceae	Phytobenthos	1982 (étang de Thau)	CMA	Pot. Invasive	?
232229	<i>Lithophyllum yessoense</i>	Florideophyceae	Phytobenthos	1994 (étang de Thau)	CMA	Pot. Invasive	?
146371	<i>Womersleyella setacea</i>	Florideophyceae	Phytobenthos	1987 (rade de Giens)	FOU	Invasive	bi, ha, fe
494791	<i>Sargassum muticum</i>	Phaeophyceae	Phytobenthos	1980 (étang de Thau)	NAV-CMA	Invasive	ha, ne
145721	<i>Undaria pinnatifida</i>	Phaeophyceae	Phytobenthos	1971 (étang de Thau)	CMA	Invasive	ne
211460	<i>Ulva pertusa</i>	Ulvophyceae	Phytobenthos	1984 (étang de Thau)	CMA	Pot. Invasive	?

Tableau 4 : Liste des espèces non indigènes invasives ou potentiellement invasives sur la sous-région (liste bd HCMR et Zenetos *et al.* 2010 ; SUZ = canal de Suez, CMA = culture marine, FOU = Biosalissures, EAB = eaux de ballast, NAV = FOU ou EAB, AQU = aquarium, ? = inconnu ; ha = impact sur les habitats, ne = impact sur les niches écologiques, fe = impact sur les fonctions écologiques, bi = impact sur le biotope).

4. DISCUSSION SUR LES VECTEURS D'INTRODUCTION ET LES IMPACTS DES ESPÈCES NON INDIGÈNES

4.1. TENDANCES ET PERSPECTIVES

La mer Méditerranée est l'une des régions du monde les plus touchées par les introductions d'espèces. Les espèces non indigènes y représentent entre 4 à 20 % de la diversité spécifique, selon le groupe taxonomique considéré [3]. Le canal de Suez a joué historiquement et joue encore un rôle majeur en tant que vecteur d'introduction. Les cultures marines et, tout spécialement en France, l'ostréiculture, ont également joué un rôle important. La période 1970 à 2000 a présenté un maximum historique d'introduction d'espèces marines non indigènes dans les eaux françaises méditerranéennes (figure 4).

Actuellement, à l'échelle française et mondiale, le rythme des introductions d'espèces reste soutenu. Cependant, malgré l'existence de nouvelles introductions régulièrement signalées, nous ne sommes sans doute plus dans une phase critique d'introduction. On peut penser que la majorité des espèces facilement transportables par le transport maritime l'ont déjà été entre le début du XIX^e siècle et aujourd'hui. Ces espèces sont soit déjà naturalisées dans nos régions receveuses, soit ne survivent pas encore, car les conditions de transport et/ou les conditions environnementales de la région receveuse n'ont jusqu'à présent pas été favorables. Les introductions *via* le canal de Suez se poursuivent à un rythme élevé, probablement en raison de la disparition des barrières naturelles (eaux sursalées des lac Amers, eaux dessalées du delta du Nil) due à la circulation de l'eau dans le canal et à la construction du barrage d'Assouan.

Concernant les cultures marines, de nouvelles introductions sont régulièrement découvertes, bien que l'organisation actuelle de cette activité en France devrait limiter le rythme d'introduction. Par contre, de nouvelles vagues d'introductions sont à craindre dans le cas de reconstitution du cheptel à partir de stocks exotiques importés et dans le cas d'importations illicites. Depuis la fin du XIX^e siècle, en Méditerranée, le nombre d'espèces introduites semble au moins doubler tous les 20 ans [3].

