



Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*



Ouvrage réalisé dans le cadre de l'Accord RAMOGE entre la France, l'Italie et Monaco, financé par RAMOGE et le Conseil Régional Provence-Alpes-Côte d'Azur et coordonné par le Gis Posidonie

L' ACCORD RAMOGE

L' ACCORD RAMOGE, signé en 1976, est l'instrument dont se sont dotés les gouvernements français, monégasque et italien, pour la prévention et la lutte contre la pollution du milieu marin et du littoral de la région PACA (Provence-Alpes-Côte d'Azur), de la Principauté de Monaco et de la Ligurie.

L' ACCORD RAMOGE rend possible la coopération scientifique, technique, juridique et administrative pour la gestion intégrée du littoral et pour la sensibilisation du public au respect de l'environnement.



Préservation et conservation
des herbiers à
Posidonia oceanica

Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A.,
Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L.

2006

RAMOGE pub. : 1-202

N°ISBN 2-905540-30-3

Cet ouvrage peut être téléchargé sur le site www.ramoge.org

Les auteurs :

Charles François Boudouresque (1, 2), Guillaume Bernard (2), Patrick Bonhomme (2), Eric Charbonnel (3), Giovanni Diviacco (4), Alexandre Meinesz (5), Gérard Pergent (6), Christine Pergent-Martini (6), Sandrine Ruitton (2) et Leonardo Tunesi (7).

(1) *UMR CNRS 6540, Centre d'Océanologie de Marseille, campus de Luminy, 13288 Marseille Cedex, France.*

(2) *GIS Posidonie, campus de Luminy, 13288 Marseille cedex, France.*

(3) *Syndicat mixte Parc marin de la Côte Bleue, Observatoire, plage du Rouet, 31 avenue Jean-Bart, BP 42, 13960 Sausset-les-Pins, France.*

(4) *Servizio Parchi e Aree Protette, Regione Liguria, Via D'Annunzio 113, 16121 Genova, Italia.*

(5) *Laboratoire Environnement Marin Littoral, Université de Nice-Sophia Antipolis, 06108 Nice Cedex 2, France.*

(6) *Equipe Ecosystèmes Littoraux, Faculté des Sciences et techniques, Université de Corse Pasquale Paoli, 20250 Corte, France.*

(7) *Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare (ICRAM), Via di Casalotti, 300, 00166 Roma, Italia.*

Le présent ouvrage est une œuvre collective. Elle a été coordonnée par Charles-François Boudouresque. Tous les co-auteurs ont contribué à la rédaction de l'ensemble des chapitres. Toutefois, leur rédaction a été plus particulièrement coordonnée par les auteurs suivants :

- Chapitre 1.** Introduction : Charles-François Boudouresque.
- Chapitre 2.** Les herbiers à *Posidonia oceanica* : Charles-François Boudouresque.
- Chapitre 3.** Le rôle des herbiers à *Posidonia oceanica* : Gérard Pergent.
- Chapitre 4.** Les causes de la régression des herbiers à *Posidonia oceanica* : Leonardo Tunesi et Charles-François Boudouresque.
- Chapitre 5.** Les textes réglementaires qui s'appliquent aux herbiers à *Posidonia oceanica* : Christine Pergent-Martini, Stefano Coppo, Marina Pulcini et Federico Cinquepalmi.
- Chapitre 6.** Feuilles mortes de *Posidonia oceanica*, plages et réensablement : Giovanni Diviacco, Leonardo Tunesi et Charles-François Boudouresque.
- Chapitre 7.** L'herbier à *Posidonia oceanica* et la gestion des ouvrages sur le Domaine Public Maritime : Charles-François Boudouresque, Guillaume Bernard, Patrick Bonhomme, Eric Charbonnel et Giovanni Diviacco.
- Chapitre 8.** L'herbier à *Posidonia oceanica* et les mouillages : Giovanni Diviacco et Charles-François Boudouresque.
- Chapitre 9.** L'herbier à *Posidonia oceanica* et le balisage de la zone des 300m : Frédéric Bachet, Boris Daniel et Eric Charbonnel.
- Chapitre 10.** L'herbier à *Posidonia oceanica* et les arts traînants : Eric Charbonnel et Leonardo Tunesi.
- Chapitre 11.** L'herbier à *Posidonia oceanica* et les fermes piscicoles : Gérard Pergent.
- Chapitre 12.** L'herbier à *Posidonia oceanica* et les rejets d'effluents liquides : Giovanni Diviacco.
- Chapitre 13.** L'herbier à *Posidonia oceanica* et les déchets solides : Charles-François Boudouresque et Patrick Bonhomme.
- Chapitre 14.** L'herbier à *Posidonia oceanica* et la mise en place de câbles et de canalisations sur le fond : Charles-François Boudouresque et Eric Charbonnel.
- Chapitre 15.** Peut-on restaurer les herbiers détruits ? : Charles-François Boudouresque et Alexandre Meinesz.
- Chapitre 16.** Les méthodes de surveillance des herbiers à *Posidonia oceanica* : Charles-François Boudouresque, Eric Charbonnel, Stefano Coppo, Laurence Le Direach et Sandrine Ruitton.
- Chapitre 17.** L'herbier à *Posidonia oceanica* et la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) : Pierre Boissery et Christine Pergent-Martini.
- Chapitre 18.** L'herbier à *Posidonia oceanica*, en résumé : Charles-François Boudouresque.

Huit personnes ont participé activement à la **rédaction d'un chapitre** particulier et méritent une mention toute particulière : Frédéric **Bachet** (Parc Marin de la Côte Bleue ; chapitre 9), Pierre **Boissery** (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse ; chapitre 17), Federico **Cinquelpalmi** (Direzione Generale Protezione Natura, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio ; chapitres 5 et 16), Stefano **Coppo** (Settore Ecosistema Costiero, Regione Liguria ; chapitres 5 et 16), Boris **Daniel** (Parc Marin de la Côte Bleue ; chapitre 9), Laurence **Le Direach** (GIS Posidonie ; chapitre 16) Marina **Pulcini** (Direzione Generale Protezione Natura, Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio ; chapitres 5 et 16) et Sandrine **Ruitton** (Centre d'Océanologie de Marseille ; chapitre 16).

La maquette finale de cet ouvrage a été réalisée par Sandrine **Ruitton**.

Les membres du Groupe de travail "**Préservation de la Biodiversité**" de l'**Accord RAMOGE** ont activement collaboré, à l'occasion de nombreuses réunions, à la définition du format de cet ouvrage, de son contenu et des lignes directrices du message qu'il propose.

Le présent ouvrage doit être considéré comme un "**travail d'auteurs**". Cela signifie que, au-delà des données scientifiques effectivement publiées, les auteurs ont fait appel à leur expérience personnelle et à leurs convictions (ce que l'on nomme aujourd'hui le "**dire d'expert**"). Indépendamment des textes réglementaires qui peuvent régir la gestion des herbiers de Posidonie dans tel ou tel pays, les recommandations qui sont formulées dans le présent ouvrage engagent la seule responsabilité des auteurs. Elles n'engagent donc pas la responsabilité de l'Accord RAMOGE (voir encart), des institutions qui ont aidé à la réalisation de cet ouvrage ou contribué à son financement (Région Provence-Alpes-Côte d'Azur) et des personnes qui ont fourni aux auteurs des informations, et n'ont donc pas valeur réglementaire.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient, pour leur **contribution** à la réalisation de cet ouvrage (fourniture d'informations et de documents, relecture de certains chapitres, corrections critiques, etc.) : Xavier **Archimbault** (Accord RAMOGE), Patrick **Aubel** (Parc national de Port-Cros), Marta **Azzolin** (Accord RAMOGE), Richard **Barety** (Parc national de Port-Cros), Daniel **Barbaroux** (Adjoint au maire d'Hyères), Mary-Christine **Bertrandy** (Service Qualité des Eaux Littorales des Bouches-du-Rhône), Dominique **Bresson** (Préfecture Maritime de la Méditerranée), Jacques **Bruno** (Ingénieur au Service Environnement de la Ville d'Hyères), Eric **de Chavanes** (DIREN PACA), Stefano **Coppo** (Settore Ecosistema Costiero, Regione Liguria), Eric **Coulet** (Réserve nationale de Camargue), Daniel **Coves** (Ifremer), Gérard **Feracci** (Parc naturel régional de Corse), Simone **Fournier** (GIS Posidonie), Laurence **Gaglio** (Accord RAMOGE), Frédérique **Lantéri-Gimon** (Service Environnement de la ville d'Hyères), Michel **Leenhardt** (Fédération des Parcs naturels régionaux de France), Corine **Lochet** (Conseil régional Provence-Alpes-Côte d'Azur), Françoise **Loques** (Conseil scientifique des îles de Lérins), Elodie **Martin** (Accord RAMOGE), Virginie **Michel** (Conseil régional Provence-Alpes-Côte d'Azur), Roger **Minico**, Alexandra **Nardini** (Accord RAMOGE), Béatrice **Pary** (Cépralmar), Michèle **Perret-Boudouresque** (Centre d'Océanologie de Marseille), Frédéric **Platini** (Secrétaire de l'Accord RAMOGE), Nathalie **Quelin** (DIREN PACA), Valérie **Raimondino** (Conseil régional Provence-Alpes-Côte d'Azur), Giulio **Relini** (Université de Gênes), Eglantine **Ricard** (Accord RAMOGE), Philippe **Robert** (Parc national de Port-Cros), Emmanuelle **Roques** (Ifremer), Sandrine **Ruitton** (Centre d'Océanologie de Marseille), Nicolas **Schmitt** (Accord RAMOGE), Didier **Sauzade** (Ifremer, centre de La Seyne, France), Christophe **Serre** (Conseil Général des Alpes-Maritimes) et Jean **de Vaugelas** (Laboratoire Environnement Marin Littoral, Université de Nice Sophia Antipolis).

SOMMAIRE

1. Introduction	7
2. Les herbiers à <i>Posidonia oceanica</i>	10
2.1. Répartition géographique	10
2.2. La plante	11
2.3. Ecologie	14
2.4. La structure des herbiers	15
2.5. Les types d'herbiers	17
2.6. Le fonctionnement de l'écosystème	21
3. Le rôle des herbiers à <i>Posidonia oceanica</i>	25
3.1. Généralités	25
3.2. Rôle dans les équilibres écologiques du système littoral	25
3.3. Rôle dans les équilibres physiques du système littoral	27
3.4. Rôle économique	28
3.5. Rôle de bioindicateur	30
4. Les causes de la régression des herbiers à <i>Posidonia oceanica</i>	32
4.1. Le recouvrement ou l'inclusion directe dans des aménagements côtiers et la modification des flux sédimentaires	36
4.2. La modification des apports par les fleuves	37
4.3. La diminution de la transparence de l'eau	39
4.4. La présence de quantités excessives de nutriments et de contaminants chimiques	39
4.5. Les ancrages	41
4.6. Les arts trainants	42
4.7. Les explosifs	43
4.8. L'aquaculture côtière	44
4.9. La mise en place de câbles et canalisations	44
4.10. Le dumping	45
4.11. La compétition avec des espèces introduites	45
4.12. Le surpâturage	46
4.13. La synergie des différentes causes de régression	46
4.14. Conclusions	47
5. Les textes réglementaires qui s'appliquent aux herbiers à <i>Posidonia oceanica</i>	48
5.1. Les mesures de protection directe	48
5.1.1. Conventions internationales et textes communautaires	48
5.1.2. Textes réglementaires dans les pays de la zone RAMOGE	50
5.1.3. Autres textes réglementaires en Méditerranée	54
5.2. Les mesures indirectes	55
5.2.1. Les aires protégées	55
5.2.2. Les engins de pêche	57
5.2.3. Les études d'impacts	57
5.3. La mise en œuvre de ces textes au niveau pénal : exemples de jurisprudence	59
6. Feuilles mortes de <i>Posidonia oceanica</i>, plages et réensablement	61
6.1. Problématique	61
6.1.1. Les feuilles mortes de Posidonies	61
6.1.2. L'utilisation des feuilles mortes de Posidonies	62
6.1.3. L'érosion des plages	64
6.2. Etudes de cas	65
6.2.1. La gestion des banquettes à Malte	65
6.2.2. Les plages de Port-Cros et de Porquerolles	66
6.2.3. La plage de l'Almanarre à Hyères	67
6.3. Recommandations	68

7. L'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> et la gestion des ouvrages sur le Domaine Public Maritime	70
7.1 Problématique	70
7.2 Etudes de cas	72
7.2.1. L'aménagement des plages du Mourillon à Toulon	72
7.2.2. La construction du port de la Pointe-Rouge à Marseille	73
7.2.3. Le port de Banyuls-sur-Mer	74
7.2.4. Ospedaletti	75
7.2.5. Spotorno	77
7.3. Recommandations	78
7.3.1. Un herbier peut-il se maintenir dans un port ?	78
7.3.2. Distance minimale entre un enrochement artificiel et l'herbier	79
7.3.3. Les précautions nécessaires lors d'un chantier	80
7.3.4. Des solutions moins "nuisantes"	82
8. L'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> et les mouillages	83
8.1. Problématique	83
8.2. Etudes de cas	85
8.2.1. Les côtes italiennes de l'Accord RAMOGE	85
8.2.2. Les côtes françaises de l'Accord RAMOGE	86
8.2.3. Zones extérieures à l'Accord RAMOGE	88
8.3. Recommandations	89
9. L'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> et le balisage de la zone des 300m	92
9.1. Problématique	92
9.2. Etude de cas : le Parc Marin de la Côte Bleue	92
9.3. Recommandations	93
10. L'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> et les arts traînants	94
10.1. Problématique	94
10.2. Historique des récifs anti-chalut	94
10.3. Recommandations	97
11. L'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> et les fermes piscicoles	99
11.1. Problématique	99
11.2. Etudes de cas	100
11.3. Synthèse et recommandations	105
12. L'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> et les rejets d'effluents liquides	110
12.1. Problématique	110
12.2. Etudes de cas	110
12.2.1. Les herbiers de la Région de Gênes	110
12.2.2. Les rejets de l'émissaire de Marseille	111
12.3. Recommandations	113
13. L'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> et les déchets solides	115
13.1. Problématique	115
13.2. Etudes de cas	115
13.3. Le cadre législatif	117
13.4. Recommandations	118
14. L'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> et la mise en place de câbles et de canalisations sur le fond	119
14.1. Problématique	119
14.2. Etudes de cas	119
14.2.1. Canalisation d'eau potable entre Hyères et l'île de Porquerolles	119
14.2.2. Canalisation d'eau entre Cannes et l'île Sainte-Marguerite	122
14.2.3. Câble téléphonique entre le continent et l'île de Port-Cros	123

14.2.4. Câble électrique entre la Corse et la Sardaigne	124
14.3. Recommandations	126
14.4. Conclusions	130
15. Peut-on restaurer les herbiers détruits ?	132
15.1. Problématique	132
15.2. Les techniques de réimplantation	133
15.3. La mise en œuvre de la restauration des herbiers	136
15.4. Un code de bonne conduite	139
15.5. Conclusions	140
16. Les méthodes de surveillance des herbiers à <i>Posidonia oceanica</i>	141
16.1. Introduction	141
16.2. Les outils de surveillance	141
16.2.1. Les balisages	141
16.2.2. Le positionnement acoustique	143
16.2.3. Mesure du recouvrement et de la densité des faisceaux	144
16.2.4. Transects permanents	146
16.2.5. Les carrés permanents	147
16.2.6. Les photographies aériennes	148
16.2.7. Les outils à micro-échelle	148
16.3. Les principaux systèmes de surveillance	151
16.3.1. Le "Réseau de Surveillance Posidonies" (RSP)	151
16.3.2. Le système de surveillance de la baie du Prado	152
16.3.3. Le système de surveillance de Monaco	153
16.3.4. Le système de surveillance de la Région Ligure (Italie)	154
16.3.5. Autres systèmes de surveillance	155
16.4. Conclusions	155
17. L'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> et la Directive Cadre sur l'Eau	156
17.1. Quelques éléments clés de la Directive Cadre sur l'Eau	156
17.1.1. Une innovation majeure de la DCE : des objectifs de résultats pour tous les milieux aquatiques	156
17.1.2. La maille d'analyse de la DCE : la masse d'eau	157
17.1.3. Le bon état écologique et les masses d'eau côtières	157
17.2. L'herbier de Posidonies en tant que "élément de qualité biologique"	157
18. L'herbier à <i>Posidonia Oceanica</i> : en résumé	161
18.1. Introduction : pourquoi s'intéresser à la Posidonie ?	162
18.2. La Posidonie et les herbiers	162
18.3. Le rôle des herbiers de Posidonie	163
18.4. La régression des herbiers de Posidonie	165
18.5. Les textes réglementaires qui s'appliquent aux herbiers	166
18.6. Feuilles mortes de Posidonie, plages et réensablement	167
18.7. Les ouvrages sur le Domaine Public Maritime	167
18.8. Les mouillages	168
18.9. Le balisage de la zone des 300m	169
18.10. Les arts trainants	169
18.11. Les fermes piscicoles	169
18.12. Les rejets d'effluents liquides	170
18.13. Les déchets solides	171
18.14. La mise en place de câbles et de canalisations sur le fond	171
18.15. Peut-on restaurer les herbiers détruits ?	171
18.16. La surveillance des herbiers de Posidonie	172
18.17. La Posidonie et la Directive Cadre sur l'Eau	173
Références	175

1. INTRODUCTION

La Posidonie, *Posidonia oceanica*, et les prairies ("herbiers") qu'elle constitue sont devenues, au cours des dernières décennies, un objectif majeur de protection et de gestion du milieu marin en Méditerranée (Pergent, 1991a ; Boudouresque *et al.*, 1995b ; Anonyme, 2000 ; Pergent-Martini, 2000 ; Anonyme, 2001a ; Boudouresque, 2003 ; Procaccini *et al.*, 2003).

En effet, les herbiers à *P. oceanica* constituent un élément fondamental pour la **qualité des milieux** littoraux (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Videau et Merceron, 1992), qui est à la base de la pêche artisanale et du développement du tourisme. Le tourisme constitue, par son poids socio-économique et sa contribution à l'équilibre des balances commerciales, un élément-clé dont aucun pays méditerranéen ne saurait se passer (environ 10% du PIB des États méditerranéens, à l'exception de l'Algérie et de la Syrie ; PNUE, 1999). La pêche artisanale, dont l'importance économique est plus modeste, possède une dimension socio-culturelle majeure, avec des répercussions positives sur le tourisme (Boudouresque *et al.*, 2005).

La protection et la conservation des herbiers à *P. oceanica* se justifient donc non seulement en raison de leur très grande valeur patrimoniale, mais aussi pour des raisons économiques. Elle constitue donc une illustration exemplaire de la notion de développement durable, issue du Sommet de Rio de Janeiro, en 1992 (Boudouresque, 2002b).

LE DEVELOPPEMENT DURABLE

Le développement durable, c'est **le mariage de l'environnement et du développement**. La protection de l'environnement n'a pas seulement une valeur patrimoniale, elle n'est pas antinomique du développement économique, mais constitue aussi un outil de développement (Timoshenko, 1996).

La **définition** du développement durable qui a été adoptée par le Sommet de Rio de Janeiro (juin 1992) est la suivante : les activités humaines qui permettent à la génération humaine actuelle et aux autres espèces qui vivent sur la Terre de satisfaire leurs besoins, sans mettre en péril la capacité de la Terre à satisfaire les besoins des générations futures, qu'il s'agisse des hommes ou des autres espèces qui peuplent la Terre (*That range of activities and development which enables the needs of the present generation of humans and all other species to be met without jeopardizing the ability of the biosphere to support and supply the reasonably foreseeable future needs of humans and all other species*). Les **points forts** de ce concept sont : **(i)** L'homme et **l'ensemble des espèces** de la Terre sont placés sur le **même plan** du point de vue de leurs droits et de leurs besoins ; **(ii)** Le futur est placé sur le même plan que le présent ; **(iii)** Il y a **synergie** entre la **protection de l'environnement** et le **développement économique**.

Par ailleurs, le développement durable associe 3 pôles indissociables : **protection** de l'environnement, **développement économique** et **justice sociale** : il n'y a pas de développement économique durable sans protection de l'environnement, pas de protection de l'environnement sans développement économique et justice sociale, pas de justice sociale sans développement économique et protection de l'environnement.

Il est regrettable que le concept de développement durable soit très souvent trahi par des écologistes, des sociologues et des élus : **(i)** Des écologistes pour lesquels l'homme passe après la nature ; **(ii)** Des sociologues qui n'admettent pas que l'on protège des bêtes tant que des hommes sont menacés, et **(iii)** Certains élus qui ne tolèrent la protection de la nature que si elle n'interfère pas avec leur idée naïve, archaisante et à très (très) court terme du développement économique.

Protection et conservation sont deux notions voisines. Toutefois la **protection** est un concept plus statique que la **conservation** ; elle s'appuie en particulier sur des règlements et sur leur application. La conservation est en revanche un concept dynamique, qui implique la gestion : prise en compte d'autres espèces et d'autres habitats, dans un contexte d'usages humains et de conflits d'usages, et à une échelle qui ne peut pas être uniquement locale.

Un volume considérable de **littérature scientifique** (plus d'un millier de publications) leur a été consacré. Cette littérature, généralement écrite en anglais, espagnol, français ou italien, est dispersée dans des dizaines de revues scientifiques, parfois locales, et donc peu accessible aux non-spécialistes. Des listes de références, classées par thèmes, ont été éditées, mais elles sont maintenant anciennes (Boudouresque *et al.*, 1977, 1979, 1980b ; Boudouresque, 1989). On peut y ajouter un ouvrage de synthèse (Cinelli *et al.*, 1995a).

Pour le grand public, quelques ouvrages de **vulgarisation** sont disponibles : Ballesteros *et al.* (1984), Flores-Moya et Conde-Poyales (1998), Luque et Templado (2004) et Romero (2004b) en Espagne, Boudouresque et Meinesz (1982) et Thébaudin et Cadeau (1987) en France et Mazzella *et al.* (1986) en Italie.

Dans le domaine de la **gestion** des herbiers à *P. oceanica*, l'information est dispersée dans près d'une centaine de rapports à très faible diffusion, et donc pratiquement inaccessible, ainsi que dans des mémoires de thèse, eux aussi peu accessibles. D'une manière générale, les informations contenues dans ces rapports sont ponctuelles et se rapportent à des situations ou à des sites particuliers. Les enseignements que l'on peut en tirer, susceptibles d'être généralisables en Méditerranée, n'ont que rarement été synthétisés, si l'on excepte les outils de surveillance, la législation et la restauration (Boudouresque *et al.*, 1990b, 1995b, 2000 ; Pergent-Martini, 2000 ; Boudouresque, 2002a).

Au total, un ouvrage faisant le point des connaissances sur *P. oceanica* et sur les herbiers qu'elle constitue, et synthétisant les informations permettant de répondre de façon optimale aux différents problèmes auxquels sont confrontés les gestionnaires, n'existait pas jusqu'à présent.

Nous avons choisi d'offrir **3 niveaux de lecture** : **(1)** le niveau scientifique, **(2)** le niveau des gestionnaires spécialisés et **(3)** le niveau des gestionnaires non spécialisés et des élus.

(1) Le niveau scientifique correspond aux chapitres 2 à 5 et au premier paragraphe ("problématique") des autres chapitres. Ces informations sont nécessaires pour que les recommandations qui font l'objet des deux autres niveaux de lecture n'apparaissent pas comme de simples recettes, plus ou moins arbitraires. Ceux qui le souhaitent peuvent y trouver l'information de base, et même aller plus loin en se reportant à sa source (les références bibliographiques sont en effet systématiquement fournies). Ces informations sont nécessaires, car les gestionnaires sont de plus en plus amenés à justifier leurs choix, quand ces choix ne sont pas strictement encadrés par des dispositifs réglementaires. En outre, ces informations leur permettront de situer dans leur contexte les recommandations que nous formulons aujourd'hui, face à de nouvelles données auxquelles ils pourront avoir accès.

(2) Le niveau des gestionnaires spécialisés est des paragraphes "études de cas" et "recommandations" des chapitres 6 à 13 et celui du chapitre 14. Ils trouveront dans les études de cas des situations similaires à celles auxquelles ils sont confrontés. Le style des recommandations, avec des renvois très précis aux données scientifiques, leur permettra de justifier les choix qu'ils seront amenés à proposer.

(3) Le niveau des gestionnaires décideurs non spécialisés et des élus (chapitre 18) permet une lecture rapide, expurgée des références scientifiques et des justifications. Les recommandations qui y figurent sont "robustes", c'est à dire qu'il est extrêmement peu probable que les recherches actuellement en cours conduisent à les modifier. Le gestionnaire ou l'élu qui doit prendre une décision ne prendra pas de risque en s'y conformant.

Le souci d'offrir d'une part, plusieurs niveaux de lecture et d'autre part, des chapitres centrés sur un problème spécifique implique de fréquents renvois d'un chapitre à l'autre. Toutefois, certaines notions sont **répétées** dans plusieurs chapitres : c'est un choix délibéré des auteurs, afin de faciliter l'utilisation du présent ouvrage.

Malgré tout le soin porté à la rédaction de cet ouvrage, malgré la base documentaire considérable à laquelle il fait référence, les auteurs sont conscients que certains documents ont pu leur échapper, que certains cas particuliers peuvent se situer en dehors des marges qu'ils ont envisagées et que leur analyse n'est pas à l'abri des critiques. Ils remercient donc par avance tous ceux qui voudront bien leur signaler de possibles oublis, erreurs ou lacunes.

Le présent ouvrage concerne principalement les côtes de Provence (France), de Monaco et de Ligurie (Italie), c'est-à-dire la zone de l'Accord RAMOGE. Toutefois, les auteurs ont souhaité se situer, chaque fois que c'était possible, à l'échelle de **l'ensemble de la Méditerranée**. Il en résulte que leurs recommandations peuvent sembler inutiles (en fonction des textes réglementaires existants), naïves ou éventuellement irréalistes, dans un pays donné. Les auteurs s'en excusent par avance.

2. LES HERBIERS À *POSIDONIA OCEANICA*

Il y a 120 à 100 millions d'années (Ma), au Crétacé, des Magnoliophytes¹ (Plantae) continentales sont retournées dans le milieu marin. Plus loin dans le passé, il y a environ 475 Ma, à l'Ordovicien (Ere Primaire), leurs lointains ancêtres avaient quitté ce même milieu marin pour partir à la conquête des continents (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Wellman *et al.*, 2003).

Par le nombre de leurs espèces, dans la nature actuelle, les Magnoliophytes marines représentent un ensemble de taille insignifiante : 13 genres² et 60 espèces (Kuo et Hartog, 2001). Pour comparaison, on dénombre 234000 espèces de Magnoliophytes (presque toutes continentales) et environ 200000 espèces marines, faune et flore confondues (Fredj *et al.*, 1992 ; Heip, 1998 ; Lecointre et Le Guyader, 2001). Pourquoi la **diversification** des Magnoliophytes marines a-t-elle été si faible, alors que dans le même temps (100 Ma), les Magnoliophytes continentales se sont tellement diversifiées ? 3 hypothèses : **(i)** La prédominance de la **reproduction végétative** par rapport à la reproduction sexuée chez les Magnoliophytes marines ; la reproduction sexuée, par le brassage génétique qu'elle implique, constitue un puissant moteur d'évolution ; en outre, il y a souvent auto-fécondation (Romero, 2004a). **(ii)** L'absence de symbiose **mutualiste** avec les insectes (absents en milieu marin) pour la pollinisation ; or, cette symbiose, souvent très spécifique, a constitué en milieu continental un puissant moteur de spéciation (Romero, 2004a). **(iii)** Enfin, l'**avantage compétitif** des Magnoliophytes marines par rapport aux autres producteurs primaires marins³ est tellement important que la compétition n'a pas forcé l'évolution.

Toutefois, si les Magnoliophytes marines sont peu nombreuses, leur poids écologique est considérable dans les milieux littoraux : un grand nombre d'entre elles sont des ingénieurs d'écosystème⁴, ou au moins des espèces-clé⁵. Les écosystèmes qu'elles édifient, ou dont elles sont des acteurs majeurs, jouent un rôle considérable dans de nombreuses régions du monde. C'est le cas en Méditerranée.

En Méditerranée, on recense 5 espèces de Magnoliophytes marines. Outre *Posidonia oceanica*, on y rencontre *Cymodocea nodosa*, *Nanozostera noltii*⁶, *Zostera marina*, ainsi qu'une espèce de mer Rouge entrée en Méditerranée par le canal de Suez, *Halophila stipulacea* (Hartog, 1970 ; Por, 1978). L'Australie apparaît comparativement comme beaucoup plus riche, avec 30 espèces, dont 8 espèces du genre *Posidonia* : *P. angustifolia*, *P. australis*, *P. coriacea*, *P. denhartogii*, *P. kirkemaniai*, *P. ostenfeldii*, *P. robertsonae* et *P. sinuosa* (Kuo et Hartog, 2001). Le fait que les différences génétiques (ADN) entre l'espèce méditerranéenne (*Posidonia oceanica*) et les espèces australiennes du genre *Posidonia* soient relativement profondes suggère que la séparation de ces 2 groupes est ancienne, sans doute à la fin de l'Éocène (Waycott et Les, 2000).

¹ Les Magnoliophytes correspondent à ce que l'on nommait autrefois Phanérogames.

² Les genres de Magnoliophytes marines sont les suivants : *Amphibolis*, *Cymodocea*, *Enhalus*, *Halodule*, *Halophila*, *Heterozostera*, *Nanozostera*, *Phyllospadix*, *Posidonia*, *Syringodium*, *Thalassia*, *Thalassodendron* et *Zostera*. Les Magnoliophytes présentes en eau saumâtre (exemples : genres *Ruppia* et *Potamogeton*) ne sont pas prises en compte ici.

³ Nous parlons ici de l'ensemble polyphylétique que l'on désignait autrefois sous le nom d' "algues". Cet ensemble est constitué par (i) Les Chromobiontes ("algues brunes"), qui appartiennent (avec une partie de ce que l'on nommait "champignons") au règne des Straménopiles, (ii) Les Rhodobiontes ("algues rouges"), qui appartiennent au règne des Plantes, et enfin (iii) Les Chlorobiontes ("algues vertes"), proches des Magnoliophytes, qui appartiennent également au règne des Plantes.

⁴ Un ingénieur d'écosystème (*ecosystem engineer* ; *engineering species*) est un organisme qui, directement ou indirectement, module la disponibilité des ressources (autres que la ressource qu'il peut constituer lui-même), pour les autres espèces, en provoquant des changements physiques dans le matériel biotique ou abiotique (Lawton, 1994)

⁵ Une espèce-clé (*key species*) est une espèce dont l'impact sur le fonctionnement de l'écosystème auquel elle participe est plus important que ce que l'on pourrait déduire de son abondance (Bond, 2001).

⁶ *Nanozostera noltii* = *Zostera noltii*.

2.1. RÉPARTITION GÉOGRAPHIQUE

Posidonia oceanica est présente dans presque toute la Méditerranée. A l'Ouest, elle disparaît un peu avant le détroit de Gibraltar, vers Calaburras au Nord et Melilla au Sud (Conde Poyales, 1989).

A l'Est, elle est absente des côtes d'Égypte (à l'Est du delta du Nil), de Palestine, d'Israël et du Liban (Por, 1978). Elle ne pénètre pas en mer de Marmara ni en mer Noire. Enfin, elle est rare ou absente dans l'extrême Nord de l'Adriatique (Zalokar, 1942 ; Gamulin-Brida *et al.*, 1973 ; Gamulin-Brida, 1974) et le long des côtes languedociennes, entre la Camargue et Port-la-Nouvelle (Boudouresque et Meinesz, 1982).

On trouve dans la littérature quelques signalisations de *P. oceanica* hors de la Méditerranée : golfe de Gascogne (Sauvageau, 1890 ; Flahault, 1908 ; Sauvageau, 1927 ; Fernández-Casas *et al.*, 1992), Portugal (Daveau, 1896 ; Flahault, 1908), Canaries (Viera *in* Carrillo et Gil-Rodríguez, 1980), mer Rouge (Makkaveeva, 1968), océan Indien (Saporta et Marion, 1878) et même Texas, USA (Correl et Johnston, 1970). Il s'agit de citations non critiques d'ouvrages très anciens, ou d'erreurs surprenantes, dues à des confusions avec *Zostera marina*, *Thalassia testudinum* ou *T. hemprichii* (Hartog, 1970 ; Correl et Correl, 1975 ; McMillan *et al.*, 1975 ; Carrillo et Gil-Rodríguez, 1980).

Au total, *P. oceanica* est une espèce endémique de la Méditerranée, c'est-à-dire strictement cantonnée à cette mer. On sait que cette mer s'est en grande partie asséchée lors du Messinien, il y a 5.6-5.3 Ma, en raison de la fermeture du détroit de Gibraltar (Krijgsman *et al.*, 1999 ; McKenzie, 1999). On ignore comment *P. oceanica* a survécu à cette crise. Il a certainement existé une ou plusieurs zones refuges, en Méditerranée ou dans le proche Atlantique, d'où elle a pu recoloniser la Méditerranée après la réouverture de Gibraltar.

2.2. LA PLANTE

Posidonia oceanica est constituée par des tiges rampantes ou dressées, généralement enfouies dans le sédiment, que l'on nomme rhizomes. Les **rhizomes** rampants sont dits **plagiotropes**, et les rhizomes dressés **orthotropes**. La différenciation entre rhizomes plagiotropes et orthotropes n'est pas déterminée : en fonction de l'espace disponible, un rhizome orthotrope peut devenir plagiotrope, et vice-versa (Caye, 1980). Les rhizomes se terminent par des groupes de 4-8 feuilles (faisceaux), larges de 8-11mm et longues de 20-80cm. Cette longueur peut toutefois atteindre 156cm⁽⁷⁾. Les rhizomes portent également des racines, qui peuvent descendre jusqu'à 70cm dans le sédiment (Fig. 1 ; Giraud *et al.*, 1979 ; Boudouresque et Meinesz, 1982).

De nouvelles feuilles se forment toute l'année. Elles vivent entre 5 et 8 mois, plus rarement jusqu'à 13 mois. La zone de croissance des feuilles est située à leur base. On nomme feuilles **juvéniles** les feuilles de moins de 5cm de longueur et feuilles **intermédiaires** les feuilles de plus de 5cm sans gaine basale (= pétiole) ; lorsque la croissance est terminée, une gaine basale se met en place : la feuille est alors dite **adulte** (Fig. 2 ; Giraud, 1979 ; Ott, 1980 ; Thélin et Boudouresque, 1983).

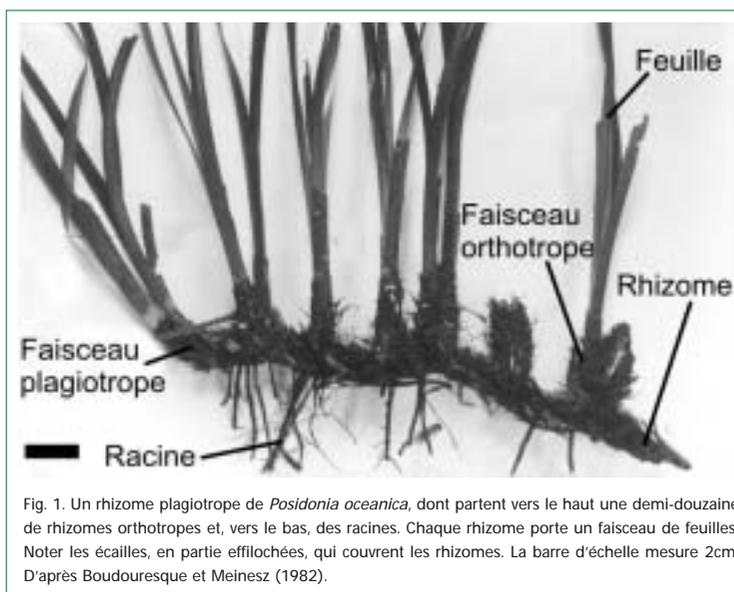


Fig. 1. Un rhizome plagiotrope de *Posidonia oceanica*, dont partent vers le haut une demi-douzaine de rhizomes orthotropes et, vers le bas, des racines. Chaque rhizome porte un faisceau de feuilles. Noter les écailles, en partie effilochées, qui couvrent les rhizomes. La barre d'échelle mesure 2cm. D'après Boudouresque et Meinesz (1982).

⁷ Ile d'Ischia (golfe de Naples, Italie), 10m de profondeur, en juin (Gérard Pergent et Christine Pergent-Martini, données inédites).

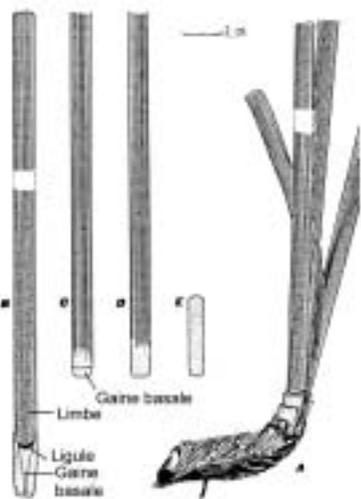


Fig. 2. Les différents types de feuilles dans un faisceau de *P. oceanica*. A : Un faisceau entier ; on distingue les écailles à la base. B : Une feuille adulte ; la gaine basale est entièrement formée. C : Une feuille adulte dont la gaine commence à se former. D : Une feuille intermédiaire (sans gaine basale). E : Une feuille juvénile. D'après Boudouresque (original).

A leur mort, les feuilles ne se détachent pas en totalité : seul le limbe⁸ est caduc, tandis que la gaine basale (pétiole), de quelques centimètres de longueur, reste fixée au rhizome. On lui donne alors le nom d'écaille (Fig.1 et 2). La chute des feuilles, comme leur formation, se produit tout au long de l'année (Pergent et Pergent-Martini, 1991). Les **écailles** (comme les rhizomes) sont peu putrescibles, et se conservent donc pendant plusieurs siècles ou millénaires. Toute une série de paramètres des écailles (longueur, épaisseur, anatomie) varie de façon cyclique le long d'un cycle annuel (Fig. 3). On désigne sous le nom de **lépidochronologie** l'analyse de ces cycles (Crouzet, 1981 ; Crouzet *et al.*, 1983 ; Pergent *et al.*, 1983 ; Pergent, 1990a).

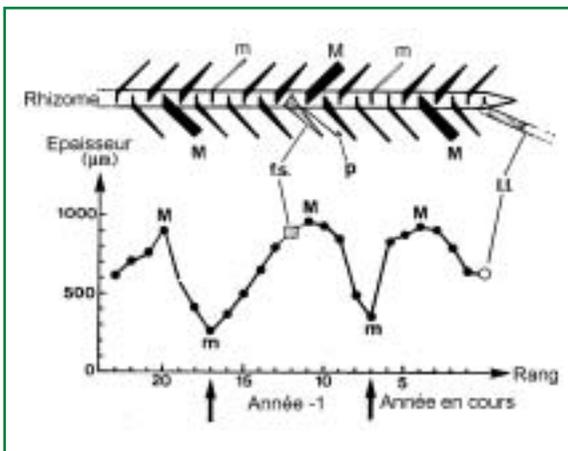


Fig. 3. La lépidochronologie. En haut : disposition des écailles le long d'un rhizome de *oceanica*. En bas : épaisseur des écailles (en µm). M : maximums d'épaisseur. m : minimums d'épaisseur. fs : restes d'un pédoncule floral. p : prophylle (= préfeuille) accompagnant le pédoncule floral. ll : feuille vivante la plus âgée. D'après Pergent *et al.* (1989b).

La lépidochronologie constitue un outil puissant pour mesurer la vitesse de croissance des rhizomes, le nombre de feuilles formées chaque année, la dynamique d'édification des herbiers, la production primaire passée, les teneurs anciennes en polluants, etc. (Pergent, 1990b ; Pergent et Pergent-Martini, 1990, 1991 ; Pergent *et al.*, 1992 ; Pergent-Martini et Pergent, 1994 ; Pergent-Martini, 1998). Une grande partie des données sur l'herbier exposées plus loin provient de l'utilisation de l'outil lépidochronologique.

La floraison de *P. oceanica* se produit à l'automne (septembre-novembre). Les fleurs sont hermaphrodites, c'est-à-dire à la fois mâles et femelles ; 4 à 10 fleurs sont groupées en une inflorescence au sommet d'un pédoncule de 10-30cm de longueur (Fig. 4). La floraison ne se produit pas tous les ans, surtout dans

les eaux relativement froides du Nord de la Méditerranée Occidentale. Certaines années ont été marquées par une floraison particulièrement intense, à l'échelle de l'ensemble de la Méditerranée,

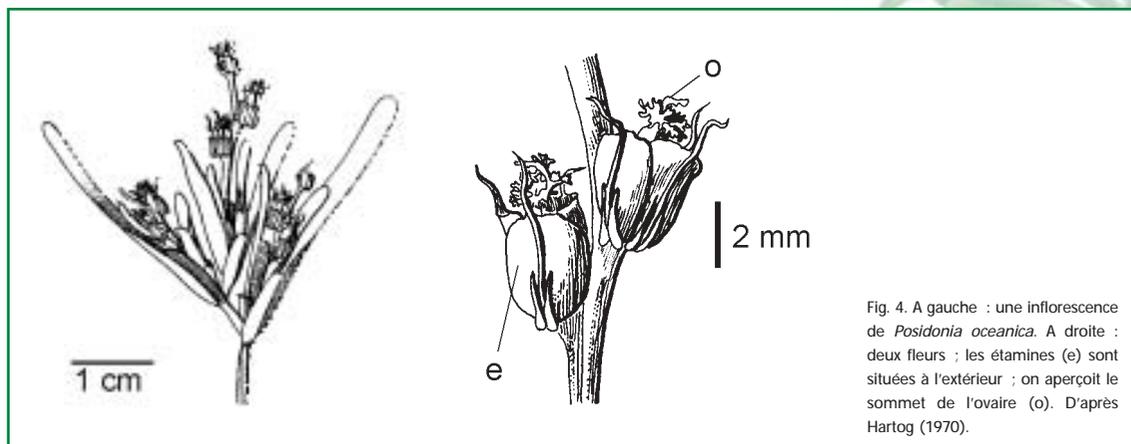


Fig. 4. A gauche : une inflorescence de *Posidonia oceanica*. A droite : deux fleurs ; les étamines (e) sont situées à l'extérieur ; on aperçoit le sommet de l'ovaire (o). D'après Hartog (1970).

⁸ Une feuille comporte un pétiole (base ou gaine), par lequel elle est fixée à la tige ou au rhizome, et un limbe, partie où s'effectue la photosynthèse.

par exemple les années 1971, 1982, 1993, 1997 et 2003 (Giraud, 1977c ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Mazzella *et al.*, 1983, 1984 ; Caye et Meinesz, 1984 ; Pergent, 1985 ; Thélin et Boudouresque, 1985 ; Pergent *et al.*, 1989a ; Acunto *et al.*, 1996 ; Piazzini *et al.*, 1999 ; Gobert *et al.*, 2005). La floraison semble induite par des températures estivales élevées et par une température de 20°C en octobre (Caye et Meinesz, 1984 ; Thélin et Boudouresque, 1985 ; Pergent *et al.*, 1989a ; Stoppelli et Peirano, 1996).

Il faut 6 à 9 mois aux **fruits** de *P. oceanica* pour mûrir. Entre mai et juillet, ils se détachent et flottent un certain temps. Selon l'orientation des courants, ils peuvent s'échouer en grand nombre sur les plages. Ces fruits ont la forme et la dimension d'une olive ; leur couleur est vert foncé, brun foncé à noir (Fig. 5). Ils contiennent une seule **graine** (Hartog, 1970 ; Boudouresque et Meinesz, 1982). La germination de ces graines a été observée *in situ* à plusieurs reprises (Acunto *et al.*, 1996 ; Piazzini *et al.*, 1996 ; Balestri *et al.*, 1998 ; Gambi et Guidetti, 1998 ; Piazzini *et al.*, 1999 ; Eric Charbonnel, observations inédites). En fait, la reproduction de *P. oceanica* semble se faire surtout de façon végétative, par des **boutures** (Molinier et Picard, 1952). Dans la rade de Villefranche-sur-Mer (Alpes-Maritimes, France), Meinesz et Lefèvre (1984) estiment que, dans un site favorable ("matte morte" de Posidonies), le nombre de boutures qui se fixent avec succès est en moyenne de 3/ha/an. Les peuplements à *Cymodocea nodosa* et à *Caulerpa prolifera* sont également favorables à la fixation des boutures, éventuellement à la germination des graines (Cinelli *et al.*, 1995b). Une autre forme de reproduction végétative par pseudo-viviparité⁹ a été récemment observée en mai 2004 aux îles Baléares (Ballesteros *et al.*, 2005). Des plantules végétatives se forment directement sur les inflorescences et remplacent les organes de reproduction sexuée. Cette stratégie contribue à une dispersion à courte distance. On ignore, pour le moment, s'il s'agit d'un mode de reproduction très local, ou s'il concerne d'autres régions de Méditerranée.