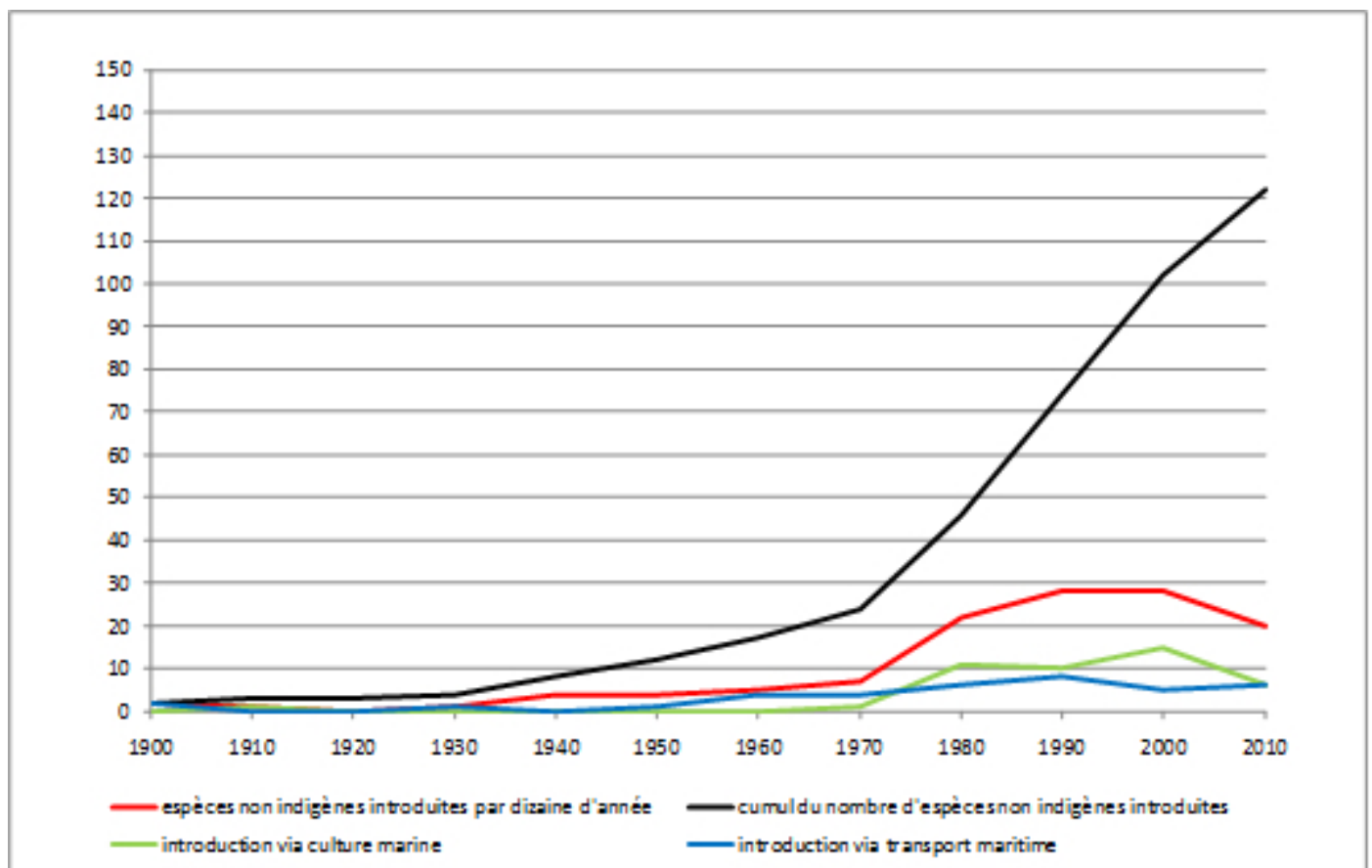


Figure 4 : Évolution du nombre d'espèces marines non indigènes introduites dans les eaux françaises de Méditerranée au cours du XX^e siècle (n=122, les 28 espèces dont la date de première observation en France est inconnue sont exclues, d'après bd HCMR, mai 2011).

Enfin, il faut souligner que les vecteurs d'introduction des espèces non indigènes contribuent à disséminer ces espèces entre sous-régions marines et entre États, notamment européens. Il s'agit notamment du transport maritime, de la conchyliculture et de la plaisance. Les eaux de ballast et les transferts entre les différents bassins conchylicoles sont sans doute responsables de l'essentiel des disséminations. De plus, le changement climatique en marche, peut, dans certains cas, profiter aux espèces non indigènes en leur offrant des conditions plus propices à leur naturalisation et éventuellement à leur invasion [35] [36].