Fig. 5. Fruits de *Posidonia oceanica* ("olives de mer" ; flèches), au sein d'un herbier. Ils mesurent 1.5-2.0cm de longueur et environ 1cm de large.
Photo L. Mazzella.



La **faible variabilité génétique** de *Posidonia oceanica* pourrait constituer un facteur fragilisant pour cette espèce (Raniello et Procaccini, 2002). Capiomont *et al.* (1996) ont en effet mis en évidence que le polymorphisme enzymatique entre populations de Méditerranée Occidentale (Italie, France continentale, Corse et Algérie) est très faible, tout particulièrement à Port-Cros (Var, France) et dans la Région de Nice (Alpes-Maritimes, France). La rareté de la floraison et surtout de la production de graines, ainsi que l'autopollinisation, et inversement l'importance de la reproduction végétative (par boutures) pourraient expliquer cette faible variabilité. Il est à noter toutefois que, en se basant sur des caractères anatomiques, morphologiques (largeur des feuilles) et caryologiques, une population de *P. oceanica* présentant des caractéristiques originales a été mise en évidence dans la Région d'Alger (Semroud *et al.*, 1992). En outre, les marqueurs génétiques (RAPD, microsatellites) ne confirment pas la faible variabilité génétique basée sur le polymorphisme enzymatique (Reusch, 2001).

⁹ On distingue deux sortes de viviparité : (i) La viviparité stricte dans laquelle les graines résultant d'une reproduction sexuée germent sur l'inflorescence avant de se détacher de la plante et (ii) La pseudo-viviparité lorsque des propagules végétatives (bulbilles, plantules) remplacent les organes de la reproduction sexuée sur l'inflorescence. Comme les boutures, ces plantules donnent donc naissance à des clones de la plante-mère.

2.3. ÉCOLOGIE

En mode calme, *Posidonia oceanica* peut se développer très près du niveau moyen de la mer : ses feuilles s'étalent alors à la surface. La **profondeur** maximale dépend de la transparence de l'eau : 15-23m dans les Pyrénées-Orientales (France ; Ben, 1971 ; Pergent *et al.*, 1985 ; Ballesta *et al.*, 2000), 21-28m en Ligurie (Italie ; Bianchi et Peirano, 1995), 20-30m dans le Latium (Italie ; Diviacco *et al.*, 2001), 28-32m dans les Bouches-du-Rhône (France ; Bourcier, 1979 ; Cristiani, 1980), 28-38m dans le Var (France ; Bourcier, 1979 ; Harmelin et Laborel, 1976), 22-35m dans les Alpes-Maritimes (France ; Meinesz et Laurent, 1977, 1978), 30-39m en Corse (Molinier, 1960 ; Bay, 1979 ; Meinesz *et al.*, 1987 ; Pasqualini, 1997), 30-38m à Ischia (golfe de Naples, Italie ; Giraud *et al.*, 1979) et 43-44m à Malte (Schembri, 1995). Dans le Var et en Corse, des touffes isolées de *P. oceanica* ont été observées jusqu'à 45-48m de profondeur (Augier et Boudouresque, 1979 ; Boudouresque *et al.*, 1990c). La **lumière** constitue l'un des facteurs les plus importants pour la répartition et la densité de *P. oceanica* (Elkalay *et al.*, 2003).

Posidonia oceanica craint la **dessalure**. Elle dépérit immédiatement en dessous de 33‰ (Ben Alaya, 1972). C'est la faible salinité qui l'élimine de la mer de Marmara (21-27‰), des étangs saumâtres de la côte languedocienne et du voisinage de l'embouchure des fleuves côtiers. L'absence de *P. oceanica* de la partie centrale de nombreuses plages pourrait correspondre à la zone de résurgence de la nappe phréatique (Leriche, 2004). L'espèce semble mieux résister aux salinités élevées, bien que Ben Alaya (1972) ait indiqué que 41‰ constitue sa limite supérieure de tolérance. En effet, elle est présente dans des lagunes hypersalines de Tunisie (Bahiret el Biban ; 46‰ en moyenne en Août) et de Libye (Farwa : 39-44‰, en fonction de la saison) ; dans ces lagunes, sa vitalité (nombre de feuilles produites par an, croissance des rhizomes) semble identique, voire supérieure à ce qui est observé en mer ouverte (Pergent et Zaouali, 1992 ; Pergent et Pergent-Martini, 2000 ; Pergent *et al.*, 2002a).

Les **températures** extrêmes mesurées dans un herbier à *P. oceanica* sont 9.0 et 29.2°C (récif-barrière de la baie de Port-Cros, Var, France ; Augier *et al.*, 1980 ; Robert, 1988). Il est possible toutefois que les températures basses (moins de 10°C) et hautes (plus de 28°C) ne soient supportées qu'exceptionnellement. L'absence de *P. oceanica* des côtes levantines (Méditerranée Orientale), et sa rareté dans le Nord de l'Adriatique et le long des côtes languedociennes, pourraient être dues respectivement aux températures estivales et hivernales (Boudouresque et Meinesz, 1982). Par ailleurs, en profondeur, Mayot *et al.* (2005) suggèrent que l'augmentation de la température de l'eau de mer qui est observée actuellement (Salat et Pascual, 2002) pourrait avoir un effet négatif sur *P. oceanica*.

Posidonia oceanica craint un **hydrodynamisme** trop intense. Les tempêtes arrachent des faisceaux de feuilles, dont certains constitueront des boutures. Elles peuvent éroder la "matte"¹⁰, soit directement, soit en la vidant de son sédiment, ce qui la fragilise (voir plus loin). C'est la raison pour laquelle, en mode battu, l'herbier ne s'approche pas à plus de 1 ou 2m de la surface. Les "mattes mortes" peuvent donc constituer un phénomène naturel, comme par exemple dans la baie de La Palud, à Port-Cros (Var, France) (Augier et Boudouresque, 1967). Dans la littérature, il n'est pas rare que la présence de "matte morte" ait été interprétée, à tort, comme le signe univoque d'un impact de l'homme (Moreno *et al.*, 2001).

¹⁰ Voir page 15 la définition du terme "matte".

2.4. LA STRUCTURE DES HERBIERS

Les feuilles et les rhizomes de *Posidonia oceanica* sont le support de toute une flore et une faune d'organismes dont certains sont calcifiés. A leur mort, leurs restes tombent sur place, constituant un **sédiment autochtone** (débris de tests ou de piquants d'oursins, de coquilles de Mollusques, de Corallinaceae¹¹, etc.). Par ailleurs, les feuilles de *P. oceanica*, par leur densité (jusqu'à 5000/m²) et leur disposition, diminuent la vitesse du courant ; les particules sédimentaires transportées par l'eau voient leur énergie cinétique diminuer et tombent alors sur le fond (**sédiment allochtone**).

Les rhizomes de *P. oceanica* croissent en hauteur, même en l'absence de sédimentation. Pour résister à l'ensevelissement, ils sont capables d'accélérer leur croissance (Molinier et Picard, 1952 ; Caye, 1980 ; Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983 ; Boudouresque *et al.*, 1984 ; Jeudy de Grissac et Boudouresque, 1985 ; Boudouresque *et al.*, 1994b).

On nomme "**matte**" l'ensemble constitué par les rhizomes, les écailles, les racines et par le sédiment qui remplit les interstices. Les rhizomes, les écailles et les racines sont peu putrescibles et se conservent donc, à l'intérieur de la "matte", pendant plusieurs siècles ou millénaires (Boudouresque *et al.*, 1980d ; Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983).

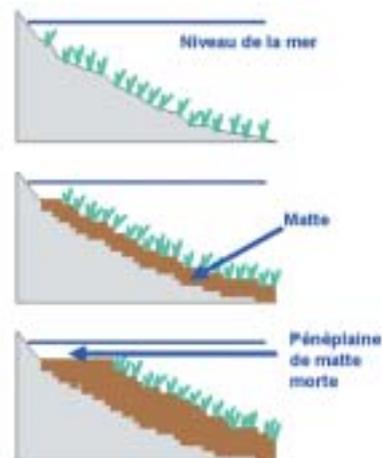
Au cours du temps, la "matte" **monte vers la surface**. En comparant les cartes bathymétriques de 1839 et de 1950 pour les passes Levant-Port-Cros et Bagaud-Port-Cros (Var, France), Molinier et Picard (1952) ont mesuré une élévation du fond de **1m/siècle**. Il convient bien sûr de s'interroger sur la précision de ces cartes. En Catalogne (Espagne), sur une période de 3000 ans, la croissance moyenne a été de **18cm/siècle** (Mateo *et al.*, 1997). Dans la rade de Giens (Var, France), une épave romaine qui coula vers 50 ou 60 avant J.C. est recouverte par 2m de "matte" (Fig. 6 ; Tchernia *et al.*, 1978 ; Boudouresque et Meinesz, 1982). Sous la pointe du Moulin (Port-Cros, Var, France), la datation au carbone 14 (¹⁴C) des restes de rhizomes indique une croissance moyenne de **10cm/siècle** (Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983). Une vitesse moyenne plus faible a été mesurée dans la baie de Calvi, Corse (Boudouresque *et al.*, 1980d).

La montée de la "matte" peut amener l'herbier au voisinage de la surface. En **mode battu**, cette montée s'arrête à 1 ou 2m sous la surface. L'hydrodynamisme s'oppose en effet à la poursuite de cette élévation et détermine la formation d'une pénélaine de "matte morte" (Fig. 7 ; Molinier et Picard, 1952 ; Boudouresque et Meinesz, 1982). En **mode calme**, plus particulièrement au fond des baies, en revanche, la montée de

Fig. 6. L'épave romaine de la Madrague de Giens (Var, France). On distingue la "matte" (flèche) sous laquelle l'épave et les amphores étaient enfouies. D'après Tchernia *et al.* (1978).



Fig. 7. Dynamique de l'herbier à *Posidonia oceanica* en mode battu. La montée de la "matte", au cours du temps, s'arrête à 1-2m de profondeur. L'érosion par l'hydrodynamisme de surface détermine la formation d'une pénélaine de "matte morte". D'après Boudouresque (original).



¹¹ Les Corallinaceae sont des organismes photosynthétiques calcifiés qui appartiennent aux Rhodobiontes (Plantae).



Fig. 8. Dans une baie abritée, l'herbier à *Posidonia oceanica* s'approche de la surface. Photo E. Charbonnel.



Fig. 9. Le récif-barrière de la baie de Port-Cros (Var, France). Les feuilles de *Posidonia oceanica* sont étalées à la surface de l'eau. Photo S. Ruitton.

la "matte" peut se poursuivre jusqu'à la surface (Fig. 8). Les feuilles s'étalent à la surface (Fig. 9). Dans un premier temps, l'émersion de l'extrémité des feuilles se localise le long de la côte. On désigne cette formation sous le nom de **récif-frangeant** (Fig. 11). Par la suite, la poursuite de la montée de la "matte" élargit le récif-frangeant. Au sein du récif-frangeant, les feuilles et la faible profondeur gênent la circulation des eaux ; la température peut descendre en dessous (en hiver) ou s'élever au-dessus (en été) des limites de tolérance de *P. oceanica* ; il en va de même de la salinité, lors des épisodes de pluie. Entre la côte et le front d'émersion de *P. oceanica*, les Posidonies meurent : il se forme ainsi un **lagon** (Fig. 10) (Molinier et Picard, 1952 ; Boudouresque et Meinesz, 1982).

Le front d'émersion de *P. oceanica* constitue alors un **récif-barrière** (Fig. 10). Avec le temps, le récif-barrière progresse vers le large et le lagon s'élargit (Fig. 11). (Molinier et Picard, 1952 ; Augier et Boudouresque, 1970a ; Boudouresque et Meinesz, 1982). La progression vers le large du récif-barrière a été estimée à 8-10m par siècle (Boudouresque ; données inédites). Dans le lagon, dont le fond est vaseux, 2 Magnoliophytes à feuilles plus étroites et plus courtes que celles de la Posidonie peuvent s'installer : *Cymodocea nodosa* et *Nanozostera noltii*.

De nombreux récifs-barrières ont été détruits, du fait de leur localisation dans des baies qui ont été transformées en ports. Les récifs-barrières les plus spectaculaires encore existants sont ceux de Port-Cros, du Brusc et de la Madrague de Giens (Var, France) (Molinier et Picard, 1952; Augier et Boudouresque, 1970a ; Boudouresque *et al.*, 1975 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Bernard *et al.*, 2002 ; Charbonnel *et al.*, 2002). Des récifs-barrières moins typiques, ou moins bien connus, existent également (ou ont existé¹²) au Sud de Port-Bou (Catalogne, France), à Puerto de Sanitja (Minorque, Baléares, Espagne), à Bajos de Roquetas (Almería, Espagne), à Toulon (anse du Mourillon), à Saint-Tropez (port du Pilon), à Sainte-Marguerite (France continentale), dans le golfe de Saint-Florent et l'avant-port de Centuri (Corse), à Rapallo et Prelo (Italie), dans l'anse de Kouali

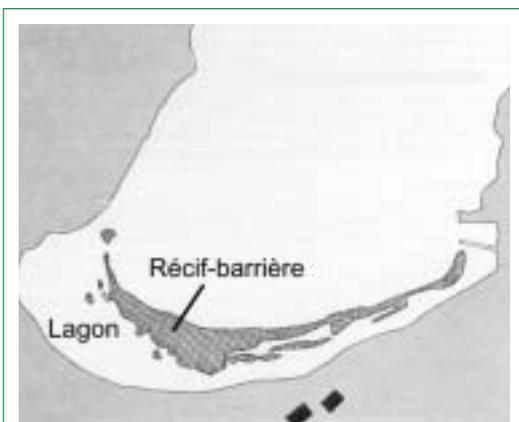


Fig. 10. Le récif-barrière de Posidonie de la baie de Port-Cros (Var, France), au début du 20^{ème} siècle. D'après Boudouresque *et al.* (1975).

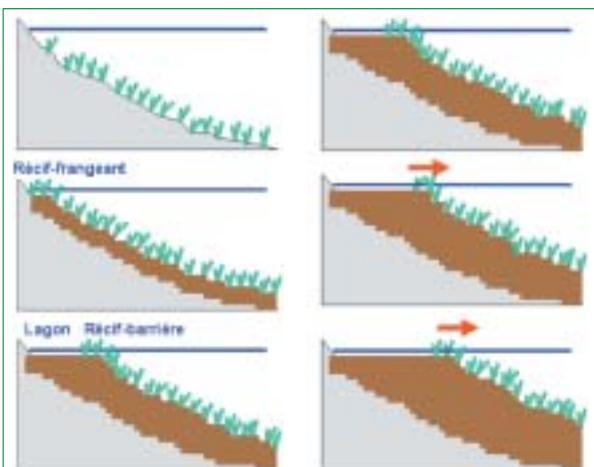


Fig. 11. Dynamique de l'herbier à *Posidonia oceanica* en mode calme. La montée de la "matte", au cours du temps, peut se poursuivre jusqu'à la surface. Il se forme d'abord un récif-frangeant, puis un récif-barrière séparé de la côte par un lagon. Avec le temps, le récif-barrière progresse vers le large. D'après Boudouresque (original).

¹² Certains de ces récifs-barrière, cités ici d'après des références assez anciennes, ont en effet peut-être disparu depuis, sans que cette disparition ait été enregistrée par une publication scientifique.

et entre Bou-Ismaïl et Sidi-Ferruch (Algérie), à La Marsa et à Sidi-el-Reiss (Tunisie), à Urla-Iskele (golfe d'Izmir, Turquie) et enfin à Abu-Qir (Egypte) (Molinier et Picard, 1954 ; Aleem, 1955 ; Molinier et Picard, 1956 ; Molinier, 1960 ; Ben Alaya, 1969 ; Boudouresque *et al.*, 1985b ; Pergent et Pergent, 1985 ; Boudouresque *et al.*, 1994b ; Bianchi et Peirano, 1995 ; Charbonnel *et al.*, 1996 ; Ribera *et al.*, 1997 ; Sánchez-Lizaso, 2004).

2.5. LES TYPES D'HERBIER

L'herbier à *Posidonia oceanica* peut se présenter sous un certain nombre de types morpho-structuraux qui sont liés à l'hydrodynamisme, aux courants et/ou à la température des eaux. Toutefois, ces types d'herbier ne semblent pas avoir d'influence sur la densité des faisceaux, la longueur des feuilles, le nombre de feuilles par faisceau ou la biomasse (Borg *et al.*, 2005).

L'**herbier de plaine** constitue le type d'herbier le plus courant en Méditerranée, tout particulièrement en Méditerranée Occidentale. Il se présente sous la forme d'une prairie plus ou moins continue, horizontale ou en pente modérée, interrompue par des structures érosives (tombants de "matte", intermattes érosives, intermattes déferlantes, rivières de retour) et des "mattes mortes" non érosives (intermattes structurelles) (Fig. 12 ; Boudouresque *et al.*, 1980d, 1985a). Toutes ces structures sont d'origine naturelle (Blanc et Jeudy de Grissac, 1984). Les **intermattes érosives** sont des sortes de "marmites de géants" creusées dans la "matte", de forme circulaire ou ovoïde ; lorsqu'elles sont profondes, *P. oceanica* peut se réinstaller au fond de l'intermatte (Molinier et Picard, 1952). Les **intermattes déferlantes** sont des sillons de plusieurs dizaines de mètres de longueur et de quelques mètres de largeur, parallèles au rivage. Le côté d'une intermatte déferlante le plus proche de la côte est constitué par un tombant de "matte" ; son érosion est active. La partie centrale de l'intermatte déferlante est constituée par de la "matte morte", éventuellement recouverte par du sable. Le côté le plus éloigné de la côte est constitué par un front d'herbier, avec des rhizomes plagiotropes, qui tend à recoloniser l'intermatte. Au cours du temps, l'intermatte déferlante se déplace donc, parallèlement à elle-même, en direction de la côte (Fig. 12, 13)

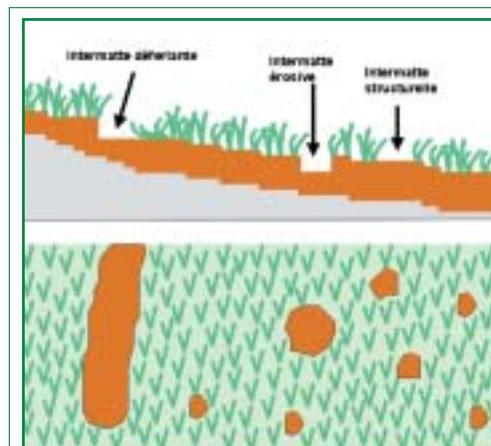


Fig. 12. L'herbier de plaine. En haut, coupe perpendiculaire à la côte, montrant une intermatte déferlante, une intermatte érosive et une intermatte structurelle. En bas, vue de dessus des mêmes structures. D'après Boudouresque (original).



Fig. 13. Une intermatte déferlante dans la baie de Calvi (Corse). A gauche, le tombant érosif. A droite, des rhizomes plagiotropes de *Posidonia oceanica* recolonisent l'intermatte. Photo A. Meinesz.



Posidonies Sable
Matte Courant de surface
 Courant de fond

Fig. 14. Une rivière de retour, dans une baie. Le vent pousse vers la côte les eaux de surface (flèches), et elles retournent vers le large au niveau du fond (flèches). D'après Boudouresque et Meinesz (1982).

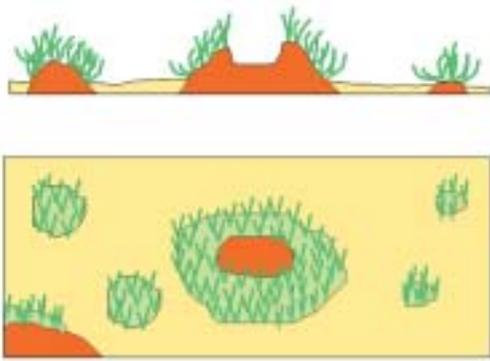


Fig. 15. Coupe transversale dans un herbier de colline (en haut) : des collines jeunes (à droite et à gauche) et une colline âgée, dont la destruction a commencé (au centre). Vue de dessus d'un herbier de colline (en bas), avec des collines d'âge variable, dont une colline presque complètement détruite (en bas à gauche). D'après Boudouresque (original).

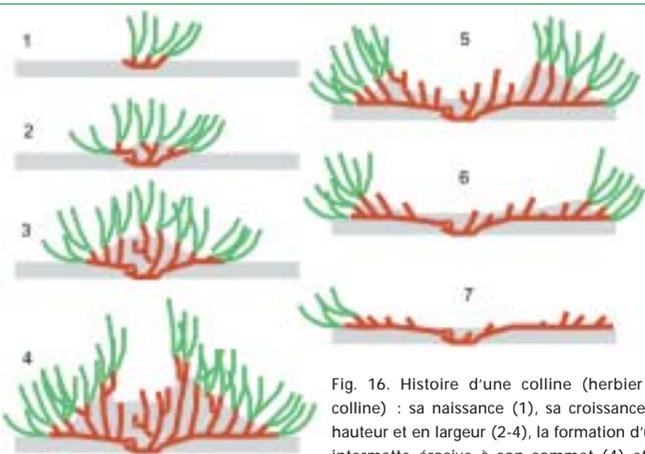


Fig. 16. Histoire d'une colline (herbier de colline) : sa naissance (1), sa croissance en hauteur et en largeur (2-4), la formation d'une intermatte érosive à son sommet (4) et sa destruction (5-7). Une nouvelle colline peut naître des restes d'une colline. Gris clair : le sable. Gris foncé : les feuilles. Marron : les rhizomes. D'après Boudouresque (original).

(Boudouresque *et al.*, 1980d ; Leriche *et al.*, 2004). Des intermattes déferlantes typiques ont été observées dans la baie de Calvi (Corse), dans la rade de Giens (Var, France) ainsi qu'à Torre Astura, Circeo et Terracina (Latium méridional, Italie) (Boudouresque *et al.*, 1980d ; Paillard *et al.*, 1993 ; Diviacco *et al.*, 1999, 2001). Les **rivières de retour** (ou chenaux sagittaux) sont des chenaux perpendiculaires à la côte, creusés dans l'herbier, par où se fait le retour vers le large, au niveau du fond, des eaux de surface poussées par le vent vers la côte ; le lit de la rivière de retour peut être suivi jusqu'à 10-15m de profondeur, plus rarement 20m ; il est large de 100 à 300m, parfois moins et est souvent bordé par des tombants de "matte" (Fig. 14) (Blanc, 1974, 1975 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Blanc et Jeudy de Grissac, 1984). La vitesse du courant de retour (undertow) peut être importante, lors des tempêtes, puisque Blanc (1974) a observé des blocs de roche de 50kg transportés sur plusieurs centaines de mètres. Enfin, les **intermattes structurales** sont de petites étendues de "matte morte" (0.2-0.5m²) dont l'origine, qui reste à élucider, semble naturelle (Boudouresque, données inédites).

L'**herbier de colline** est moins fréquent. Il se rencontre entre 15 et 30m de profondeur, dans des secteurs où l'hydrodynamisme est important (Boudouresque *et al.*, 1985a). Dans l'herbier de colline, des boutures de *P. oceanica* donnent naissance à des "collines" qui s'accroissent en largeur et en hauteur. Les collines sont généralement entourées par du sable (Fig. 15).

La croissance en hauteur des collines les expose à l'hydrodynamisme : à leur sommet, le sédiment de la "matte" se maintient mal et les rhizomes se déchaussent. Les rhizomes déchaussés sont vulnérables, de telle sorte qu'une intermatte se forme. Avec le temps, cette intermatte s'élargit, jusqu'à ce que la colline soit entièrement (ou presque) détruite (Fig. 15 et 16). La durée de vie d'une colline, entre sa naissance et sa destruction, serait de l'ordre d'un siècle (Boudouresque *et al.*, 1985a, 1986a). Il semble que la destruction ne soit pas toujours complète, et qu'une nouvelle colline puisse naître des restes d'une ancienne colline. L'herbier de colline a été décrit en Corse (Boudouresque *et al.*, 1985a) ; il a également été observé dans le Var et en Toscane ; il est



Fig. 17. Un herbier tigré, vu de dessus : des bandes d'herbier, plus ou moins parallèles, sont entourées par des "mattes mortes" généralement occupées par un peuplement à *Cymodocea nodosa* et/ou *Caulerpa prolifera*. D'après Boudouresque *et al.* (1985b), redessiné (Boudouresque, original).

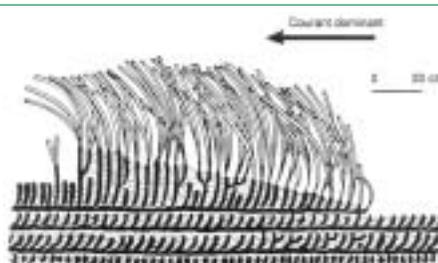


Fig. 18. Coupe transversale dans une bande d'herbier tigré. La progression se fait vers la droite, tandis que la bande est érodée par l'hydrodynamisme (généralisé par le courant dominant) à gauche. D'après Boudouresque *et al.* (1990a).



Fig. 19. Vue aérienne d'un herbier tigré, dans le golfe de Gabès (Tunisie). D'après Blanpied *et al.* (1979).

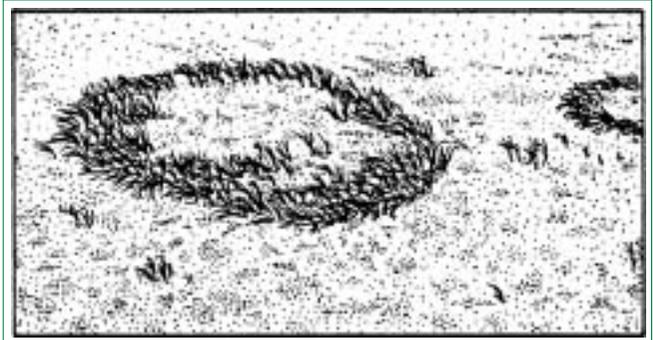


Fig. 20. Micro-atoll de *Posidonia oceanica*. D'après Cirik in Boudouresque *et al.* (1990a).

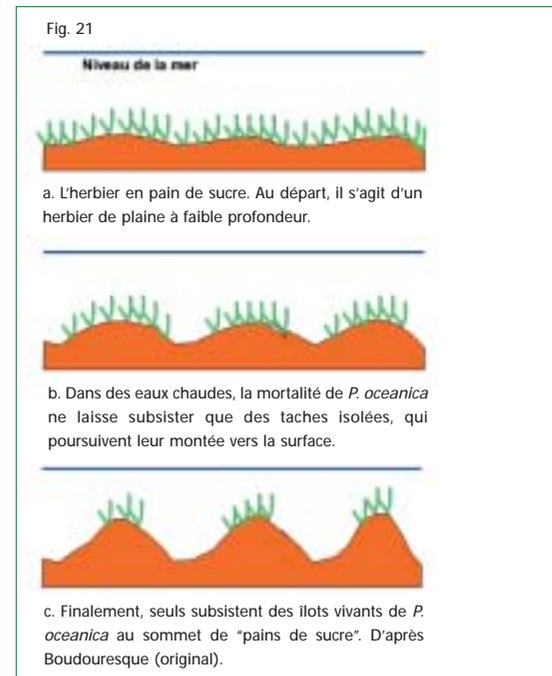
probablement beaucoup plus répandu en Méditerranée que ces rares signalisations peuvent le laisser croire, au moins en Méditerranée Centre-Occidentale.

L'**herbier tigré** correspond à des bandes d'herbier à *P. oceanica* de 1 à 2m de largeur, plusieurs dizaines de mètres de longueur, séparées par de la "matte morte" occupée par un peuplement à *Cymodocea nodosa* et/ou *Caulerpa prolifera* (Chlorobionte, Plantae) (Fig. 17). Les bandes d'herbier se déplacent parallèlement à elles-mêmes, contre le courant dominant, à une vitesse moyenne de 10cm/an. En coupe transversale, une bande d'herbier comporte d'un côté un front de rhizomes plagiotropes, qui progresse sur la "matte morte", une pente douce en arrière du front, et un petit tombant érosif au niveau duquel la bande se détruit (Fig. 18) (Boudouresque *et al.*, 1985b ; Boudouresque *et al.*, 1990a ; Boudouresque et Ben Maiz, données non publiées).

L'**herbier tigré**, qui se développe à faible profondeur (moins de 10m), est surtout développé dans le golfe de Gabès, en Tunisie, principalement autour des îles Kerkennah (Fig. 19). Sous une forme moins typique, on le rencontre dans les Bouches de Bonifacio (Sud de la Corse) et à Marsala (Sicile Occidentale) (Blanpied *et al.*, 1979 ; Calvo et Fradà-Orestano, 1984 ; Boudouresque *et al.*, 1990a ; Boudouresque et Ben Maiz, inédit).

Les **micro-atolls** de *P. oceanica* sont souvent associés à l'herbier tigré. Un micro-atoll est, à l'origine, une tache plus ou moins circulaire de *P. oceanica*, à très faible profondeur. La Posidonie meurt au centre de la tache, tandis que celle-ci s'agrandit, grâce à des rhizomes plagiotropes, à sa périphérie, donnant ainsi naissance à une couronne de Posidonie (Fig. 20 ; Boudouresque *et al.*, 1990a). Des micro-atolls ont été décrits en Turquie, à Marsala (Sicile Occidentale) et à Sain-Florent (Corse) (Calvo et Fradà-Orestano, 1984 ; Boudouresque *et al.*, 1990a ; Pasqualini *et al.*, 1995).

L'**herbier en pain de sucre** a été décrit par Molinier et Picard (1954) en Tunisie. Au départ, il s'agit d'un herbier de plaine à faible profondeur. Sans doute en raison de la température de l'eau trop élevée, l'herbier meurt, à l'exception de taches plus ou moins circulaires. Ces taches continuent à monter vers la surface, en même temps que leur diamètre diminue, déterminant ainsi des "pains de sucre" caractéristiques (Fig. 21). En dehors des côtes tunisiennes, ce type d'herbier a été observé dans la rade de Giens (Var, France).



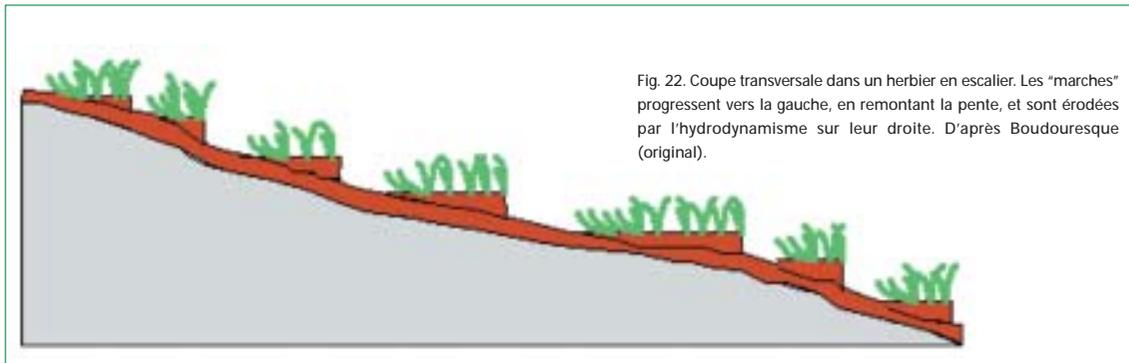


Fig. 22. Coupe transversale dans un herbier en escalier. Les "marches" progressent vers la gauche, en remontant la pente, et sont érodées par l'hydrodynamisme sur leur droite. D'après Boudouresque (original).

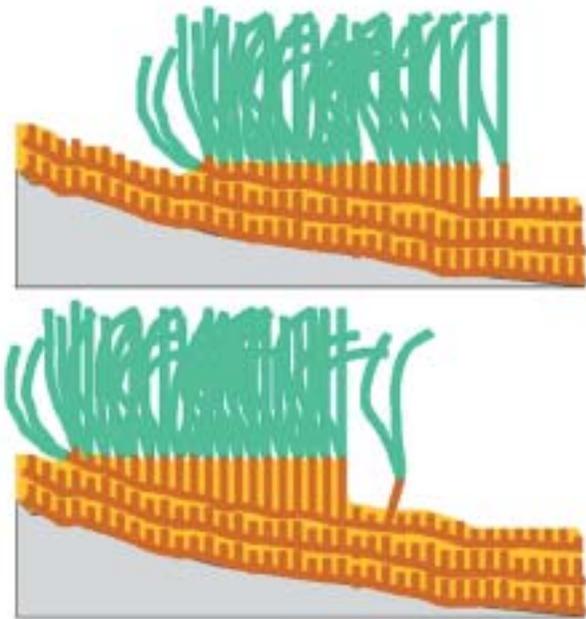


Fig. 23. L'herbier en escalier. Un "marche" de Posidonies remonte la pente et est érodée par l'hydrodynamisme en arrière. D'après Boudouresque (original).

L'**herbier en escalier** se développe sur des substrats durs en pente relativement forte, parcourus par des courants de fond descendants (Boudouresque, données inédites). Le fonctionnement est similaire à celui de l'herbier tigré. Des bandes d'herbier, parallèles entre elles, larges de 0.5 à 3m, remontent la pente, contre le courant descendant. Du côté amont de chaque "marche" d'escalier, des rhizomes plagiotropes progressent, à la vitesse moyenne de 10cm/an, du côté aval, le courant érode le tombant de la "marche" (Fig. 22, 23). A Punta Ciuttone (Corse Occidentale, Parc naturel régional de Corse), où ce type d'herbier a été découvert, il faudrait en moyenne quelques siècles pour qu'une "marche", partie du bas de la pente, la remonte complètement et y soit détruite par l'hydrodynamisme (Boudouresque, données non publiées). L'herbier en escalier est également présent à Port-Cros (Var, France). Il est probablement présent dans d'autres secteurs de Méditerranée Nord-Occidentale, où il devrait être recherché.

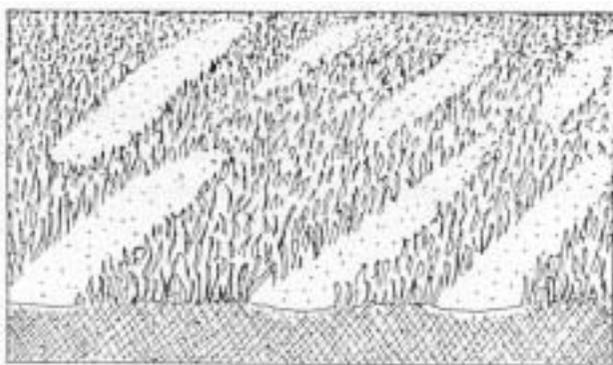


Fig. 24. Coupe et vue en perspective d'un herbier ondoyant à *Posidonia oceanica*. D'après Bonhomme *et al.* (1999).

Enfin, l'**herbier ondoyant** se développe vers la limite inférieure de *P. oceanica*, entre 25 et 40m de profondeur, sur substrat sub-horizontale (Clairefond et Judy de Grissac, 1979). Il a toutefois également été observé à faible profondeur (El Asmi-Djellouli *et al.*, 2000). Il est caractérisé par des bandes d'herbier larges (jusqu'à une dizaine de mètres), parallèles entre-elles et anastomosées, en très léger relief, séparées par des bandes de sable recouvrant (éventuellement) de la "matte morte", parallèles entre elles également (Fig. 24). Il a été décrit entre les îles de Port-Cros et Bagaud (Var, France) (Clairefond et Judy de Grissac, 1979) et retrouvé à l'entrée de la baie de Galeria (Corse ;

Bianconi et Boudouresque, données inédites), dans la baie de La Ciotat (Bouches-du-Rhône, France ; Charbonnel et Francour, 1994 ; Bonhomme *et al.*, 1999) et en Tunisie, à faible profondeur (El Asmi-Djellouli *et al.*, 2000). Il n'est probablement pas très rare. Sa genèse n'est, pour le moment, pas expliquée.

2.6. LE FONCTIONNEMENT DE L'ÉCOSYSTÈME

Une caractéristique fondamentale de l'écosystème à *Posidonia oceanica* est constituée par la juxtaposition de **2 types de production primaire**. A l'échelle planétaire, seuls les écosystèmes à Magnoliophytes (= Phanérogames) marines présentent cette particularité (Boudouresque, 1996).

(i) La production primaire issue de *P. oceanica* est riche en cellulose et en lignine, composés peu utilisables par les herbivores, et en composés phénoliques, dont l'un des rôles est de dissuader les consommateurs potentiels (Piovetti *et al.*, 1984). La production primaire nette de *P. oceanica* est en moyenne de 420gMS/m²/an⁽¹³⁾, et peut atteindre 1300gMS/m²/an ; elle diminue en fonction de la profondeur (Mazzella et Ott, 1984 ; Romero-Martinengo, 1985 ; Pergent *et al.*, 1994 ; Pergent-Martini *et al.*, 1994 ; Pergent *et al.*, 1997). **(ii)** La production primaire issue des épiphytes des feuilles (Fig. 25) est constituée par des Chromobiontes et Rhodobiontes très palatables, et donc facilement utilisables par les herbivores ; elle est comprise entre 100 et 500gMS/m²/an (Giorgi et Thélén, 1983 ; Mazzella et Ott, 1984). Au total, les herbiers à *P. oceanica* constituent l'un des écosystèmes **les plus productifs de la planète**.



Fig. 25. Feuilles de *Posidonia oceanica* couvertes d'épiphytes, dans la baie de Port-Cros (Var, France). D'après Boudouresque et Meinesz (1982).

La **biomasse végétale** est très élevée : jusqu'à 900gMS/m²⁽¹⁴⁾ pour les feuilles, jusqu'à 470gMS/m² pour les épiphytes des feuilles, jusqu'à 50gMS/m² pour les épiphytes des rhizomes et jusqu'à 5500gMS/m² pour les rhizomes, les écailles et les racines ; elle diminue avec la profondeur (Thélén et Bedhomme, 1983 ; Pirc, 1983 ; Libes, 1984 ; Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1986 ; Ballesteros, 1987 ; Francour, 1990 ; Mazzella *et al.*, 1992). Aucun autre écosystème marin (à l'exception de la mangrove) ne présente une biomasse végétale aussi élevée. Cela est dû au stockage de la biomasse, sur une longue période de temps, dans la "matte". Biomasse végétale élevée et stockage sont des attributs habituellement associés aux écosystèmes forestiers continentaux.

La **biomasse animale** est considérablement plus faible que la biomasse végétale. Il s'agit également d'une caractéristique que l'écosystème à *P. oceanica* partage avec les écosystèmes forestiers continentaux. Pour chaque groupe taxonomique ou compartiment trophique, les valeurs varient considérablement d'une station à l'autre et en fonction de la profondeur. A titre indicatif, les valeurs (ou intervalles de valeurs) suivants peuvent être considérés comme habituels (en gMS/m²) : 2-180g pour les épiphytes des feuilles, 2-25g pour les poissons, 0.2g pour l'étoile de mer *Marthasterias glacialis*, 3-6g pour les mollusques et crustacés vagiles, 2-33g pour les oursins (principalement *Paracentrotus lividus* et *Psammechinus microtuberculatus*), 6-9g pour les holothuries (*Holothuria polii* et *H. tubulosa*) et 50-70g pour l'endofaune de la "matte" (Harmelin, 1964 ; Vadon, 1981 ; Harmelin-Vivien, 1982, 1983, 1984 ; Francour, 1984 ; Ballesteros, 1987 ; Francour et Paul, 1987 ; Francour, 1990, Harmelin-Vivien et Francour, 1992 ; Jiménez *et al.*, 1997). Au total, la faune représente habituellement 100-200gMS/m².



Fig. 26. Le poisson *Sarpa salpa* (saupe) est l'un des principaux consommateurs de *Posidonia oceanica*. Photo S. Ruitton.

¹³ MS = masse sèche. Des valeurs supérieures ont été mentionnées dans la littérature (e.g. Ott, 1980) ; leur valeur est locale, à moins qu'elles ne soient dues à des artefacts méthodologiques.

¹⁴ Des valeurs plus élevées ont été signalées par plusieurs auteurs (e.g. Drew et Jupp, 1976 ; Ott et Maurer, 1977, Boumaza et Semroud, 1995 ; Romero *et al.*, 1998).



Fig. 27. Une banquette de feuilles mortes de *Posidonia oceanica* sur une plage de Corse. Photo S. Ruitton.

Une faible part (moins de **10%**) de la production primaire de *P. oceanica* est utilisée par des **herbivores**. Il s'agit principalement du poisson *Sarpa salpa* (Fig. 26, 28), de l'oursin *Paracentrotus lividus*, des crustacés isopodes *Idotea hectica*, des araignées de mer *Pisa mucosa* et *P. nodipes* (Issel, 1918a ; Vadon, 1981 ; Verlaque, 1981 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Wittmann et Ott, 1982 ; Chessa *et al.*, 1983 ; Lorenti et Fresi, 1983 ; Nédélec et Verlaque, 1984 ; Velimirov, 1984 ; Verlaque, 1987, 1990 ; Pergent *et al.*, 1994, 1997 ; Rico-Raimondino, 1995 ; Boudouresque et Verlaque, 2001). Le rôle modeste du broutage par *Sarpa salpa* pourrait constituer un artéfact lié à l'action de l'homme ; en effet, dans un certain nombre d'Aires Marines Protégées (Les îles Mèdes et Tabarca en Espagne, Port-Cros en France, El Kala en Algérie) le surpâturage par *S. salpa* a été observé (Laborel-Deguen et Laborel, 1977 ; Pergent *et al.*, 1993 ; Sánchez-Lizaso

et Ramos-Esplá, 1994 ; Tomàs-Nash, 2004). En revanche, les épiphytes des feuilles sont largement utilisés, en particulier par les gastropodes *Bittium reticulatum*, *Calliostoma langieri*, *Cerithium vulgatum*, *Columbella rustica*, *Gibbula umbilicaris*, *Rissoa* sp. plur. et *Jujubinus* sp. plur. (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Templado-González, 1982 ; Chessa *et al.*, 1983 ; Templado, 1984 ; Mazzella *et al.*, 1986). En outre, les macro-herbivores qui broutent les feuilles consomment en même temps les épiphytes qu'elles portent ; *Paracentrotus lividus* préfère d'ailleurs les feuilles épiphytées aux feuilles sans épiphytes (Traer, 1979).

Une partie importante de la production primaire (24 à 85%) est **exportée**, sous forme de feuilles mortes (Fig. 28 ; Ott et Maurer, 1977 ; Francour, 1990 ; Boudouresque *et al.*, 1994b ; Pergent *et al.*, 1994 ; Mateo-Minguez, 1995 ; Cebrian et Duarte, 2001). Ces feuilles mortes constituent, dans d'autres écosystèmes, une ressource alimentaire non négligeable : elles peuvent constituer jusqu'à 40% du contenu digestif de l'oursin *Paracentrotus lividus*, dans une communauté de substrat dur éloignée de plusieurs centaines de mètres de l'herbier le plus proche (Verlaque et Nédélec, 1983 ; Cebrian et Duarte, 2001). Elles peuvent également s'accumuler, temporairement, sur les plages, où elles constituent des **banquettes** ; des banquettes particulièrement importantes (jusqu'à 2.5m de hauteur) s'observent en Sardaigne (Alghero), en Corse (Cap Corse), en Sicile (Marsala) et en Libye (Fig. 27 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Bellan-Santini et Picard, 1984 ; Farghaly et Denizot, 1984).

Une partie des feuilles mortes de *P. oceanica* reste au sein de l'herbier, où elles constituent la **litière**. C'est en été et en automne (à faible profondeur) et en hiver (en profondeur) que la litière est la plus abondante. Sa masse augmente avec la profondeur, et représente entre 25 et 200% par rapport à la biomasse des feuilles vivantes (Pergent-Martini *et al.*, 1992b ; Romero *et al.*, 1992 ; Mateo-Minguez, 1995). Sa dégradation (micro-organismes et détritivores) est relativement lente : après un mois, à 20m de profondeur, 11% (Ischia, Italie ; Pergent *et al.*, 1994) à 35% (Marseille, France ; Rico-Raimondino, 1995) seulement de sa masse a disparu. Après 6 mois, le pourcentage de dégradation atteint, à Ischia (Italie), 64% (5m) et 44% (20m) (Pergent *et al.*, 1994). La **voie des détritivores** constitue la principale voie de transfert de la production primaire des feuilles de *P. oceanica* dans l'écosystème (Chessa *et al.*, 1983 ; Boudouresque *et al.*, 1994b).

Au début de la chaîne des détritivores se situent les oursins *Psammechinus microtuberculatus* et *Sphaerechinus granularis*, les crustacés amphipodes *Atylus guttatus*, *Melita palmata* et *Gammarella fucicola*, l'isopode *Zenobiana prismaticus* et le brachyoure *Sirpus zariquieyi*, qui

dilascèrent les feuilles mortes (Wittmann *et al.*, 1981 ; Campos-Villaça, 1984 ; Paul *et al.*, 1984 ; Vadon, 1984 ; Mazzella *et al.*, 1986). Plus loin dans la chaîne trophique, on trouve l'holothurie *Holothuria tubulosa* et les ophiures *Ophiura texturata* et *Ophioderma longicauda* (Verlaque, 1981 ; Zupi et Fresi, 1984 ; Coulon et Jangoux, 1992). En fait, la dégradation effective est surtout le fait de bactéries et de Fungi¹⁵, par exemple *Corollospora maritima*, les autres organismes jouant surtout un rôle dans la fragmentation des débris de feuilles (Cuomo *et al.*, 1982 ; Mazzella *et al.*, 1995).

De nombreux prédateurs se nourrissent des invertébrés de petite taille, qu'ils vivent sur les feuilles, dans la litière ou dans la "matte" (Fig. 28) : les étoiles de mer *Echinaster sepositus* et *Asterina panceri*, le crustacé *Palaemon xiphias*, les mollusques *Chauvetia minima* et *Sepia officinalis* et les poissons *Coris julis*, *Diplodus annularis*, *Hippocampus guttulatus*, *Symphodus cinereus*, *S. doderleini*, *S. ocellatus*, *S. roissali* et *S. rostratus*, etc. (Galán *et al.*, 1982 ; Templado-González, 1982 ; Chessa *et al.*, 1983 ; Ballesteros *et al.*, 1984 ; Fresi *et al.*, 1984 ; Lejeune, 1985 ; Harmelin-Vivien et Francour, 1992). L'oursin *Paracentrotus lividus* est consommé par l'étoile de mer *Marthasterias glacialis*, l'araignée *Maja squinado* et les poissons *Coris julis*, *Diplodus vulgaris*, *D. sargus*, *Sparus aurata*, *Symphodus mediterraneus*, *S. roissali* et *S. tinca* (Dance et Savy, 1987 ; Savy, 1987 ; Boudouresque et Verlaque, 2001). Le grand mollusque bivalve *Pinna nobilis* est consommé par le poulpe *Octopus vulgaris* (De Gaulejac, 1989). Les prédateurs de poissons sont les rascasses *Scorpaena notata*, *S. porcus*, *S. scrofa* (¹⁶), les serrans *Serranus cabrilla* et *S. scriba* et le congre *Conger conger* (Harmelin-Vivien, 1984 ; Lejeune, 1985 ; Harmelin-Vivien *et al.*, 1989).

Les poissons **planctonophages** qui exploitent, le jour, la colonne d'eau, tels que la castagnole *Chromis chromis* et les mandoles *Spicara smaris* et *S. maena*, dorment la nuit dans l'herbier (Harmelin-Vivien, 1984). Ils sont susceptibles d'y être consommés par les prédateurs piscivores, dont certains sont actifs la nuit, tels que les congres et les rascasses (Harmelin-Vivien, 1982, 1984), ce qui représente une **entrée** de carbone organique dans l'écosystème (Fig. 28 ; Boudouresque *et al.*, 1994b).

Une autre **entrée** d'énergie dans l'écosystème est constituée par les **filtreurs** et les **suspensivores** épiphytes des feuilles (hydriaires, bryozoaires) ou fixés sur les rhizomes (par exemple le polychète *Spirographis spallanzani*, le bivalve *Pinna nobilis* et l'ascidie *Halocynthia papillosa*) (Fig. 28 ; Mazzella *et al.*, 1986 ; Boudouresque *et al.*, 1994b).

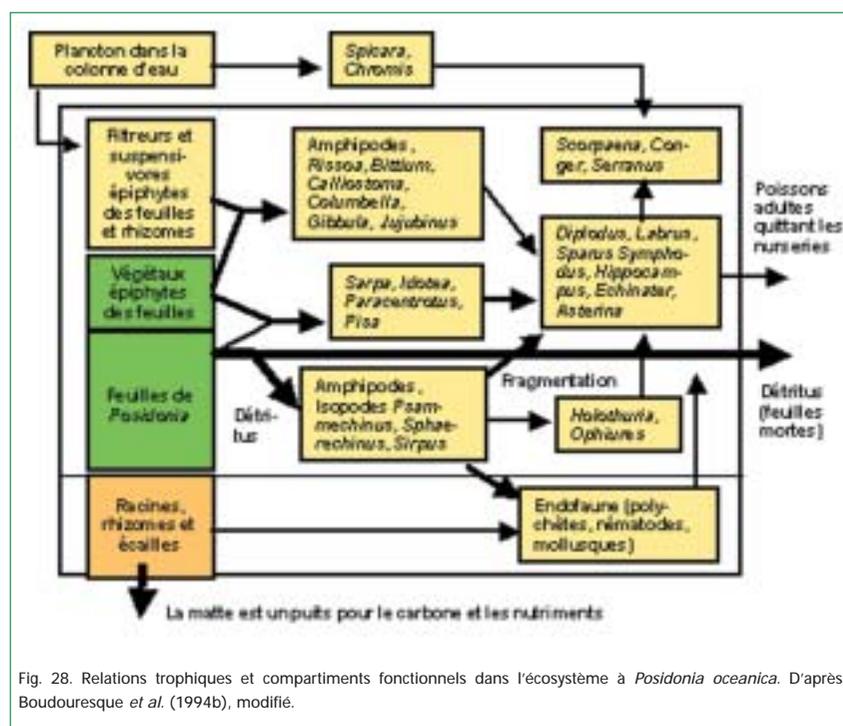


Fig. 28. Relations trophiques et compartiments fonctionnels dans l'écosystème à *Posidonia oceanica*. D'après Boudouresque *et al.* (1994b), modifié.

¹⁵ Les Fungi (= Eumycètes) constituent l'un des groupes que l'on réunissait autrefois sous le nom de "champignons". Les "champignons", au sens populaire du terme, constituent en effet un ensemble polyphylétique, c'est-à-dire hétérogène et artificiel (Lecointre et Leguyader, 2001).

¹⁶ Des 3 espèces de rascasses, *Scorpaena scrofa* est celle qui est la plus spécialisée dans la consommation de poissons (Harmelin-Vivien *et al.*, 1989).

Certaines des caractéristiques de l'écosystème à *P. oceanica* sont inhabituelles en milieu marin, et le rapprochent des **écosystèmes forestiers continentaux** (Boudouresque, 1996) : **(i)** Accumulation de biomasse végétale sur plusieurs décennies, avec pour conséquence une biomasse végétale exceptionnellement élevée, **(ii)** Biomasse animale relativement modeste et concentrée dans la "matte", **(iii)** Faible utilisation de la production par les herbivores, la voie majeure de son transfert vers les niveaux trophiques supérieurs étant celle des détritivores. Toutefois, le système est plus ouvert que les écosystèmes forestiers, avec des entrées de carbone organique (filtreurs, suspensivores, poissons planctonophages), des sorties importantes (feuilles mortes, poissons adultes) et surtout la médiocre conservation des nutriments issus du recyclage de la matière organique. Il est enfin original¹⁷ par la juxtaposition de 2 types de production primaire (à recyclage lent et à recyclage rapide) et par la "matte", qui constitue un **puits**¹⁸ (Fig. 28) pour le carbone organique et pour les nutriments (Pergent *et al.*, 1994 ; Boudouresque, 1996).

¹⁷ Cette originalité est partagée avec d'autres écosystèmes à Magnoliophytes marines.

¹⁸ Un puits (= sink) : du carbone organique et des nutriments sont enterrés trop profondément dans la "matte" pour participer au recyclage. Ils sont séquestrés pendant une très longue période de temps. Dans certaines conditions, et à l'échelle des temps géologiques, le carbone organique ainsi séquestré peut participer à la genèse des hydrocarbures (Burllet et Oudin, 1979).

3. LE RÔLE DES HERBIERS À *POSIDONIA OCEANICA*

3.1. GÉNÉRALITÉS

Le rôle des herbiers à *Posidonia oceanica*, en milieu marin littoral, est souvent assimilé, à juste titre, à celui exercé par la forêt en milieu terrestre. Ces herbiers constituent la base de la richesse des eaux littorales en Méditerranée, par les surfaces qu'ils occupent (20 à 50% des fonds entre 0 et 50m de profondeur), et surtout par le rôle essentiel qu'ils jouent au niveau biologique, dans le maintien des équilibres littoraux et des activités économiques concomitantes.

3.2. RÔLE DANS LES ÉQUILIBRES ÉCOLOGIQUES DU SYSTÈME LITTORAL

Comme la majeure partie des peuplements édifiés par des espèces de Magnoliophytes marines, les herbiers à *Posidonia oceanica* assument un rôle écologique de tout premier plan.

Si Darwin (1859), le premier, a mentionné que les Magnoliophytes marines peuvent constituer la base de l'alimentation de plusieurs espèces de macro-herbivores (tortues marines), les recherches effectuées depuis plusieurs décennies permettent aujourd'hui de mieux cerner, et surtout de quantifier, le rôle réel de ces espèces dans le fonctionnement des réseaux trophiques littoraux.

Ces Magnoliophytes produisent d'énormes quantités de matière végétale qui constituent la base de nombreuses chaînes trophiques (McRoy et McMillan, 1977 ; Mazzella *et al.*, 1992; Pergent-Martini *et al.*, 1994 ; Romero, 2004b). Cette production primaire est comparable ou supérieure à celle d'autres milieux à forte production, qu'ils soient terrestres (forêts tempérées et tropicales, cultures céréalières) ou océaniques (zones d'upwelling¹⁹, mangroves, récifs coralliens et estuaires) (synthèse *in* Fergusson *et al.*, 1980). Les herbiers à Magnoliophytes marines, qui n'occupent que 0.15% de la surface de l'océan mondial, contribuent à **1%** de la production primaire nette océanique, soit 6Gt C/a (*in* Duarte et Chiscano, 1999 ; Templado, 2004). C'est le cas des herbiers à *Posidonia oceanica*, l'un des écosystèmes **les plus productifs de la planète** (voir § 2.6).

Toutefois, comme dans la plupart des écosystèmes composés de Magnoliophytes marines, la part de la production primaire consommée directement par les herbivores est très faible (Fig. 29). La majorité de cette production est **(i) Soit stockée** (dans la "matte") ou dégradée (par les détritivores) au niveau de la litière de l'herbier, **(ii) Soit exportée** vers d'autres écosystèmes sous forme de feuilles mortes (Pergent *et al.*, 1994). L'exportation de grandes quantités de feuilles mortes de *Posidonia oceanica* (Fig. 30) constitue une aubaine pour les zones plus profondes (peu ou pas éclairées) et les plages qui bénéficient de cette production allochtone (Wolff, 1976 ; Walker *et al.*, 2001).

L'essentiel de la production de *Posidonia oceanica* est donc assimilé par les détritivores (micro-organismes, crustacés, gastropodes, échinodermes) qui seront ensuite consommés et intégrés dans le réseau trophique. Les quelques macro-herbivores présents (l'oursin comestible *Paracentrotus lividus*, le crustacé isopode *Idotea baltica* et le poisson *Sarpa salpa*) peuvent néanmoins jouer localement un rôle important en fonction de leurs effectifs (Pergent *et al.*, 1993 ; Alcoverro *et al.*, 1997 ; Havelange *et al.*, 1997 ; Romero, 2004b).

¹⁹ Upwelling : remontée d'eaux profondes, généralement riches en sels nutritifs. Les upwellings sont le siège d'une production de plancton végétal et animal importante. Il en résulte une grande abondance de poissons, et donc des pêcheries très actives.

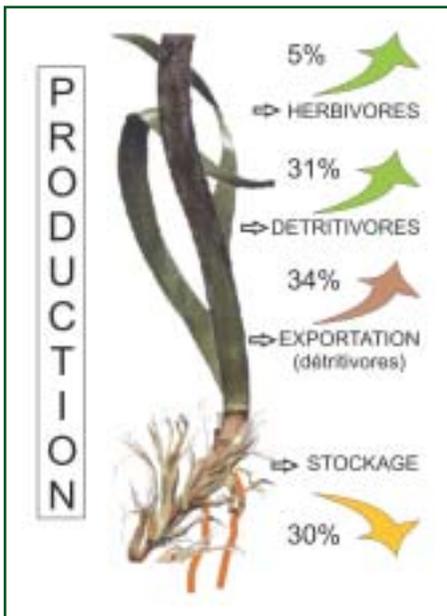


Fig. 29. Devenir de la production primaire (en pourcentage de carbone) de *Posidonia oceanica*. La production primaire des épiphytes n'est pas considérée ici. D'après G. Pergent (original).

Il convient également de noter que les Magnoliophytes servent de support pour de nombreuses espèces de végétaux épiphytes qui assurent une forte production primaire, qui s'ajoute à celle de la Magnoliophyte elle-même (Modigh *et al.*, 1998) et surtout une nourriture spécifique pour de nombreuses espèces animales (Borowitzka et Lethbridge, 1989 ; Mazzella *et al.*, 1992 ; Havelange *et al.*, 1997). Chez *Posidonia oceanica*, la biomasse des épiphytes varie entre 6 et 34% de la biomasse épigée (Mazzella et Ott, 1984 ; Lepoint *et al.*, 1999). Les bactéries présentes sur la plante, mais également au niveau du substrat, ainsi que la forte production phytoplanctonique mesurée au niveau de la canopée, contribuent de façon significative à cette production (Velimirov et Walenta-Simon, 1992 ; Elkalay, 2002 ; Gobert, 2002).

Une des conséquences de la photosynthèse des végétaux est également la **production d'oxygène** (Fig. 30). Même si, à la mort des feuilles, une partie de cet oxygène est consommée pour leur dégradation (Mateo et Romero, 1996), la production d'oxygène peut-être considérable, au niveau des faisceaux foliaires et des végétaux épiphytes associés, notamment à

faible profondeur (Alcoverro *et al.*, 1998). Les quantités produites sont largement excédentaires et les herbiers à *Posidonia oceanica* constituent donc un facteur important de l'oxygénation de l'eau. Par exemple, à 10m de profondeur, en Corse, 1m² d'herbier dégage jusqu'à 14 litres d'oxygène par jour (Bay, 1978).

Enfin, les herbiers à *P. oceanica* constituent une **frayère**²⁰, une **nurserie** ou un habitat permanent pour de très nombreuses espèces (Fig. 30) ; plus de 400 espèces différentes de végétaux et plusieurs milliers d'espèces animales peuplent les herbiers à *P. oceanica*, et font de ces prairies sous-marines un **pôle de biodiversité** ("hot spot") unique (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Bell et Harmelin-Vivien, 1982 ; Bellan-Santini *et al.*, 1994 ; Francour, 1997 ; Boudouresque, 2004). Base des réseaux trophiques, les herbiers sont un facteur essentiel de l'organisation des communautés animales et contrôlent la complexité de l'habitat, la diversité des espèces et l'abondance des invertébrés associés (Heck et Wetstone, 1977 ; Stoner, 1980 ; Mazzella *et al.*, 1992). Toutes ces espèces vivent à la surface des feuilles (fixées ou vagiles²¹), du sédiment, au voisinage des feuilles mais également au sein de la "matte" qui héberge une faune particulièrement riche et variée (Bellan-Santini *et al.*, 1986 ; Francour, 1990 ; Somaschini *et al.*, 1994).

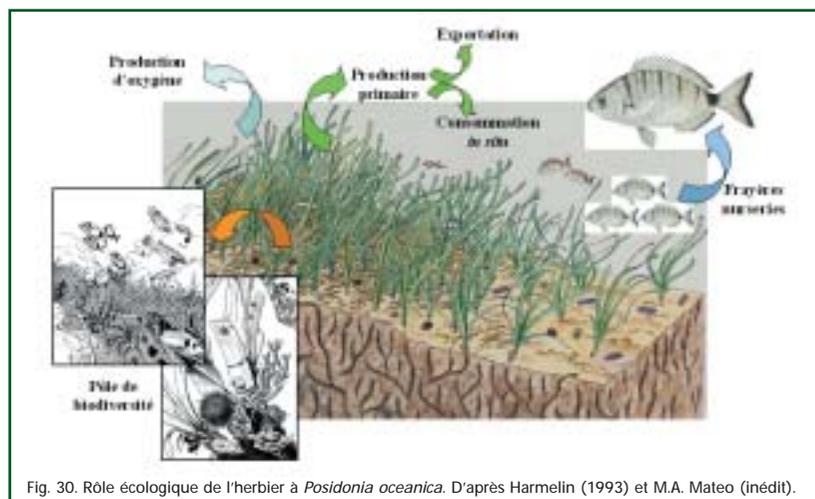


Fig. 30. Rôle écologique de l'herbier à *Posidonia oceanica*. D'après Harmelin (1993) et M.A. Mateo (inédit).

²⁰ Frayère = lieu de ponte.

²¹ Une espèce vagile est une espèce mobile, par opposition aux espèces fixées.

3.3. RÔLE DANS LES ÉQUILIBRES PHYSIQUES DU SYSTÈME LITTORAL

Au niveau des fonds littoraux, les herbiers à *Posidonia oceanica* constituent de véritables barrières végétales qui favorisent la décantation et la sédimentation des particules en suspension dans la colonne d'eau (piégeage des sédiments) (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983 ; Jeudy de Grissac et Boudouresque, 1985 ; Gacia et Duarte, 2001 ; SDAGE, 2003 ; Romero, 2004b). Ce sédiment est ensuite retenu, sous la canopée²², entre les rhizomes et les racines pour constituer ainsi une structure unique, la "matte", dans laquelle il représente entre 20 et 60% du volume (Fig. 31, 32) (Jeudy de Grissac, 1984a). Cet apport de sédiment d'origine allochtone, associé à la sédimentation autochtone (débris d'organismes ayant vécu sur les feuilles et à la base des rhizomes), génère une croissance verticale des rhizomes (et donc de la "matte"), permettant de lutter contre l'enfouissement (Molinier et Picard, 1952). Cette vitesse de croissance est très variable en fonction du site et de l'échelle de temps ; l'allongement des rhizomes, mesuré au moyen de la lépidochronologie, varie entre 3.2 et 20.9mm/an (7.4mm/an en moyenne *in* Pergent *et al.*, 1995) ; des valeurs supérieures ont été observées (Boudouresque *et al.*, 1984). La croissance verticale, mesurée sur plusieurs décennies, correspond en fait au bilan entre les phénomènes d'accrétion (croissance) et d'érosion (Blanc et Jeudy de Grissac, 1978 ; Mateo *et al.*, 1997) ; elle peut atteindre 1m/siècle (Molinier et Picard, 1952). L'herbier joue un rôle équivalent à celui des Oyats et des pins qui fixent les dunes sableuses du littoral (piège à sédiment et **rôle de fixation**). Il faut également noter que la décantation des sédiments et leur immobilisation au sein de la "matte", principalement des particules fines, concourent à l'augmentation de la **transparence** des eaux littorales (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Jeudy de Grissac et Boudouresque, 1985).

La biomasse végétale considérable de l'herbier à *P. oceanica* constitue également une sorte d'écran qui freine et **amortit efficacement l'hydrodynamisme** (houles, courants) au niveau des fonds (Fig. 31). Cette réduction de l'hydrodynamisme a fait l'objet de mesures en laboratoire (Société ICI, laboratoire de Delft, Pays-Bas ; données inédites) et *in situ*, dans des herbiers continus (Jeudy de Grissac et Boudouresque, 1985 ; Gambi *et al.*, 1989 ; Gacia et Duarte, 2001 ; Duarte, 2004). L'hydrodynamisme est réduit de 10 à 75% sous le couvert des feuilles (Jeudy de Grissac, 1984a ; Gambi *et al.*, 1989 ; Gacia *et al.*, 1999), ce qui limite la remise en suspension des sédiments lors des tempêtes (Gacia *et al.*, 1999 ; Terrados et Duarte, 2000 ; Gacia et Duarte, 2001 ; Duarte, 2004). L'hydrodynamisme est également réduit au-dessus de l'herbier. A quelques dizaines de centimètres

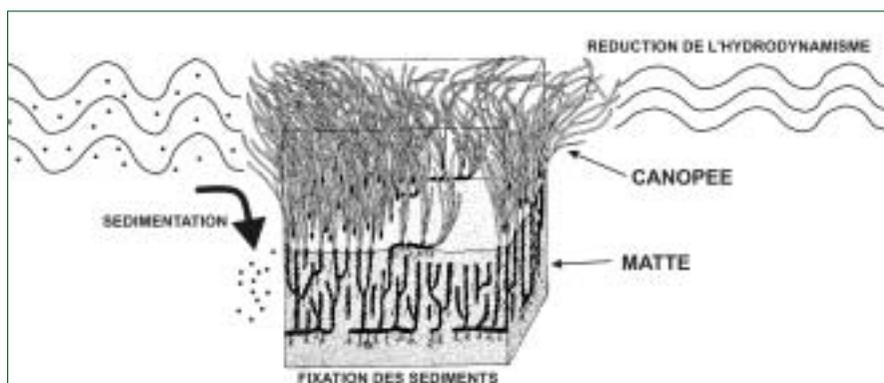


Fig. 31. Piégeage du sédiment et réduction de l'hydrodynamisme dans un herbier à *Posidonia oceanica*. D'après Boudouresque et Meinesz (1982, modifié).



Fig. 32. Une vue de l'épaisseur de la "matte", au niveau d'un tombant de "matte" érosif. Photo G. Pergent.

²² La canopée est constituée par l'ensemble des feuilles.

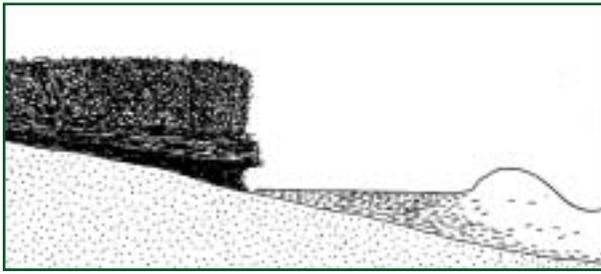


Fig. 33. Banquette de feuilles mortes de *Posidonia oceanica*. D'après Boudouresque et Meinesz (1982).

au-dessus de la canopée, la réduction de la vitesse du courant est de 20% (Gacia et Duarte, 2001).

Pour d'autres espèces de Magnoliophytes marines, de taille et de structure similaires (par exemple *Zostera marina* et *Amphibolis griffithsii*), les valeurs de réduction de l'hydrodynamisme, sous la frondaison et au-dessus, sont du même ordre de grandeur (Fonseca *et al.*, 1982a ; Gambi *et al.*, 1990 ; Komatsu, 1996 ; Van Keulen et Borowitzka, 2002).

Cette réduction de l'hydrodynamisme est particulièrement visible en arrière des récifs-barrières à *Posidonia oceanica*, où la présence de ces barrières végétales permet l'établissement de lagons abrités (Molinier et Picard, 1952 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Bellan-Santini *et al.*, 1994 ; Boudouresque *et al.*, 1994b). Plus généralement, la réduction des vagues et des courants est de nature à **protéger le littoral de l'érosion** et contribue à la stabilisation de la position de la ligne de rivage (Blanc et Jeudy de Grissac, 1978 ; Jeudy de Grissac et Boudouresque, 1985 ; Short *et al.*, 1989 ; Gacia et Duarte, 2001 ; Duarte, 2004). Les exemples d'érosion du littoral, suite à une régression des herbiers de Magnoliophytes marines, sont nombreux et édifiants (Larkum et West, 1990 ; Pergent et Kempf, 1993 ; Pasqualini *et al.*, 1999).

En automne, l'augmentation de la masse de feuilles mortes (rythme de chute des feuilles, taille des feuilles) se conjugue aux conditions météorologiques (renforcement de l'hydrodynamisme, tempêtes d'équinoxe) pour transporter de grandes quantités de cette matière végétale morte vers les plages (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Pergent *et al.*, 1997 ; Walker *et al.*, 2001). Les feuilles s'accumulent sur le rivage au gré des courants et constituent de véritables **banquettes** à même de **protéger les plages** de l'érosion, notamment lors des tempêtes hivernales (Fig. 33 ; voir également Chap. 2, Fig. 27) (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Jeudy de Grissac et Audoly, 1985 ; Chessa *et al.*, 2000 ; SDAGE, 2003). Malgré l'aspect, au premier abord, inhospitalier²³ de ces banquettes, leur maintien sur les plages apparaît donc comme un élément indispensable dans une optique de protection du littoral (voir Chap. 6) ; leur retrait régulier dans de nombreuses communes (dans le cadre du "nettoyage" des plages) s'accompagne souvent d'un recul significatif du trait de côte (Pergent et Kempf, 1993 ; Pasqualini, 1997b).

3.4. RÔLE ÉCONOMIQUE

Le rôle économique de l'herbier à *Posidonia oceanica* découle, d'une façon générale, de son importance dans les équilibres écologiques et physiques du système littoral évoqués ci-dessus.

(1) Il concerne bien évidemment la gestion des **ressources vivantes** à travers sa forte production biologique, la protection qu'il assure pour les alevins et les jeunes organismes vis à vis des prédateurs (nurseries), mais il constitue également une frayère tout particulièrement recherchée par de nombreuses espèces présentant un intérêt commercial (crustacés, céphalopodes, poissons) (Jimenez *et al.*, 1996 ; Francour, 1997 ; Romero, 1999 ; Le Direach et Francour, 2001). Ce rôle s'observe partout dans le monde ; en Australie, par exemple, les espèces de *Zostera* et de *Posidonia*²⁴ sont à la base de l'alimentation d'une espèce de poisson exploitée par la pêche (Connolly *et al.*, 2005).

²³ "Où poser la serviette ?" se demande, légitimement, le baigneur.

²⁴ Il s'agit de *Posidonia australis* et de *P. sinuosa*.

(2) Il concerne également le développement du tourisme et des activités balnéaires, à travers le maintien de la **qualité des eaux** (transparence) à laquelle il contribue et surtout la stabilisation de la ligne de rivage (plages) qu'il assure en la protégeant contre l'érosion (réduction de l'hydrodynamisme, banquettes de feuilles mortes). De plus, même si les herbiers ne constituent pas toujours des "spots" recherchés par les plongeurs, ils sont néanmoins à l'origine d'une exportation significative de richesse biologique (en terme d'espèces et de nourriture) vers d'autres biotopes plus recherchés (fonds rocheux) (voir § 2.6).

L'importance économique des herbiers à *Posidonia oceanica* est souvent mise en lumière, *a contrario*, par les conséquences négatives de sa régression ou de sa disparition.

Ainsi le golfe de Gabès, en Tunisie, a été, au cours de la seconde moitié du 20^{ème} siècle, le siège d'une **régression** dramatique de ses herbiers du fait de l'action conjuguée de pratiques de pêche très destructives (la gangave²⁵), de rejets industriels de grande ampleur (industries chimiques, phosphogypses, cimenteries, industries agro-alimentaires), d'un développement démographique sans précédent et d'un envasement général du secteur (Burolet *et al.*, 1979 ; Darmoul *et al.*, 1980 ; Pergent et Kempf, 1993 ; Ben Mustapha *et al.*, 1999 ; Anonyme, 2002a). Le golfe de Gabès, considéré comme une zone de pêche extrêmement recherchée, a connu une stagnation, dans les années 1980, puis une diminution significative (28 à 34%) des prises de poisson dans les années 1990 (Ben Mustapha, 1995), contraignant le gouvernement tunisien à mettre en place une politique de redistribution de la flottille de pêche vers des secteurs géographiques moins sollicités (Pergent et Kempf, 1993). De plus, l'île de Djerba, située à l'Est de ce golfe, et dont l'économie est essentiellement tournée vers le tourisme balnéaire (capacité d'accueil de 15000 lits en 1990), a été le siège d'une érosion de son littoral, pouvant atteindre localement plusieurs dizaines de mètres, privant ainsi plusieurs hôtels de leur plage, voire d'une partie de leurs infrastructures, et nécessitant la construction d'ouvrages de protection onéreux et dont l'efficacité à moyen terme n'est pas vérifiée (Pergent et Kempf, 1993 ; Anonyme, 2002a). Cette régression du littoral pourrait être due à celle des herbiers à *P. oceanica* du golfe de Gabès (voir Chap. 4).

Tableau I. Valeur annuelle moyenne des services fournis par quelques grands types d'écosystèmes terrestres et marins. Mha = millions d'hectares. G\$ = milliards de dollars US. D'après Costanza *et al.* (1997).

ECOSYSTÈMES	Surface (en Mha)	Valeur/ha/an	Valeur totale/an
TERRESTRES			
Forêts tempérées et boréales	2955	302 \$	894 G\$
Forêts tropicales	1900	2007 \$	3813 G\$
Prairies	3898	232 \$	906 G\$
Zones humides	330	14785 \$	4879 G\$
Lacs et rivières	200	8 498 \$	1700 G\$
Autres (déserts, toundras, glaciers, etc.)	6040	< 100 \$	< 130 G\$
<i>Total</i>	15323	804 \$	12319 G\$
MARINS			
Océans (au large)	33200	252 \$	8381 G\$
Océans (zones côtières)	2660	1610 \$	4283 G\$
Estuaires	180	22832 \$	4110 G\$
Peuplements de Macrophytes (herbiers, etc.)	200	19004 \$	3801 G\$
Récifs coralliens	62	6075 \$	375 G\$
<i>Total</i>	36302	577 \$	20949 G\$

²⁵ La gangave est une sorte de chalut constitué d'une poutre, sur laquelle on dispose des crochets et des filets, que l'on remorque par petits fonds, notamment en Tunisie, pour la récolte des éponges.

De façon plus générale, si l'importance des écosystèmes naturels est reconnue par tous, notamment en terme de maintien des équilibres naturels (rôle écologique), en revanche leur valeur économique globale est plus difficile à évaluer (Costanza *et al.*, 1997 ; Ami et Boudouresque, 2002). Cette évaluation économique doit prendre en compte les bénéfices directs (par exemple pêche et plongée), indirects (services rendus, par exemple protection du littoral contre l'érosion, oxygénation des eaux) et les valeurs d'option (par exemple les usages futurs). Au delà des chiffres avancés, il est intéressant de remarquer que les herbiers marins sont, à l'échelle mondiale, l'un des groupes d'écosystèmes dont la valeur économique (19000 US\$ par hectare et par an) est **la plus élevée** : 10 fois plus que les forêts tropicales et 3 fois plus que les récifs coralliens (Tabl. I ; Costanza *et al.*, 1997).

3.5. RÔLE DE BIOINDICATEUR

Depuis quelques années, le recours aux Magnoliophytes marines pour la surveillance des milieux naturels, l'évaluation de l'impact d'un aménagement ou, de manière plus générale, la gestion des écosystèmes littoraux commence à être envisagé (Brix *et al.*, 1983 ; Augier, 1985; Ward, 1987 ; Maserti *et al.*, 1988 ; Pergent, 1991b ; Phillips, 1994 ; Abal et Dennison, 1996 ; Fourqurean *et al.*, 1997). En effet, le recours à ces espèces, qualifiées de "bioindicatrices", semble un moyen rapide et performant pour évaluer la **qualité de l'environnement** (Bellan, 1993). En fonction de leur large répartition géographique (Hartog, 1970), de leur longévité, de la permanence de leur population au cours des saisons, de leur facilité de prélèvement, de leur abondance, et de leur capacité à concentrer une vaste gamme de xénobiotiques²⁶ (McRoy et Helferich, 1980 ; Ward, 1989), les Magnoliophytes marines apparaissent comme des organismes potentiellement intéressants.

En Méditerranée, l'herbier à *Posidonia oceanica* constitue un puissant intégrateur de la qualité globale des eaux marines (Augier, 1985 ; Pergent, 1991b ; Pergent *et al.*, 1995). Très largement distribué sur tout le littoral, particulièrement sensible à la pollution (Augier *et al.*, 1984a ; Bourcier, 1989) et aux autres agressions liées aux activités humaines (Ardizzone et Pelusi, 1984 ; Meinesz et Laurent, 1978 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; voir Chap. 4), solidaire du fond, il rend compte, par sa présence et sa vitalité (ou sa régression matérialisée par des "mattes mortes"), de la qualité des eaux qui dérivent au-dessus de lui. L'empreinte de la qualité des eaux sur les herbiers à *P. oceanica* est permanente : elle ne dépend donc pas du sens du vent ou des courants au moment de l'observation. Ainsi, de nombreux paramètres sont à même d'être enregistrés par l'herbier : **(i)** Turbidité moyenne des eaux (matérialisée par la position de sa limite inférieure et par la densité des faisceaux), **(ii)** Courants et hydrodynamisme (matérialisés par les structures érosives qui affectent la "matte"), **(iii)** Taux de sédimentation (matérialisé par la vitesse de croissance des rhizomes et, en cas de déficit, par leur déchaussement), **(iv)** Polluants stables (concentration et mémorisation des teneurs au cours du temps), **(v)** Dessalure au débouché de fleuves côtiers ou de nappes phréatiques (matérialisée par la disparition de l'herbier), **(vi)** Stress (matérialisé en particulier par la teneur de la plante en acides phénoliques et enzymes de détoxication), **(vii)** Matière organique et nutriments (matérialisés par les épiphytes des feuilles et la composition chimique²⁷ de la plante). Toutefois, si plusieurs de ces descripteurs sont à ce jour bien appréhendés (normalisation des mesures, grilles de qualité) et fournissent des informations fiables et reproductibles, pour d'autres, en revanche, le décryptage se poursuit (Pergent *et al.*, 1995).

²⁶ Xénobiotiques : éléments chimiques introduits par l'homme dans le milieu et ayant un impact négatif sur les organismes et/ou les écosystèmes.

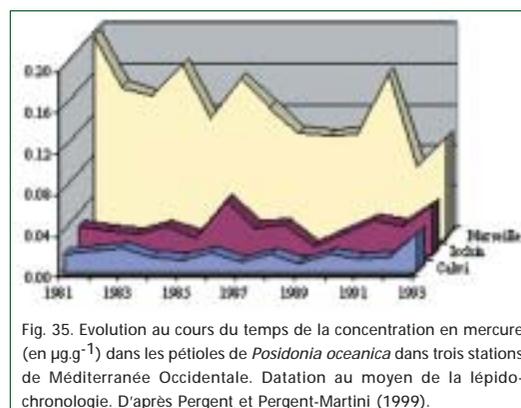
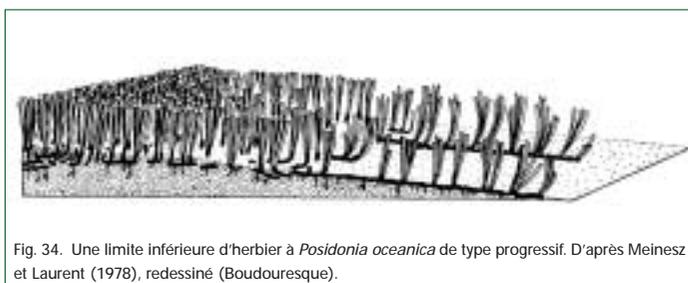
²⁷ Teneur des différents organes de la plante en carbone et azote.

Parmi les informations validées, et utilisées en routine depuis plusieurs années, il faut citer l'évaluation de la **turbidité** moyenne des eaux. En effet, comme tout végétal, *Posidonia oceanica* a besoin de lumière pour effectuer sa photosynthèse ; ainsi, son extension bathymétrique

maximale (limite inférieure) dépend essentiellement de la quantité de lumière reçue sur le fond et donc de la transparence moyenne des eaux (Meinesz et Laurent, 1978 ; Boudouresque et Meinesz, 1982). Dans des secteurs où la turbidité des eaux est importante (rejets en mer d'émissaires ou embouchure de fleuves côtiers), la lumière est absorbée beaucoup plus rapidement, et la position de cette limite se rapproche de la surface (Meinesz et Laurent, 1978 ; Pergent *et al.*, 1995). La position et l'état de la limite inférieure de l'herbier à *P. oceanica* est mentionnée dans plus de 150 publications scientifiques. Dans les zones où la transparence de l'eau est maximale, les auteurs signalent des limites généralement situées à plus de 35m de profondeur et des faisceaux vivants jusqu'à près de 50m (Augier et Boudouresque, 1979 ; Colantoni *et al.*, 1982 ; Boudouresque et Bianconi, 1986 ; Borg et Schembri, 1995). En revanche, lorsque la transparence des eaux diminue, on assiste à une remontée de la limite inférieure qui peut s'établir entre 10 et 15m ; c'est notamment le cas à proximité du débouché de fleuves côtiers ou du rejet en mer d'émissaires urbains ou industriels (Astier, 1984 ; Darmoul, 1988 ; Pergent-Martini et Pergent, 1993). Mayot *et al.* (2005) formulent toutefois l'hypothèse que la profondeur de la limite inférieure de l'herbier à *Posidonia oceanica* pourrait être également influencée par la température.

De plus, le **type de limites** observé est également à même de nous renseigner sur l'évolution temporelle de la transparence des eaux (Meinesz et Laurent, 1978 ; Boudouresque et Meinesz, 1982) : **(i)** Les limites progressives (Fig. 34), caractérisées par la présence de rhizomes horizontaux disposés parallèlement au sens de la pente et qui colonisent des substrats situés plus profondément traduisent en principe une amélioration globale de la transparence des eaux, **(ii)** Les limites brusques, caractérisées par la présence de rhizomes partiellement verticaux sans "matte morte" plus profonde, correspondent souvent à une stabilité de la transparence des eaux, et **(iii)** Les limites régressives, caractérisées par la présence de "mattes mortes" et de quelques faisceaux témoins plus profonds, traduisent une remontée de l'herbier liée à une augmentation de la turbidité moyenne des eaux. (Fig. 38).

Un autre descripteur particulièrement intéressant à prendre en compte, même si sa standardisation est encore en cours, est la concentration en **polluants** stables (Pergent-Martini et Pergent, 2000). En effet, comme de nombreuses Magnoliophytes, *Posidonia oceanica* présente à la fois **(i)** Un fort pouvoir de concentration en "métaux-trace", proportionnel aux teneurs présentes dans le milieu (Augier, 1985 ; Capiomont *et al.*, 2000 ; Pergent-Martini et Pergent, 2000 ; Baroli *et al.*, 2001), et **(ii)** Une bonne résistance à la contamination métallique (l'espèce persiste au voisinage de sources importantes). De plus, sa capacité à être maintenue en aquarium pour des expériences de contamination artificielle (Ferrat *et al.*, 2002a) et surtout sa capacité à mémoriser, au sein de ses tissus, les teneurs anciennes, alliée aux possibilités de datation offerte par la lépidochronologie, ouvrent des perspectives uniques dans le suivi au cours du temps de la pollution (Calmet *et al.*, 1988, 1991 ; Carlotti *et al.*, 1992 ; Pergent-Martini, 1998 ; Pergent et Pergent-Martini, 1999) et permettent de disposer de véritables archives biologiques à même de nous renseigner sur l'évolution temporelle d'une pollution (Fig. 35).



4. LES CAUSES DE LA RÉGRESSION DES HERBIERS À *POSIDONIA OCEANICA*

Au cours du 20^{ème} siècle, et sans doute plus particulièrement depuis les années 1950, l'herbier à *Posidonia oceanica* a considérablement **régressé**, en particulier aux alentours des grands centres urbains et portuaires : Barcelone (Espagne), Marseille, Toulon, Nice-Villefranche-sur-Mer (France), Gênes, Naples, Trieste (Italie), Athènes (Grèce), Alexandrie (Egypte), Gabès (Tunisie), etc. (Pérès et Picard, 1975 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Pérès, 1984 ; Boudouresque, 1996, 2003 ; Romero, 2004b ; Solis-Weiss *et al.*, 2004 ; Fig. 36 et 37). Il régresse en profondeur (remontée de la limite inférieure, en raison de la diminution de la transparence de l'eau) (Fig. 38), aux profondeurs intermédiaires, mais également au niveau de sa limite supérieure. Pour l'ensemble de la Ligurie (Italie), l'herbier a perdu entre **10** et **30%** de sa surface par rapport au début du 20^{ème} siècle (Bianchi et Peirano, 1995 ; Peirano et Bianchi, 1995). A Gênes, il est devenu très clairsemé et a même disparu le long de plusieurs kilomètres de côte (Balduzzi *et al.*, 1984 ; Bianchi et Peirano, 1995). Dans le Latium (Italie), la régression est générale, avec dans certains cas remplacement par une autre Magnoliophyte, *Cymodocea nodosa* (Diviacco *et al.*, 2001). Dans la région d'Alicante (Espagne), Ramos-Esplà *et al.* (1994) évaluent à **52%** la surface d'herbier détruite. A Marseille, près de **90%** de l'herbier cartographié à la fin du 19^{ème} siècle par Marion (1883) a aujourd'hui disparu (Boudouresque, 1996). Dans l'Hérault (France), l'herbier qui s'étendait entre Carnon et Agde, sur plusieurs dizaines de kilomètres, a en grande partie disparu (Foulquié et Dupuy de la Granrive, 2003). C'est également le cas dans la rade de Toulon (Var, France ; Bourcier *et al.*, 1979) dans le golfe de Gabès (Tunisie ; CNT *in* Pergent et Kempf, 1993). Il convient toutefois de noter que cette régression n'est pas générale ; dans certaines régions, les limites de l'herbier à *P. oceanica* sont restées stables ; c'est le cas autour d'Ischia (golfe de Naples, Italie), où Colantoni *et al.* (1982) notent une extension à peu près stable entre la fin des années 1920, les années 1950 et les années 1970.

Molinier et Picard (1952), dans leur travail fondateur sur les herbiers à *Posidonia oceanica*, notaient déjà cette tendance à la régression. Ils ont formulé l'hypothèse qu'elle serait due, au moins en partie, à une **désadaptation** de la plante aux conditions hydrologiques et climatiques actuelles de la Méditerranée, plus particulièrement en ce qui concerne les côtes Nord-Occidentales. L'hypothèse de Molinier et Picard (1952) se basait sur 2 éléments : **(1)** La rareté des floraisons et des fructifications de la plante, surtout en Méditerranée Occidentale. **(2)** Le vieillissement des individus, déduit de l'épaisseur des "mattes", qui laisse supposer une longévité de plusieurs millénaires.

En fait, les floraisons et les fructifications ne sont pas aussi rares qu'on a pu le supposer, à l'exception du golfe du Lion (voir § 2.2). De plus, le succès de la reproduction d'une plante très longévive, qui est un stratège K²⁸ (au sens de Mac Arthur et Wilson, 1967), ne nécessite pas une reproduction annuelle. Par ailleurs, le réchauffement actuel de la Méditerranée (Béthoux et Gentili, 1998 ; Salat et Pascual, 2002), s'il peut désavantager *P. oceanica* en Méditerranée Orientale, devrait plutôt la favoriser²⁹ en Méditerranée Nord-Occidentale, où les basses températures hivernales constituent un facteur limitant (voir § 2.3). En fait, s'il existe un facteur de fragilité de *P. oceanica*, c'est plutôt sa faible variabilité génétique (Capiomont *et al.*, 1996 ; Raniello et Procaccini, 2002).

²⁸ Les stratégies "K" sont des espèces qui investissent la majorité de leur énergie dans leur appareil végétatif et dans sa défense (chimique ou autre) ; en ce qui concerne la reproduction, elles misent plus sur la qualité que sur la quantité : les chances de succès des éléments reproducteurs sont maximisées ; ce sont souvent des espèces longévives, qui se reproduisent de façon discontinue. Inversement, les stratégies "r" investissent la majorité de leur énergie dans la reproduction, en privilégiant la quantité sur la qualité ; ce sont souvent des espèces à courte durée de vie, qui se reproduisent de façon continue.

²⁹ Mayot *et al.* (2005) présentent toutefois des données qui ne confirment pas cette hypothèse.