Les modifications actuelles de la courantologie générale méditerranéenne vont modifier profondément les échanges entre les bassins oriental et occidental [37]. Ces modifications courantologiques couplées aux changements climatiques vont sans doute faciliter la dissémination et la naturalisation des espèces Lessepsiennes en Méditerranée occidentale [37]. Les captures de plusieurs dizaines d'individus du poisson d'origine Lessepsienne *Fistularia commersonii*, réalisées fin 2010 sur les côtes de la Corse, des Alpes-Maritimes et du Var, semblent confirmer ces prévisions [38].

Sur la base de ces considérations on peut faire l'hypothèse que nous allons vers une période d'impacts écologiques croissants et cumulatifs qui se manifesteront par des écosystèmes nouveaux ou au moins modifiés et dont les fonctionnements nouveaux auront de plus en plus d'incidences sur les activités humaines.

4.2. SUIVI DES ESPÈCES NON INDIGÈNES

Actuellement, à l'échelle de la sous-région marine, l'expertise et les suivis scientifiques permettent d'établir une liste documentée des vecteurs d'introduction d'espèces non indigènes et de leurs impacts connus. C'est particulièrement vrai pour la flore marine non indigène. La communauté scientifique italienne, espagnole et française travaille à l'échelle de la Méditerranée occidentale et également à l'échelle méditerranéenne avec les autres pays et peut fournir des synthèses précises sur ces sujets.

Une publication récente propose une synthèse des espèces marines non indigènes à l'échelle des sous-régions DCSMM méditerranéennes et illustre ce travail collectif [4]. Il existe par ailleurs de nombreuses initiatives et sources de données, soit à l'échelle européenne (DAISIE³, IMPASSE⁴...), soit aux échelles régionales (base de données du HCMR⁵) ou locales. Les publications scientifiques et la littérature grise sont disponibles et constituent des sources importantes et primordiales d'information.

Au niveau européen et international, il faut noter l'existence et l'intérêt des travaux menés dans le cadre du *Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO)* et du *Working Group on Ballast and Other Ship Vectors (WGBOSV)* du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM). Enfin, à l'échelle du bassin méditerranéen, la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la mer Méditerranée (CIESM) fait le lien avec le CIEM et le WGITMO. En plus des très nombreuses initiatives et recherches qu'elle encadre, elle publie notamment un atlas documenté des espèces non indigènes à l'échelle méditerranéenne.

Mais il faut noter que ces initiatives, méditerranéennes, européennes et internationales, semblent souvent déconnectées entre elles, ou au moins assez asynchrones. C'est vrai à l'échelle de la sous-région, mais aussi à l'échelle nationale : il n'existe pas de suivis pérennes sur l'introduction et la dissémination *via* le transport maritime et les transferts de coquillages entre bassins aquacoles. Par exemple, il n'y a pas d'informations précises disponibles et accessibles sur les transferts de coquillages en termes de fréquences, de tonnages, de bassins concernés.

De même, au niveau national, il n'existe pas de suivi coordonné sur la problématique des espèces non indigènes, malgré l'existence de quelques projets concernant le milieu marin et conduits dans le cadre de programmes de recherches nationaux ou régionaux [39]. Ainsi, la connaissance des espèces non indigènes semble hétérogène et parcellaire, à la fois thématiquement et géographiquement. Cette réflexion résulte aussi sans doute de la dispersion

3 DAISIE : Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe, www.europe-aliens.org/

4 IMPASSE : Environmental impacts of alien species in aquaculture, www2.hull.ac.uk/science/biological_sciences/research/hifi/impasse.aspx

5 Hellenic Centre of Marine Research : information de la base de données extraites et mises à disposition par A. Zenetos en mai 2011.

et de la multiplication des sources d'information. La connaissance des vecteurs d'introduction et de dissémination est finalement assez imparfaite et repose sur des études ponctuelles alors qu'il s'agit d'un enjeu majeur opérant des mouvements d'espèces non indigènes entre les régions administratives, entre les sous-régions marines, entre les États et entre les mers et les océans. La connaissance des impacts nécessite un investissement sur le long terme pour être en mesure d'apporter des réponses et d'anticiper les évolutions à venir.