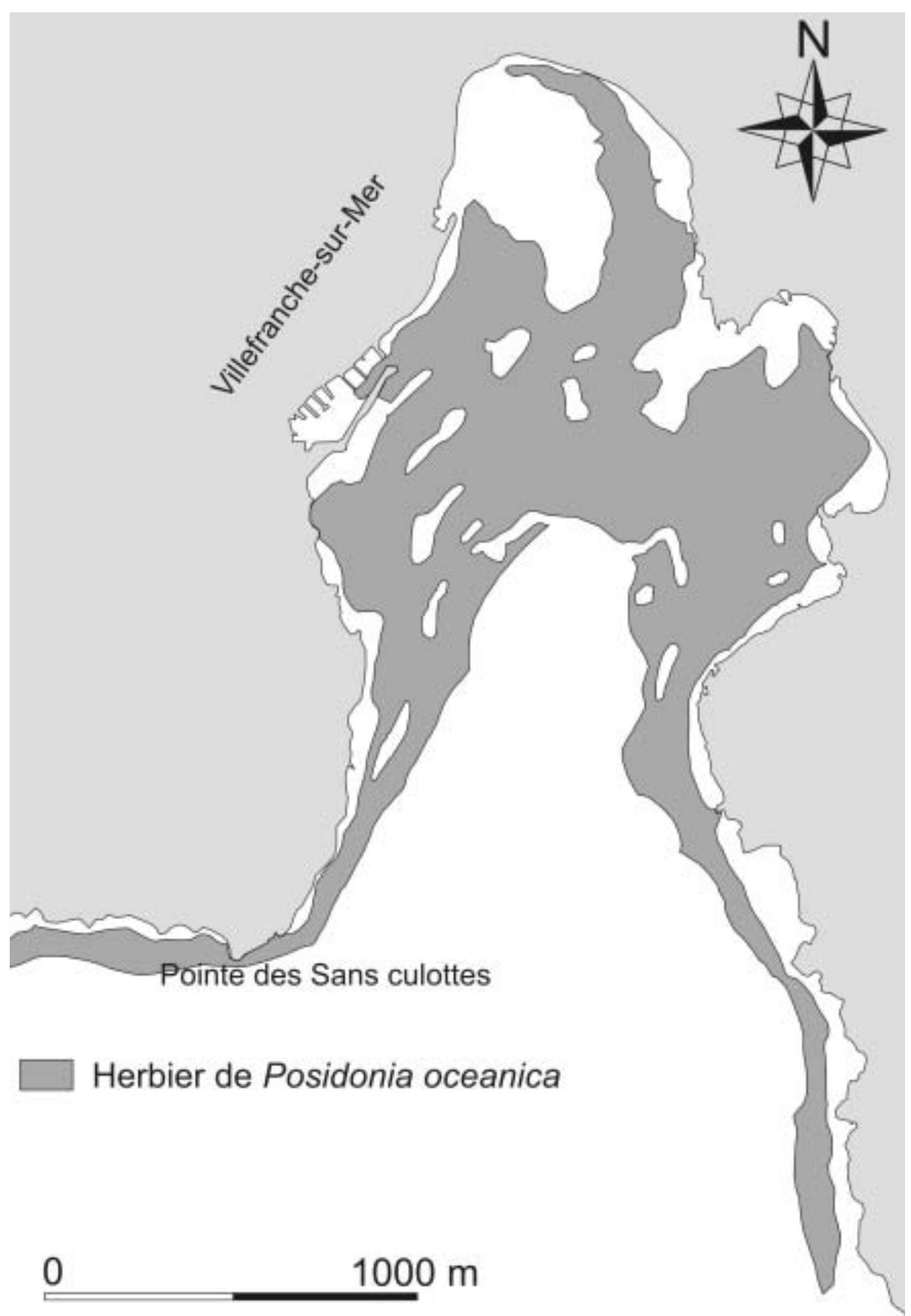


Fig. 36. Extension de l'herbier à *Posidonia oceanica* (en gris foncé) dans la rade de Villefranche-sur-Mer, en 1957. D'après une carte de Bourcart redessinée par A. Meinesz, L. Delahaye et F. Jaffrenou in Charbonnel *et al.* (1995a). Comparer avec la Fig. 37.

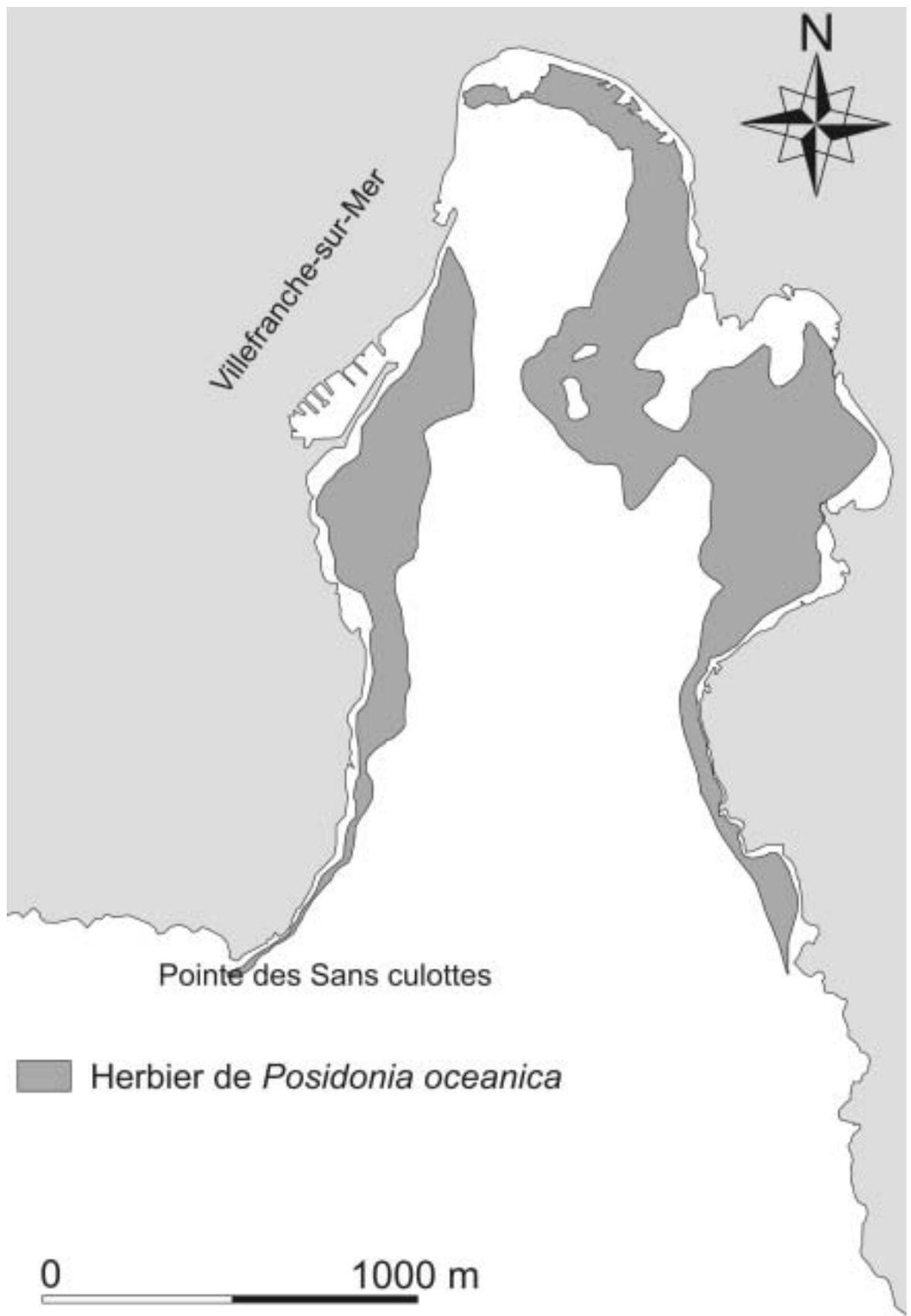


Fig. 37. Extension de l'herbier à *Posidonia oceanica* (en gris foncé) dans la rade de Villefranche-sur-Mer, en 1990. D'après une photographie aérienne d'Aérial® interprétée par A. Meinesz, L. Delahaye et F. Jaffrenou, in Charbonnel *et al.* (1995a).

Il convient de remarquer que *Posidonia oceanica* (et les espèces qui l'ont précédée) a traversé avec succès, dans l'aire qu'elle occupe actuellement, pendant 100 millions d'années, des évènements géologiques et climatiques très sévères. Elle a en particulier résisté aux crises Messiniennes³⁰, il y a 5.3 à 5.6 millions d'années (Krigsman *et al.*, 1999 ; McKenzie, 1999 ; Taviani, 2002), puis aux épisodes glaciaires (période de 66000 ans en moyenne) et aux cycles climatiques de 1500 ans, alternativement froids et chauds, qui caractérisent le Quaternaire (Clark *et al.*, 1999 ; Bradley, 2000 ; DeMenocal *et al.*, 2000 ; McDermott *et al.*, 2001 ; Crowley, 2002 ; Esper *et al.*, 2002). La régression récente de *P. oceanica*, à l'échelle de la plus grande partie de la Méditerranée, peut donc difficilement être seulement attribuée à une "désadaptation" récente, ni à l'épisode de réchauffement des eaux (Béthoux et Gentili, 1998 ; Salat et Pascual, 2002) qui s'observe depuis une trentaine d'années.

Il est clair que les **activités humaines** constituent le principal facteur de régression des herbiers à *Posidonia oceanica*. Bien que ces causes agissent le plus souvent en synergie (voir § 4.13), et qu'il ne soit pas toujours facile de les isoler (Fig. 39), nous allons dans un premier temps les considérer séparément.

Il est toutefois important de noter que, dans un herbier à *Posidonia oceanica*, la présence d'**intermattes** sableuses ou constituées de "matte morte" peut constituer un phénomène normal, résultant de la dynamique naturelle de l'herbier, avec des alternances de dépérissement des faisceaux de feuilles et de recolonisation (voir § 2.5 ; Boudouresque *et al.*, 1986a, 1986b ; Meinesz *et al.*, 1988). L'utilisation du pourcentage de "mattes mortes" par rapport à l'herbier vivant comme indice de dégradation de l'herbier (Moreno *et al.*, 2001) doit donc être extrêmement prudente. De même, certaines années, lorsque l'éclaircissement est faible, le budget en carbone (photosynthèse/pertes) peut être déficitaire ; ce fut le cas en 1993, à 5m de profondeur, aux îles Mèdes (Catalogne) ; la plante puise alors dans ses réserves (stockées dans les rhizomes) et diminue la densité des faisceaux (Alcoverro *et al.*, 2001). L'impact de l'homme se traduit par la multiplication des intermattes, qui peuvent devenir coalescentes, et par une diminution régulière (sur plusieurs années) de la densité des faisceaux. Dans les cas extrêmes, l'herbier est complètement remplacé par de vastes étendues de "**matte morte**" ; la très longue persistance des rhizomes, peu putrescibles, constitue un outil commode pour déterminer l'ancienne extension des herbiers, éventuellement pour dater leur disparition³¹ (Meinesz et Laurent, 1978 ; Boudouresque *et al.*, 1980c).

La sensibilité des herbiers à *Posidonia oceanica* aux impacts humains fait de cet écosystème l'**indicateur biologique** par excellence de ces impacts en milieu côtier (voir § 3.5) (Pergent *et al.*, 1995 ; Boudouresque *et al.*, 2000 ; Guidetti, 2001 ; Charbonnel *et al.*, 2003). L'efficacité du choix de *P. oceanica* pour les études d'impact est accentuée par le rôle que jouent les herbiers dans les équilibres littoraux en Méditerranée (voir § 3.2. et 3.3). En outre, la très large distribution de *P. oceanica* en Méditerranée (voir § 2.1) permet des

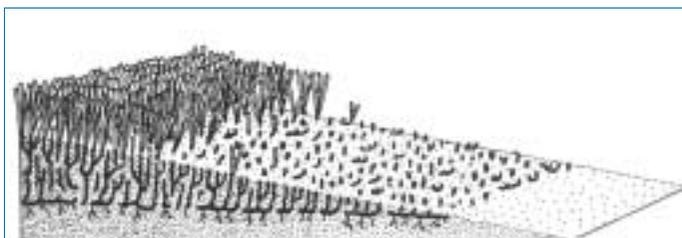


Fig. 38. La régression de l'herbier à *Posidonia oceanica* se traduit souvent par la remontée de sa limite inférieure. Elle est matérialisée par des "mattes mortes", en aval de la limite actuelle. D'après Meinesz et Laurent (1978), redessiné par C.F. Boudouresque.



Fig. 39. Une touffe résiduelle de *Posidonia oceanica*. Les causes de son très mauvais état sont sans doute multiples : pollution, surcharge d'épiphytes, turbidité, etc. Photo GIS Posidonie.

³⁰ Au cours des crises Messiniennes, le détroit de Gibraltar s'est fermé et la Méditerranée s'est en grande partie asséchée. On ignore où est situé le refuge qui a permis à *Posidonia oceanica* de survivre.

³¹ Dans la baie du Prado, à Marseille, la datation au carbone 14 des "mattes mortes" localisées en profondeur (30m) a montré que la mort de *Posidonia oceanica* remonte probablement au 13^{ème} siècle, contrairement à ce qu'on aurait pu penser, et n'est donc pas imputable aux activités humaines récentes (Gravez *et al.*, 1992).

études comparatives aux échelles les plus diverses, depuis un secteur de côte particulier jusqu'à l'échelle du bassin méditerranéen dans son ensemble.

4.1. LE RECOUVREMENT OU L'INCLUSION DIRECTE DANS DES AMÉNAGEMENTS CÔTIERS ET LA MODIFICATION DES FLUX SÉDIMENTAIRES

La réalisation d'ouvrages tels que les digues, les terre-pleins gagnés sur la mer et les ports constitue une menace importante pour les milieux côtiers, et en particulier pour les herbiers à *Posidonia oceanica*. En Ligurie (Italie) s'y sont ajoutées des décharges à la mer de déchets urbains (Balduzzi *et al.*, 1984), pratique heureusement, révolue aujourd'hui. Aux impacts directs par recouvrement s'ajoutent des impacts indirects (pollution, turbidité, modification des flux sédimentaires, etc.).

Dans la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur (France), l'impact **direct** des aménagements littoraux sur les petits fonds, et donc sur l'habitat potentiel de *Posidonia oceanica*, représente 16% du linéaire de côte et 15% de la surface des fonds de moins de 10m (Tabl. II pag. 29). En Ligurie, ces pourcentages sont même supérieurs (Regione Liguria, 2000). Ces petits fonds, où la lumière ne constitue pas un facteur limitant, sont parmi les plus productifs du milieu marin ; en outre, c'est là que sont localisées les nurseries de nombreuses espèces de poissons d'intérêt commercial (Boudouresque, 1996).

En plus des impacts directs, la réalisation des ouvrages côtiers modifie localement les houles et les courants, et par voie de conséquence les processus de **transport des sédiments** littoraux qui déterminent leur distribution : érosion ou accumulation (Astier, 1984). Ces modifications altèrent l'équilibre entre le taux de sédimentation et la croissance verticale des rhizomes qui y répond. Une accumulation excessive de sédiment détermine le recouvrement des apex végétatifs de *Posidonia oceanica* ; si le taux de sédimentation dépasse 5-7cm/an, les points

végétatifs meurent (Fig. 40) (Boudouresque *et al.*, 1984) ; inversement, si ce taux est nul ou négatif (départ de sédiment), les rhizomes se déchaussent (Fig. 41) ; ils sont alors très sensibles à la cassure (hydrodynamisme, ancras, chalutages, etc.) (Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983).

Fig. 40. Un faisceau de feuilles de *Posidonia oceanica* enfoui sous 8-10cm de sédiment pendant moins d'un an. Les feuilles, qui ne sont pas parvenues à percer le sédiment, se sont pliées en accordéon. Si l'enterrement persiste, le point végétatif (et donc le faisceau) meurt. D'après Boudouresque *et al.* (1984).



La construction de tout ouvrage qui avance dans la mer (port, digue perpendiculaire au rivage) détermine un déplacement du courant vers le large, avec **hypersédimentation** en amont (dépot du sédiment en transit) et **érosion** (déficit en sédiment) en aval (Blanc et Jeudy de Grissac, 1989). Les digues parallèles au rivage modifient également les courants et provoquent la déflexion des houles, ce qui peut déterminer un effet similaire. Les effets sont d'autant plus importants que les ouvrages sont de grande dimension. A Monterosso (Ligurie, Italie), Gongora-Gonzalez *et al.* (1996) ont observé l'enfouissement d'une zone d'herbier à *P. oceanica* sous des sédiments fins, en liaison avec un aménagement littoral gagné sur la mer. Des observations similaires concernent le Sud de l'Espagne (Ruiz-Fernández, 2000).

Tableau II. Pourcentage de la surface des fonds infralittoraux et pourcentage du linéaire côtier occupés par des aménagements littoraux en Région Provence-Alpes-Côte d'Azur (France), de Martigues à Menton. D'après Meinesz et al. (1981a, 1982, 1990a, 1991b).

Secteurs	Fonds de 0 à 10m	Fonds de 0 à 20m	Linéaire de côte
Est des Bouches-du-Rhône	27%	19%	21%
Var	11%	7%	12%
Alpes-Maritimes et Monaco	20%	12%	24%
Ensemble de la région	15%	10%	16%

Outre la modification des courants et des flux sédimentaires, les ports et terre-pleins peuvent générer, lors de leur construction, un **nuage turbide**. En effet, l'hydrodynamisme entraîne une partie des matériaux terrigènes déversés en mer. Ce nuage turbide agit de 3 façons : d'une part, il diminue la transparence de l'eau (et donc la photosynthèse) ; d'autre part il se dépose dans l'herbier (hypersédimentation). Enfin, les sédiments les plus fins sont remis en suspension lors des tempêtes, ce qui diminue la transparence de l'eau sur le long terme (Charbonnel, 1993). Au Mourillon (Toulon, Var, France), Astier (1984) a mis en évidence la destruction directe (recouvrement) de **22ha** d'herbier à *P. oceanica*, suivie par la destruction indirecte de **10ha** et de l'envasement de **27ha** supplémentaires. De même, dans le golfe du Prado (Marseille, France), la construction du port de la Pointe Rouge a détruit directement **11ha**, et indirectement **68ha** (Gravez *et al.*, 1992 ; Charbonnel *et al.*, 1995d).

Enfin, les bassins portuaires constituent souvent un site très pollué par les peintures antifouling et les rejets d'eaux usées depuis les bateaux. Cette pollution se répand ensuite au voisinage des ports.

Fig. 41. Un herbier à *Posidonia oceanica* déchaussé. On distingue bien, en bas, les rhizomes déchaussés sur plus de 10cm de hauteur. Le sédiment qui, normalement, comblait les interstices, a été emporté. Un tel herbier est très fragile (hydrodynamisme, ancrés, chaluts, etc.). Photo A. Meinesz.



4.2. LA MODIFICATION DES APPORTS PAR LES FLEUVES

Les fleuves côtiers peuvent avoir un impact sur les herbiers à *Posidonia oceanica* par **(i)** La dessalure (à laquelle la plante est très sensible ; voir également § 2.3), **(ii)** Les apports en nutriments³² (voir également § 4.4) et **(iii)** Les apports en sédiments.

Le débit des fleuves côtiers méditerranéens est soumis à de très fortes variations saisonnières (crues) et inter-annuelles (en particulier en fonction de la NAO³³). Ces fluctuations sont naturelles, et on peut supposer que les herbiers n'ont jamais pu s'installer durablement dans l'aire influencée par le **panache d'eau douce** lors des crues décennales. L'aménagement des fleuves par l'homme a agi dans 2 sens opposés. **(i)** La canalisation du cours et la diminution de la surface du lit majeur (accessible aux eaux lors des crues) accentue les pics de débit lors des crues. **(ii)** La mise en place de barrages et de lacs de retenue amortit les pics de débit lors des crues, tout au moins en phase initiale. Par ailleurs, la rétention de l'eau (lacs de retenue) et son utilisation à des fins agricoles augmentent sa déperdition (évaporation, évapotranspiration) et diminuent la quantité d'eau qui arrive à la mer. En Espagne, le cours de l'Ebre (et de ses affluents) est entrecoupé par plus de 100 retenues (Prat, 1993). Le cas du Nil, en Méditerranée Orientale, est particulièrement spectaculaire : son débit moyen à l'embouchure était de 100Mm³/an au 19^{ème} siècle ; il est tombé à 84-86Mm³/an

³² Les nutriments (= nutriments, sels nutritifs, sels minéraux) sont les sels de l'azote (nitrates, nitrites, ammonium), du phosphore (phosphates) et du silicium (silice). Les nutriments sont indispensables aux organismes photosynthétiques.

³³ NAO = North Atlantic Oscillation. Quand la NAO est positive, le climat est sec sur l'Europe du Sud et le bassin méditerranéen ; quand elle est négative, il y est au contraire humide (Hurrell *et al.*, 2001 ; Tourre, 2002).

après la construction en 1902 du barrage aval d'Assouan, puis à 3Mm³/an après la construction en 1964 du haut barrage d'Assouan (barrage Nasser) (Abu-Zeid, 1991 ; Abu-Zeid et El Moatassem, 1993). Dans l'hypothèse où la dessalure (en plus de la température élevée) soit un facteur important de l'absence de *P. oceanica* à l'Est du delta du Nil, il est possible que cette espèce s'y installe au cours des prochaines décennies.

Les **nutriments** apportés naturellement par les fleuves côtiers ne semblent pas jouer un rôle important pour *P. oceanica* : sa distribution en Méditerranée démontre qu'elle peut atteindre un niveau de vitalité élevé dans des eaux très oligotrophes³⁴ aussi bien que dans des eaux mésotrophes³⁵. L'homme a induit une augmentation parfois considérable des apports en nutriments de ces fleuves. C'est le cas en particulier du Tibre (Italie ; Izzo et Nicolai, 1993). Ce n'est sans doute pas l'eutrophie³⁶ elle-même, mais la prolifération des épiphytes qu'elle induit, qui a un impact négatif sur *P. oceanica* (Pergent-Martini *et al.*, 1996 ; Pirc et Wollenweber, 1988 ; Ruiz-Fernández, 2000). Dans le golfe de Fos (Bouches-du-Rhône, France), la quasi-disparition de *P. oceanica* (Pergent et Pergent, 1988) pourrait être due aux nutriments et autres polluants apportés par le Rhône et l'Arc (*via* l'étang de Berre) au cours de la deuxième moitié du 20^{ème} siècle, avant que le traitement des eaux usées ne réduise ces apports polluants.

La construction de barrages le long des cours d'eau a pour conséquence, à l'embouchure, la **diminution de leur charge sédimentaire**, et l'accumulation des sédiments dans les lacs de barrage. Par exemple, le Rhône est arrêté par 19 barrages, entre Genève et la mer. L'exploitation des sables et graviers (pour l'industrie du bâtiment) dans le lit des cours d'eau a également contribué à réduire leur charge sédimentaire. Le Rhône charrie aujourd'hui 20% des éléments solides qu'il charriait à la fin de 19^{ème} siècle (Pont, 1993), l'Ebre 5% des sédiments qu'il transportait dans les années 1930 (Pearce, 1996). La presque totalité des 124Mt/an de sédiment que transportait le Nil est maintenant piégée dans le lac d'Assouan : dans le bras de Rosette (l'un des deux bras de son delta), où la charge annuelle de sédiments en suspension était de 68Mt en 1958, celle-ci est tombée à 0.5Mt en 1990 ; quant au bras de Damiette, où la charge annuelle était de 25Mt/an, elle est maintenant nulle, puisque ce bras s'est asséché (Abu-Zeid, 1991 ; Abu-Zeid et El Moatassem, 1993 ; Stanley, 1993 ; Lamy, 1999). Il en résulte le comblement des lacs de barrage. En Tunisie, le barrage sur l'oued Mellègue (affluent de la Medjerda), construit dans les années 1950, a retenu 48Mm³ de sédiment en 20 ans et s'est ainsi comblé à 1/5 ; la perte de capacité des barrages tunisiens est en moyenne de 1.0 à 2.5% par an. Quant au lac Nasser, en arrière du barrage d'Assouan (Egypte), il devrait être comblé en 2 siècles (Pearce, 1996 ; Lamy, 1999). Le faible apport en sédiment des fleuves côtiers est responsable, pour une part (voir § 4.1), du déchaussement des rhizomes de *P. oceanica*, ce qui les fragilise (hydrodynamisme, ancrages, chalutages) (Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983 ; Jeudy de Grissac et Boudouresque, 1985). Dans la rade de Giens (Var, France), le déchaussement très général de l'herbier à *P. oceanica* a été attribué au déficit en sédiment des fleuves côtiers et au changement du débouché en mer d'un fleuve côtier (Gravez *et al.*, 1988 ; Paillard *et al.*, 1993).

L'aménagement des cours d'eau peut également modifier les caractéristiques **granulométriques** des sédiments transportés, au profit de la fraction la plus fine. La remise en suspension de ces sédiments fins par l'hydrodynamisme génère une turbidité élevée dans la colonne d'eau (voir § 4.3.) qui limite l'activité photosynthétique de *P. oceanica* et influence également les peuplements plus profonds (Tunesi *et al.*, 2001).

³⁴ Eaux oligotrophes : pauvres en nutriments (= sels nutritifs), en particulier nitrates et phosphates.

³⁵ Eaux mésotrophes : moyennement riches en nutriments (= sels nutritifs).

³⁶ Eutrophie : richesse en nutriments.

4.3. LA DIMINUTION DE LA TRANSPARENCE DE L'EAU

Les rejets urbains et d'autres activités anthropiques peuvent accroître la charge des eaux côtières en particules en suspension, en nutriments et en matière organique dissoute ou particulaire. A leur tour, les nutriments et la matière organique provoquent la prolifération des organismes planctoniques. Au total, la transparence de l'eau s'en trouve réduite.

La diminution de la transparence de l'eau a un effet direct sur les herbiers à *Posidonia oceanica* : la profondeur de compensation (profondeur à laquelle les pertes dues à la respiration s'équilibrent avec la production photosynthétique) remonte, et avec elle la limite inférieure de l'herbier (Fig. 38). Ruiz et Romero (2001) ont montré expérimentalement, en plaçant des écrans au-dessus d'un herbier à 8-10m de profondeur, qu'une réduction de 30% de l'éclairage diminue en 30 jours le taux de croissance, la biomasse des faisceaux et le stockage d'amidon dans les rhizomes ; la densité des faisceaux diminue de 30% en 3 mois ; 1 an après le rétablissement de l'éclairage normal, il n'y a pas d'amorce de récupération. Une diminution de 70% de l'éclairage provoque, en 3 mois, la mort de près de 90% des faisceaux. Au total, la réponse de l'herbier à *P. oceanica* à une diminution de l'éclairage, se manifeste d'abord sous la forme d'une diminution du recouvrement et de la densité des faisceaux, puis par la mort de l'herbier, qui peut être rapide : quelques semaines (Fig. 42 ; Ruiz-Fernández, 2000 ; Ruiz et Romero, 2001, 2003).

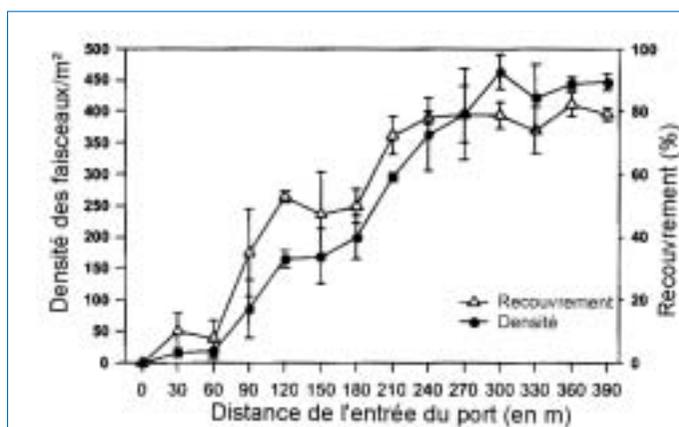


Fig. 42. Densité des faisceaux et recouvrement de *Posidonia oceanica* en fonction de la distance au port de Levante (Murcia, Espagne). L'impact est dû à la diminution de la transparence de l'eau, mais sans doute aussi à la pollution issue du port. Les distances soulignées correspondent à des moyennes non significativement différentes (test SNK, $p > 0.05$). Les barres verticales correspondent à l'erreur standard sur la moyenne. D'après Ruiz et Romero (2003).

La **remontée de la limite inférieure** des herbiers à *P. oceanica* constitue un phénomène général dans la plupart des secteurs voisins des grands centres urbains et portuaires. Dans une grande partie des Alpes-Maritimes (France), par exemple, la limite est remontée de 35m à 25m de profondeur entre les années 1950 et les années 1970 (Meinesz et Laurent, 1978, 1980). De même, dans le golfe du Prado (Marseille, France), la limite inférieure est passée de 35m au 19^{ème} siècle³⁷ (Marion, 1883) à 30m, au début des années 1960 (Harmelin et True, 1964), puis entre 20 et 25 mètres à partir des années 1970 (Foucher, 1975 ; Niéri *et al.*, 1986 ; Gravez *et al.*, 1992). Dans le Latium (Italie), la limite inférieure est remontée de 35 à 25-30m (Diviacco *et al.*, 2001). Malgré l'amélioration de la qualité des eaux littorales, due à la mise en service de nombreuses stations d'épuration des eaux usées, entre les années 1970 et 1990, la remontée de la limite inférieure de l'herbier à *P. oceanica* se poursuit en Région Provence-Alpes-Côte d'Azur (France) (Boudouresque *et al.*, 2000 ; Charbonnel *et al.*, 2003 ; Mayot *et al.*, 2005).

4.4. LA PRÉSENCE DE QUANTITÉS EXCESSIVES DE NUTRIMENTS ET DE CONTAMINANTS CHIMIQUES

Les rejets anthropiques, outre le fait de modifier de façon importante l'équilibre sédimentaire des eaux côtières, véhiculent une large gamme de contaminants, dont les

³⁷ Il convient toutefois de se reporter à la note infrapaginale 4 de la page 5, pour une interprétation prudente de ces données.

détergents, les hydrocarbures, les pesticides, les herbicides, les "métaux lourds" et les composants des peintures "anti-fouling", qui réduisent la vitalité des herbiers à *Posidonia oceanica* (Pérès et Picard, 1975 ; Augier *et al.*, 1987). L'effet des substances solubles est rapide, mais les substances insolubles peuvent également avoir un impact très négatif ; en effet, étant relativement stables, elles peuvent s'accumuler jusqu'à des concentrations toxiques pour la flore et la faune. La présence d'une concentration élevée de contaminants peut déterminer l'altération de la biosynthèse des pigments photosynthétiques : le long d'un gradient de pollution croissante, la teneur des feuilles de *P. oceanica* en pigments photosynthétiques diminue (Augier et Maudinas, 1979).

Les détergents (tensio-actifs) s'accumulent dans le sédiment, contaminant les racines, les rhizomes et les feuilles (Pérès et Picard, 1975). Augier *et al.* (1984b) ont montré *in vitro* que le dobane (tensio-actif anionique très utilisé dans la fabrication des détergents du commerce) favorise légèrement la photosynthèse de *Posidonia oceanica* à des doses très faibles (50 ppb, parts per billion), mais la diminue fortement entre 100 et 500 ppb, concentrations qui s'observent à la sortie des émissaires d'eaux non épurées ; outre la dépression de la photosynthèse, Augier *et al.* (1984b) décrivent des altérations morphologiques et histologiques des feuilles de *P. oceanica*.

Le mercure est absorbé par le système racinaire et les études réalisées en laboratoire confirment que la teneur de *P. oceanica* en mercure est corrélée à sa concentration dans le sédiment (Cristiani, 1980). L'accumulation du mercure dans les tissus foliaires détermine de graves désordres physiologiques chez la plante, allant jusqu'à des nécroses cellulaires et l'arrêt de la croissance des feuilles.

La capacité de *P. oceanica* à accumuler des quantités élevées de "métaux lourds", en particulier dans ses rhizomes, et la possibilité de dater les tronçons de rhizomes, grâce à la lépidochronologie, fait de cette espèce un bioindicateur intéressant, capable non seulement d'intégrer la concentration moyenne mais aussi d'en reconstituer l'évolution au cours des années antérieures (voir § 3.5) (Giaccone *et al.*, 1988; Catsiki *et al.*, 1987 ; Pergent-Martini *et al.*, 1998 ; Pergent et Pergent-Martini, 1999).

Dans le cas des nutriments, ceux-ci déterminent la prolifération des épiphytes des feuilles de *P. oceanica*, ce qui a pour conséquence la réduction de la croissance des feuilles, puis la diminution de la densité des faisceaux de feuilles (Pergent et Pergent-Martini, 1995 ; Pergent-Martini *et al.*, 1996). Chez *Posidonia australis*, en Australie, la prolifération des épiphytes dans un site pollué réduit de 65% la lumière qui parvient aux feuilles (contre 15% dans un site non pollué) ; la réduction de la production primaire des feuilles qui en résulte est estimée à environ 30% (Silberstein *et al.*, 1986). Quant à la plante elle-même, *P. oceanica*, dans des eaux oligotrophes, bien qu'elle soit peut-être limitée par les nutriments à faible profondeur, l'addition expérimentale d'azote et de phosphate (N et P) n'augmente pas sa production (Romero *et al.*, 1998).

Les études destinées à individualiser le rôle spécifique des divers polluants, dans le cadre d'expériences à court terme (*in situ*) ou à moyen terme (en laboratoire), concluent toutefois en général, que des effets ne s'observent que pour des doses rarement rencontrées dans la nature. Par exemple, dans le cas des peintures "anti-fouling" au cuivre, une diminution de croissance des feuilles ne s'observe que pour des doses supérieures à celles mesurées en Méditerranée, y compris dans des bassins portuaires (Giglio, 1985). Il est donc possible que l'on ait, dans le passé, exagéré le rôle direct de la pollution en lui attribuant des effets indirects (développement des épiphytes ou des herbivores par exemple), des effets synergiques entre polluants, ou les effets d'autres perturbations (turbidité par exemple) qui lui sont presque toujours associés (Balduzzi *et al.*, 1984).

4.5. LES ANCRAGES

Les herbiers à *Posidonia oceanica* sont particulièrement sensibles aux activités humaines qui déterminent une altération directe, liée à une action mécanique. Parmi les impacts mécaniques, l'action des ancres constitue la cause d'altération des herbiers la plus fréquemment mise en avant (Fig. 43).

On parle d'ancrage (= mouillage au sens strict) lorsque les bateaux utilisent une ancre. On parle de mouillage organisé quand les bateaux s'amarrent à des "corps-morts" mis en place légalement (en France) dans le cadre d'une Autorisation d'Occupation Temporaire (AOT) délivrée par le Service Maritime de la Direction Départementale de l'Équipement (DDE). On parle de mouillage forain quand les bateaux s'amarrent à des "corps-morts" mis en place illégalement (sans AOT) (Ganteaume *et al.*, 2004, 2005).

L'impact des ancres est devenu préoccupant en raison de l'augmentation considérable de la navigation de plaisance au cours des dernières décennies. Non seulement au cours de la saison touristique, mais aussi toute l'année pendant les week-ends, de nombreux sites, dont certains ont une grande valeur écologique et paysagère, sont devenus des mouillages très fréquentés. Outre l'impact direct des ancres (arrachage des feuilles et des rhizomes), il convient de souligner que ces zones de mouillage sont le site d'une pollution significative : peintures "anti-fouling", hydrocarbures, détergents, rejets de matière organique (voir § 4.4) et de macrodéchets (Augier et Boudouresque, 1970a ; Robert, 1983 ; Boudouresque *et al.*, 1995a ; Francour *et al.*, 1997, 1998, 1999 ; Milazzo *et al.*, 2004).

Une ancre peut avoir un effet sur l'herbier à *P. oceanica* de diverses façons : **(i)** Au moment de l'ancrage : cassure des rhizomes sur lesquels elle tombe ou sur lesquels elle dérive avant de s'accrocher ; **(ii)** Pendant qu'elle est sur le fond : la chaîne qui précède l'ancre dérape sur le fond, en raison de l'hydrodynamisme et du courant, et arrache des feuilles ; **(iii)** Lors de la remontée : l'ancre casse les rhizomes auxquels elle est accrochée ; dans certains cas, elle peut arracher un bloc de "matte". L'ancrage d'un bateau de plaisance (descente, séjour et remontée de l'ancre) arrache en moyenne 16 à 34 faisceaux de *Posidonia oceanica*³⁸; cette valeur est d'autant plus importante que les rhizomes sont déchaussés et que la "matte" est peu consistante (Boudouresque *et al.*, 1995a ; Poulain, 1996 ; Francour *et al.*, 1997, 1998, 1999). Dans la marina d'Elbu (Scandola, Corse), Boudouresque *et al.* (1995a) ont évalué à 68000 le nombre de faisceaux de *P. oceanica* arrachés en une année par les ancres sur une surface de 1.4ha. Dans la calanque de Monasterio (Riou, Marseille), de surface identique, ce nombre est estimé à 88000/an (Charbonnel, 1996). A Porquerolles (Var), Porcher (1984) a observé l'arrachage de blocs entiers de "matte", avec l'ensemble de leurs faisceaux de feuilles.

L'action directe des ancres, en arrachant des faisceaux de *P. oceanica* ou des blocs de "matte", détermine la diminution du recouvrement de l'herbier, favorise la formation de marmites érosives (intermattes) qui peuvent par la suite s'étendre (en raison de l'hydrodynamisme) et fusionner, et donc la fragmentation de l'herbier (Porcher, 1984 ; Francour *et al.*, 1997 ; Pasqualini *et al.*, 2000). L'ancrage des gros navires (navires de croisière, navires

Fig. 43. Impact d'une ancre de bateau de plaisance dans un herbier à *Posidonia oceanica*, avec arrachage des faisceaux de feuilles et labourage des rhizomes. Photo E. Charbonnel.



³⁸ Des valeurs inférieures à 10 faisceaux arrachés en moyenne par cycle d'ancrage ont été mesurées à Ustica, Italie (Milazzo *et al.*, 2004).

de guerre) provoque un labourage de la "matte" particulièrement spectaculaire (Ganteaume *et al.*, 2005 ; voir Fig. 77).

Des études récentes ont montré que le type de l'ancre est de nature à influencer l'importance de l'impact sur l'herbier. Les ancres de type "Hall" sont celles qui ont l'impact minimal (Milazzo *et al.*, 2002, 2004). En outre, de mauvaises pratiques de remontée de l'ancre (i.e. lorsque le bateau ne se place pas à la verticale de son ancre avant de commencer à la remonter) accentuent l'impact sur l'herbier.

4.6. LES ARTS TRAINANTS

Les activités de pêche qui impliquent l'emploi d'arts trainants³⁹, qui raclent et labourent l'herbier, sont interdites entre 0 et 50m de profondeur et/ou à moins de 3 milles nautiques de la côte, dans presque tous les pays méditerranéens. Toutefois, cette législation n'est pas souvent ou même jamais (dans certains pays) respectée (Ardizzone et Pelusi, 1984).

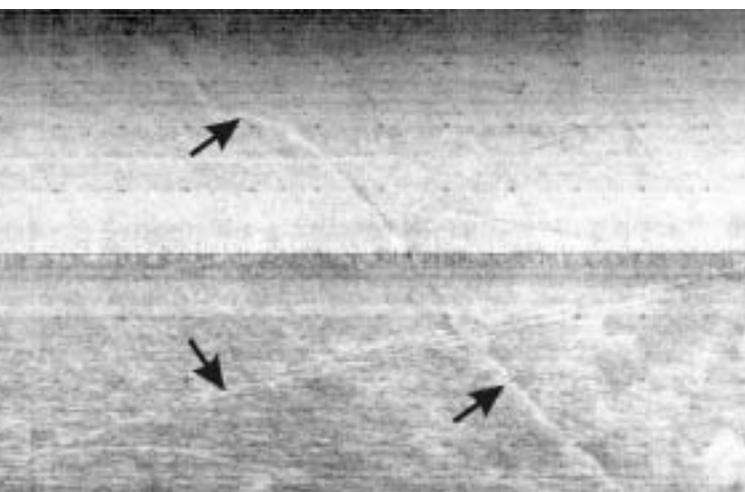


Fig. 44. Traces de chalut (flèches) dans un herbier à *Posidonia oceanica* de la rade de Giens (Var, France). Il s'agit des sillons creusés par les panneaux latéraux. Image obtenue au moyen d'un sonar latéral. D'après Paillard *et al.* (1993).

Les dommages causés par les arts trainants (chaluts) sont liés aux caractéristiques de ces engins de pêche (Kaiser, 1998). En effet, le chalut est traîné par un seul bateau (chalutier) et l'engin doit être maintenu ouvert, aussi bien dans le sens vertical qu'horizontal. La première fonction est assurée par des flotteurs (lièges ou bouées remplies d'air), fixés à la partie supérieure de l'ouverture du filet, qui l'élèvent au-dessus du fond, et par des plombs, fixés à la partie inférieure de l'ouverture du filet, qui le maintiennent au contact du fond. La seconde fonction (ouverture dans le sens horizontal) est assurée par des panneaux latéraux⁴⁰

pesants, en métal ou en bois, fixés au filet au niveau de l'insertion des câbles qui permettent sa traction depuis le chalutier, de façon à agrandir l'ouverture du chalut, grâce à la pression divergente qu'exerce sur ces panneaux la pression de l'eau.

En raison de ses caractéristiques structurelles, le chalut a un impact important sur l'herbier à *Posidonia oceanica*. Cet impact est dû non seulement à la ligne de plombs, qui arrache des faisceaux (Ardizzone et Pelusi, 1984), mais aussi aux panneaux latéraux, susceptibles de creuser de profonds sillons dans la "matte" (Fig. 44 ; Paillard *et al.*, 1993 ; voir également Fig. 77). Ces profondes cicatrices favorisent le déclenchement de phénomènes érosifs, dûs aux courants, accentués par le déséquilibre sédimentaire provoqué par la mise en suspension du matériel sédimentaire auparavant piégé par la "matte".

Le chalutage **(i)** Ouvre des couloirs (intermattes) dans l'herbier ; dans un herbier non dégradé, les panneaux latéraux du chalut sont responsables de 94% des faisceaux arrachés ; dans le Sud de l'Espagne, un chalut arracherait au total 100000 à 360000 faisceaux par heure, soit 240 à 1100kgMS/h (Ramos-Esplá, 1984 ; Paillard *et al.*, 1993 ; Chessa et Fresi, 1994 ; Martín *et al.*, 1997 ; Pasqualini *et al.*, 1999, 2000) ; **(ii)** Réduit la couverture moyenne par l'herbier du fond (près de 40% ; Ardizzone et Pelusi, 1984) ; **(iii)** Remonte en surface de grandes quantités de feuilles et de faisceaux

³⁹ Arts trainants : engins de pêche trainés sur le fond, par exemple chaluts et gangués.

⁴⁰ Ces panneaux latéraux sont souvent nommés "portes".

(100 à 1000kg par trait de chalut ; Ardizzone et Pelusi, 1984) ; **(iv)** Accroît la masse de la litière (plus de 80%) ; **(v)** Permet à des espèces de poissons et d'invertébrés de fonds sableux ou sablo-vaseux de s'installer dans l'herbier et augmente l'abondance des animaux filtreurs et dépositives (Jiménez *et al.*, 1997 ; Ramos-Esplá *et al.*, 1997) et **(vi)** Diminue significativement la biomasse et la densité de l'ichtyofaune (Ardizzone et Pelusi, 1984 ; mais voir Jiménez *et al.*, 1997 ; Anonyme, 2002b). En revanche, le chalutage ne modifie pas significativement la densité des faisceaux dans les taches encore occupées par l'herbier (Sánchez-Jérez, 1994 ; mais voir Martín *et al.*, 1997 ; Anonyme, 2002b).

Dans le Sud-Est de l'Espagne, 40 à 50% de la surface potentiellement occupée par *P. oceanica* est soumise au chalutage illégal (Sánchez-Lizaso *et al.*, 1990). Le chalutage illégal est à l'origine de régressions notables des herbiers à *P. oceanica*, aussi bien en Italie (Ardizzone et Migliuolo, 1982) qu'en Espagne (Martin *et al.*, 1997). En Corse, le taux de détérioration de l'ensemble des herbiers à *P. oceanica* dû aux chalutages est estimé à 12% (Pasqualini *et al.*, 2000) ; localement, il atteint jusqu'à 23% (Pergent-Martini, 2000). Dans la Région d'Alicante (Espagne), le chalutage est responsable de près de la moitié de la régression de l'herbier, selon Ramos-Esplá *et al.* (1994), ce qui représente la destruction de près de 2400ha d'herbier. Dans le Latium (Italie), les chalutages constitueraient la principale cause de sa régression en profondeur (Diviacco *et al.*, 2001). Les herbiers déchaussés (fréquents en raison du déficit en sédiment : voir § 4.2) sont beaucoup plus vulnérables que les herbiers non déchaussés (Boudouresque *et al.*, 1988 ; Paillard *et al.*, 1993).

4.7. LES EXPLOSIFS

Un peu partout, le long des côtes de Méditerranée Nord-Occidentale, on rencontre des taches circulaires d'herbier mort qui correspondent à des explosions sous-marines (Fig. 45) : bombes tombées lors de la guerre 1939-1945, explosion de mines pendant ou après la guerre, ou pêche à la dynamite (Paillard *et al.*, 1993 ; Pergent-Martini, 1994 ; Charbonnel, 1996 ; Harmelin *et al.*, 1996 ; Pasqualini *et al.*, 1999, 2000).

La **sensibilité** de *P. oceanica* aux explosifs est sans doute due à la présence d'un aérarium à l'intérieur de ses feuilles : canaux occupés par du gaz (oxygène et/ou dioxyde de carbone, selon l'heure de la journée). Lors d'une explosion, l'aérarium fait éclater les feuilles.

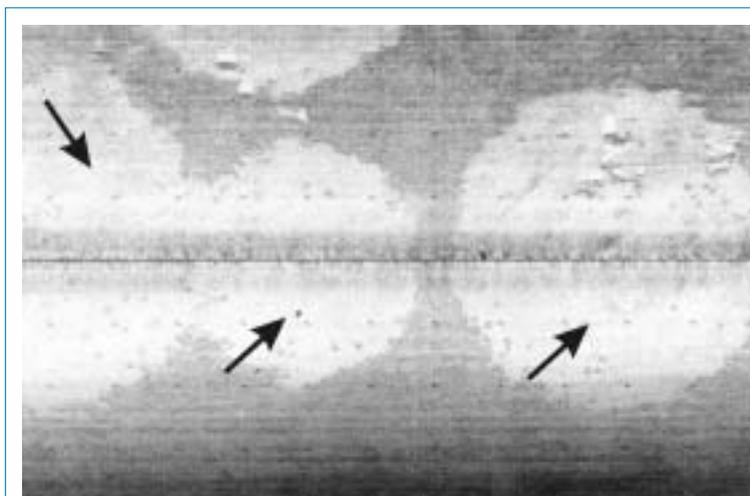


Fig. 45. Zones de "matte morte" (flèches), au sein de l'herbier à *Posidonia oceanica*, dues à des explosions, dans la rade de Giens (Var, France). Image obtenue au moyen d'un sonar latéral. D'après Paillard *et al.* (1993).