Ces considérations sur les processus d'introduction et de dissémination et l'influence du changement climatique nécessitent une approche coordonnée à l'échelle nationale et intégrée dans une démarche européenne. Des recommandations sur les axes de travail, les besoins et l'intérêt de cette approche existent déjà [39]. Concernant le suivi des espèces non indigènes, des vecteurs d'introductions et des impacts, ce réseau coordonné pourrait s'appuyer sur l'ensemble de la communauté scientifique impliquée sur le milieu marin, sur les professionnels des activités humaines impliquées, sur les aires marines protégées, sur les associations naturalistes et d'utilisateurs, notamment au travers des sciences participatives. Concernant la mise à disposition de l'information et sa synthèse, le réseau pourrait alimenter l'Observatoire National de la Biodiversité et l'Observatoire National de la Mer et du Littoral (ONB et ONML), notamment au travers du SINP Mer puis du Tableau de Bord des Mers Françaises.

À l'échelle de la sous-région Méditerranée occidentale, mais plus généralement à l'échelle européenne, il semble que notre territoire soit l'un des plus touchés par l'introduction d'espèces non indigènes [40] [3]. Il semble également qu'au moins la moitié des introductions d'espèces marines non indigènes en Europe ait eu la France pour source de dissémination [3]. Pour répondre aux objectifs de la DCSMM et notamment pour limiter les impacts et effets néfastes transfrontaliers, il conviendrait de mettre en œuvre un suivi et un contrôle, à l'échelle nationale des vecteurs d'introduction et de dissémination.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] IUCN, 2000. Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. 51st Meeting of the IUCN Council, Gland Switzerland, February 2000 : 24 p.
- [2] ICES, 2005. Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 2005 : 30 p.
- [3] Boudouresque C.-F., 2008. Les espèces introduites et invasives en milieu marin. Troisième édition. GIS Posidonie publ., Marseille : 201 p.
- [4] Zenetos A., Gofas S., Verlaque M., Çinar M. E., García Raso J.E., Bianchi C.N., Morri C., Azzurro E., Bilecenoglu M., Frogliá C., Siokou I., Violanti D., Sfriso A., San Martín G., Giangrande A., Katağan T., Ballesteros E., Ramos-Esplá A., Mastrototaro F., Ocaña O., Zingone A., Gambi M.C., Streftaris N., 2010. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part. I. Spatial distribution. *Mediterranean Marine Science* 11 (2) : 381-493.
- [5] Boudouresque C.-F., Verlaque M., 2005. Nature conservation, Marine Protected Areas, sustainable development and the flow of invasive species to the Mediterranean Sea. *Science Report Port-Cros national Park* 21 : 29-54.
- [6] Daniel B., Piro S., Charbonnel E., Francour P., Letourneur Y., 2009. Lessepsian rabbitfish *Siganus luridus* reached the French Mediterranean coasts. *Cybium* 33 (2) : 163-164.