La **recolonisation** des surfaces perdues par *Posidonia oceanica* est extrêmement lente puisque, parfois 50 ans après l'événement qui en est la cause, la recolonisation n'est encore que partielle (Fig. 46 ; Meinesz et Lefèvre, 1984 ; Pergent-Martini, 1994 ; Pergent-Martini et Pasqualini, 2000). De même, dans le Sud-Est de l'Australie, des explosions effectuées lors de recherches géologiques (tirs sismiques) sont à l'origine de taches circulaires dépourvues de *Posidonia australis* : après 20 ans, elles ne sont pratiquement pas recolonisées (West *et al.*, 1989).

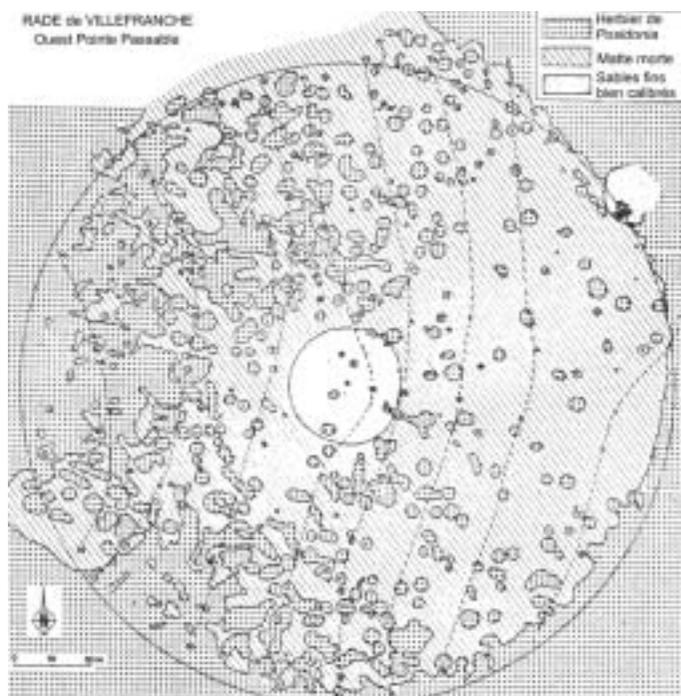


Fig. 46. Recolonisation partielle, en 1983, d'une zone de "matte morte" créée par l'explosion d'une bombe, en 1943, entre 6 et 15cm de profondeur, dans la rade de Villefranche-sur-Mer (Alpes-Maritimes, France). D'après Meinesz et Lefèvre (1984).

4.8. L'AQUACULTURE CÔTIÈRE

La mise en place de fermes aquacoles dans les eaux côtières s'est accélérée au cours des dernières années. Les études réalisées montrent clairement que les fermes piscicoles, quand elles sont situées à proximité d'un herbier à *Posidonia oceanica*, ont un impact fort sur celui-ci : la teneur en matière organique et en azote du sédiment, la teneur en phosphore de l'eau interstitielle et en phosphore total du sédiment augmentent au fur et à mesure que l'on s'approche du site de la ferme piscicole, avec pour conséquence la diminution de la vitalité de l'herbier : diminution de la densité des faisceaux et baisse de la production primaire de la plante (Cancemi *et al.*, 2000).

Dans la baie de Hornillo (Espagne), le suivi cartographique a montré que la mise en

place d'une ferme piscicole a conduit, en 10 ans, à la destruction de 11ha d'herbier et à la dégradation de 10 autres hectares (Fig. 47 ; Ruiz-Fernández, 2000 ; Ruiz *et al.*, 2001).

Il semble que la cause principale de l'impact des fermes piscicoles soit la libération de **matière organique**, dont l'oxydation induit des conditions anoxiques dans le sédiment situé sous et au voisinage des fermes (Delgado *et al.*, 1999), et la synthèse de composés réduits qui peuvent être toxiques pour *P. oceanica* (Hemminga, 1998). En outre, l'enrichissement des eaux en nutriments peut déterminer un accroissement des épiphytes des feuilles, avec pour conséquence la réduction de la photosynthèse de *P. oceanica* (par limitation de l'accès à la lumière), et l'augmentation du broutage des feuilles par les herbivores (Pergent *et al.*, 1999 ; Ruiz-Fernández, 2000). Enfin, l'ombre portée des cages, également par limitation de l'accès à la lumière, réduit significativement la densité des faisceaux (Ruiz-Fernández, 2000 ; Ruiz et Romero, 2001).

4.9. LA MISE EN PLACE DE CÂBLES ET CANALISATIONS

La mise en place de canalisations (eau, gaz, pétrole) et de câbles sous-marins comporte dans certains cas la traversée de l'herbier à *Posidonia oceanica*, au départ de la côte et à l'arrivée. Pour diverses raisons qui ne sont pas toujours pertinentes, même d'un point de vue technique (voir Chap. 12), des tranchées ("ensouillage") ont souvent été creusées pour la traversée de l'herbier.

Ces tranchées, généralement réalisées perpendiculairement à la côte, peuvent constituer un grave problème pour l'herbier : si du sédiment a été disposé pour refermer la tranchée, il est rapidement emporté par l'hydrodynamisme ; ce dernier a tendance à agrandir la tranchée ; enfin, lors des travaux, l'herbier est généralement détérioré sur une largeur beaucoup plus importante que celle de la tranchée elle-même. (voir Chap. 12).

4.10. LE DUMPING

Le dumping est le rejet au large de matériaux meubles ou solides, en particulier de produits de dragage. Son impact négatif sur l'herbier à *Posidonia oceanica* est directe (ensevelissement, envasement) ou indirecte (remise en suspension des particules fines et accroissement de la turbidité ; voir § 4.3). Elle a été mise en évidence en particulier en Ligurie (Italie ; Peirano et Bianchi, 1995) et en Corse, dans le golfe de Porti-Vechju (Pasqualini *et al.*, 1999).

Les autorisations de dumping précisent normalement des points de rejet éloignés de la côte, et donc qui ne sont pas situés sur des herbiers à *P. oceanica*. Toutefois, il a été souvent constaté que des entreprises de travaux publics chargées de ces rejets, en l'absence d'une surveillance active de la part des autorités, **raccourcissent**, parfois considérablement, la distance de rejet. Des rejets de blocs rocheux ou de produits de dragage ont ainsi été faits directement sur l'herbier à *P. oceanica*.

4.11. LA COMPÉTITION AVEC DES ESPÈCES INTRODUITES

Le problème de la compétition entre l'herbier à *Posidonia oceanica* et les espèces introduites est devenu d'actualité avec l'introduction en Méditerranée de 2 Chlorobiontes (Plantae), *Caulerpa taxifolia* et *C. racemosa* var. *cylindracea*, et de 2 Rhodobiontes, *Womersleyella setacea* et *Acrothamnion preissii*.

Caulerpa taxifolia (Fig. 48) est originaire d'Australie et a été accidentellement introduite en Méditerranée Nord-Occidentale en 1984 (Meinesz et Hesse, 1991). Son expansion géographique a été relativement rapide et, à la fin 2000, elle était présente dans 103 stations, réparties dans 6 pays (Croatie, Espagne, France, Italie, Monaco, Tunisie) et colonisait au total 131km² (41) (Meinesz *et al.*, 2001a). *Caulerpa taxifolia* est en mesure de coloniser presque tous les types de substrats, en particulier la "matte morte" et les prairies à *Posidonia oceanica* (Boudouresque *et al.*, 1995c). Même si la capacité de *C. taxifolia* à éliminer un herbier à *P. oceanica* à bonne vitalité n'a pas été démontrée sur le court terme, les herbiers stressés et dégradés constituent un milieu très favorable pour cette espèce, et elle peut accentuer leur recul (Villèle et Verlaque, 1995 ; Torchia *et al.*, 2000). Sur le long terme, la capacité de *C. taxifolia* à remplacer les herbiers à *P. oceanica* non dégradés, ou certains d'entre eux, reste une question ouverte (Ceccherelli et Cinelli, 1997, 1998 ; Chisholm *et al.*, 1997 ; Molenaar, 2001). Quoi qu'il en soit, la présence de *C. taxifolia* dans un herbier à *P. oceanica* modifie profondément le fonctionnement de l'écosystème (Ruitton et Boudouresque, 1994 ; Gélina *et al.*, 1998 ; Harmelin-Vivien *et al.*, 1999).

Caulerpa racemosa var. *cylindracea* est également une Chlorobionte, introduite en Méditerranée vers 1990, en provenance du Sud-Ouest de l'Australie (Verlaque *et al.*, 2000 ; Durand *et al.*, 2002 ; Verlaque *et al.*, 2003). Son expansion a été extraordinairement rapide, puisqu'elle est aujourd'hui présente dans la plus grande partie

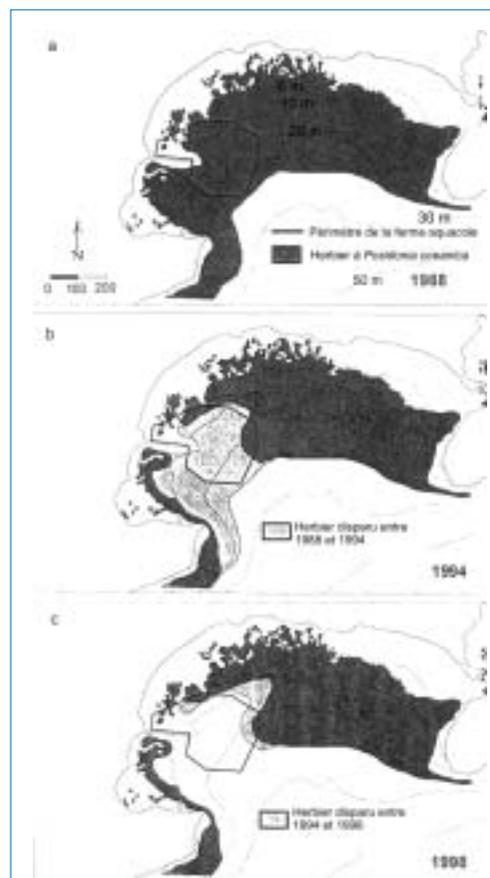


Fig. 47. Régression de l'herbier à *Posidonia oceanica* dans la baie d'El Hornillo (SE de l'Espagne), après la mise en service d'une ferme aquacole (élevage des poissons *Seriola dumerelii*, *Dicentrarchus labrax* et *Sparus aurata*), entre 1988 (en haut) et 1998 (en bas). L'échelle est en mètres. D'après Ruiz-Fernández (2000).

41 Cette surface correspond à la "surface concernée", c'est à dire occupée soit de façon continue, soit de façon discontinue (taches isolées) par l'espèce (Meinesz *et al.*, 2001).



Fig. 48. *Caulerpa taxifolia* (Chlorobionte, Plantae) : aspect général de l'extrémité d'un rhizome sur lequel sont fixées quelques feuilles. La feuille la plus longue mesure environ 15cm. Photo A. Meinesz.

de la Méditerranée et même aux îles Canaries (Verlaque *et al.*, 2004, Piazzini *et al.*, 2005). Quand *C. racemosa* colonise des fonds limitrophes de l'herbier à *Posidonia oceanica*, sa croissance en hauteur est fonction de la densité des faisceaux de *P. oceanica* et de l'orientation de l'herbier (Ceccherelli *et al.*, 2000).

En ce qui concerne les Rhodobiontes *Womersleyella setacea* et *Acrothamnion preissii*, qui peuvent constituer un revêtement très dense en sous-strate de *P. oceanica*, leur possible impact sur l'herbier à *P. oceanica* n'est pas connu avec précision.

4.12. LE SURPÂTURAGE

Les populations de l'oursin *Paracentrotus lividus* sont normalement contrôlées par des prédateurs, au premier rang desquels sont des poissons Sparidae (*Diplodus* en particulier). La surpêche de ces derniers est une des causes de l'explosion des populations d'oursins ; une autre cause est la pollution de type urbain, qui favorise les oursins

(Harmelin *et al.*, 1981 ; Ruiz-Fernández, 2000). Enfin, dans les eaux riches en nutriments, la teneur en azote des feuilles de *P. oceanica* et celle de ses épiphytes augmente significativement, ce qui attire les macro-herbivores, *Paracentrotus lividus* et *Sarpa salpa* (Ruiz-Fernández, 2000). Il en résulte donc un surpâturage des végétaux benthiques.

Nédélec et Verlaque (1984) estiment entre 24 et 51 (selon la saison) le nombre d'individus de l'oursin *Paracentrotus lividus* de 50mm de diamètre à partir duquel la consommation est supérieure à la production de *Posidonia oceanica*, déterminant son surpâturage. Dans la calanque de Fontagne (Riou, Marseille), Charbonnel (1996) observe par exemple un fort surpâturage de l'herbier à *P. oceanica*, auquel il attribue pour une part sa régression. Au voisinage d'une ferme aquacole, en Espagne (El Hornillo, Murcia), le surpâturage par les oursins, favorisés par la pollution, serait la cause directe de la régression ou de la disparition de l'herbier (Ruiz-Fernández, 2000).

4.13. LA SYNERGIE DES DIFFÉRENTES CAUSES DE RÉGRESSION

Il est probable qu'aucune des causes de régression mentionnées ci-dessus ne soit en mesure, à elle seule, de dégrader ou de détruire l'herbier à *Posidonia oceanica* sur de vastes étendues, si l'on excepte des effets locaux (recouvrement par un aménagement, proximité immédiate d'un rejet d'eau usée non épurée, etc.). C'est plus probablement la concomitance de divers types de perturbations, le long de certains secteurs de côte, et leur synergie, qui peuvent expliquer les dommages sérieux et étendus dans l'espace que l'on observe : disparition complète de l'herbier ou diminution de sa vitalité (recouvrement, densité des faisceaux) (voir début du Chap. 4).

En général, les herbiers qui sont actuellement les plus dégradés sont ceux qui sont situés à proximité des centres urbains et des grandes zones portuaires. Toutefois, pour établir une véritable relation de cause à effet, il est nécessaire de mettre en place des systèmes de surveillance spécifiques, conçus de telle façon que la variabilité spatio-temporelle naturelle, qui caractérise l'écosystème à *P. oceanica*, puisse être prise en compte.

En effet, les processus écologiques susceptibles d'influencer la densité des faisceaux de *P. oceanica* sont nombreux, et pas toujours d'origine anthropique. Il existe des herbiers qui présentent une faible

densité des faisceaux (compte tenu de leur profondeur), et/ou un faible recouvrement, et même de vastes étendues de "matte morte", alors qu'ils sont éloignés de tout impact humain connu. Les causes de cette situation peuvent être diverses et complètement naturelles : l'exposition à l'hydrodynamisme, la nature du substrat, le taux de sédimentation, les arrivées d'eau douce, etc. C'est en fait à ces causes naturelles que se superposent les effets des activités anthropiques, ce qui rend parfois difficile l'évaluation de l'état de santé d'un herbier dans un site déterminé et, surtout, l'interprétation ponctuelle des différentes causes de dégradation. Par ailleurs, des "mattes mortes" peuvent correspondre à un impact (naturel ou humain) ancien, éventuellement vieux de plusieurs siècles (Augier et Boudouresque, 1970a ; Boudouresque *et al.*, 1980c ; Gravez *et al.*, 1992).

La difficulté est accrue par le fait qu'un herbier "naturel", c'est à dire en bon état de santé, ne se présente pas de façon homogène aux différentes échelles d'espace et de temps, mais présente un haut degré de variabilité dans la densité des faisceaux et le recouvrement, même à une profondeur donnée. En effet, un herbier peut être considéré comme une mosaïque de taches où la densité des faisceaux varie non seulement horizontalement (d'un point à un autre), mais dans le temps, entrecoupée de taches sans faisceaux vivants (intermattes structurelles) et de structures érosives dont la position évolue au cours du temps (voir Chap. 2 et début du 4). Tous ces paramètres doivent être considérés avec soin, dans un site et à une échelle donnée, avant de conclure à la régression et de mettre en place des procédures spécifiques.

On peut légitimement s'étonner que, après plusieurs décennies de recherche sur l'herbier à *P. oceanica*, ponctuées par des centaines de publications scientifiques, il soit encore si difficile de faire la part entre les différentes causes de régression. Outre le fait que, *in situ*, ces causes peuvent être difficilement isolées, cela peut s'expliquer par la morphologie de *P. oceanica* : un individu de cette plante est constitué par des centaines de faisceaux de feuilles, reliés par des rhizomes, s'étendant sur plusieurs mètres carrés ; les expériences en laboratoire, sur des faisceaux coupés, donc fortement stressés, séparés du reste de la plante avec laquelle ils échangent normalement des substances, ne peuvent rendre compte de la situation *in situ* ; dans les expériences *in situ*, il est techniquement impossible de mettre sous cloche autre chose que quelques faisceaux, donc une toute petite partie de la plante.

4.14. CONCLUSIONS

Depuis le début des années 1990, en Méditerranée Nord-Occidentale, la politique de protection des herbiers à *P. oceanica* (voir Chap. 5) et l'amélioration de la qualité des eaux littorales (mise en place de stations d'épuration des eaux) ont conduit à un ralentissement de la régression des herbiers et même, localement, à une très modeste reconquête (Gravez *et al.*, 1992 ; Charbonnel *et al.*, 1995d ; Boudouresque *et al.*, 2000). Cette reconquête doit toutefois être considérée avec prudence : elle est obligatoirement très lente (quelques centimètres par an), alors que la régression peut être 10 à 100 fois plus rapide. Par ailleurs, si l'on excepte la Méditerranée Nord-Occidentale, dans une grande partie de la Méditerranée, la régression de l'herbier se poursuit à un rythme élevé, et se poursuit probablement dans de vastes régions pour lesquelles on ne possède aucune donnée.

Par ailleurs, le fait qu'il ne soit pas toujours facile de faire la part entre facteurs naturels et facteurs anthropiques, ni de faire la part entre les différents facteurs anthropiques, qui agissent presque toujours simultanément et sans doute avec des effets synergiques, ne doit pas masquer une certitude scientifique robuste : **l'homme est bien responsable** de la plus grande partie des régressions observées depuis la seconde moitié du 20^{ème} siècle.

5. LES TEXTES RÉGLEMENTAIRES QUI S'APPLIQUENT AUX HERBIERS À *POSIDONIA OCEANICA*

Peu de textes réglementaires visent directement à la protection des espèces marines autres que les tortues, les oiseaux et les mammifères, et ce même si des progrès notables ont été enregistrés, généralement à l'initiative d'ONG. C'est ainsi que 5 espèces d'invertébrés marins ont été ajoutées à la liste des espèces protégées en France, en 1993, puis une vingtaine d'espèces d'invertébrés et une dizaine de macrophytes⁴² en 1999 (Boudouresque *et al.*, 1991 ; Boudouresque, 1996 ; Boudouresque *et al.*, 1996 ; Boudouresque, 2002c). Les formations végétales, et en particulier les herbiers de Posidonies, ont bénéficié de cette prise de conscience, et un nombre croissant de dispositions nationales, de directives communautaires (Union Européenne) et de conventions internationales y font référence. Il convient cependant de différencier les mesures de protection légale **directe** qui concernent soit l'espèce *Posidonia oceanica*, soit les habitats qu'elle constitue, des mesures réglementaires qui, sans viser directement à la protection des herbiers, peuvent favoriser **indirectement** leur conservation.

5.1. LES MESURES DE PROTECTION DIRECTE

5.1.1. Conventions internationales et textes communautaires

En termes réglementaires, l'approche écosystémique est une approche relativement récente (e.g. Sommet de Rio de Janeiro, 1992), et seules les conventions internationales postérieures à 1990, ou antérieures à cette date, mais qui ont bénéficié d'une actualisation, tiennent éventuellement compte des herbiers à *Posidonia oceanica*.

C'est le cas de la **Convention de Berne**, relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe, signée en 1979, sous les auspices du Conseil de l'Europe, par plusieurs pays méditerranéens (Tabl. III). En effet, alors qu'elle ne faisait initialement mention d'aucune espèce végétale marine, ses annexes ont été modifiées (en 1996) avec l'ajout de 3 des 5 espèces de Magnoliophytes⁴³ marines de Méditerranée (*Cymodocea nodosa*, *Posidonia oceanica*, *Zostera marina*). Ces espèces sont mentionnées comme méritant une protection (Boudouresque *et al.*, 1996 ; Platini, 2000). En dehors d'une protection de l'espèce proprement-dite, la convention prévoit (Chapitre II - article 4) que :

« 1 - Chaque Partie contractante prend les mesures législatives et réglementaires appropriées et nécessaires pour protéger les habitats des espèces sauvages de la flore et de la faune, en particulier de celles énumérées dans les annexes I et II, et pour sauvegarder les habitats naturels menacés de disparition.

2 - Les Parties contractantes tiennent compte, dans leurs politiques d'aménagement et de développement, des besoins de la conservation des zones protégées visées au paragraphe précédent, afin d'éviter ou de réduire le plus possible toute détérioration de telles zones.

Les Parties contractantes s'engagent à coordonner autant que de besoin leurs efforts pour protéger les habitats naturels visés au présent article lorsqu'ils sont situés dans des régions qui s'étendent de part et d'autre des frontières. »

⁴² Macrophytes : ensemble polyphylétique (= artificiel) d'organismes pluricellulaires, normalement photosynthétiques, appartenant aux Chlorobiontes, Viridobiontes et Rhodobiontes (règne des Plantae) et aux Chromobiontes (règne des Straménopiles).

⁴³ Magnoliophytes = Phanérogames (plantes à fleur). Les Magnoliophytes appartiennent aux Viridobiontes.

Il en est de même pour la **Convention de Barcelone**, adoptée en 1976, qui constitue la convention-clé pour la protection des espaces et des espèces en Méditerranée. Outil juridique du Plan d'Action pour la Méditerranée (PAM), lancé par le PNUE⁴⁴ pour la protection des mers

régionales, la convention s'est initialement focalisée sur la lutte contre la pollution marine (Tavoso, 1997). Mais dès 1982, avec l'adoption du protocole relatif aux aires spécialement protégées de la Méditerranée, les 20 pays signataires (Albanie, Algérie, Bosnie-Herzégovine, Croatie, Chypre, Egypte, Espagne, France, Grèce, Israël, Italie, Liban, Libye, Malte, Maroc, Monaco, Slovénie, Syrie, Tunisie, Turquie) et la Communauté Economique Européenne ont manifesté leur intérêt pour une protection des habitats marins.

Tableau III. Pays méditerranéens qui ont adopté (A) ou ratifié (R) les conventions internationales, état au 3/04/2003. - : donnée manquante ; * : données actualisées selon CAR/ASP (2003).

PAYS	RAMSAR	BERNE	BARCELONE
Albanie	1995 A*	1998 R*	1990 A
Algérie	1984 A	-	1981 A
Bosnie-Herzégovine	2001 R*	-	1994 A
Chypre	2001 R*	1988 R	1979 R
Croatie	1993 R*	2000 R	1993 A
Egypte	1988 R*	-	1978 R
Espagne	1982 A	1986 R	1977 R
France	1986 A	1990 R	1978 R
Grèce	1975 A	1983 R	1979 R
Israël	1997 R*	-	1978 R
Italie	1977 A	1982 R	1979 R
Liban	1999 R*	-	1977 A
Libye	2000 R*	-	1979 R
Malte	1988 A*	1993 A*	1977 R
Maroc	1980 R*	2001 R*	1980 R
Monaco	1997 A	1994 R	1977 R
Slovénie	1992 A*	1999 R*	1992 A*
Syrie	1998 R*	-	1978 A
Tunisie	1981 A	1996 R	1977 R
Turquie	1994 A	1999 R	1981 R
Union Européenne	-	-	1978 R
Yougoslavie ^a	1991 A	1999 R	-

^aAujourd'hui Serbie-Monténégro.

Il faudra cependant attendre 1995, et le 20^{ème} anniversaire du PAM, pour que la convention soit amendée et prenne le nom de "Convention sur la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée". Un nouveau PAM intitulé "Plan d'Action pour la protection du milieu marin et le développement durable des zones côtières de la Méditerranée" (PAM phase 2) est alors adopté, et est entré en vigueur en décembre 1999, assorti d'un nouveau Protocole relatif aux Aires Spécialement Protégées et à la Diversité Biologique en Méditerranée (Platini, 2000). Ce Protocole est accompagné de 3 annexes, qui concernent respectivement **(i)** Les critères communs pour le choix des aires marines et côtières protégées susceptibles d'être inscrites sur la liste des Aires Spécialement Protégées d'Importance Méditerranéenne (ASPIM), **(ii)** La liste des espèces en danger ou menacées et **(iii)** La liste des espèces dont l'exploitation est réglementée (Anonyme, 1998). C'est dans l'annexe II que les Magnoliophytes marines (*Posidonia oceanica*, *Zostera marina* et *Nanozostera noltii*⁴⁵) sont spécifiquement mentionnées. En outre, et comme dans le cas de la Convention de Berne, les parties contractantes à la convention (Tabl. III) sont invitées à établir une liste des ASPIM, où "ne peuvent figurer que les sites présentant une

⁴⁴ PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement (= UNEP, United Nations Environment Programme)

⁴⁵ *Nanozostera noltii* = *Zostera noltii*, *Z. nana*

importance pour la conservation des éléments constitutifs de la diversité biologique en Méditerranée, renfermant des écosystèmes spécifiques à la Région Méditerranéenne ou des habitats d'espèces menacées d'extinction ou présentant un intérêt particulier sur les plans scientifique, esthétique culturel ou éducatif” ; ce qui se traduit par une protection de fait des herbiers à Posidonies en tant qu'habitat. Ces dispositions sont renforcées par l'adoption, en octobre 1999, d'un Plan d'Action pour la conservation de la végétation marine en Méditerranée. Exclusivement centré sur la protection des végétaux marins de Méditerranée, ce Plan d'Action identifie des actions prioritaires au niveau national et régional tel que **(i)** Assurer la conservation des espèces et des formations végétales en développant les mesures de protections légales et les niveaux de connaissances les concernant, **(ii)** Éviter la perte et la dégradation des herbiers de Magnoliophytes marines et des autres formations végétales en tant qu'habitats des espèces marines et les maintenir dans un état de conservation satisfaisant, et **(iii)** S'assurer de la conservation des formations qui peuvent être considérées comme des monuments naturels tels que les récifs-barrières de Posidonies, les formations bioconstruites (plateforme à vermet) et les ceintures de Chromobiontes du genre *Cystoseira* (Anonyme, 2000).

En dehors de ces conventions internationales, il convient d'ajouter les Directives communautaires qui n'intéressaient, au départ, que 4 des Etats méditerranéens (Espagne, France, Grèce et Italie), mais qui se sont étendues, au fur et à mesure de leur entrée dans l'Union Européenne, aux pays comme Chypre, Malte et la Slovaquie.

Ainsi la Directive Habitats, du 21 mai 1992 (92/43 CEE/Habitats Naturels) constitue la base juridique de la politique de conservation des habitats naturels de la faune et de la flore sauvage et du maintien de la biodiversité sur le territoire de l'Union Européenne (Platini, 2000). La Directive est accompagnée de 6 annexes, dont l'annexe 1 qui identifie les types d'habitats naturels d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de Zones Spéciales de Conservation (ZSC). C'est au sein de cette annexe que figurent, dans le cadre des habitats côtiers et de la végétation halophytique, les herbiers à *Posidonia oceanica* qui sont d'ailleurs référencés en tant qu'habitat prioritaire (n° 1120). De même, au travers de la procédure Natura 2000, les Etats ont identifié des habitats d'herbiers comme méritant de bénéficier de mesures de conservations adaptées (Platini, 2000).

5.1.2. Textes réglementaires dans les pays de la zone RAMOGE

Réglementation en France

En France, la protection légale de la Magnoliophyte marine *Posidonia oceanica* s'intègre dans le cadre de la Loi du 10 juillet 1976, relative à la protection de la nature et de son Décret d'application du 25 novembre 1977 concernant la protection de la flore et de la faune sauvages du patrimoine naturel français. Cette protection est officialisée par l'Arrêté interministériel du 19 juillet 1988 (J.O. du 9 août 1988, p. 10 à 128) relatif à la liste des espèces végétales marines protégées qui spécifie *“ afin de prévenir la disparition d'espèces végétales menacées et de permettre la conservation des biotopes correspondants, sont interdits, en tout temps et sur tout le territoire métropolitain, la destruction, la coupe, l'arrachage, la mutilation, la cueillette ou l'enlèvement, le colportage, l'utilisation, la mise en vente, la vente ou l'achat de tout ou partie des spécimens sauvages des espèces ci-après énumérées (...) Posidonia oceanica et Cymodocea nodosa”* (in Pergent, 1991a). Ce texte ajoute : *“ Toutefois, l'interdiction de destruction, n'est pas applicable aux opérations d'exploitation courantes des établissements de cultures marines sur les parcelles habituellement cultivées”*.

Le Décret du 7 juillet 1999 du Ministère des Affaires étrangères (J.O. du 18 juillet 1999, pp. 10741 à 10758), portant publication des amendements aux annexes de la Convention relative à la Conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe (Convention de Berne) mentionne également *Posidonia oceanica*.

En dehors de l'espèce *P. oceanica* elle-même, les herbiers peuvent bénéficier d'une protection aux termes de la Loi du 3 janvier 1986, qui énonce les principes relatifs à l'aménagement, la protection et la mise en valeur du littoral. Cette Loi " littoral " peut permettre la préservation d'un herbier ou d'une partie d'herbier, qui présente un intérêt écologique ou s'avère indispensable au maintien de l'équilibre biologique (Platini, 2000). Cela s'est traduit par le Décret du 20 septembre 1989 (Code de l'Urbanisme, dispositions particulières au littoral ; Boudouresque *et al.*, 1995b) qui stipule que " sont préservés, dès lors qu'ils constituent un site ou un paysage remarquable ou caractéristique du patrimoine naturel et culturel du littoral, sont nécessaires au maintien des équilibres biologiques ou présentent un intérêt écologique : (...) les milieux abritant des concentrations naturelles d'espèces animales ou végétales tels que les herbiers (...)".

Enfin, certains herbiers particuliers, comme les formations " récifales " à *P. oceanica* (e.g. récifs-barrières de Port-Cros et du Brusco en Provence, plate-forme récifale de Saint-Florent en Corse), au regard de leur caractère de paysage remarquable (Boudouresque *et al.*, 1991) font l'objet d'une protection accrue. Ainsi le récif-barrière de Port-Cros, qui est inclus dans les eaux du Parc national de Port-Cros et bénéficie d'une surveillance adaptée (Augier et Boudouresque, 1975 ; Augier et Niéri, 1988) ou la plate-forme de Saint-Florent (Boudouresque *et al.*, 1983), qui est protégée par un arrêté de biotope, depuis 1999 (Anonyme, 2001b).

Réglementation en Principauté de Monaco

En principauté de Monaco, une législation est en cours d'élaboration afin que les taxons, qui figurent dans les annexes des conventions internationales ayant fait l'objet d'une adoption, bénéficient également d'une protection spécifique en droit monégasque (Platini, 2000).

Réglementation en Italie

En Italie, les compétences nationales en matière de défense de la biodiversité du milieu marin et côtier, des espèces marines protégées et de l'environnement marin dans son ensemble sont du ressort de la Direction pour la Protection de la Nature du Ministère de l'Environnement et de la Défense du Territoire.

La défense de la biodiversité marine est un thème prioritaire des stratégies nationales, et de nombreux efforts ont été consacrés à la sélection et à la création d'Aires Marines Protégées, qui sont actuellement au nombre de 23.

AIRES MARINES PROTÉGÉES CRÉÉES EN ITALIE				
	Aire marine protégée	Décret portant création (année)	Organisme gestionnaire actuel	Surface
1	Ile d'Ustica	1986	Capitainerie du Port de Palerme Gestion provisoire	15 951 ha
2	Golfe de Trieste Miramare	1986	Association Italienne pour le WWF for Nature - ONLUS	127,34 ha
3	Iles Tremiti	1989	Ente Parco Nazionale del Gargano	1 466 ha
4	Torre Guaceto	1991	Consortium de gestion entre les communes de Brindisi, Carovigno et le WWF Italie	2 227 ha
5	Iles Cyclope	1989	Consortium de gestion entre la Commune d'Aci Castello et l'Université di Catane - Cutgana	902 ha
6	Iles Egades	1991	Commune de Favignana.	53 810 ha
7	Capo Rizzuto	1991	Province de Crotone	13 500 ha

8	Iles de Ventotene et S. Stefano	1997	Commune de Ventotene	2799 ha
9	Punta Campanella	1997	Consortium entre les Communes de: Massa Lubrense, Sorrente, S. Agnello, Piano di Sorrento, Vico Equense et Positano.	1 128 ha
10	Peninsule du Sinis - Ile de Mal di Ventre	1997	Commune de Cabras	30 000 ha
11	Porto Cesareo	1997	Consortium de gestion avec la Province de Lecce, Communes de Porto Cesareo et de Nardò	17156 ha
12	Tavolara - Punta Coda Cavallo	1997	Consortium de gestion entre les Communes de: Loiri Porto S. Paolo, S. Teodoro et Olbia	15 091 ha
13	Cinque Terre	1997	Ente Parco Nazionale delle Cinque Terre	2 784 ha
14	Golfe de Portofino	1998	Consortium entre les Communes de: S.ta Margherita Ligure, Portofino et Camogli, Province et Université de Gênes	372 ha
15	Capo Carbonara	1998	Commune de Villasimius	8 598 ha
16	Bas-fonds de Tor Paterno	2000	Ente Roma Natura	1.387 ha
17	Capo Gallo-Isola delle Femmine	2002	Capitainerie du Port de Palerme - Gestion provisoire	2 173 ha
18	Ile d'Asinara	2002	Ente Parco Nazionale dell'Asinara	10 732 ha
19	Capo Caccia-Isola Piana	2002	Commune d'Alghero – Gestion provisoire	2 631 ha
20	Iles Pélages	2002	Communes de Lampedusa et Linosa – Gestion provisoire	4 136 ha
21	Parc sous-marin de Baia	2002	Surintendance pour les biens archéologiques des Provinces de Naples et Caserte – Gestion provisoire	177 ha
22	Parc sous-marin de Gaiola	2002	Surintendance pour les biens archéologiques des Prov. de Naples et Caserte – Gestion provisoire	41 ha
23	Plemmirio	2004	Consortium entre la Province régionale de Syracuse et la Commune de Syracuse - Gestion provisoire	2 429 ha

L'Italie a adopté le Protocole relatif aux Aires Spécialement Protégées (ASP) de la Convention de Barcelone et à la biodiversité en Méditerranée, qui prévoit la création d'Aires Spécialement Protégées d'Importance Méditerranéenne (ASPIM), selon des critères qui prennent en compte le degré de biodiversité proprement dit, la spécificité des habitats et la présence d'espèces rares, menacées ou endémiques. Actuellement, seul le Sanctuaire des Mammifères Marins figure sur la liste des ASPIM, mais d'ici les prochains mois, de nombreuses aires marines protégées pourront venir s'ajouter à la liste.

Les activités actuellement en cours, coordonnées par le Ministère de l'Environnement et de la Défense du Territoire, concernent la mise en œuvre d'Action Plans pour les cétacés, les tortues de mer, les herbiers à *Posidonia oceanica* et les espèces allochtones envahissantes.

La Direction pour la Protection de la Nature organise en outre, sous convention avec 14 Régions côtières, une activité de surveillance de l'environnement marin et côtier qui s'étend sur 6000km de côtes environ.

Le Ministère de l'Environnement et de la Défense du Territoire a réservé une attention particulière à *Posidonia oceanica*, lui consacrant de nombreux projets au cours de ces dernières années. Ainsi la distribution et l'état de conservation des herbiers à *P. oceanica* ont été étudiés moyennant de multiples campagnes.

De plus, la Direction de la Protection de la Nature du Ministère de l'Environnement a mis en place un plan spécifique pour la cartographie des herbiers le long des côtes méditerranéennes, conformément au « Programme national de repérage et de mise en valeur de *Posidonia oceanica*, et d'étude des mesures de protection de celle-ci contre tous les phénomènes susceptibles

d'en provoquer la dégradation et la destruction », prévu par la Loi n° 426/98.

Dans les années 90, a été porté à terme le premier programme de cartographie des herbiers à Posidonie dans cinq régions italiennes : Ligurie, Toscane, Latium, Basilicate et Pouilles.

64 herbiers ont été identifiés, sur une surface totale de 90 913 hectares. En Ligurie, 25 herbiers ont été identifiés, dont seulement 2 semblent jouir d'un bon état de conservation, et ne représentent que 2,5% de la superficie totale couverte par les herbiers le long des côtes ligures ; l'état des autres herbiers s'échelonne de médiocre, à faible et mauvais. En Toscane, on trouve 7 herbiers, dont 3 ont un bon état de vitalité, et représentent 44% de l'étendue totale ; les autres montrent une vitalité médiocre ou faible. Pour le Latium, on signale 15 herbiers, dont 4 sont en bon état et correspondent à 20% environ de la surface totale ; l'état de vitalité des autres est classé comme médiocre, faible ou mauvais. Pour les Pouilles, on signale 16 herbiers, dont 9 sont en bon état de vitalité, et correspondent à 65% de l'étendue totale ; les autres herbiers de cette région sont à des niveaux de conservation médiocres, faibles ou mauvais. Le seul herbier présent en Basilicate a une étendue de 646 hectares et son état de conservation est médiocre.

Les études décrites ci-dessus s'associent à de nombreuses mesures de surveillance et de cartographie menées à des échelles différentes (Bianchi et Peirano, 1995 ; Bianchi *et al.*, 1995 ; Diviacco *et al.*, 2001).

Le projet « Bioitaly », lancé en 1994 par le Ministère de l'Environnement, ayant pour but d'identifier les Sites d'Importance Communautaire (SIC - Directive Habitats), a mené à la sélection de sites constitués principalement d'herbiers à *P. oceanica* (Mariotti *et al.*, 2002). Ainsi, les herbiers à Posidonie sont désormais protégés à l'intérieur de zones de protection que ce soit les aires marines protégées ou les zones Natura 2000.

Depuis 1998, l'Italie a mis en place une procédure légale qui vise à assurer la protection des herbiers à Posidonie. Il s'agit de la Loi "Nuovi interventi in campo ambientale" (n°426 - 9/12/98) et plus récemment de la Loi sur les "Disposizioni in campo ambientale" (n°93 - 23/3/2001 ; Procaccini *et al.*, 2003). Ces textes, bien que très généraux, consacrent des paragraphes spécifiques aux herbiers, avec notamment des dispositions financières pour la réalisation d'études et de programmes pour la protection et la cartographie de *P. oceanica*.

La Ligurie a adopté en 2001 une réglementation pour l'évaluation de l'impact des projets d'aménagement sur les sites d'importance communautaire (Directive Habitats)⁴⁶, dans lequel sont inclus les herbiers à *P. oceanica* (Deliberazione di Giunta Regionale n° 646 du 8 juin 2001). La Ligurie a également adopté un document identifiant les normes techniques pour déterminer d'une part l'état de conservation des herbiers à *P. oceanica* (Deliberazione di Giunta Regionale n° 773 de 2003) et d'autre part l'impact des ouvrages côtiers sur ces derniers (Deliberazione di Giunta Regionale n° 1533 de 2005). Ces normes constituent un

Posidonia oceanica

Programmes mis en oeuvre grâce à la contribution du Ministère de l'Environnement et de la Défense du Territoire

- **1989 - 1991** Cartographie des herbiers le long des côtes de la Ligurie, de la Toscane et de l'île d'Elbe, du Latium et des Iles Pontines, des Pouilles et des Iles Tremiti (SNAM Progetti S.p.A. Ecologia - études environnementales)
- Depuis **1993** Projets de recherche dans chaque aire marine protégée (première étude menée sur flore épiphyte, faune vagile et mucillages dans les herbiers à *P. oceanica* de l'Aire Marine Protégée Ile d'Ustica)
- **1998-2002** Programme national de repérage et mise en valeur de *P. oceanica* et étude des mesures de protection de celle-ci contre tous les phénomènes susceptibles d'en provoquer la dégradation et la destruction (Association Mare Vivo)
- **1999-2002** Cartographie des herbiers à *P. oceanica* le long des côtes de la Sicile et des Iles mineures (Société CEOM)
- **1999-2002** Cartographie des herbiers le long des côtes de la Sardaigne et des Iles mineures environnantes (Société Coopérative Nautilus)
- **2001-2003** Contrôle de l'état de conservation de quelques herbiers à *P. oceanica* le long des côtes mappées dans les années 1989-1991 (Conisma)
- **2001-2003** Réalisation d'enquêtes sur les banquettes de feuilles mortes échouées de *P. oceanica* comme élément supplémentaire de surveillance et d'évaluation de la qualité des herbiers à *P. oceanica* (Association Mare Vivo)
- **2002** Checklist/banque de données de la flore vasculaire italienne (Département de Biologie Végétale, Université de Rome "La Sapienza")
- **2003** Dans le cadre du projet "Approfondissement des connaissances naturalistes de base" description de base à l'échelle 1:250.000 des biocénoses marines côtières (Lab. De Biologie Marine et Ecologie Animale, Institut de Zoologie de l'Université de Gènes)
- **2002-2004** Cartographie des herbiers à *P. oceanica* le long des côtes de la Campanie et de la Calabre (Société Fugro Oceansismica)

instrument important, aussi bien pour les aménageurs, qui doivent présenter des projets compatibles avec la conservation de l'habitat, que pour les administrations, qui doivent mettre en oeuvre l'évaluation de l'impact des travaux sur l'environnement, de manière objective. En outre, en Ligurie, la mise en place d'un SIG (système d'information géographique) pour la gestion des connaissances environnementales des fonds marins (Tunesi *et al.*, 2002), a permis d'élaborer une cartographie détaillée des principaux peuplements biocénétiques côtiers (Coppo et Diviacco, sous presse). Sur la base de cet instrument, la Région Ligurie a effectué la délimitation à l'échelle 1 :10 000 de tous les SIC marins (Deliberazione di Giunta Regionale n° 1561 de 2005).

5.1.3. Autres textes réglementaires en Méditerranée

En dehors de la zone RAMOGE, plusieurs pays disposent, d'ores et déjà, d'une législation spécifique vis à vis des herbiers ou envisagent de telles procédures, ne serait-ce que pour rendre applicables les dispositions mentionnées dans les conventions internationales qu'ils ont signées ou ratifiées.

En Algérie, la Loi relative à la protection et à la valorisation du littoral (n° 02-02 du 22 Dhou El Kaada 1422 correspondant au 5 février 2002, parue au Journal Officiel n° 10 du 12 février 2002) indique que "*l'occupation et l'utilisation des sols littoraux doivent préserver les espaces terrestres et marins remarquables ou nécessaires au maintien des équilibres naturels. Sont concernés par la présente disposition, les côtes rocheuses d'intérêt écologique, les dunes littorales et les landes, les plages et les lidos, les forêts et les zones boisées littorales, les plans d'eau côtiers et leur proximité, les îlots et les îles et tous les sites d'intérêt écologique ou de valeur scientifique sur le littoral, tels que les récifs coralliens, les herbiers sous-marins et les formes ou formations côtières sous-marines*". La circulaire ministérielle portant sur la mise en oeuvre de cette loi, dans le cadre du plan d'aménagement côtier (n° 380/SPM du 19 octobre 2002), précise que concernant les herbiers sous-marins et les formes ou formations côtières sous-marines, aucun travail d'aménagement ne doit être entrepris dans ces espaces naturels à l'exception toutefois des installations légères destinées à leur gestion ou à leur mise en valeur (Rachid Semroud, comm. verb.).

En Croatie, une réglementation est en cours de mise en place en vue de protéger les 4 espèces de Magnoliophytes marines, *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* et *Nanozostera noltii* (Platini, 2000).

En Espagne, les gouvernements autonomes de Catalogne (Catalunya) et de la Comunitat Valenciana (sur les 5 qui ont autorité sur la façade méditerranéenne) disposent d'une protection effective des espèces de Magnoliophytes marines. En effet, en Catalogne, l'Ordre du 31 juillet 1991 permet la protection de *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* et de *Nanozostera noltii*. Dans la Comunitat Valenciana, l'Ordre du 23 janvier 1992 interdit "*la destrucció de las praderas de Fanerógamas marinas, por ser zonas de interés pesquero*" (Boudouresque *et al.*, 1995b). En mesures complémentaires, la "Direcció General de Pesca Marítima de la Generalitat" de Catalunya a financé, en 1992, une cartographie détaillée des herbiers des côtes catalanes et initié un programme "Xarxa de vigilància de la qualitat biològica dels herbassars de Fanerógamas marinas", qui vise à recueillir des données sur le fonctionnement des herbiers de Phanérogames marines de manière à obtenir des informations utiles à leur protection et leur gestion (Javier Romero, comm. verb.).

46 "Valutazione di Incidenza sui Piani e Progetti che possono avere effetti sui Siti di Importanza Comunitaria (Direttiva Habitat)"

En Libye, une législation est en préparation pour permettre la protection d'un grand nombre d'espèces marines. Ces espèces seraient celles adoptées dans le cadre de la Convention de Berne et celles identifiées par le Protocole sur les Aires Spécialement Protégées (Platini, 2000).

A Malte, *Posidonia oceanica* n'est pas légalement protégée, mais Malte étant signataire de la Convention de Berne et de la Convention de Barcelone doit se mettre en mesure d'appliquer ces conventions. De plus, Malte a rejoint la Communauté Européenne et devra, au regard de la Directive Habitat, considérer les herbiers à *P. oceanica* comme des habitats prioritaires. Aussi le Ministère de l'environnement et de l'aménagement a mis en place une commission destinée à préciser la répartition géographique des herbiers et leur état de santé. L'objectif est de mettre en place une protection des herbiers en bon état et/ou les plus importants (Patrick Schembri, comm. verb.)

En Slovénie, *Posidonia oceanica* est incluse par un Règlement ministériel, du 24 septembre 2002, sur la liste rouge des végétaux et animaux menacés, avec *Zostera marina* et *Nanozostera noltii*, ce qui impose que l'État doit engager des mesures de conservation vis à vis de ces espèces. Actuellement, un Décret ministériel est en préparation sur la conservation du patrimoine naturel. Il est prévu que *P. oceanica* soit incluse dans ce Décret. Enfin les herbiers à *P. oceanica* de Slovénie sont référencés en tant que site Natura 2000 et bénéficient à ce titre de mesures conservatoires (Robert Turk, comm. verb.).

En Turquie, de strictes protections sont exprimées dans les Règlements de pêche du Ministère de l'Agriculture, pour les Magnoliophytes marines, *Posidonia oceanica* et *Nanozostera noltii*. *P. oceanica* est inscrite dans la Loi concernant les " produits aquatiques " (Ref n° 1380) et sa circulaire annuelle (Ebru Coskun, comm.verb.).

5.2. LES MESURES DE PROTECTION INDIRECTE

Les mesures indirectes susceptibles de concourir à une protection des herbiers à *Posidonia oceanica* sont extrêmement variées, puisque l'on peut y intégrer aussi bien les actions de conservation d'un territoire géographique donné (si ce dernier abrite des herbiers), mais également toutes les démarches qui visent à limiter ou à compenser les dégradations de l'environnement littoral, engendrées directement ou indirectement, par l'homme. En effet, de multiples causes sont avancées pour expliquer la régression des herbiers (e.g. rejets urbains, ancrages, utilisation de chaluts et d'explosifs, recouvrement par des aménagements côtiers et/ou compétitions avec des espèces introduites ; Boudouresque, 1996 ; voir Chap. 4) et toutes les mesures réglementaires, destinées à les réduire peuvent constituer un mode de protection. On peut donc citer toutes les procédures réglementaires qui visent **(i)** À restreindre les rejets polluants (e.g. Protocoles de la Convention de Barcelone), **(ii)** À assurer le traitement des rejets urbains (e.g. Directive 91/271/CEE), **(iii)** À lutter contre l'eutrophisation des eaux (e.g. Directive 91/676/CEE), **(iv)** À interdire certaines techniques de pêche (e.g. le Règlement (CE) n° 1626/94 du Conseil du 27 juin 1994, modifié, prévoyant certaines mesures techniques pour la conservation des ressources de la pêche en Méditerranée), et **(v)** À lutter contre l'introduction d'espèces invasives (e.g. Directive 92/43 CEE). L'objectif n'est pas d'en faire ici l'inventaire exhaustif, mais d'illustrer ces démarches par quelques exemples.

5.2.1. Les aires protégées

La mise en place d'Aires Marines Protégées (AMP) peut constituer un mode de protection des herbiers à *Posidonia oceanica*, comme le soulignent Platini (2000) et Boudouresque *et al.* (2004). De nombreuses AMP méditerranéennes incluent d'importants herbiers à *P. oceanica* (Augier et Boudouresque, 1970a ; Ramos-Esplá et McNeill, 1994 ; Boudouresque, 1996 ; Platini, 2000 ; Francour *et al.*, 2001). Les conventions qui visent à la protection et à la conservation des espaces, même si elles ne font pas spécifiquement référence aux herbiers à *P. oceanica*, ni même aux végétaux marins, peuvent de fait les concerner et constituer des mesures de protections effectives.

C'est le cas de la **Convention Ramsar**, entrée en vigueur en 1975, qui vise à permettre la conservation et la gestion des zones humides, telles que définies à l'article 1.1 : "des étendues de marais, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris les eaux marines dont la profondeur à marée basse ne dépasse pas 6m", en est un bon exemple. En effet, les herbiers sont concernés par cette convention, puisqu'elle permet d'envisager la mise en place d'un réseau d'aires protégées, incluant la partie superficielle des herbiers à *P. oceanica*. C'est d'ailleurs, ce qui a été fait par la Principauté de Monaco, lors de la ratification du protocole (Tabl. III), en inscrivant au titre des zones humides monégasques d'importance internationale, une zone abritant un herbier à *P. oceanica* (Platini, 2000), le seul qui soit présent dans les eaux de la Principauté

Tableau IV. Aires Spécialement Protégées (ASP) de Méditerranée où des herbiers de Magnoliophytes (*Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* et *Nanozostera noltii*) ont été identifiés (d'après Platini, 2000, modifié). - : donnée manquante.

Pays	Nombre	Nom	Espèces concernées
Albanie	0		
Algérie	1	Parc National d'El Kala	<i>P. oceanica</i>
Bosnie-Herzégovine	0		
Chypre	1	Réserve naturelle de Lara-Toxeftra	<i>P. oceanica</i> et <i>C. nodosa</i>
Croatie	5	Réserve naturelle de Lokrum Réserve naturelle Malostonski Zaljev Parc national des îles Kornati Parc national des îles Brijuni Parc national de Mljet	<i>C. nodosa</i> <i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> et <i>C. nodosa</i> <i>P. oceanica</i>
Egypte	0		
Espagne	9	Réserve marine des îles Columbretes Réserve marine de Medas Réserve naturelle de Punta N'Amer Réserve marine Cabo de Palos Parc national de Cabrera Réserve marine Salinas de San Pedro del Pinatar Zone gérée Mar Menor Réserve marine de Tabarca Réserve marine de Cabo de Gata	<i>C. nodosa</i> <i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> et <i>C. nodosa</i> <i>P. oceanica</i> et <i>C. nodosa</i> <i>P. oceanica</i> et <i>C. nodosa</i> <i>P. oceanica</i> et <i>C. nodosa</i>
France	4	Réserve naturelle marine de Cerbère-Banyuls Réserve naturelle des Bouches de Bonifacio Parc national de Port-Cros Réserve naturelle marine et côtière de Scandola	<i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> , <i>C. nodosa</i> et <i>N. noltii</i> <i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> et <i>N. noltii</i>
Grèce	1	Parc national marin des Sporades	<i>P. oceanica</i>
Israël	0		
Italie	11	Réserve marine de Miramare Réserve naturelle de l'Archipelago toscano Réserve naturelle d'Orbetello et Feniglia Réserve de pêche de Portoferraio Réserve de pêche de Castellabate Réserve marine d'Ustica Réserve naturelle marine des Ciclopi islands Réserve naturelle marine des Egadi islands Réserve naturelle marine des Tremit islands Réserve naturelle marine de Torre Guaceto Réserve naturelle marine de Capo Rizzuto	<i>C. nodosa</i> <i>P. oceanica</i> , <i>C. nodosa</i> et <i>N. noltii</i> <i>C. nodosa</i> et <i>N. noltii</i> <i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> et <i>C. nodosa</i> <i>P. oceanica</i> et <i>C. nodosa</i> <i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> <i>P. oceanica</i> et <i>C. nodosa</i>
Liban	0		
Libye	1	Parc national de Garabulli	<i>P. oceanica</i>
Malte	1	Réserve naturelle du Fungus Rock	<i>P. oceanica</i>
Maroc	0		
Monaco	1	Réserve du Larvotto	<i>P. oceanica</i>
Slovénie	0		
Syrie	-		
Tunisie	2	Réserve naturelle des îles de Kneiss Parc national de Zembra	<i>P. oceanica</i> et <i>C. nodosa</i> <i>P. oceanica</i>
Turquie	-		
Yougoslavie	-		

de Monaco (Vaugelas et Trastour, 2002). Néanmoins, en dehors de certaines zones à la topographie particulière (e.g. golfe de Gabès, lagunes du littoral libyen), la Convention Ramsar reste peu utilisable en milieu marin (Platini, 2000).

La mise en place de réseaux d'aires spéciales pour la conservation (e.g. réseau Emeraude, mis en œuvre dans le cadre de la Convention de Berne ; réseau Natura 2000, mis en œuvre par les Etats membres de l'Union Européenne) peut également bénéficier à la protection des habitats d'herbiers (Platini, 2000). Un répertoire⁴⁷ des aires protégées de Méditerranée, où des herbiers de Magnoliophytes marines ont été identifiés, a d'ailleurs été mis en place par le CAR/ASP (Platini, 2000 ; Tabl. IV).

5.2.2. Les engins de pêche

La restriction ou l'interdiction de certaines techniques de pêche particulièrement destructrices pour les herbiers à *Posidonia oceanica* (Ramos-Esplá *et al.*, 1993) peuvent permettre une protection physique de ces derniers. C'est le cas pour la réglementation concernant l'usage des chaluts en Espagne et en Italie (interdiction au-dessus de l'isobathe 50m) et en Tunisie (interdiction dans la zone des 3 milles ou au-dessus d'une isobathe déterminée entre 20, 30 ou 50m selon les secteurs et les types de pêche ; Anonyme, 2002a). Il en est de même à Chypre où le cantonnement des chaluts aux fonds supérieurs à 55m de profondeur (Fisheries Law (CAP 135) and Regulations, 1990 to 2002), fournit une protection efficace des herbiers en tant qu'habitats (Myroula Hadjichristophorou, comm. verb.). En France, le chalutage est interdit au-dessus de l'isobathe 100m (sauf pour certains petits navires d'une puissance inférieure à 75kW, autorisés jusqu'à l'isobathe 12m).

5.2.3. Les études d'impacts

La réalisation d'aménagements littoraux constitue l'une des causes majeures de régression des herbiers à *Posidonia oceanica*, au regard des surfaces concernées et du caractère irréversible de la dégradation. Aussi, les procédures qui visent à évaluer l'impact d'un aménagement avant sa réalisation, de manière à déterminer si le projet doit effectivement être mené à son terme, constituent un outil au service de leur conservation dont il conviendrait de généraliser l'usage en Méditerranée. En effet, bien que commune à plusieurs États, la procédure d'étude d'impact reste encore, pour plusieurs pays méditerranéens une démarche novatrice mais essentiellement théorique (Pergent-Martini, 2000). Si la notion d'étude d'impact est connue dans la totalité des pays méditerranéens, elle n'apparaît pas de manière systématique dans les législations nationales, et les herbiers n'y sont jamais spécifiquement mentionnés (Pergent-Martini, 2000). Sur le principe, en fonction des menaces vis à vis des herbiers, tout aménagement sur le domaine maritime peut justifier une procédure d'étude d'impact et il convient de signaler la démarche entreprise en ce sens par le PNUE, avec l'adoption de lignes directrices (Anonyme, 2001a).

Comme indiqué plus haut, en 2003, la Ligurie (Italie) a adopté une norme technique, dans le cadre de la procédure d'évaluation des impacts sur l'environnement, afin d'établir l'état de conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*, prenant en compte les éléments suivants :

- La Loi régionale n° 38 de 1998 (Valutazione di Impacto Ambientale, VIA) prévoit que soient soumis à la procédure VIA les projets de nouveaux ports de plaisance et à la procédure "verifica-screening" le prélèvement de sédiment marin, les ouvrages contre l'érosion littorale, les digues et tout autre ouvrage modifiant le trait de côte.

47 Ce répertoire ne comprend pas toutes les Aires Marines Protégées de Méditerranée, mais seulement celles qui ont demandé et obtenu le statut d'ASP (Aire Spécialement Protégée).

- Les enquêtes, que la Ligurie a réalisées, ont révélé l'inexactitude des limites des Sites d'Importance Communautaire, en fonction de l'extension réelle des herbiers à *P. oceanica*.

Il est nécessaire de considérer la situation réelle des habitats, et non de leur extension théorique figurant dans les Sites d'Importance Communautaire (SIC), afin d'éviter un jugement négatif sur des projets d'ouvrages en fonction de leur impact sur des habitats supposés en bon état, indépendamment des éventuelles compensations.

La norme technique, basée sur les données bibliographiques disponibles concernant la spécificité des herbiers de Ligurie, considère 3 types d'herbiers. Le premier type correspond à des herbiers dont l'état de conservation n'est pas satisfaisant, c'est-à-dire qui ne semblent pas présenter les caractéristiques prévues par la Directive Habitats pour la mise en place de Sites d'Importance Communautaire (Tabl. V).

Tableau V. Détermination de l'état de conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*, en fonction de la densité des faisceaux et de la profondeur, en Ligurie (Italie). Pour l'utilisation de ce tableau, il convient de ne pas considérer la densité absolue, mesurée dans des zones d'herbier, mais la densité relative, tenant compte du recouvrement R (en %). D'après Regione Liguria (2003).

Profondeur (m)	Non satisfaisant	Intermédiaire	Satisfaisant
0-3	< 550	550-900	> 900
>3-5	< 420	420-700	> 700
>5-7	< 330	330-600	> 600
>7-10	< 240	240-500	> 500
>10-14	< 160	160-400	> 400
>14-18	< 90	90-350	> 350
>18-23	< 30	30-280	> 280
> 23	< 10	10-200	> 200

Dans les secteurs superficiels (< 10m de profondeur) de l'herbier à *P. oceanica* de Ligurie (Italie), un facteur de correction est introduit par rapport aux valeurs du Tabl. V. Il s'agit de tenir compte du fait que les herbiers de cette région ont subi une forte régression au cours des dernières décennies, et présentent donc aujourd'hui un faible recouvrement :

$$R_{\text{corrigé}} = R + R(100 - R)/100$$

La norme technique ligure prend également en compte, pour l'évaluation des herbiers à *Posidonia oceanica* et les études d'impact, les herbiers affleurant (ou presque) la surface de la mer et ceux qui présentent une typologie particulière (voir § 2.4), ainsi que les signalisations de floraison et de fructification.

En France également (Nathalie Quelin, comm. personnelle), préalablement à toute demande d'autorisation d'un projet qui pourrait porter atteinte à l'environnement, une évaluation de ses conséquences environnementales doit être faite (art. L122-1 du Code de l'Environnement). Selon l'ampleur des travaux, ils sont soumis à **étude d'impact** ou à notice d'impact et ce document est partie intégrante du dossier de demande d'autorisation (la demande d'autorisation pouvant relever de diverses législations, comme par exemple la Loi sur l'eau). Le contenu est défini dans le Décret n°77-1141 du 12/10/1977 modifié pris pour application de la Loi du 10 juillet 1976 sur la protection de la nature pour ce qui concerne les projets de travaux et d'aménagement et dans le Décret n°77-1133 du 21/09/1977 pour les installations classées pour la protection de l'environnement. *A minima*, pour ce qui est relatif aux biocénoses marines, il comprend :

- une analyse de l'état initial du site et de son environnement,

- l'étude des modifications que le projet y engendrerait,
- les mesures envisagées pour supprimer, réduire et, si possible, compenser les conséquences dommageables pour l'environnement.

Une autre mesure de protection indirecte des herbiers à *P. oceanica*, en France (Nathalie Quelin, comm. personnelle), consiste à soumettre le dossier à **enquête publique**, au titre de la Loi du 12 juillet 1983. C'est une mesure de protection indirecte des herbiers puisque cette procédure a pour vocation d'informer le public sur les opérations d'aménagement susceptibles d'affecter l'environnement et de recueillir, préalablement à certaines décisions ou à certaines opérations, ses observations, suggestions et contre-propositions afin de permettre à l'autorité compétente de disposer de tous les éléments nécessaires à son information. Nombreux sont les citoyens qui, directement ou *via* leurs représentants (associations d'usagers, associations de défense pour l'environnement, etc.) s'expriment auprès du commissaire-enquêteur sur les projets, dans ce cadre. De fait, la majeure partie des dossiers relatifs à des aménagements et/ou travaux en mer sont soumis à enquête publique.

Il est intéressant de constater que l'on assiste actuellement, en France, à une évolution de la prise en compte du rôle des banquettes de *P. oceanica* dans les actes de concession de plages. En effet, il est de plus en plus fréquent que figure dans l'acte de concession un paragraphe spécifiant que les Posidonies échouées sur les plages ne seront pas ramassées en dehors des périodes de fréquentation estivale (Nathalie Quelin, comm. personnelle).

5.3. LA MISE EN ŒUVRE DE CES TEXTES AU NIVEAU PÉNAL : EXEMPLES DE JURISPRUDENCE

En France, la protection légale de *Posidonia oceanica* a motivé le refus de certains aménagements qui risquaient d'endommager l'herbier ou d'en modifier d'autres. Depuis la signature de l'Arrêté de protection, en 1988, aucun aménagement impliquant la destruction d'un herbier à *P. oceanica* n'a été réalisé. La destruction éventuelle de quelques faisceaux isolés ou de tâches résiduelles de *P. oceanica* ne constituant pas un herbier a été envisagée à plusieurs reprises, par exemple lors de l'aménagement de la plage de Corbière, à Marseille (Crebassa, 1992). Face au risque d'ouvrir une sorte de "boîte de Pandore"⁴⁸, brèche dans laquelle peuvent s'engouffrer des aménageurs motivés par des intérêts à très court terme⁴⁹, la réponse ne peut être que la stricte application de la Loi.

Lors du projet d'agrandissement du port de la Pointe-Rouge (Marseille, France), la ville de Marseille a fait procéder au préalable à une cartographie précise du secteur (Francour et Marchadour, 1989) qui a permis d'éviter effectivement les zones occupées par *P. oceanica*. Il s'agit d'un cas exemplaire.

Suite à la construction d'un port privé sur l'île de Cavallo (Corse), sans permis, le propriétaire a été condamné par le Tribunal de Grande Instance d'Ajaccio. Parmi les délits relevés, on note "*mutilation de végétaux protégés, ainsi que dégradation des espèces*" (Meinesz, 1989 ; Pergent, 1991a). La condamnation (jugement n° 90 du 2 février 1990) s'est traduite, outre une forte amende, par la demande de destruction du poste d'amarrage et la reconstitution, en l'état, du linéaire côtier (par la fermeture du chenal d'accès sur une profondeur de 2m) dans un délai de 6 mois (Pergent, 1991a). Il convient toutefois de noter qu'en 1994, le chenal était simplement barré par une chaîne et le linéaire côtier n'avait pas encore été reconstitué (Boudouresque *et al.*, 1995b).

⁴⁸ Comment en effet définir le seuil à partir duquel des faisceaux isolés ou des tâches de *P. oceanica* ne constituent pas un herbier digne de protection ? L'exemple de la baie du Prado à Marseille (France), où des faisceaux isolés et de petites tâches de *P. oceanica* sont en expansion rapide depuis la mise en service d'une station d'épuration des eaux usées (Gravez *et al.*, 1999), illustre le danger d'une telle interprétation.

⁴⁹ Par intérêts à très court terme, les auteurs du présent ouvrage font allusion aux intérêts des aménageurs, qui peuvent être très différents des intérêts à court, moyen ou long terme des habitants de la région.

L'existence de mesures de protection légale permet également d'envisager la mise en œuvre de mesures de compensation environnementale, lors d'aménagements venant à endommager un herbier. C'est notamment le cas lors de la réalisation de travaux d'intérêt collectif tels que l'installation de canalisations ou de câbles sous-marins (Meinesz et Bellone, 1989). La réimplantation de *P. oceanica*, sous forme de boutures ou de graines, a parfois été envisagée comme mesure compensatoire. Toutefois, comme le souligne Boudouresque (2002a), son efficacité n'est pas pleinement démontrée et la réimplantation doit être considérée avec beaucoup de prudence ; en tout état de cause, elle ne devrait pouvoir être envisagée que dans un cadre réglementaire extrêmement précis et contraignant (voir Chap. 13).

6. FEUILLES MORTES DE *POSIDONIA OCEANICA*, PLAGES ET RÉENSABLEMENT

6.1. PROBLÉMATIQUE

6.1.1. Les feuilles mortes de Posidonies

En automne, les feuilles mortes de *Posidonia oceanica* qui se détachent des rhizomes s'accumulent pour une part dans l'herbier (litière ; voir § 2.6) et pour une autre part sont exportées vers des aires de décantation, telles que des zones de sable et des intermattes. Par la suite, les tempêtes d'hiver et d'automne les entraînent soit vers d'autres écosystèmes benthiques, de l'étage infralittoral à l'étage bathyal⁵⁰, soit vers les plages (Fig. 49).

Sur les plages, les feuilles mortes, ainsi parfois que des rhizomes, peuvent localement s'accumuler en quantités considérables, sur une épaisseur pouvant atteindre 1-2m. Ces accumulations de feuilles mortes sont nommées "**banquettes**" en français et "banchetti" en italien (Fig. 27, Fig. 33) (Molinier et Picard, 1953 ; Picard, 1965a ; Blanc, 1971). En fait, les banquettes sont constituées de feuilles et de rhizomes de *P. oceanica* à divers états de fragmentation et de dégradation (jusqu'au stade de fibres), de sédiment et d'eau. Cet ensemble constitue une structure rigide et élastique en même temps.



Fig. 49. Feuilles mortes et aegagropiles de *Posidonia oceanica* sur une plage d'Espagne. N'est-elle pas attractive ? Photo J. Corbera in Romero (2004b).

La structure des banquettes a été étudiée, dans la Région de Marseille (France), par Jeudy de Grissac et Audoly (1985). Elles présentent une teneur en eau comprise entre 30 et 90%, qui croît de la partie supérieure (exposée au soleil) à la partie inférieure de la banquette. La teneur en sable varie de 0.5 à 85%, en fonction de l'exposition du site, de l'hydrodynamisme, de la texture des matériaux de la plage (définie par la granulométrie) et de la morphologie de la plage. Le matériel végétal est constitué essentiellement de feuilles, de fragments de feuilles et de fibres ; les rhizomes sont en quantité négligeable. Les débris végétaux qui constituent les banquettes peuvent être classés en 3 catégories :

- Type 1 : Débris peu évolués, encore verts et conservant encore les 2 bords de la feuille. Ils représentent moins de 1% des banquettes.
- Type 2 : Débris présentant les mêmes caractéristiques que ceux de type 1, mais de couleur brune. Ils représentent 1 à 26% des banquettes.
- Type 3 : Débris très dégradés, de couleur brune, présentant au maximum un seul des 2 bords de la feuille. Ils représentent 1 à 99% des banquettes.

Les plages où s'accumulent des débris de *P. oceanica*, qu'il s'agisse d'un simple tapis (Fig. 49) ou de banquettes, sont en général peu appréciées par les baigneurs, à cause de l'odeur qui peut éventuellement s'en dégager, mais surtout parce qu'ils assimilent ces accumulations à la pollution. En réalité,

⁵⁰ Les principaux étages marins sont, de haut en bas, le Supralittoral (zone des embruns), le Médiolittoral (zone des vagues et de balancement des marées), l'Infralittoral (entre la surface et 25-45m de profondeur : zone bien éclairée), le Circalittoral (jusqu'à 70-150m de profondeur : zone peu éclairée) et le Bathyal (jusqu'aux plus grandes profondeurs ; la lumière est absente ou insuffisante pour assurer la présence des organismes photosynthétiques).

ces banquettes constituent un **signe de bonne qualité** de l'eau : elles traduisent la présence, au voisinage, de vastes herbiers.

En outre, elles sont très **utiles**. En effet, la base des banquettes est soumise à l'érosion marine et les débris de feuilles qui sont repris par l'eau forment une suspension dense qui amortit les vagues par sa "viscosité" sur quelques mètres en avant des banquettes (Fig. 33) (Boudouresque et Meinesz, 1982). De cette façon, les banquettes contribuent à la **protection des plages** contre l'érosion, en particulier lors des tempêtes hivernales.

Enfin, à la suite des processus physico-chimiques et biologiques de dégradation des feuilles mortes, les banquettes constituent une source de carbone et de nutriments utilisée par divers organismes, le long des **chaînes alimentaires**. L'élimination des banquettes ne doit donc pas être réalisée de façon indiscriminée mais évaluée attentivement, en raison de ses conséquences négatives sur le maintien des plages et sur la productivité du milieu côtier.

L'élimination des banquettes est largement pratiquée par les collectivités territoriales sur les plages d'intérêt touristique-balnéaire. Les feuilles mortes sont soit transportées (et éventuellement enterrées) dans des décharges, soit mises en tas dans des zones voisines des plages, soit encore ré-immersées en mer. En revanche, sur les plages sans intérêt balnéaire, les banquettes sont généralement laissées sur place.

Ces pratiques font que, dans une grande partie de la Méditerranée Occidentale, où le tourisme balnéaire représente un intérêt économique important, les banquettes sont devenues rares. Leur raréfaction peut localement être aussi causée par la régression des herbiers à *P. oceanica* (voir Chap. 4), induisant une diminution de l'approvisionnement des plages en feuilles mortes.

6.1.2. L'utilisation des feuilles mortes de *Posidonies*

Les feuilles mortes de *Posidonia oceanica* ont été utilisées par l'homme depuis l'Antiquité (et même depuis la Préhistoire), tout autour de la Méditerranée (Boudouresque et Meinesz, 1982). Il y a plus de 100000 ans, vers la fin de la glaciation du Riss, les hommes de la grotte du Lazaret (Alpes-

Fig. 50. Aegagropiles de *Posidonia oceanica*, sur une plage. Photo A. Meinesz. Une aegagropile de taille record (17x12cm) a été observée au Mourillon (Toulon, France) par Jean-Marie Astier (comm. pers.)



Maritimes, France) dormaient sans doute sur des litières faites de feuilles de *P. oceanica* (De Lumley *et al.*, 1969). L'utilisation des feuilles à l'intérieur des **matelas**, ou comme litière pour les animaux, s'est perpétuée longtemps ; en effet, la "vermine" ne s'y mettait jamais, sans doute en raison des acides phénoliques contenus dans les feuilles (Font-Quer, 1990). Dans l'Égypte antique, il semble que l'on fabriquait des **chaussures** avec le feutrage des aegagropiles⁵¹ (Täckholm et Drar, 1954) ; les aegagropiles (Fig. 50) sont des agglomérats plus ou moins sphériques de fibres provenant des feuilles mortes de *P. oceanica*, qui sont formés par l'hydrodynamisme sur les petits fonds, puis rejetés sur les plages (Weddel, 1877 ; Cannon, 1979, 1985).

Pendant des siècles, quand n'existait pas encore le plastique à bulles ou le polystyrène expansé, les feuilles de *P. oceanica* ont été utilisées par les vénitiens pour emballer et transporter leur délicate et célèbre verrerie,

⁵¹ Aegagropile = "pelote de mer". Le terme d'aegagropile a d'abord désigné les pelotes de poils qui se forment dans l'estomac des animaux qui se lèchent, tels les chats, et qu'ils dégorgeaient par la suite ; c'est par analogie que l'on nomme ainsi les pelotes de fibres de *Posidonia oceanica* (Weddel, 1877).

au point que ces feuilles étaient connues sous le nom de "paille de Venise"⁵² (Boudouresque et Meinesz, 1982).

En Afrique du Nord (Egypte, Libye, Tunisie), les populations côtières utilisaient encore, au début du 20^{ème} siècle, les feuilles sèches de *P. oceanica* pour la construction des toits (Le Floch, 1983). En Corse, on a découvert (Gérard Feracci, comm. pers.), sous le toit d'une antique bergerie, un revêtement de feuilles de Posidonies destiné probablement à **l'isolation thermique** (Boudouresque et Meinesz, 1982). Toujours dans un but d'isolation thermique et phonique, des essais concluants d'utilisation des feuilles de *P. oceanica* ont été réalisés en Sicile et en Grèce, il y a plusieurs dizaines d'années (Sordina, 1951). Au début des années 1980, l'isolation thermique du toit de la *Casa comuna* de Pigna (Corse) a été réalisée au moyen de feuilles mortes (Jean-Marcel Vuillamer, comm. pers.).

Les feuilles mortes de *P. oceanica* ont aussi été utilisées pendant longtemps comme **compost** par les agriculteurs des côtes méditerranéennes. Il semble cependant qu'elles ne constituent pas un vrai compost, mais plutôt qu'elles contribuent à maintenir un certain taux d'humidité à la surface du sol, ou à aérer les sols trop compacts, si elles sont enterrées (Germain de Saint-Pierre, 1857 ; Sauvageau, 192 ; Knoche, 1923 ; Braun-Blanquet *et al.*, 1952 ; Astier, 1972). En Corse, on brûlait les feuilles mortes sur les terrains à cultiver, afin de les amender (Conrad, 1982 ; Fig. 51). Aujourd'hui, ces méthodes ne sont plus en usage. Toutefois, des essais ont été effectués en Italie, en Tunisie et en Grèce, en vue de produire un compost à base de feuilles de *P. oceanica*, avec des résultats intéressants (Sordina, 1951 ; Saidane *et al.*, 1979 ; Seri *et al.*, 2004). En Espagne, la municipalité de Denya (Comunitat Valenciana), grâce à un financement européen (projet Life Environnement, 1996) et en collaboration avec l'Université de Valences, a mis en place une installation de compostage capable de traiter 15000m³/an de déchets végétaux. Le compost obtenu par le mélange de feuilles mortes de *P. oceanica* avec d'autres débris végétaux (dans un rapport d'environ 1/3) présente de bonnes caractéristiques agronomiques, est riche en oligo-éléments et peut être utilisé pour la reforestation et dans d'autres actions de restauration environnementale.

Les feuilles de *P. oceanica* fraîches possèdent une bonne valeur nutritive, semblable à celle du foin ou de la luzerne (Molinier et Pellegrini, 1966). En ajoutant de la poudre de feuilles aux aliments des poules, en Italie, on a amélioré la ponte et le poids des oeufs (Baldiserra-Nordio *et al.*, 1967, 1968 ; Gallarati-Scotti, 1968). En Tunisie, dans les années 1920, des tentatives pour nourrir le bétail avec des feuilles, mélangées au fourrage, ont connu un succès mitigé : ânes et moutons s'y sont refusés, tandis que 2 chevaux l'ont accepté⁵³ (Pottier, 1929 ; Boudouresque et Meinesz, 1982). Les fruits de *P. oceanica* rejetés sur les plages ont été consommés par le bétail (Tunisie), les cochons (Corse) et même par l'homme, lors de périodes de disette (Cuénod, 1954 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Roger Miniconi et Gérard Feracci, comm. pers.).

Parmi les autres usages de *P. oceanica*, on peut également citer la production de papier, vers la fin du 19^{ème} siècle (Sauvageau, 1890, Lami, 1941). Enfin, les égyptiens lui attribuaient des propriétés curatives, en particulier contre le mal de gorge et les

Fig. 51. Jeune fille Corse, à la fin du 19^{ème} siècle ou au début du 20^{ème} siècle, avec un panier rempli de feuilles mortes de *Posidonia oceanica*. Les feuilles étaient brûlées sur les terrains à cultiver, pour les fertiliser. Reproduction J.J. Allegrini, d'après photo Anonyme, communiquée par Mme Conrad.



⁵² C'est pour cette raison que les botanistes antérieurs à la nomenclature linnéenne désignaient *P. oceanica* sous le nom de "*alga marina virtariorum*", algue marine des vitriers (Bauhin, 1623 in Grenier (1860).

⁵³ L'historien latin Hirtius raconte que, lors de la guerre d'Afrique, les chevaux et bêtes de somme des légions de César ont été sauvés grâce aux feuilles mortes de *P. oceanica* (qu'il ne nomme bien sûr pas ainsi), toute autre forme de fourrage étant absente (Pellissier, 1853 ; Brulard, 1885).

maladies de la peau, et un vieux manuel de botanique (Cazzuola, 1880) la cite parmi les produits de la pharmacopée populaire.

Au total, si les feuilles mortes de *P. oceanica* ont été effectivement utilisées dans le passé par les populations riveraines (Fig. 51), bien que de façon le plus souvent anecdotique, les essais modernes ont démontré la faisabilité de l'utilisation, mais se sont le plus souvent heurtés aux réalités économiques. Par ailleurs, même si l'utilisation des feuilles mortes devenait un jour rentable, grâce à l'évolution des techniques, cette valorisation ne répondrait pas aux problèmes soulevés par l'enlèvement de ces feuilles des plages (voir § 6.1.1 et 6.1.3) : érosion des plages et impact sur les réseaux trophiques des écosystèmes littoraux. Elle se heurterait également, dans les pays où l'espèce est protégée (voir § 5.1.2), à l'interdiction de son utilisation, sous quelque forme que ce soit.

6.1.3. L'érosion des plages

Une plage est constituée par des dépôts de sédiments détritiques transportés par les cours d'eau ou produits par l'érosion marine des côtes rocheuses. L'existence d'une plage est le résultat d'un **équilibre** délicat entre la quantité de sédiment qui y arrive et celle qui est emportée par les courants côtiers. En cas de bilan positif, la plage s'accroît. Inversement, si le bilan est négatif, la plage s'érode (Paskoff, 1993 ; RAMOGE, 2002 ; SDAGE, 2003).

La dynamique des plages est fonction de paramètres naturels tels que l'hydrodynamisme, la houle, les courants, le vent et l'érosion des sols, et elle peut être fortement modifiée par des activités humaines telles que (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Paskoff, 1993 ; Boudouresque, 1996 ; RAMOGE, 2002) :

- (1) La réduction des apports solides des cours d'eau qui débouchent en mer, à la suite de leur aménagement (barrages, lacs de retenue) et/ou de l'extraction de matériaux de leur lit.
- (2) L'urbanisation du littoral, avec la construction d'édifices ou de structures au bord de la mer. Ces constructions empêchent le sable de se déplacer entre la plage et l'arrière-plage (dune) ; lors des tempêtes, il est alors entraîné vers le large (Paskoff, 1993).
- (3) La construction d'ouvrages portuaires qui peuvent constituer des barrières s'opposant au transport des sédiments parallèlement à la côte. Ils déterminent un déficit sédimentaire pour les plages qui sont situées en aval des ouvrages, par rapport au courant dominant (Cortemiglia, 1979).
- (4) La mise en place d'ouvrages de défense du littoral (épis, brise-lames), qui modifient le transport côtier des sédiments, comme au point (3).
- (5) La dégradation des herbiers à *Posidonia oceanica* (ou à autres Magnoliophytes marines). Ces herbiers stabilisent les sédiments et réduisent l'hydrodynamisme, par dissipation de l'énergie, au-dessus d'eux et sur le littoral qu'ils bordent (voir § 3.3). Leur régression ou leur disparition aboutit donc à un accroissement de l'hydrodynamisme au niveau des plages.
- (6) Comme indiqué plus haut (§ 6.1.1), les baigneurs non informés considèrent que les feuilles mortes de *P. oceanica*, sur une plage, sont un signe de mauvais entretien. Pour leur donner un aspect propre, ou parce que les engins de nettoyage ne font pas la différence entre une feuille morte et une bouteille en plastique, les responsables des communes littorales les font donc enlever. Quant aux banquettes de feuilles mortes, elles réduisent l'espace disponible sur la plage et génèrent une odeur "de mer". Les usagers des plages atlantiques sont accoutumés à cette odeur et souvent même l'apprécient : l'odeur du varech⁵⁴ est en effet associée à celle de nature sauvage. En revanche, les usagers des plages méditerranéennes, dont la

⁵⁴ "Varech" est le nom breton des "algues", en particulier des algues rejetées sur les plages (laisses de mer).

culture écologique est souvent moindre, associent cette odeur à la pollution. Or, les feuilles mortes et les banquettes contribuent à protéger les plages, en particulier lors des tempêtes hivernales (Boudouresque, 1996 ; SDAGE, 2003).

- (7) La fréquentation excessive des plages. Sur certaines plages, elle peut atteindre 500000 personnes par jour et par 100km linéaires.
- (8) L'extraction d'eau douce des réserves souterraines, qui peut provoquer la subsidence, en même temps que l'ensablement irréversible des nappes phréatiques.

La concomitance fréquente de ces activités, le long d'un même tronçon de côte, ajoutée à des facteurs naturels (Paskoff, 1993), a déterminé une situation très délicate : un nombre considérable de plages reculent, parfois de façon dramatique. Afin de tenter de compenser leur recul, de très nombreuses communes littorales procèdent à des opérations de **réensablement**.

Les quantités de sédiment apportées peuvent être considérables : en 1994 et 1995, ce sont ainsi 14600t de graviers et 3800t de sable qui ont été épandues sur la seule plage de l'Almanarre (golfe de Giens, Var, France). Entre Capo Noli et Capo Vado (Ligurie, Italie), un secteur de 9km de longueur est réensablé une année sur deux depuis 1970 (Relini, 1992 ; Boudouresque, 1996).

La décharge sur les plages de matériel sédimentaire afin de les réensabler peut constituer un grave problème écologique pour les écosystèmes benthiques riverains, en raison de l'utilisation de matériel inadapté (limon, argile, matériel "terreux" d'une façon générale) qui modifient la granulométrie des sédiments meubles. Or, la nature des peuplements de substrat meuble est fortement liée à la granulométrie (Pérès et Picard, 1964). L'emploi de matériel inadapté a également des effets négatifs sur l'herbier à *P. oceanica* (Relini, 1992). Les aspects les plus négatifs liés à l'utilisation de matériel inadapté, car contenant des sédiments fins, sont :

- (1) L'augmentation de la **turbidité** de l'eau, qui détermine la réduction de l'intervalle de profondeur compatible avec la photosynthèse de *P. oceanica*, et donc une remontée de sa limite inférieure (dite "profondeur de compensation") (voir § 4.3).
- (2) L'**envasement** de l'herbier, phénomène qui comporte le dépôt de sédiments fins sur les feuilles (réduisant leur capacité photosynthétique) et l'augmentation du taux de sédimentation. Il convient de rappeler ici que l'herbier constitue un piège à sédiments, que la croissance des rhizomes orthotropes (verticaux) permet normalement de compenser l'apport de sédiment, mais que si cet apport dépasse une épaisseur de 5-7cm/an, il n'est plus compensé par la croissance des rhizomes : les points végétatifs sont alors ensevelis et *P. oceanica* meurt (Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983 ; Boudouresque *et al.*, 1984 ; Jeudy de Grissac et Boudouresque, 1985) (voir § 4.1).

6.2. ETUDES DE CAS

6.2.1. La gestion des banquettes à Malte

A Malte, un programme de gestion de la végétation côtière a été conduit en collaboration avec l'Université. L'objectif est double : l'élimination des feuilles mortes de *Posidonia oceanica* des plages, à des fins touristiques, et la restauration de la végétation terrestre littorale dans les secteurs où elle est dégradée.

Les feuilles de *P. oceanica* retirées des plages sont déposées, avec d'autres sources de matière organique, en amas d'environ 1.5m d'épaisseur. Après 2 années, des végétaux tels que *Atriplex halimus* sont plantés le long du périmètre des amas, tandis que des *Tamarix* sp. et des Acacias

sont plantés à l'intérieur. Au bout de 15 années d'expérience, les résultats apparaissent comme positifs, en ce sens que des barrières vertes d'environ 2m ont été créées, barrières qui freinent l'accès à la plage (en particulier par des véhicules à moteur) et qui favorisent la recolonisation de l'arrière plage par la végétation pionnière.

Nous remarquons que, si cette expérience constitue un des rares exemples de véritable valorisation des feuilles mortes de *P. oceanica* (voir § 6.1.2), elle ne règle en rien les problèmes d'érosion des plages et d'impact sur les écosystèmes marins liés à l'enlèvement des banquettes. La louable reconstitution de la végétation d'arrière plage peut être obtenue par d'autres méthodes (voir § 6.2.3).

6.2.2. Les plages de Port-Cros et de Porquerolles

Sur les îles de Port-Cros et de Porquerolles (Hyères, Var, France), la commune d'Hyères et le Parc national de Port-Cros ont réalisé une expérience intéressante. En fonction de la situation et de la fréquentation des plages, 5 niveaux de nettoyage ont été définis (Tabl. VI ; Auby, 1998). D'une façon générale, 3 principes ont été adoptés : **(i)** Les déchets non naturels ou dangereux sont enlevés dans toute la mesure du possible ; **(ii)** Les opérations d'enlèvement et de nettoyage sont exclusivement manuelles. **(iii)** Les feuilles mortes de *Posidonia oceanica*, y compris les banquettes (il est vrai peu élevées), sont laissées sur place.

Tableau VI. Niveaux de nettoyage des plages de Port-Cros et de Porquerolles (Hyères, Var, France). + = enlèvement, - = non enlèvement. D'après Auby (1998).

Niveau d'intervention	Matériel enlevé (+) ou non (-)				
	Matériaux artificiels ^a	Troncs (diamètre >30cm)	Gros bois (diamètre 5-30cm, longueur > 50cm)	Petit bois (diamètre < 5cm, longueur < 50cm)	Feuilles mortes de <i>Posidonia oceanica</i>
0	-	-	-	-	-
1	+	+	-	-	-
2	+	+	+	-	-
3	+	+	+	+	-
4	+	-	+	+	-

^a Matériaux artificiels : résidus de mazout, plastique, cordes, métal, verre et bois oeuvré (= bois travaillé par l'homme).

Fig. 52. Un panneau d'information sur une plage de Porquerolles. Photo P. Robert.



Pour chaque plage et selon la saison (saison touristique et basse saison), un niveau d'intervention a été défini (Tabl. VII ; Auby, 1998). La fréquence de nettoyage varie entre journalière et mensuelle, selon les plages et la saison (Patrick Auby, comm. pers.).

Les baigneurs sont informés de cette stratégie de gestion des plages au moyen de panneaux explicatifs (Fig. 52). Ils peuvent y lire : "Une plage naturelle. La présence de feuilles sèches sur la plage est un signe de bonne santé du milieu marin proche, où se développe une véritable prairie sous-marine de plantes à fleurs, les Posidonies. Une partie de leurs feuilles tombent à l'automne et se déposent, au cours de l'hiver, sur la plage. Ce tapis naturel est très propre et il protège le sable de la plage contre les coups de mer".

Il est intéressant de souligner que cette politique (non-enlèvement des feuilles mortes de *P. oceanica*), associée à l'information, n'a pas nui à la fréquentation des plages : **(i)** Il n'y a pas de différence de fréquentation entre des plages avec peu de feuilles mortes et des plages à couverture de feuilles mortes

Tableau VII. Exemples de niveaux d'intervention (voir Tabl. VI), pour le nettoyage des plages, sur les îles de Port-Cros et de Porquerolles (Hyères, France), en fonction des sites et de la saison. Saison touristique : du 1^{er} mai au 30 septembre. Basse saison : du 1^{er} octobre au 30 avril. D'après Auby (1998).

Plage	Saison	Niveau d'intervention
Plage du Sud (Port-Cros)	Basse saison	1
	Saison touristique	4
Baie de Port-Man (Port-Cros)	Toute l'année	1
Baie de Port-Cros (Port-Cros)	Basse saison	1
	Saison touristique	2
Brégançonnet (Porquerolles)	Basse saison	0
	Saison touristique	2
Plage d'Argent, partie médiane (Porquerolles)	Toute l'année	3
Plage de la Galère (Porquerolles)	Toute l'année	0

relativement importante. **(ii)** Sur les plages à couverture de feuilles mortes relativement importante, la fréquentation n'a pas diminué après la mise en place de la stratégie de non-enlèvement des feuilles mortes. On observe simplement que les baigneurs qui arrivent les premiers choisissent les emplacements sans feuilles mortes (Philippe Robert, comm. pers.). Cette expérience de non-enlèvement des feuilles mortes et d'information avec des panneaux a été reprise par les communes de l'Observatoire marin du Littoral des Maures (Cavalaire, Rayol-Canadel, La Croix-Valmer et Ramatuelle, Var, France).

6.2.3. La plage de l'Almanarre à Hyères

La plage de l'Almanarre est située à la base du tombolo occidental de Giens (Hyères, Var, France). C'est une plage très fréquentée, de 5km de longueur. A plusieurs reprises, les dates les plus récentes étant 1992 et 1994, la flèche du tombolo Occidental s'est rompue lors de tempêtes exceptionnelles (Frédérique Lantéri-Gimon, comm. pers.). Les causes de la rupture du tombolo Occidental sont sans doute multiples. La cause principale est probablement le déficit en sédiments de la rade de Giens, dans laquelle n'aboutit (actuellement) aucun cours d'eau important susceptible d'y apporter des sédiments ; d'une façon plus générale, en Provence, le 20^{ème} siècle a été marqué par la déprise agricole, la reconstitution du couvert forestier, la reconstitution des sols et donc la diminution des apports de sédiment terrigène à la mer (Gravez *et al.*, 1988). Toutefois, la destruction des dunes d'arrière-plage, la construction d'une route trop proche de la mer et des enrochements destinés à lutter contre l'érosion des plages, mais dont l'effet a été en fait d'accentuer cette érosion, ont également joué un rôle négatif. Quoi qu'il en soit, les ruptures du tombolo Occidental de 1992 et 1994 ont constitué le déclic qui a conduit les gestionnaires à remettre en question un certain nombre de pratiques et à mettre en place une gestion intégrée de l'ensemble du secteur (Daniel Barbaroux et Frédérique Lantéri-Gimon, comm. pers.).