- [7] Peeler E.J., Oidtmann B.C., Midtlyng P.J., Miossec L., Gozlan R.E., 2011. Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. *Biological Invasions* 13 (6) : 1291-1303.
- [8] Grizel H., Héral M., 1991. Introduction into France of the Japanese oyster (*Crassostrea gigas*). *J. CIEM* 47 : 399-403.
- [9] Gruet Y., Héral M., Robert J.-M., 1976. Premières observations sur l'introduction de la faune associée au naissain d'huîtres japonaises *Crassostrea gigas* (Thunberg), importé sur la côte Atlantique française. *Cahiers de Biologie Marine Tome XVII* : 173-184.
- [10] Verlaque M., Auby I., Plus M., Belsher T., 2006. Première évaluation de la flore introduite dans le bassin d'Arcachon. In : PNEC « Lagunes Méditerranéennes », Atelier 2.3 espèces introduites – Traçabilité des espèces algales introduites en milieu ostréicole. *Rapport CNRS UMR 6540 & Ifremer* : 27 p.
- [11] Verlaque M., Boudouresque C.-F., Mineur F., 2007. Oyster as a vector for marine species introductions : a realistic approach based on the macrophytes. *CIESM Workshop monographs* 32, *Impact of mariculture on coastal ecosystems* : 39-47.
- [12] Mineur F., Belsher T., Johnson M.P., Maggs C.A., Verlaque M., 2007a. Experimental assessment of oyster transfers as a vector for macroalgal introductions. *Biological Conservation* 137 : 237-247.
- [13] Verlaque M., 2001. Checklist of the macroalgae of the Thau Lagoon (Hérault, France), a hot spot of marine species introduction in Europe. *Oceanologica Acta* 24 (1) : 29-49.
- [14] Mineur F., Johnson M.P., Maggs C.A., Stegenga H., 2007b. Hull fouling on commercial ships as a vector of macroalgal introduction. *Marine Biology* 151 : 1299-1307.
- [15] Coutts A.D.M., Dodgshun T.J., 2007. The nature and extent of organisms in vessel sea-chests: A protected mechanism for marine bioinvasions. *Marine Pollution Bulletin* 54 : 875-886.
- [16] Schembri P.J., Bodilis P., Evans J., Francour P., 2010. Occurrence of Barred Knifejaw, *Oplegnathus fasciatus* (Actinopterygii: Perciformes: Oplegnathidae), in Malta (Central Mediterranean) with discussion on possible modes of entry. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 40 (2) : 101-104.
- [17] Bidet P.H., 2010. Les rejets d'eaux de ballast dans les ports français : évaluation du volume d'eau rejeté par déballastage pendant l'année 2009. Note non publiée du 4 juin 2010, MEEDDM/DGITM/DST/PTF4 : 2 p.
- [18] Masson D., Courtois O., Masson N., Guesdon S., Rocher G., Margat S., 2000. Étude des eaux de ballast de navires faisant escale dans les ports français. *Rapport Ifremer* : 74 p.
- [19] Flagella M.M., Verlaque M., Soria A., Buia M.C., 2007. Macroalgal survival in ballast water tanks. *Marine Pollution Bulletin* 54 : 1395-1401.