La plage de l'Almanarre (Fig. 53) est gérée aujourd'hui par le Service Environnement de la mairie d'Hyères, avec les conseils techniques du Parc national de Port-Cros et du Conservatoire botanique de Porquerolles. Les **mesures de gestion** sont les suivantes (R. Baretty, comm. pers.) : **(i)** Non-enlèvement des feuilles mortes et des banquettes de *Posidonia oceanica* sur 1km de longueur (depuis 1996), puis sur les 3km Sud (depuis 2001) ; sur le reste de la plage, ces feuilles mortes sont relativement rares. **(ii)** Les macrodéchets artificiels (plastique, verre, bois oeuvré, etc.) sont enlevés à la main, chaque jour, pendant la saison touristique (15 juin au 15 septembre) ; les bois

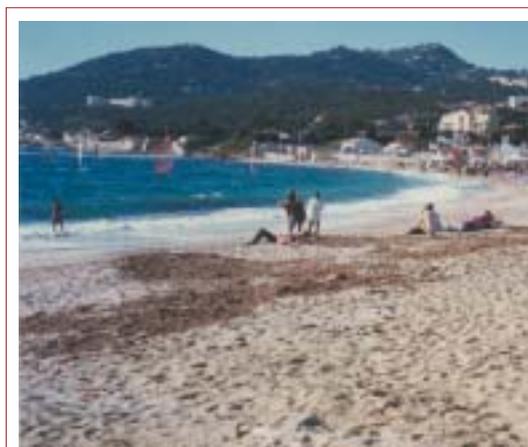


Fig. 53. Le secteur Nord de la plage de l'Almanarre, en mai 1997. On distingue des feuilles mortes de *Posidonia oceanica* sur la plage. Photo R. Baretty et F. Lantéri-Gimon.

naturels (troncs, branches) sont laissés sur place. **(iii)** Depuis 1996, les dunes d'arrière-plage sont protégées par des ganivelles (barrières en bois) ; leur traversée n'est autorisée que sur des passages balisés (environ un passage tous les 100m). Certains de ces passages sont assez larges pour permettre le passage des véliplanchistes. Cette protection a permis à certaines dunes dégradées d'accroître leur hauteur de 2-5cm/an. **(iv)** Dans quelques secteurs où les dunes avaient été entièrement détruites par le piétinement, elles ont été reconstituées artificiellement et re-végétalisées avec le lys de mer *Pancratium maritimum*, la marguerite maritime *Anthemis maritima*, le diotis blanc *Othantus maritimus* et le chardon maritime *Eryngium maritimum* ; toutes ces plantes sont des espèces caractéristiques des dunes d'arrière-plage de la région ; cette opération a été supervisée par le Conservatoire botanique de Porquerolles compte-tenu du recul de la partie Nord (sur 2km) de la plage de l'Almanarre, on continue à y procéder (en 2 points) à des opérations de **réensablement**. Au début, il s'agissait de graviers (15-20mm de diamètre) provenant de la Durance. Par la suite, on a choisi un sable plus fin, d'origine marine, provenant d'une carrière située à Signes (diamètre < 5mm) ; il s'y ajoute le sable dragué dans les chenaux d'accès à certains ports du Var. Le volume total est de 10000m³/an. Les enrochements, censés protéger la plage mais qui en faisaient son érosion, ont été enlevés (R. Baretty et Frédérique Lantéri-Gimon, comm. pers.).

L'information du **public** sur la justification de ces mesures de gestion se fait verbalement, par une dizaine d'agents saisonniers, par la presse locale et dans une moindre mesure par un dépliant édité par la mairie d'Hyères et par des affiches distribuées aux commerçants (Frédérique Lantéri-Gimon, comm. pers.). La fréquentation de la plage n'a pas diminué, après la mise en oeuvre de ces mesures de gestion. Elle est stable d'une année à l'autre ; le facteur limitant est constitué par le nombre de places de parking. D'une façon générale, les réactions du public à ces mesures de gestion sont extrêmement favorables, et il respecte l'obligation de ne traverser les dunes d'arrière plage que par des passages balisés (R. Baretty, comm. pers.).

6.3. RECOMMANDATIONS

Le réensablement des plages a pour objet de contrebalancer une situation (érosion de la plage, déficit en sédiment) qui, généralement, s'est instaurée en raison de l'altération de l'équilibre qui régnait auparavant. En fait, pour résoudre réellement un problème de ce type, de façon durable, et donc souvent plus économique, il convient de s'attaquer à la **cause**, c'est à dire de corriger le facteur qui a déterminé le déséquilibre.

(1) Pour éviter le recul des plages, il convient tout d'abord de permettre la libre circulation du sable entre la plage et l'arrière-plage (dune) : **(i)** Protection de la dune contre le piétinement au moyen d'obstacles au franchissement. Il convient **d'informer les usagers** de la raison pour laquelle on souhaite qu'ils ne traversent la dune qu'en certains passages dûment balisés. Quand la dune a été dégradée par le piétinement, la mise en place de protections permet sa reconstitution naturelle⁵⁵. **(ii)** Interdiction de toute construction (routes, bâtiments) sur la plage et l'arrière-plage ; celles-ci doivent ne débiter qu'au delà de la dune. **(iii)** Maintien sur la plage des feuilles mortes de *P. oceanica* et des banquettes de feuilles mortes. Il convient d'informer les usagers des raisons de ce non-enlèvement : protection de la plage contre l'érosion et maintien de la vie sous-marine ; en outre, il convient d'attirer l'attention du public sur le fait que les feuilles rejetées sur la plage témoignent de la présence d'herbiers de Posidonies au voisinage, et donc de la bonne qualité

⁵⁵ En plus des exemples cités plus haut (en particulier Hyères, Var, France), la gestion de la plage de Pampelonne (Var, France), avec reconstitution du milieu dunaire, mérite d'être soulignée.

⁵⁶ Le non-enlèvement des feuilles mortes de Posidonies est une pratique qui commence à se répandre. Outre les exemples décrits plus haut (§ 6.2.2 et 6.2.3), on peut citer la plage de Gigaro (Croix-Valmer, Var, France) et une plage d'Antibes (Alpes-Maritimes, France) (Corine Lochet, comm. pers.).

globale de l'eau. L'utilisation des qualificatifs de "**plage écologique**" ou de "plage bio" est recommandée⁵⁶. **(iv)** Si l'on choisit d'enlever (ou de réduire l'importance) des banquettes de feuilles mortes, il convient de le faire le plus tard possible par rapport à la saison touristique, afin de leur laisser jouer leur rôle de protection pendant la plus grande partie de l'année. **(v)** Quand un épi artificiel (ou tout autre ouvrage destiné à "protéger" la plage) se dégrade, avant toute réparation ou remise en état, il convient de réaliser une étude à bonne échelle (la cellule hydro-sédimentaire dans laquelle il se situe) pour s'assurer que sa remise en état ou sa reconstruction est réellement opportune.

(2) Quand il n'y a réellement pas d'alternative au **réensablement d'une plage**, les règles suivantes devraient être respectées : **(i)** Les matériaux utilisés devraient être constitués par du sédiment de granulométrie suffisamment grossière pour absorber efficacement l'énergie des vagues. A ce propos, les graviers permettent d'obtenir un profil plus pentu pour le bord de la plage, et donc d'accroître de façon plus importante la surface de la plage, par rapport à l'emploi de matériel sableux (RAMOGE, 2002). **(ii)** Aucune décharge de matériaux sédimentaires ne doit être faite directement sur les herbiers à *Posidonia oceanica*. **(iii)** Si des herbiers à *P. oceanica* sont présents à moins de 300m d'un point quelconque de la plage (y compris de points de la plage où le matériel n'est pas directement déposé ; les courants de dérive le dispersent plus ou moins rapidement sur l'ensemble de la plage), les matériaux qui pourront être utilisés pour le réensablement devront répondre à des caractéristiques spécifiques. En Ligurie (Italie), la *Normativa regionale della Liguria* (L.R. n° 13/1999)⁵⁷, relative aux projets de réensablement, impose, outre le respect d'un certain nombre de conditions, la caractérisation granulométrique du matériau à utiliser, fournie selon l'échelle de Wentworth, avec indication des principales fractions granulométriques (en pourcentage du poids : graviers, sable, limons et argiles) ; une étude préalable est nécessaire lorsque les apports dépassent 10m³ par mètre linéaire de plage. En particulier, la *Normativa regionale della Liguria* prévoit que les matériaux à employer sur le littoral des Aires Marines Protégées, des sites Natura 2000 (Directive Habitats) et des secteurs qui hébergent des peuplements de substrat dur de grande valeur patrimoniale, doivent répondre aux 2 spécificités suivantes : une quantité maximale de pélites⁵⁸ de 2% et une quantité maximale de pélites par mètre linéaire de plage (et par période de 5 ans) de 0.8m³. La *Normativa regionale della Liguria* pourrait servir de modèle dans les autres Régions de Méditerranée.

(3) La **valorisation** des feuilles mortes de *P. oceanica* retirées des plages reste pour le moment, malgré de nombreuses tentatives, plus un problème d'ethno-sociologie ancienne que d'avenir économique. Même si, dans le futur, elles pourraient être réellement valorisées, leur enlèvement devrait être exclu en raison du rôle qu'elles jouent dans la protection des plages contre l'érosion et dans les chaînes alimentaires des écosystèmes littoraux. En France, où *P. oceanica* est une espèce protégée, l'enlèvement est en fait **illégal** (voir § 5.1.2 et texte de protection), puisque la protection s'applique aussi bien à la plante vivante que morte, "*tout ou partie*", et la valorisation de ces feuilles mortes le serait également. C'est seulement dans les Régions de Méditerranée où l'espèce n'est pas protégée et où elle n'est pas non plus menacée (régions pour le moment non identifiées) qu'une exploitation des feuilles mortes de *P. oceanica* serait légalement envisageable, bien que nous la déconseillons vivement.

⁵⁷ http://www.comuneloano.it/comune/documenti/110lr13_99%20lr01-02.pdf

⁵⁸ Pélites : sédiments dont le diamètre des grains est inférieur à 0.063 mm.

7. L'HERBIER À *POSIDONIA OCEANICA* ET LA GESTION DES OUVRAGES SUR LE DOMAINE PUBLIC MARITIME

7.1. PROBLÉMATIQUE

L'aménagement du littoral comporte principalement l'urbanisation en bord de mer (comme les marinas), la construction de ports, de brise-lames (digues parallèles à la côte) ou d'épis (digues perpendiculaires à la côte), la mise en place de plages artificielles et le déplacement vers le large du trait de côte par endiguage (réclamations⁵⁹). On peut y ajouter l'urbanisation en bord de mer (en particulier le long des plages). On désigne sous le nom de **baléarisation** la juxtaposition plus ou moins en continu, le long de la côte, de tels aménagements, dans le cadre d'activités touristiques ; le terme est formé à partir de "Baléares", îles qui ont été une des premières Régions de Méditerranée (à partir des années 1950) à subir un tel aménagement, à la fois massif et chaotique (Ros, 1994).

En Méditerranée, **le plateau continental est généralement exigu**, de telle sorte que les fonds de moins de 50m ne représentent que 5% environ de sa surface. A quelques exceptions près, tous les aménagements littoraux sont concentrés sur les fonds de moins de 20m ; or, l'essentiel de la **production** primaire⁶⁰, de la biomasse végétale, et partant de la biomasse animale, ainsi qu'une grande partie de la **biodiversité** (diversité spécifique et diversité des écosystèmes), se concentrent dans ces petits fonds (Meinesz *et al.*, 1985 ; Boudouresque, 1996). En outre, les habitats définis comme prioritaires⁶¹ se rencontrent sur les fonds de moins de 50m (herbiers à *Posidonia oceanica*, bioconcrétionnements coralligènes). Quant aux **nurseries** de poissons, elles sont souvent localisées dans de très petits fonds (moins de 10m de profondeur) (Vigliola, 1998 ; Vigliola *et al.*, 1998).

Le pourcentage de la surface des fonds infralittoraux⁶² occupés (et dont les peuplements sont détruits de façon irréversible) par des aménagements littoraux est déjà considérable dans un certain nombre de Régions de Méditerranée, comme la Région PACA (Provence-Alpes-Côte d'Azur, France ; Tabl. VIII ; Fig. 54) et la Ligurie (Italie). L'aménagement des plages du Mourillon à Toulon, avec 22ha recouverts par déversement direct de terre, gravats et déchets dans la mer, est particulièrement représentatif (Astier *et al.*, 1980).

Tableau VIII. Pourcentage de la surface des fonds infralittoraux et pourcentage du linéaire côtier occupés par des aménagements littoraux en Région Provence-Alpes-Côte d'Azur (France), de Martigues à Menton (656km de linéaire de côte). D'après Meinesz et Lefèvre (1976a, 1976b, 1978), Meinesz *et al.* (1981a, 1982, 1985, 1990c, 1991b).

Secteurs	Fonds de 0 à 10m	Fonds de 0 à 20m	Linéaire de côte
Est des Bouches-du-Rhône	27%	19%	21%
Var	11%	7%	12%
Alpes-Maritimes et Monaco	20%	12%	24%
Ensemble de la région	15%	10%	16%



⁵⁹ On nomme "réclamations" (de l'anglais *reclamation*) les espaces gagnés sur la mer et destinés à des aménagements littoraux (généralement des urbanisations).

⁶⁰ Production primaire : production de matière vivante, à partir de dioxyde de carbone (gaz carbonique) et de nutriments grâce à l'énergie lumineuse (photosynthèse) ou chimique (chimiosynthèse).

⁶¹ Habitats d'intérêt communautaire, dans le cadre de la "Directive Habitats" de la Communauté Européenne et du réseau des sites Natura 2000.

⁶² L'étage infralittoral correspond à la zone bathymétrique occupée par les herbiers à *Posidonia oceanica*. Il débute quelques centimètres sous le niveau moyen de la mer et s'étend, en fonction de la transparence de l'eau, jusqu'à 23-40m de profondeur (Péres et Picard, 1964).

Au total, en Région PACA (de Martigues à la frontière italienne, inclus Monaco), 3059ha de petits fonds sont recouverts par des aménagements, soit 15% des petits fonds situés entre 0 et -10 m et **10% des fonds** entre 0 et -20m (Tabl. VIII ; Meinesz *et al.*, 1985, 1991b). Sur 656km de côtes, **106km** sont artificialisés, soit 16% du linéaire côtier. Il y a **134 ports** et abris (soit un port ou abri en moyenne tous les 5km) ; pour les seules Alpes-Maritimes, il y a 38 ports (ou abris) pour 119km de côtes (soit un port tous les 3.1km). En Camargue, 145 épis rocheux (d'environ 200m de longueur) ont été mis en place le long du littoral sableux, de telle sorte que la moitié du trait de côte a été artificialisée (Eric Coulet, comm. pers.). En Région Languedoc-Roussillon (France), il y a 32 ports pour 214km de côte, soit un port tous les 6.7km en moyenne (Boudouresque, 1996). La Ligurie italienne, les Baléares (Mallorca, Ibiza), une partie de la Sardaigne, le Sud de Chypre sont également des régions fortement touchées. Dans la province de Gênes (Ligurie, Italie), 33% du linéaire côtier est artificialisé (Giuliano Fierro⁶³). En Corse⁶⁴, en revanche, moins de 1% des fonds de 0 à 10m sont occupés par des aménagements (Meinesz *et al.*, 1990c).



Fig. 54. Extension du Lacydon (le nom grec de la baie) de Marseille (France) (trait plein extérieur) et isobathes (traits pleins intérieurs) vers 600 ans avant J.C. comparées avec l'extension du Vieux-Port et l'urbanisation actuelles. D'après Millet *et al.* (2000).

L'impact des aménagements littoraux constitue une cause importante de régression des herbiers à *Posidonia oceanica*. Cet impact peut être **direct**, par recouvrement ; c'est le cas par exemple du port de Beaulieu-sur-Mer (Alpes-Maritimes) (Fig. 55 ; Meinesz et Lefèvre, 1978) et du port de Bandol, dont un des terre-pleins a été construit sur l'un des derniers récifs-barrières de *P. oceanica* de Méditerranée Nord-Occidentale (Fig. 56 ; Pérès et Picard, 1963 ; Boudouresque et Meinesz, 1982). Il peut également être **indirect**. En effet, un port constitue bien souvent une source de pollution importante qui échappe aux stations d'épuration : peintures "anti-fouling"⁶⁵ des coques de navires, rejet des eaux usées des bateaux⁶⁶ quand les bateaux et/ou les ports ne sont pas équipés de dispositifs de récupération des eaux usées. De tels rejets sont fréquents lorsque les bateaux

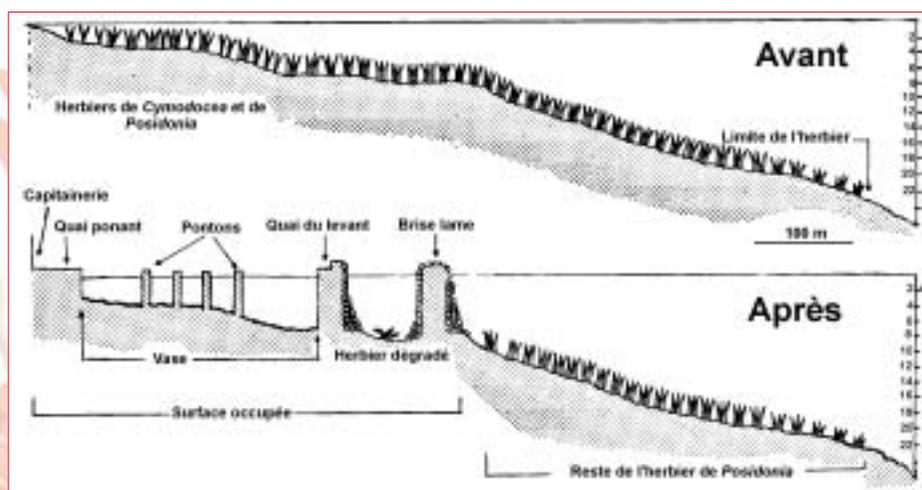


Fig. 55. Exemple de disparition de l'herbier à *Cymodocea nodosa* et de réduction de l'herbier à *Posidonia oceanica* à la suite de la construction d'un port : coupe perpendiculaire au quai portant du port de Beaulieu-sur-Mer (Alpes-Maritimes). D'après Meinesz et Lefèvre (1978).

⁶³ Professeur de Géologie marine à l'Université de Gênes, Italie. Communication verbale au colloque scientifique Hydrotop, Marseille, avril 1996.

⁶⁴ Le linéaire côtier de la Corse, mesuré sur des cartes au 1/250000°, est de 941km (Meinesz *et al.*, 1990a).

⁶⁵ Les peintures "anti-fouling" (= peintures anti-salissures) sont destinées à empêcher le développement d'organismes vivants (= fouling) sur les coques des navires. Les législations nationales et européenne ont conduit à réduire, depuis les années 1980, la toxicité des biocides utilisés

⁶⁶ Le rejet des eaux usées par les bateaux est normalement interdit dans les enceintes portuaires, tout au moins dans les pays de la zone RAMOGE, bien que cette pratique n'y soit pas rare.



Fig. 56. Le port de Bandol (Var, France). Les 2 terre-pleins (en haut et en bas) ont été gagnés sur la mer (réclamations). Celui du bas a recouvert l'un des derniers récifs-barrière de *Posidonia oceanica* de Méditerranée Nord-Occidentale. Photo Anonyme.

de plaisance sont utilisés comme résidence secondaire, ce qui est souvent le cas en Méditerranée (Meinesz *et al.*, 1985 ; Boudouresque, 1996). On sait que *P. oceanica* est sensible à la pollution (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Augier *et al.*, 1984b ; Pergent *et al.*, 1995 ; Boudouresque, 1996 ; Argyrou *et al.*, 1999 ; Delgado *et al.*, 1999 ; Pergent *et al.*, 1999). Par ailleurs, s'agissant d'un organisme photosynthétique, *P. oceanica* est très sensible à la turbidité de l'eau, même passagère, par exemple à la turbidité qui est générée lors des travaux d'un aménagement littoral (Meinesz et Laurent, 1978 ; Boudouresque, 1996 ; Ruiz-Fernández, 2000 ; Ruiz et Romero, 2001).

Des épis rocheux perpendiculaires à la côte ont souvent été mis en place pour tenter de lutter contre l'érosion des plages (voir Chap. 6). Ces épis entravent la dérive des courants et des sédiments parallèlement à la côte. Les ports et les réclamations ont un effet similaire. Il en résulte, en amont de la dérive, l'accumulation de sédiment, et en aval de la dérive un déficit en sédiment. Si l'apport de sédiments dépasse 6-7cm/an, les rhizomes orthotropes de *P. oceanica* ne peuvent pas compenser l'enfouissement, par leur croissance verticale (Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983 ; Boudouresque *et al.*, 1984 ; Jeudy de Grissac et Boudouresque, 1985 ; Romero, 2004b). Les points végétatifs sont alors enterrés et meurent ; l'herbier est détruit. Inversement, en aval de l'aménagement, le départ du sédiment provoque le déchaussement des rhizomes (voir Fig. 41). L'herbier déchaussé est alors très vulnérable à l'hydrodynamisme (houle, tempêtes), aux chalutages (en profondeur) et à l'ancrage des bateaux ; à long terme, il est également détruit (Boudouresque, 1996).

7.2. ETUDES DE CAS

7.2.1. L'aménagement des plages du Mourillon à Toulon

La rade des Vignettes (Le Mourillon, Toulon, Var, France) était occupée, jusqu'aux années 1960, par une série de petites plages, très fréquentées par les Toulonnais, et par un récif-barrière à *Posidonia oceanica*, qui se prolongeait vers le large par un vaste herbier de plaine.



Fig. 57. Les plages artificielles du Mourillon (Toulon, Var, France) ont été construites sur un herbier à *Posidonia oceanica*, en particulier un récif-barrière. L'aménagement le plus récent (base nautique), sur la droite, ne figure pas sur cette photographie. D'après Astier *et al.* (1980).

Il s'agissait en outre d'un site largement exploité par les pêcheurs artisanaux (Astier *et al.*, 1980 ; Astier, 1984). Entre 1964 et 1979, des réclamations (plages artificielles et base nautique) ont été mises en place sur cet emplacement (Fig. 57). Aucune précaution (par exemple un enrochement préalable) n'a été prise avant de remblayer le secteur : entreprises et particuliers ont déversé dans la mer de la terre argileuse, des décombres et des matériaux hétéroclites. Lors des tempêtes de vent d'Est, les matériaux les plus fins ont été emportés par l'hydrodynamisme (Fig. 58 et 59; Astier, 1984). Au total, **22ha** (lagon, récif-barrière et herbier de plaine à *P. oceanica*) ont été recouverts directement. En outre,

l'hyper-sédimentation et l'augmentation de la turbidité des eaux ont provoqué la destruction de **10ha** d'herbier (remontée de la limite inférieure) devant les ouvrages construits. Enfin, **37ha** d'herbier ont été fortement dégradés par l'envasement (Nodot *et al.*, 1978 ; Astier *et al.*, 1980). En l'absence d'une carte des herbiers antérieure au début des aménagements, ces valeurs sont sans doute très sous-estimées⁶⁷. A la sortie de l'anse la plus Orientale du Mourillon, une portion de récif-barrière de *P. oceanica* a échappé au recouvrement (Charbonnel *et al.*, 1996). Près de 2 décennies plus tard, la situation de l'herbier semble s'être stabilisée devant les aménagements, aussi bien en limite supérieure, où il atteint le pied des enrochements, qu'en limite inférieure ; il reste 78ha d'herbier, dont la limite inférieure se situe entre 10 et 14m de profondeur ; au delà, le fond est constitué par près de 200ha de "matte morte" plus ou moins envasée ; la remise en suspension de ce sédiment par l'hydrodynamisme génère une forte turbidité qui semble fortement ralentir la recolonisation par *P. oceanica* (Charbonnel *et al.*, 1996 ; Bernard *et al.*, 2001).

20 ans après, l'aménagement des plages artificielles du Mourillon reste l'un des exemples les plus emblématiques d'une énorme erreur d'aménagement. Si l'on mettait en balance les bénéfices économiques et sociaux (augmentation de la fréquentation des plages ; activité pendant quelques années pour des entreprises de travaux maritimes) et les coûts écologiques et économiques, qui se cumuleront sur le long terme, c'est-à-dire pendant des siècles, le bilan serait fortement négatif. Aujourd'hui, une telle erreur d'aménagement aurait probablement des suites judiciaires, mais en fait n'aurait peut-être même pas lieu.



Fig. 58. Aménagement des plages artificielles du Mourillon (Toulon, Var, France). Camion déversant de la terre directement dans la mer.

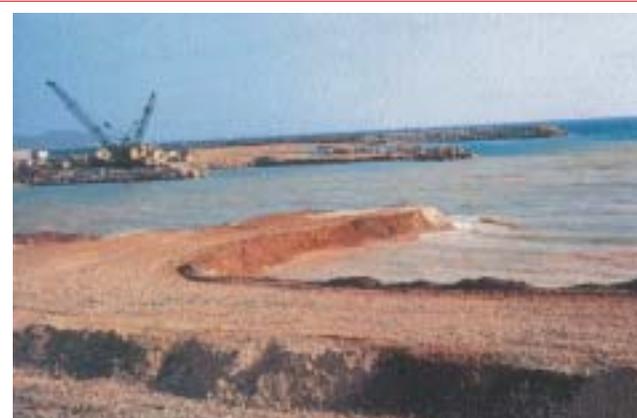


Fig. 59. Aménagement des plages artificielles du Mourillon (Toulon, Var, France). Les sédiments fins sont entraînés par l'hydrodynamisme. D'après Astier *et al.* (1980).

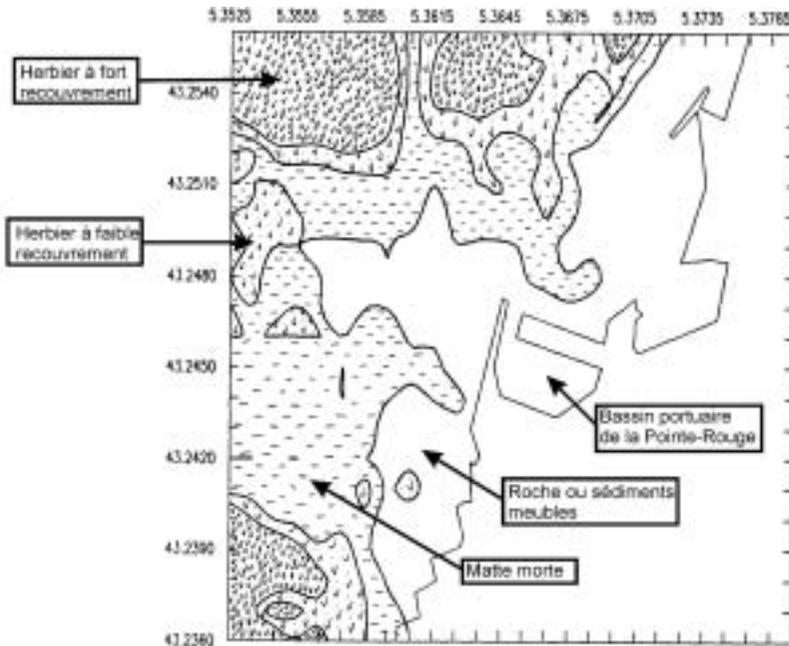
7.2.2. La construction du port de la Pointe-Rouge à Marseille

La baie du Prado (Marseille, France) était occupée, jusqu'à la fin du 19^{ème} siècle, par un vaste herbier à *Posidonia oceanica* (Marion, 1883). Dans les années 1960, l'herbier y était encore bien représenté, bien que sa limite inférieure ne dépasse pas 24-29m de profondeur (Massé, 1962 ; Harmelin et True, 1964). De vastes étendues de "matte morte" s'étendaient au delà, jusque vers 32m de profondeur, mais il est possible qu'elles soient anciennes (plusieurs siècles ; Gravez *et al.*, 1992) et non imputables aux activités humaines contemporaines. Par la suite, l'herbier du golfe du Prado a connu une forte régression ; non seulement sa limite inférieure est remontée (vers 22-24m), mais entre sa limite supérieure (située vers 9-10m) et sa limite inférieure, il s'est morcelé : il est entrecoupé par des étendues de "matte morte" dont certaines sont vastes, ou se réduit à des taches isolées dispersées sur la "matte morte" (Gravez *et al.*, 1995, 1997).

Les causes de cette régression sont multiples : **(i)** Pollution et turbidité apportées par les eaux d'un fleuve côtier, l'Huveaune (avant son détournement vers l'émissaire de Cortiou, en 1977) ; **(ii)** Pollution due au rejet en mer des eaux usées (1.5 millions d'équivalent-habitants) de la ville de Marseille, dans la calanque de Cortiou, eaux usées entraînées par le courant dominant Est-Ouest jusque dans la baie

⁶⁷ En effet, les vastes étendues de "matte morte" localisées au delà de la limite inférieure de l'herbier, qui occupent près de 200ha, peuvent être liées, au moins en partie, aux aménagements.

Fig. 60. Carte des types de fond et de l'herbier à *Posidonia oceanica* au voisinage du port de la Pointe-Rouge (Marseille, France). Une partie seulement des cartes réalisées est figurée ici. D'après Francour et Marchadour (1989).



du Prado (avant la mise en service d'une station d'épuration, en 1987) (Bellan-Santini, 1966 ; Bellan *et al.*, 1999) ; **(iii)** Turbidité induite par la construction des plages artificielles de Prado et surtout par la construction du port de la Pointe-Rouge, en 1968, qui a recouvert directement 11ha d'herbier à *P. oceanica* et en a détruit indirectement 68 autres hectares, soit 6 fois la surface de l'aménagement proprement dit (voir § 4.1) (Gravez *et al.*, 1992). A partir de la mise en service de la station d'épuration de la ville de Marseille (1987), la tendance s'est inversée : le suivi de carrés permanents et de transects permanents a mis en évidence la progression des taches de *P. oceanica* (Gravez *et al.*, 1995, 1997) ; cette progression est bien sûr très lente, compte-tenu des caractéristiques biologiques de la plante (voir § 4.7), et

il faudra sans doute plusieurs siècles pour revenir à la situation de la fin du 19^{ème} siècle. Dans ces conditions, il est devenu impératif de gérer les aménagements littoraux (anciens ou à venir) de telle sorte qu'aucun impact, direct ou indirect, ne puisse remettre en cause la reconstitution naturelle de l'herbier à *P. oceanica* de la baie du Prado.

A la fin des années 1980, la ville de Marseille a envisagé d'agrandir le port de la Pointe-Rouge. Afin de ne pas répéter les erreurs du passé et de prendre en compte la protection juridique de *P. oceanica* et son importance écologique et économique, une procédure exemplaire a été suivie. Contrairement à la pratique habituelle, qui consiste à établir d'abord des plans d'aménagement et, dans un second temps, à réaliser une étude d'impact, dont les conclusions peuvent être en porte-à-faux avec des projets déjà très avancés, la ville de Marseille a fait procéder à une étude préalable des fonds marins (en particulier des herbiers à *P. oceanica* ; Fig. 60) ; cette étude ne s'est pas limitée aux environs immédiats du port, mais a concerné une zone relativement vaste (Francour et Marchadour, 1989 ; Francour et Gravez, 1990). Ce n'est que dans un deuxième temps que la ville de Marseille a demandé à des promoteurs de formuler des projets d'agrandissement du port ; toutes les informations écologiques, et en particulier la carte de répartition de *P. oceanica*, étaient à leur disposition (Fig. 60). Naturellement, cette procédure ne dispense pas de l'étude d'impact ultérieure, du reste obligatoire.

7.2.3. Le port de Banyuls-sur-Mer

Le port de Banyuls-sur-Mer (Pyrénées-Orientales, France) est un petit port de plaisance (350 bateaux au total), qui abrite également quelques bateaux de pêche. Entre 2 et 5m de profondeur, vers l'entrée du port, l'herbier à *Posidonia oceanica* y est présent. Il occupe environ 10% de la

surface du port et présente des signes d'assez bonne vitalité : densité des faisceaux (350-500/m²), présence de nombreux faisceaux

⁶⁸ Les faisceaux plagiotropes sont des faisceaux de feuilles situés à l'extrémité de rhizomes rampants, qui tendent à coloniser des espaces libres et donc à étendre la surface de l'herbier.

⁶⁹ Indice foliaire (= Leaf area index, LAI) : surface totale des feuilles, par m² de surface au sol. Une seule des deux faces des feuilles est prise en compte dans le calcul de l'indice foliaire.

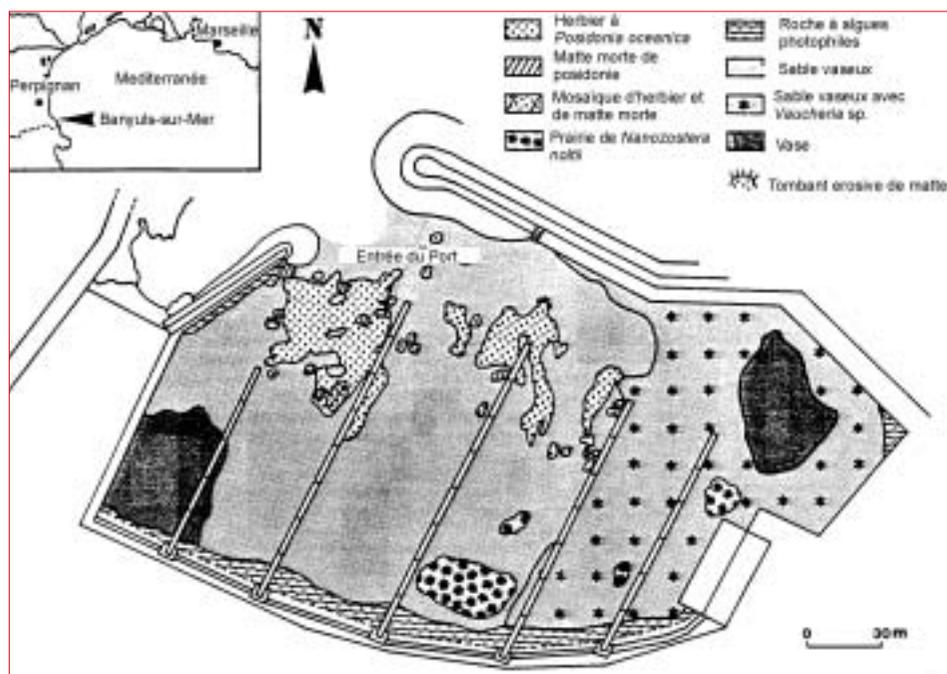


Fig. 61. Carte des fonds marins du port de Banyuls-sur-Mer (Pyénées-Orientales, France). D'après Pergent *et al.* (1991).

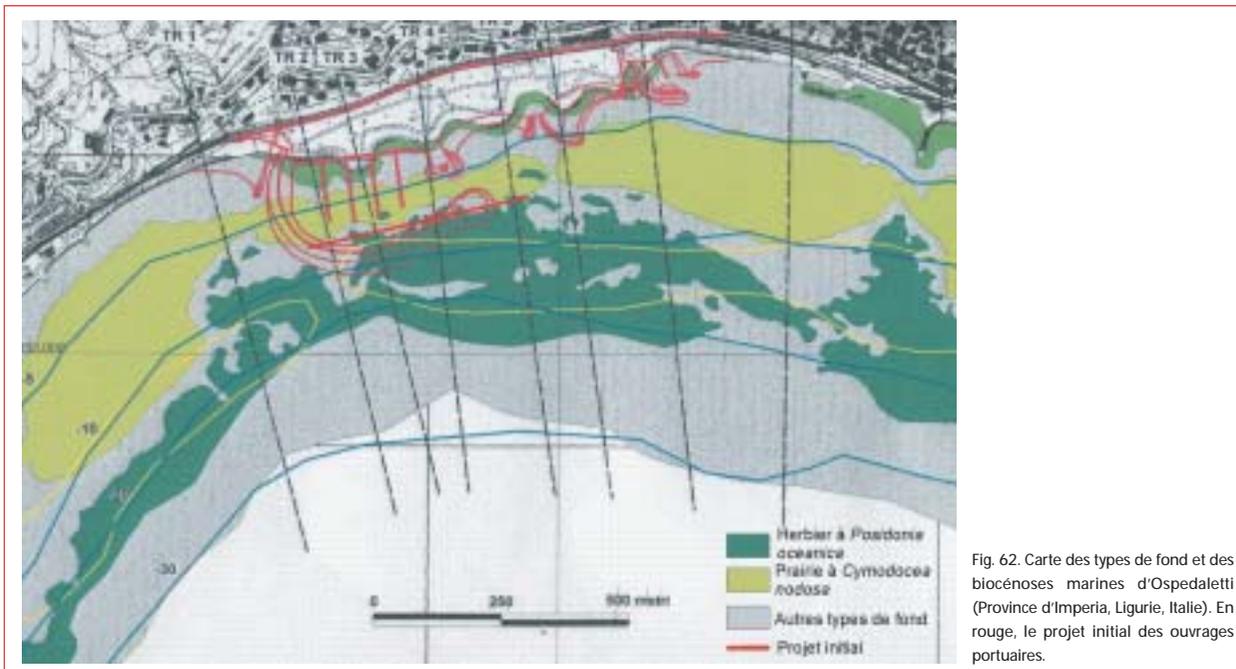
plagiotropes⁶⁸, longueur des feuilles et indice foliaire⁶⁹ aussi élevés ou plus élevés qu'en mer ouverte, dans la région, rareté des "mattes mortes" (Fig. 61 ; Pergent *et al.*, 1991). Cet herbier était présent avant la construction du port (Pruvot, 1894), et rien ne permet de dire qu'il ait régressé après sa construction, à l'exception de l'entrée du port, où il a été détruit par le dragage du chenal d'accès (Pergent *et al.*, 1991).

La persistance d'un herbier à *P. oceanica* dans un bassin portuaire est atypique : dans la quasi-totalité des ports construits sur un herbier, celui-ci a en effet disparu. Il est donc intéressant de tenter de comprendre les raisons de cette situation (Pergent *et al.*, 1991). **(i)** Il s'agit d'un petit port. **(ii)** Le taux d'occupation du port, en dehors de la saison touristique, est modeste : moins de 60%. **(iii)** Il n'existe aucun déversement d'eaux usées, ni d'entreprise de maintenance des bateaux, dans le port. Par ailleurs, les bateaux de plaisance ne servent pas de camping-flottant en été, ce qui limite les rejets polluants. **(iv)** Il n'existe pas de surverse d'orage dans le port. La salinité y reste donc élevée en permanence. On sait en effet que *P. oceanica* est très sensible à la dessalure (Ben Alaya, 1972). **(v)** Le port est exposé à l'hydrodynamisme, dans une région très ventée, avec sans doute un renouvellement rapide de l'eau ; c'est d'ailleurs vers l'entrée du port que l'herbier à *P. oceanica* est localisé (Fig. 61). **(vi)** Les pontons à bateaux sont tous sur pilotis, ce qui facilite la circulation de l'eau dans le port.

7.2.4. Ospedaletti

La côte située devant Ospedaletti (Ligurie, province d'Imperia, Italie) est caractérisée par la présence d'un vaste herbier à *Posidonia oceanica*. Entre la ligne de chemin de fer et la mer, des décharges importantes, datant d'il y a une trentaine d'années, ont altéré le paysage émergé ainsi que les fonds marins (Fig. 63 et 64). L'herbier à *P. oceanica* (Fig. 62), qui était autrefois probablement continu le long de cette côte, y montre aujourd'hui des signes de régression, avec en particulier des zones de "matte morte" qui le fragmentent et une réduction de sa largeur. Sa longueur est de 2.5km et sa surface d'environ 45ha.

Ce secteur de côte a fait l'objet d'un projet de port de plaisance accompagné de divers ouvrages côtiers. Concernant ce projet, et ses implications vis-à-vis du milieu marin, un certain nombre de remarques peuvent être formulées.



D'un côté, il apparaît qu'un **habitat prioritaire** (l'herbier à *P. oceanica*) est présent, habitat pour lequel a été individualisé un SIC (Site d'Intérêt Communautaire). Il en résulte que toute intervention qui pourrait avoir des conséquences sur ce site doit être soumise à l'évaluation de son impact.

D'un autre côté, il existe une **demande locale** pour la réalisation du port, qui comblerait le déficit du secteur en places portuaires ("anneaux") et fournirait des emplois. En outre, le projet réglerait le problème de la grande décharge qui, au cours des dernières décennies, a exercé un impact très négatif sur le milieu naturel émergé et immergé.

L'analyse des informations disponibles permet de formuler les considérations suivantes. **(i)** Il existe dans le secteur un herbier à *P. oceanica* dont la vitalité est bonne ou acceptable ; une partie de cet herbier a été incluse dans le SIC. Devant cet herbier, mais à moindre profondeur, l'herbier est beaucoup plus endommagé et a partiellement disparu. Enfin, il existe une zone pratiquement dépourvue de *P. oceanica*, mais occupée par *Cymodocea nodosa* (une autre Magnoliophyte), des "mattes mortes" et du sable. **(ii)** Comme cela est prévu par la Directive Habitats de l'Union Européenne, la zone d'herbier dont l'état est bon ou acceptable devrait être sauvegardée, en qualité d'habitat prioritaire. Pour les parties les plus dégradées, telles que celles qui sont situées en limite supérieure, on peut envisager de mener des opérations de récupération, avec d'abord la mise en sécurité de la décharge puis la construction des ouvrages portuaires.



Fig. 63. Cervo (Province d'Imperia : Ouvrage de défense contre l'érosion de la côte et de la ligne ferroviaire (Archives Settore Ecosistema Costiero - Regione Liguria).

La Société qui a établi le projet a étudié et cartographié en détail les biocénoses marines et ses résultats sont en bonne concordance avec la carte établie par la Région Ligure (Diviacco, 2000 ; Fig. 64). En fonction des indications et des normes régionales (voir § 5.2.3), le projet initial, qui aurait causé la destruction certaine d'une partie non négligeable de l'herbier, a été modifié de façon à ne concerner que les portions les plus superficielles et fragmentées de l'herbier, déjà dégradées.

En outre, en plus de ce qui est prévu par la norme en matière de VIA (*Valutazione di Impatto Ambientale* : études

d'impact), la Région Ligurie considère qu'il est nécessaire, en cas d'approbation du projet, de se conformer à un certain nombre de prescriptions destinées à minimiser les dommages éventuels liés à la réalisation de ces ouvrages côtiers sur le milieu environnant, par exemple : **(i)** Utiliser des matériaux qui réduisent au maximum la mise en suspension de particules fines susceptibles de rendre turbides les eaux environnantes. **(ii)** Utiliser des techniques de construction qui limitent la mise en suspension de particules fines (turbidité). **(iii)** Attacher une importance particulière à la mise en mouvement des matériaux sur le fond. **(iv)** Surveiller l'état des herbiers environnants, aussi bien pendant qu'à la fin des travaux. **(v)** Procéder à des opérations de restauration, à la charge du Maître d'Oeuvre, par réimplantation de *P. oceanica* dans les zones environnantes (y compris là où la plante était déjà clairesmée, pour d'autres causes que les travaux).



Fig. 64. Cervo (Province d'Imperia) : Réalisation d'un ouvrage de défense côtière (Archives Settore Ecosistema Costiero - Regione Liguria).

7.2.5. Spotorno

La côte située à la limite des communes de Noli et de Spotorno (Province de Savona, Ligurie, Italie) a été également choisie pour un projet de port de plaisance, alors que le secteur est occupé par un herbier à *Posidonia oceanica*. Comme à Ospidaletti (voir § 7.2.4), le projet prévoit la réhabilitation de toute la zone côtière, caractérisée actuellement par des enrochements de défense de la route nationale et par 2 grandes décharges, qui ont profondément modifié la zone émergée aussi bien que les fonds marins, antérieurement à la publication de la Directive Habitats de l'Union Européenne (Fig. 65, 66 et 67). En conséquence, l'herbier à *P. oceanica* a subi des dommages notables et a régressé au cours des dernières décennies. Ces dommages sont d'autant plus importants que l'herbier atteignait autrefois la côte, où il constituait des formations de type récif-frangeant (voir § 2.4) (Fig. 68) (Bianchi et Peirano, 1995).

Les prescriptions de la Directive Habitats de l'Union Européenne et l'individualisation d'un SIC pour l'herbier à *P. oceanica* en question rendent nécessaire l'évaluation de cet habitat, afin de vérifier l'éventuelle compatibilité du projet ou la nécessité de le modifier afin de protéger l'herbier.