- [20] Boudouresque C.-F., Meinesz A., Ribera M.A., Ballesteros E., 1995. Spread of the green alga *Caulerpa taxifolia* (caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean : possible consequences of a major ecological event. *Scientia marina* 59 (1) : 21-29.
- [21] Jousson O., Pawlowski J., Zaninetti L., Meinesz A., Boudouresque C.F., 1998. Molecular evidence for the aquarium origin of the green algae *Caulerpa taxifolia* introduced to the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 172 : 275-280.
- [22] Meinesz A., Chancollon O., Cottalorda J.M., 2010. Observatoire sur l'expansion de *Caulerpa taxifolia* et *Caulerpa racemosa* en Méditerranée : campagne janvier 2008 - juin 2010. Université Nice Sophia Antipolis, E.A. 4228 ECOMERS publ. 50 p.
- [23] Ruitton S., Javel F., Culioli J.-M., Meinesz A., Pergent G., Verlaque M., 2005. First assessment of the *Caulerpa racemosa* (caulerpales, Chlorophyta) invasion along the French Mediterranean coast. *Marine Pollution Bulletin* 50 : 1061-1068.
- [24] Levi F., Francour P., 2004. Behavioural response of *Mullus surmuletus* to habitat modification by the invasive macroalga *Caulerpa taxifolia*. *Journal of Fish Biology* 64 : 55-64.
- [25] Longepierre S., Robert A., Levi F., Francour P., 2005. How invasive alga species (*Caulerpa taxifolia*) induces changes in foraging strategies of the benthivorous fish *Mullus surmuletus* in coastal Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 14 : 365-376.
- [26] Francour P., Harmelin-Vivien M., Harmelin J.G., Duclerc J., 1995. Impact of *Caulerpa taxifolia* colonization on the littoral ichthyofauna of North-Western Mediterranean sea: preliminary results. *Hydrobiologia* 300-301 (1) : 345-353.
- [27] Harmelin-Vivien M., Francour P., Harmelin J.G., Le Direac'h L., 2001. Dynamics of fish assemblage alterations caused by the introduced alga *Caulerpa taxifolia* near Menton (France). Fourth International Workshop on *Caulerpa taxifolia*, Gravez V., Ruitton S., Boudouresque C.-F., Le Direac'h L., Meinesz A., Scabbia G., Verlaque M., eds. GIS Posidonie publ. : 236-245.
- [28] Bellan-Santini D., Arnaud P.M., Bellan G., Verlaque M., 1996. The influence of the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia* on the biodiversity of the Mediterranean marine biota. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 76 : 235-237.
- [29] Ruitton S., Boudouresque C.-F., 1994. Impact de *Caulerpa taxifolia* sur la population de Poursin *Paracentrotus lividus* à Roquebrune-Cap Martin (Alpes-Maritimes, France). First International Workshop on *Caulerpa taxifolia*, Boudouresque C.-F., Meinesz A., Gravez V., eds. Barcelona, Publ. Univ: 371-378.
- [30] De Villèle X., Verlaque M., 1995. Changes and degradation in a *Posidonia oceanica* bed invaded by the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia* in the north western Mediterranean. *Bot. Mar.* 38 : 79-87.
- [31] Dumay O., Fernandez C., Pergent G., 2002. Primary production and vegetative cycle in *Posidonia oceanica* when in competition with the green algae *Caulerpa taxifolia* and *Caulerpa racemosa*. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 82 : 379-387.
- [32] Francour P., Pellissier V., Mangialajo L., Buisson E., Stadelmann B., Veillard N., Meinesz A., Thibaut T., De Vaugelas J., 2009. Changes in invertebrate assemblages of *Posidonia oceanica* beds following *Caulerpa taxifolia* invasion. *Vie et Milieu – Life and Environment* 59 (1) : 31-38.
- [33] Boudouresque C.-F., Klein J., Ruitton S., Verlaque M., 2011. Biological Invasion: The Thau Lagoon, a Japanese Biological Island in the Mediterranean Sea. *Global Change: Mankind-Marine Environment Interactions, Proceedings of the 13th French-Japanese oceanography Symposium*. Ceccaldi H.-J., Dekeyser I., Girault M., Stora G., eds. : 151-156.
- [34] Lilly E.L., Kulis D.M., Gentien P., Anderson D.M., 2002. Paralytic shellfish poisoning toxins in France linked to a human introduced strain of *Alexandrium catenella* from the Western Pacific: Evidence from DNA and toxin analysis. *Journal of Plankton Research* 24 : 443-452.
- [35] Lejeune C., Chevaldonné P., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F., Pérez T., 2009. Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in Ecology and Evolution* 25 (4) : 250-260.
- [36] Boudouresque C.-F., Verlaque M., 2010. Is global warming involved in the success of seaweed introductions in the Mediterranean Sea. *Seaweeds and their Role in Globally Changing Environments*, Israel A., Einav R., Seckbach J. eds. : 33-50.
- [37] Francour P., Mangialajo L., Pastor J., 2010. Mediterranean marine protected areas and non-indigenous fish spreading. In : Golani D. et Appelbaum-Golani B. (Eds.) *Fish Invasion of The Mediterranean Sea: =Change and Renewal*, 127-144.
- [38] Bodilis P., Arceo H., Francour P., 2011. Further evidence of the establishment of *Fistularia commersonii* (Osteichthyes: Fistulariidae) in the north-western Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records* 4 e18 : doi 10.1017.
- [39] Bachelet G., Desroy N., Masson D., Miossec L., Sartoretto S., Sauriau P.-G., 2008. Prospective Nationale « Biodiversités Marines » : Espèces invasives et remédiation. Note non publiée : 9 p.
- [40] Olenin S., Didžiulis V., Ovčarenko I., Olenina I., Nunn A.D., Cowx I.G., 2008. Review of introductions of aquatic species in Europe. *IMPASSE, Report to EC* : 41 p.