La Société qui a réalisé le projet a effectué une étude des biocénoses marines, qui concorde assez bien avec les données des services de la Région Ligurie (Fig. 69 ; Diviacco, 2000). L'ouvrage causerait la destruction de 4ha d'herbier, dont une partie est en régression et environ 0.5ha dans



Fig. 65. Borghetto Santo Spirito (Province de Savona) : Réalisation d'un ouvrage de défense côtière (Archives Settore Ecosistema Costiero - Regione Liguria).



Fig. 66. Laigueglia (Province de Savona) : Ouvrage de défense de la côte contre l'érosion (Archives Settore Ecosistema Costiero - Regione Liguria).



Fig. 67. Varazze (Province de Savona) : Agrandissement du port de plaisance (Archives Settore Opere Marittime ed Ecosistema Costiero).

un état de vitalité acceptable. En fonction des critères adoptés par la Région Ligure (voir § 5.2.3), les auteurs du projet l'ont modifié afin de minimiser la surface d'herbier à *P. oceanica* détruite et ont prévu une opération de réimplantation, sous strict contrôle scientifique (voir § 14.4), comme mesure de compensation.

7.3. RECOMMANDATIONS

7.3.1. Un herbier peut-il se maintenir dans un port ?

D'une façon générale, l'herbier à *Posidonia oceanica* est absent des ports, soit qu'il y ait été détruit, soit qu'il n'y ait jamais existé. Il existe toutefois quelques ports où l'herbier a subsisté : Banyuls, Le Brusco et Porquerolles. Il s'agit de ports

relativement récents (moins de 50 ans), et rien ne garantit que cette persistance de l'herbier se poursuivra à plus long terme. Par ailleurs, ces ports présentent des caractéristiques inhabituelles : larges ouvertures sur la mer, hydrodynamisme important et faible fréquentation par des plaisanciers-campeurs⁷⁰. La circulation des eaux ne constitue toutefois pas une garantie de survie de l'herbier. Dans la baie de Port-Cros (Var, France), pourtant très largement ouverte à l'hydrodynamisme, puisqu'il n'existe pas de digue externe, mais où la fonction portuaire est ancienne (plusieurs siècles), l'herbier à *P. oceanica* a disparu de la zone des pontons d'amarrage des bateaux (Augier et Boudouresque, 1970a ; Belsher *et al.*, 2005).

En ce qui concerne les quelques ports où l'herbier a subsisté, on ne dispose pas de données sur le taux de renouvellement des eaux, ni sur le turbidité moyenne, permettant de définir des conditions hydrologiques compatibles avec la persistance de l'herbier.

En l'état actuel des connaissances, la persistance de l'herbier dans quelques ports ne doit donc pas masquer la tendance générale : un herbier inclus dans un port est très probablement **destiné à disparaître**, à court, moyen ou long terme. Il convient donc impérativement d'éviter d'inclure des herbiers à *P. oceanica* dans un bassin portuaire. Par ailleurs, la construction d'un port engendre



Fig. 68. Photo aérienne de 1973 de la côte située entre Noli et Spotorno (Ligurie, Italie). En jaune, le tracé de la côte en 1954, en rouge celui de 1973. D'après les archives aéro-photo-gram-métriques de la Regione Liguria. Elaboration sur Mapinfo Professional®. D'après Maggioncalda (2002)

⁷⁰ Plaisanciers-campeurs : plaisanciers qui vivent à bord de leur bateau, et donc qui utilisent le port comme un camping flottant.

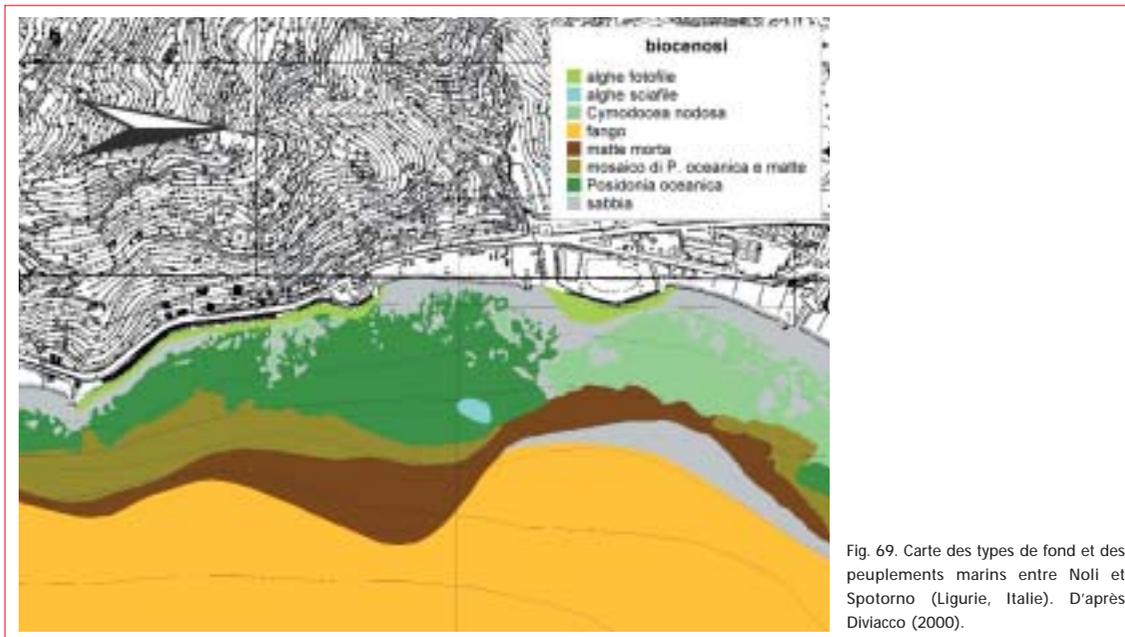


Fig. 69. Carte des types de fond et des peuplements marins entre Noli et Spotorno (Ligurie, Italie). D'après Diviacco (2000).

parfois la disparition de l'herbier au droit de celui-ci, de telle sorte que l'herbier est scindé en 2, de part et d'autre du port (**fragmentation** de l'habitat), comme cela s'observe à la Pointe-Rouge (Marseille, France) et à Saint-Tropez (Var, France).

7.3.2. Distance minimale entre un enrochement artificiel et l'herbier

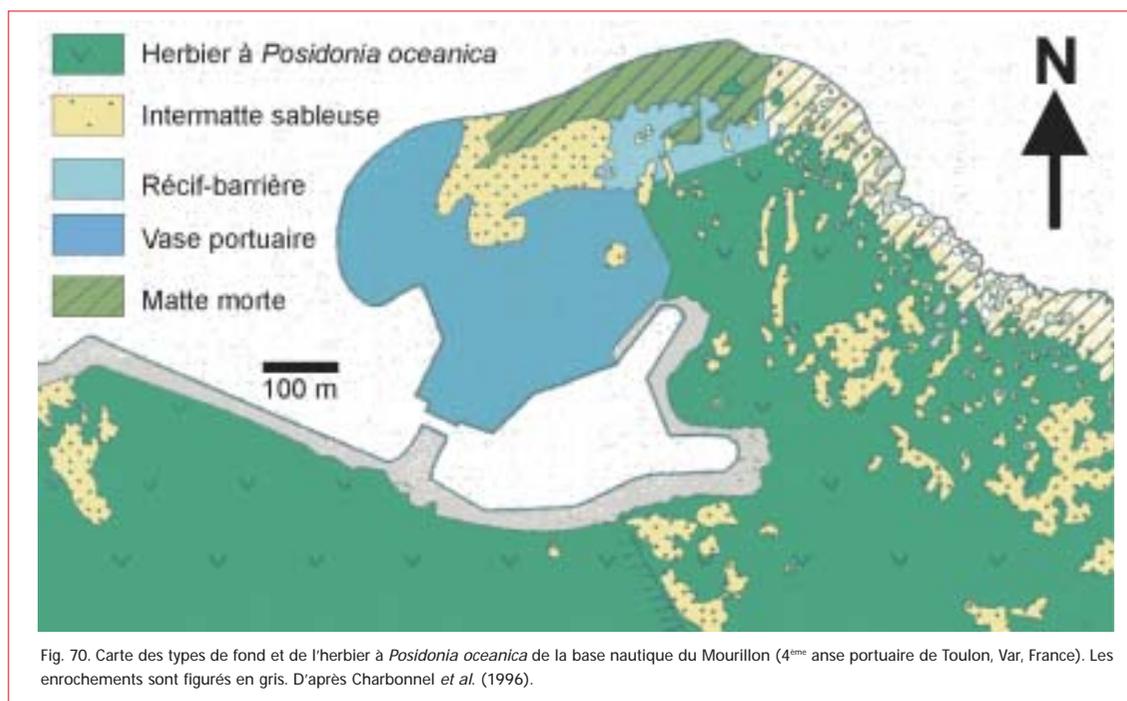
Il existe un certain nombre d'exemples d'enrochements artificiels (ports, brise-lames, terre-pleins) qui sont au contact direct de l'herbier à *Posidonia oceanica*. C'est le cas par exemple à Galeria (Corse), autour du terre-plein du Sporting d'été à Monaco, devant la base nautique du Mourillon (Toulon, France) (Fig. 70), à la Madrague de Giens et au Brusco (Six-Fours, Var, France) (Charbonnel *et al.*, 1996 ; Verlaque et Bernard, 1997 ; Bernard *et al.*, 2002 ; Charbonnel *et al.*, 2002).

Toutefois, dans la majorité des cas, il existe une zone de "matte morte" entre les enrochements et les premières *P. oceanica* vivantes. C'est le cas, par exemple au droit du port de Saint-Tropez, au port de l'Aygade à Hyères (Var, France) et à la Pointe-Rouge (Marseille, Bouches-du-Rhône, France) (Francour *et al.*, 1995 ; Francour et Marchadour, 1989 ; Charbonnel *et al.*, 1997b). L'absence de données sur l'état initial de l'herbier, avant et immédiatement après la mise en place de ces enrochements, ne permet pas de déterminer de façon certaine la responsabilité éventuellement des enrochements.

Il nous paraît peu probable que les enrochements soient la cause **directe** de la présence d'une bande de "matte morte", large de plusieurs dizaines de mètres à plus de 100m, entre leur base et l'herbier vivant. L'existence d'herbiers en bon état au contact direct d'enrochements, comme c'est le cas à la Madrague de Giens (Charbonnel *et al.*, 2002), démontre plutôt le contraire. Il est probable toutefois que, lorsque les enrochements sont exposés à un hydrodynamisme intense, ce dernier puisse éroder l'herbier.

En fait, le lien entre enrochements et régression de l'herbier est souvent **indirect**. Parmi les causes indirectes les plus probables, on peut citer : **(i)** La pollution et les matières en suspension (turbidité) qui se répandent aux alentours d'un port. **(ii)** Le rejet des boues de dragage du bassin portuaire à la sortie du port, ou trop près de la sortie ; les zones de dumping⁷¹, définies par les autorités compétentes, ne sont en effet presque jamais respectées par les entreprises qui ont obtenu le marché, parfois grâce à une minimisation

⁷¹ Dumping : rejet en mer de matériaux solides.



irréaliste des coûts qui aurait dû permettre de prévoir, *de facto*, le non-respect des contraintes de dumping ; il est malheureusement rare que le non-respect des zones de dumping soit dénoncé et encore plus rare qu'il soit sanctionné. **(iii)** La turbidité générée lors de mise en place de l'ouvrage, lorsque des matériaux fins ont été déversés à la mer. Ce fut le cas au Mourillon (Toulon) et à la Pointe-Rouge (Marseille, France) (Astier *et al.*, 1980 ; Gravez *et al.*, 1992, 1995, 1997). **(iv)** L'action des engins de chantier (barges), lors de la mise en place de l'ouvrage (voir § 7.3.3). **(v)** La modification de l'hydrodynamisme, en particulier des courants littoraux, induite par l'ouvrage.

Compte-tenu de tout ce qui précède, de la difficulté de prédire l'impact d'un enrochement sur l'herbier, et du principe de précaution, nous recommandons une distance minimale de **10m** entre un nouvel enrochement et les Posidonies vivantes les plus proches.

7.3.3. Les précautions nécessaires lors d'un chantier

Une part significative des destructions qui affectent l'herbier à *Posidonia oceanica*, à la suite des aménagements littoraux, est liée aux techniques de chantier. Afin de minimiser cet impact, il convient donc d'imposer aux entreprises bénéficiaires des appels d'offre un certain nombre de contraintes, et que le choix des entreprises ne se fasse pas systématiquement en faveur du **moins-disant**, mais du **mieux-disant** (l'entreprise la plus crédible en matière de respect des normes de qualité et de protection de l'environnement, même si elle est plus chère, justement pour cette raison).

Lors de la mise en place de réclamations, le déversement en mer de matériaux fins (diamètre inférieur à 1mm), ou de blocs mélangés à des matériaux fins, est à exclure totalement. Lors de la mise en place d'enrochements, il convient de rincer préalablement les blocs de roche. Malgré ces précautions, le lessivage des blocs et la mise en suspension du sédiment en place générant un **nuage turbide**. Des écrans de protection en **géotextile** (Porcher, 1987) doivent être mis en place autour du chantier, afin de minimiser la turbidité induite (Fig.71). Il en va de même lorsque des travaux de déroctage sont nécessaires (Fig. 72). Des précautions exemplaires ont été prises en ce sens par la Marine nationale Française, sur le site du Canier (presqu'île de Saint-Mandrier, près de Toulon, France) (Fig. 73) (Bonhomme *et al.*, 2001; Bonhomme *et al.*, 2003c; Spina, 2003).

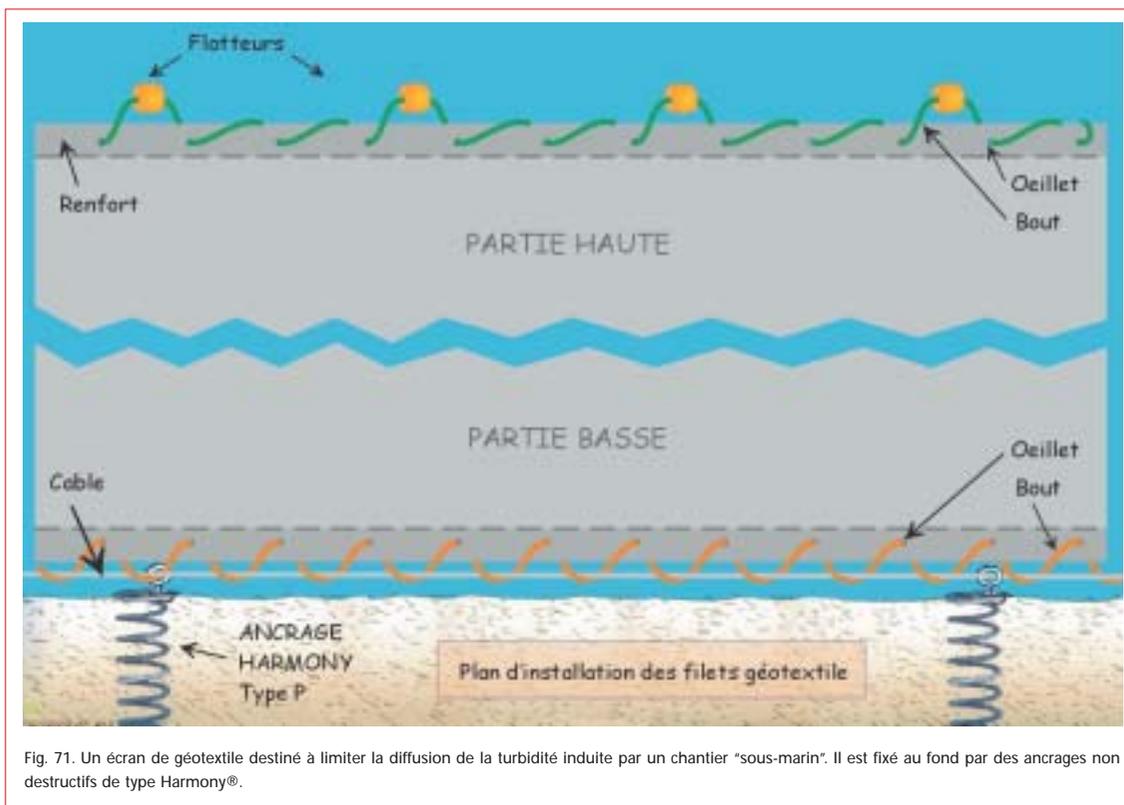


Fig. 71. Un écran de géotextile destiné à limiter la diffusion de la turbidité induite par un chantier "sous-marin". Il est fixé au fond par des ancrages non destructifs de type Harmony®.

Les engins de travaux sont souvent fixés sur le fond, pour des raisons de stabilité, directement et/ou au moyen d'ancres, ce qui a un impact très négatif sur les fonds : creusement de trous (pieds des engins) ou de sillons (chaînes des ancrages) dans l'herbier à *P. oceanica* (Fig. 74 et 75). Leur utilisation doit donc être évitée dans toute la mesure du possible, et **l'usage d'engins situés à terre** doit être privilégiée, en particulier pour la mise en place des enrochements.

Enfin, la saison de mise en œuvre des travaux doit tenir compte de la biologie de *P. oceanica*. **L'été**, saison à laquelle la plante reconstitue ses réserves (stockées dans les rhizomes) pour l'année suivante (Alcoverro *et al.*, 2001) doit donc être impérativement évité.

Ces contraintes devraient figurer systématiquement dans les cahiers des charges. Par ailleurs, les Maîtres d'Ouvrages devraient contrôler effectivement, sur le site des travaux, leur mise en œuvre effective.



Fig. 72. Une barge et un engin de déroctage, lors du creusement d'un chenal d'accès à un port, dans le Var (France). On remarque la turbidité des eaux générée par les travaux. Photo P. Bonhomme.



Fig. 73. Un écran en géotextile (à gauche), protégeant un herbier à *Posidonia oceanica* (à droite), lors de travaux sous-marins sur le site du Canier (Var, France). Photo E. Charbonnel.



Fig. 74. Trace du pied d'appui d'une plateforme de travaux sous-marins sur une "matte morte" de *Posidonia oceanica*. Photo E. Charbonnel.

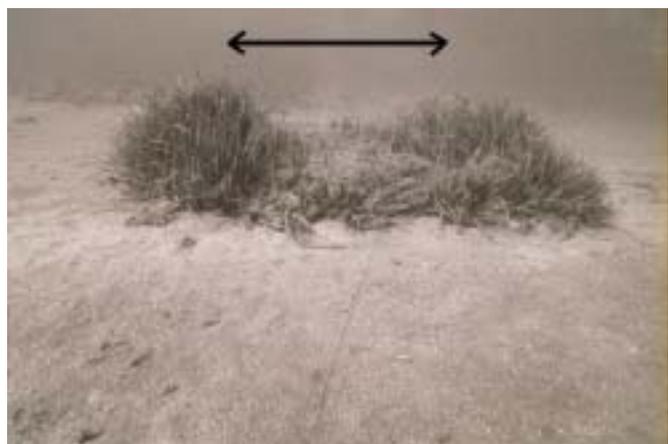


Fig. 75. Erosion de la partie centrale (flèche) d'une tache de *P. oceanica* due à la chaîne d'ancrage d'une barge de travaux sous-marins. Photo E. Charbonnel.

7.3.4. Des solutions moins nuisantes

Il existe des solutions techniques, dans certains cas, qui minimisent l'impact des aménagements littoraux. Les digues et jetées doivent être les plus "ouvertes" possibles, c'est à dire qu'elles doivent fermer le moins possible le plan d'eau. Les jetées **sur pilotis** doivent être préférées à des digues en enrochement, dont l'emprise sur le fond est importante et qui gênent la circulation de l'eau.

En outre, lors de tout aménagement, des mesures d'accompagnement devraient être mises en œuvre : suppression des mouillages (ancrages et mouillages forains ; voir § 4.5 pour les définitions) au voisinage de l'ouvrage, suivi de l'évolution des herbiers à *Posidonia oceanica* (voir Chap. 15), élimination des macrodéchets, etc.

8. L'HERBIER À *POSIDONIA OCEANICA* ET LES MOUILLAGES

8.1. PROBLÉMATIQUE

Les herbiers à *Posidonia oceanica* sont menacés par l'action mécanique des ancres des bateaux de plaisance (Fig. 76) et des navires de plus grande taille (bateaux de guerre, bateaux de commerce ou de croisière) lorsqu'ils mouillent au large des ports (Fig. 77). Même si *P. oceanica* peut recoloniser les espaces dégradés par les ancres (au moins celles de petites dimensions), grâce à la croissance et à la ramification naturelle des rhizomes, leur vitesse de croissance est très lente, au maximum quelques centimètres par an. Au delà d'une certaine densité et fréquence de mouillage, la croissance des rhizomes ne parvient plus à recoloniser les ouvertures et les rayures causées dans la "matte", et l'herbier se dégrade progressivement : la densité des faisceaux de feuilles diminue, ainsi que le recouvrement⁷² (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Francour *et al.*, 1997, 1999).



Fig. 76. Mouillage forain entre les îles de Lérins (îles Sainte-Marguerite et Saint-Honorat, Alpes-Maritimes, France). Sur cette photo, prise le 19 août 1996, un total de 415 embarcations a été recensé. Photo anonyme.

Les rivages les plus beaux et les plus renommés de Méditerranée sont particulièrement attractifs pour les plaisanciers. C'est la très forte concentration des mouillages⁷³, dans des sites abrités et esthétiques, qui constitue un problème pour certains types de fond, comme l'herbier à *P. oceanica*. Or, l'herbier constitue un type de fond recherché pour le mouillage : non seulement l'ancre est bien tenue par le lacis des rhizomes, mais de plus elle ne risque pas de se coincer dans des rochers et est donc facile à remonter. Lors de l'opération de mouillage, l'ancre glisse sur l'herbier, éventuellement le strie, puis s'accroche entre les rhizomes (voir Fig. 43). Pendant le mouillage, la chaîne de l'ancre écrase les feuilles. En fonction du vent et du courant, la chaîne se déplace (évitement sur le fond), pouvant décrire un cercle dont le rayon est la longueur de la chaîne, écrasant et arrachant un grand nombre de feuilles.

Enfin, lors de la remontée de l'ancre, les rhizomes auxquels elle était accrochée sont brisés (Boudouresque *et al.*, 1995a ; Milazzo *et al.*, 2002). Dans certains cas, lorsque des tombants de "matte"⁷⁴ sont présents, des blocs de "matte", avec de nombreux faisceaux vivants, des rhizomes vivants et morts et le sédiment qui remplit les interstices, sont arrachés (voir § 4.5).

Bien entendu, les dégâts varient selon la taille de l'ancre et de la chaîne (voir plus loin), des conditions météorologiques (plus importants par vent fort que par mer calme) et de la façon de relever l'ancre (plus importants lorsque le bateau se hale sur son ancre que lorsqu'il se place au-dessus et la remonte à la verticale). L'importance des dommages causés à l'herbier à *P. oceanica*

⁷² Dans un herbier, la densité est le nombre moyen de faisceaux de feuilles par m² ; le recouvrement est le pourcentage de la surface du fond couvert par l'herbier vivant (quelle que soit sa densité), et non par des "mattes mortes" ou des intermattes.

⁷³ Nous réunissons, sous le terme de "mouillage", l'ancrage (mouillage au sens strict, qui utilise une ancre), le mouillage organisé (quand les bateaux s'amarrent à des "corps-morts" mis en place légalement dans le cadre d'une Autorisation d'Occupation Temporaire) et le mouillage forain (quand les bateaux s'amarrent à des "corps-morts" mis en place illégalement) (voir § 4.5).

⁷⁴ Tombant de "matte" : mini-falaise au sein de l'herbier ou à sa limite.

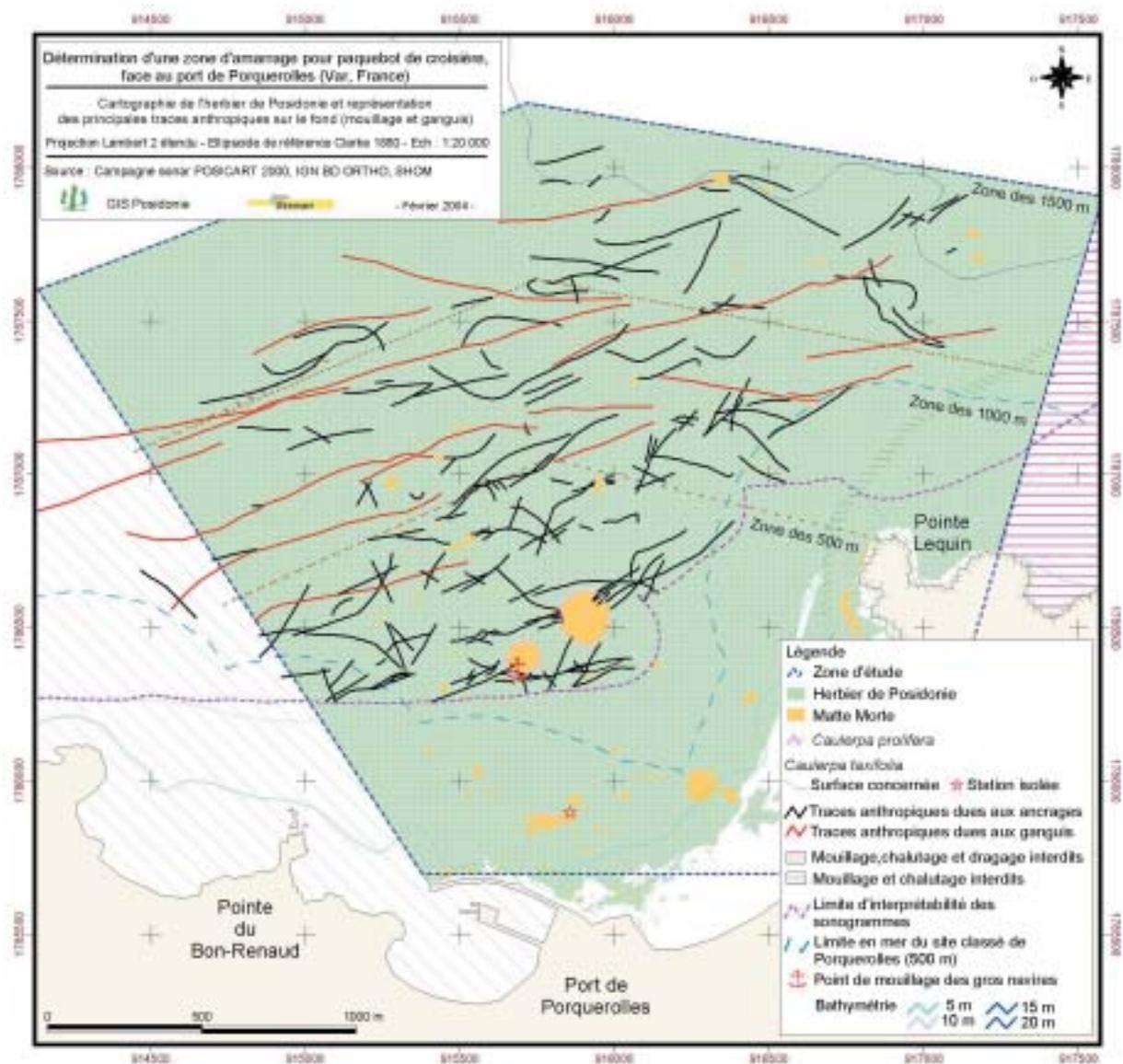


Fig. 77. Traces dans l'herbier à *Posidonia oceanica* situé devant le port de Porquerolles (Var, France), dues à l'ancrage de bateaux de croisière (traits noirs). On distingue également des traces de ganguis (traits rouges). D'après Ganteaume *et al.* (2004, sous presse).

par les ancrages dépend également de la fréquence des ancrages, de la taille des navires, du type des ancrages et de la nature de la "matte" (rigide ou peu consistante) (Francour *et al.*, 1997, 1999 ; Milazzo *et al.*, 2004 ; Ganteaume *et al.*, 2005).

Les dommages mécaniques causés à l'herbier à *P. oceanica* par l'ancrage des bateaux de plaisance ont fait l'objet d'un certain nombre d'études en France (Porcher et Jeudy de Grissac, 1985 ; Boudouresque *et al.*, 1995a ; Francour *et al.*, 1997, 1999 ; Ganteaume *et al.*, sous presse) et en Italie (Milazzo *et al.*, 2002, 2004) et constituent une préoccupation majeure, du point de vue de la protection des fonds marins (Doumenge, 1992). Il convient d'y ajouter l'ancrage ou le mouillage de navires de grande taille, en particulier des bateaux de croisière et des navires militaires (Fig. 77 ; Roy *et al.*, 1999 ; Ganteaume *et al.*, 2004, 2005).

Dans de nombreuses localités touristiques, et en particulier dans les Aires Marines Protégées, afin d'éviter les inconvénients de l'ancrage des bateaux de plaisance, des mouillages fixes constitués par des "corps-morts" et des bouées d'amarrage (mouillages organisés) ont été mis en place. En fait, les effets de ce type de mouillage sur l'herbier à *P. oceanica* peuvent se révéler

pires que ceux des ancres (Robert, 1983). Les "corps-morts" en béton, malgré leur poids, peuvent se déplacer tout en s'enfonçant dans la "matte" et en l'érodant. Les chaînes qui relient les "corps-morts" entre eux et aux bouées de surface creusent des sillons dans la "matte" et détruisent les *P. oceanica* situées autour du "corps-mort" (Fig. 78).

Pour de plus gros navires, par exemple les navires de la Marine nationale française en rade d'Hyères (Var), des mouillages constitués par un coffre en surface, relié à des chaînes (sur le fond) terminées par des ancres fixes de plusieurs tonnes chacune, ont été mis en place. L'impact de ces systèmes de mouillage sur l'herbier à *P. oceanica* est considérable (Roy *et al.*, 1999).

Un problème particulier est constitué par les bateaux de plaisance qui mouillent en permanence dans des secteurs abrités et y installent un "corps-mort personnel", sans AOT (Autorisation d'Occupation Temporaire du Domaine Public Maritime), et donc en toute illégalité (mouillages forains). L'impact peut être direct, si le "corps-mort" est situé sur l'herbier à *P. oceanica*, ou indirect lorsqu'ils doivent traverser (en l'érodant au passage) un récif-barrière à *P. oceanica* pour parvenir à leur mouillage. Ce dernier cas est illustré par les nombreuses barques (une centaine) qui viennent dans la lagune du Brusuc (Six-Fours, Var, France).

Enfin, il convient de ne pas oublier qu'un bateau à l'ancre peut constituer une source de pollution : rejets d'eaux usées et de déchets solides. Dans la marina d'Elbu (Scandola, Corse), sur une surface de 1.3ha utilisée comme ancrage en juillet et août par des bateaux de plaisance, la masse des macrodéchets a été évaluée à 54kg (principalement du verre), alors qu'elle était presque nulle dans une anse voisine, Petraghja, très peu fréquentée par les bateaux (Bianconi *et al.*, 1990).



Fig. 78. Sillon creusé dans un herbier de Posidonie par la chaîne d'un mouillage organisé. Photo Anonyme.

8.2. ETUDES DE CAS

Les zones les plus concernées par le problème des mouillages, dans la zone RAMOGE, sont, en Italie (Ligurie), le promontoire de Portofino, l'île de Bergeggi, l'île Gallinara et Capo Mortola et, pour la France (Région PACA), la rade de Villefranche, les îles de Lérins (Alpes-Maritimes), l'île de Port-Cros et l'île de Porquerolles (Var) et le massif des Calanques (entre Marseille et Cassis, Bouches-du-Rhône). De nombreux mouillages très fréquentés sont situés hors de la zone RAMOGE, par exemple le golfe de Ghjirulata (Corse).

8.2.1. Les côtes italiennes de l'Accord RAMOGE

Les fonds de l'Aire Marine Protégée de **Portofino**, dont l'importance biologique et écologique est très grande, sont un rendez-vous incontournable pour les plongeurs venus de toute l'Italie et de divers pays d'Europe. *Posidonia oceanica* y est présente dans 2 larges zones densément couvertes, entourées par des herbiers plus clairsemés et de moindre importance. Les 2 herbiers principaux se trouvent respectivement à l'Ouest (entre Camogli et Punta Chiappa) et à l'Est (entre Paraggi et Santa Margherita) du promontoire de Portofino, qui sont les 2 secteurs les plus utilisés comme mouillage par les plaisanciers. Dans ces 2 secteurs, longs respectivement d'environ 1000 et 500m et larges d'environ 100m, mouillent des centaines d'embarcations de toutes tailles, de 3m à plus de 20m de long, tout particulièrement en été et en fin de semaine.

Depuis la création de l'Aire Marine Protégée, en 1998, il existe une réglementation des activités, qui prévoit la délimitation de zones d'ancrage et de zones de mouillage réglementées. Pour le moment, toutefois, l'ancrage est autorisé dans des secteurs qui comportent des herbiers à *P. oceanica*.

Une situation analogue se rencontre autour des petites îles de **Bergeggi** (non loin de Savona) et de **Gallinara** (face à Albenga). Les fonds tournés vers la terre (Nord/Nord-Ouest) y sont encore occupés par des herbiers à *P. oceanica*, bien que, au cours des dernières décennies, ces herbiers aient régressé, en particulier en raison des chalutages, ancrages, ouvrages et réclamations. En été, on y observe une invasion d'embarcations à la recherche d'un site de mouillage, qui peut se situer sur l'herbier à *P. oceanica*. Les ancrages, en s'ajoutant aux autres causes de régression, en accentuent les effets.

En ce qui concerne l'île de Gallinara, Balduzzi *et al.* (1994) ont calculé que, dans un rayon de 30 milles nautiques autour de l'île, il existe environ 4000 anneaux dans les ports, et que l'île représente une des destinations préférées des plaisanciers. Si l'on remarque que les fonds concernés par le mouillage ne dépassent pas 10000m², et que les mêmes embarcations reviennent de nombreuses fois dans le même site, on peut imaginer leur impact sur les fonds, et en particulier sur l'herbier à *P. oceanica*. Des plongées effectuées à la fin de l'été ont permis de vérifier les dommages occasionnés aux peuplements benthiques et d'observer de nombreuses ancrs abandonnées.

8.2.2. Les côtes françaises de l'Accord RAMOGE

Dès le début des années 1970, la régression de l'herbier à *Posidonia oceanica* a été signalée dans la baie de Port-Cros (Var, France) et mise en relation avec (i) L'ancrage des bateaux de plaisance et (ii) La circulation des bateaux sur des herbiers très superficiels, sur lesquels il n'était pas rare qu'ils échouent, avec pour conséquence le creusement de sillons (Fig. 79 ; Augier et Boudouresque, 1970a ; Boudouresque *et al.*, 1975, 1980a).

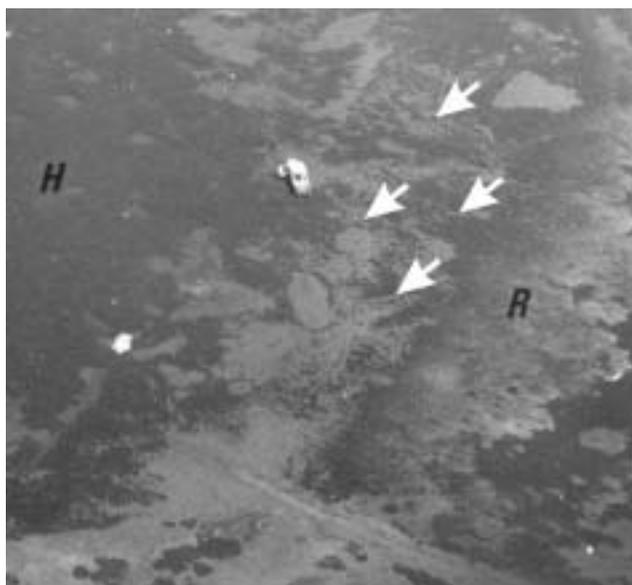


Fig. 79. Photo aérienne de la baie de Port-Cros (Var, France). L'herbier profond à *Posidonia oceanica* (H) apparaît en gris foncé et le récif-barrière en gris (R). Entre l'herbier profond et le récif-barrière, les zones en gris-clair correspondent à des "mattes mortes". Les structures linéaires (flèches) correspondent à l'érosion de l'herbier superficiel par des bateaux qui s'y sont échoués. Photo Anonyme.

La circulation des bateaux a alors été interdite dans les petits fonds de la baie (avec en particulier la zone du récif-barrière), grâce à un filin et une ligne de bouées. Par ailleurs, le mouillage a été organisé, au moyen de "corps-morts" reliés par une chaîne-mère ; des chaînes-filles, sur lesquelles étaient fixées les bouées d'amarrage, partageaient de la chaîne-mère (Robert, 1983). Quand les bouées d'amarrage étaient toutes occupées, l'ancrage restait possible.

Au cours de l'été 1982, l'observation de l'herbier à *P. oceanica* situé dans la zone de mouillage organisé a révélé que, en plus de l'action des ancrs, les corps morts et les chaînes constituaient une nouvelle cause de dégradation de l'herbier, et que cette dernière était plus grave

que la première (Robert, 1983). En effet, les chaînes-mères se déplaçaient latéralement sous l'effet des chaînes-filles, mises sous tension par les embarcations, en raison du vent et des courants. Il en résultait le creusement d'un chenal, dont la largeur allait de 1m (au voisinage des

“corps-morts”) à 6m (au point d’insertion des chaînes-filles) ; il a été estimé que 1000m² d’herbier (1% de la surface de la baie) avaient ainsi été détruits par les chaînes mises en place pour le mouillage (Fig. 80 ; Robert, 1983).

Etant donné que les “corps-morts” et les chaînes avaient été mis en place justement pour protéger l’herbier à *P. oceanica*, on s’est demandé si le remède n’était pas pire que le mal. Par ailleurs, la fixation directe des chaînes-filles sur les “corps-morts” n’aurait pas résolu le problème : outre une diminution de l’élasticité du mouillage, le début des chaînes serait resté en contact avec le fond, détruisant l’herbier autour des “corps-morts”. Parmi les solutions possibles, Robert (1983) a suggéré **(i)** Pour les zones profondes (> 6m), la fixation de la chaîne-fille sur le “corps-mort” et la mise en place d’une bouée intermédiaire sur la chaîne-fille, afin que la chaîne ne soit pas en contact avec le fond, et **(ii)** Pour les zones moins profondes la mise en place de pontons flottants, regroupés en forme de marguerite et reliés à un unique “corps-mort” de grande dimension, immergé dans une zone de “matte morte”.

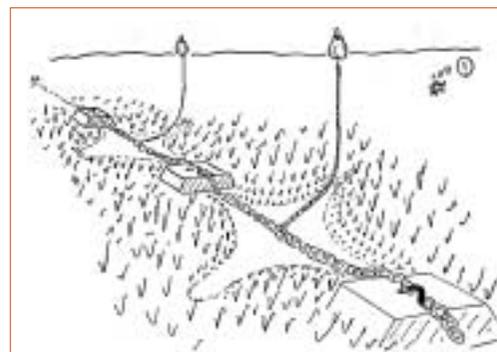


Fig. 80. Impact, sur l’herbier à *Posidonia oceanica*, du système de mouillage organisé mis en place dans la baie de Port-Cros (Var, France) : “corps-morts”, chaînes mères et chaînes-filles terminées par des bouées d’amarrage. D’après Robert (1983).

Par la suite, une solution technique au problème du mouillage dans les herbiers à *P. oceanica*, le mouillage Harmony®, a été développée par une Société française (SMAT Neptune Environnement), et expérimentée en liaison avec le Parc national de Port-Cros (Fig. 81). Après des essais concluants, les “corps-morts” et les chaînes de la baie de Port-Cros ont été retirés et remplacés par un ensemble de mouillages de type Harmony, sans dommage pour l’herbier.

Le système Harmony® présente les caractéristiques suivantes (Smat Neptune Environnement, 2000) :

- Ancrage simple, résistant et fiable.
- Impact environnemental négligeable.
- Aucun contact de la ligne de mouillage avec le fond.
- Le point d’ancrage affleure le sol et ne constitue pas un obstacle pour les engins de pêche.
- S’adapte à tous les types de fond, y compris les herbiers à *P. oceanica*.
- Facilité d’installation et d’enlèvement.

Le système Harmony est constitué par un ressort hélicoïdal en acier qui se visse dans la “matte”, sans endommager l’herbier alentour, et en particulier les rhizomes (Fig. 71). A l’extérieur de la “matte”, seul dépasse le sommet de l’hélicoïde, sur lequel se trouve l’anneau de fixation du mouillage, d’un diamètre de moins de 10cm (Fig. 81). Le câble d’amarrage qui part de l’anneau de fixation est maintenu à une certaine distance au-dessus du fond par une petite bouée intermédiaire, elle-même reliée à la bouée d’amarrage, située en surface (Fig. 82).

La longueur du câble d’amarrage est déterminée de façon à obtenir un angle de traction de 45°, grâce auquel le rayon d’évolution du bateau, en surface, est égal à la profondeur, alors que, dans le cas des mouillages traditionnels avec “corps-mort”, les câbles d’amarrage ont une longueur triple par rapport à la profondeur. Ce mode de mouillage permet donc non seulement de ne pas endommager l’herbier à *P. oceanica*, mais aussi d’accueillir un plus grand nombre de bateaux, à surface égale.



Fig. 81. L’anneau de fixation d’un mouillage de type Harmony, avec départ du câble d’amarrage, dans un herbier à *Posidonia oceanica*. D’après Smat Neptune Environnement (2000).

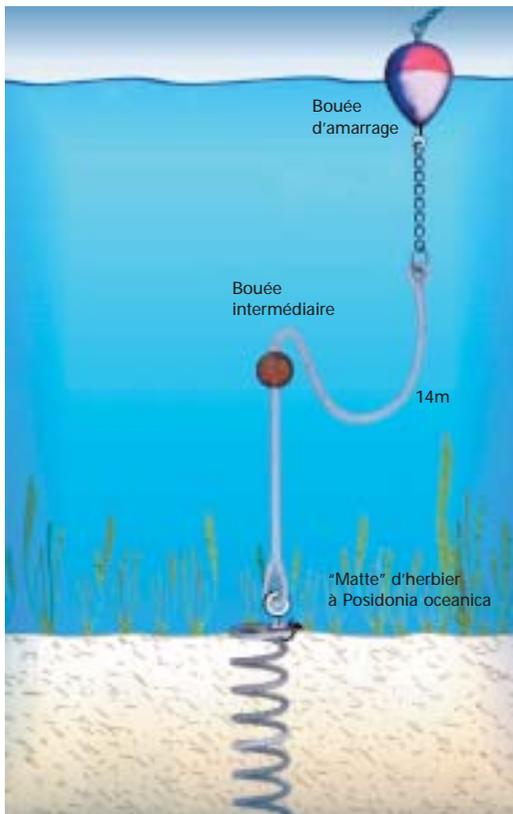


Fig. 82. Système d'amarrage de type Harmony sur un herbier à *Posidonia oceanica*, à 10m de profondeur. Le rayon d'évitage des bateaux, en surface, est de 10m. D'après Smat Neptune Environnement (2000), redessiné.

Les hélicoïdes sont dimensionnés de façon à supporter toutes les forces de traction produites par des bateaux de plaisance, même de grande dimension. Les calculs effectués par la société qui produit les mouillages Harmony® prennent en compte des vents à 120km/h. Les essais de résistance ont montré qu'un mouillage de ce type, dans l'herbier à *P. oceanica*, supporte une force de 21kN, soit 2.14t, équivalente à celle supportée par un "corps-mort" en béton de 4t et de 1.9m de côté. Pour donner un exemple, un voilier de 16m de long et de 4.5m de large, avec un vent de proue de 120km/h, génère une force horizontale de 14kN, soit 1.43t.

Le système Harmony®, et les systèmes du même type qui ont été développés par d'autres entreprises, ne nécessitent pas un personnel nombreux ni un équipement particulièrement sophistiqué pour leur installation ou leur enlèvement : 2 plongeurs sous-marins et un équipement hydraulique suffisent.

Dans la baie de Port-Cros, en plus des mouillages organisés, l'ancrage est autorisé ; la densité des bateaux à l'ancrage peut atteindre 7.5/ha au maximum de la saison touristique (Ganteaume *et al.*, 2005). En dehors de la baie de Port-Cros, l'ancrage dans les eaux du Parc national de Port-Cros est autorisé, sauf sur la côte Nord de l'île de Port-Cros et dans un secteur de la côte Sud-Est de l'île de Bagaud (Fig.

84). La comparaison de ce dernier secteur, où l'ancrage est interdit depuis 1993, avec un secteur voisin où l'ancrage est autorisé, mais modéré (densité des bateaux : 2.5/ha au maximum) ne montre pas de différences significatives dans l'état de l'herbier à *P. oceanica* (densité des faisceaux, recouvrement, % de faisceaux plagiotropes) (Ganteaume *et al.*, sous presse) ; ceci confirme que l'herbier peut tolérer l'ancrage des petits bateaux de plaisance, quand il est très modéré.

8.2.3. Zones extérieures à l'Accord RAMOGE

Milazzo *et al.* (2002, 2004) ont étudié l'impact de la navigation de plaisance sur l'herbier à *Posidonia oceanica* de l'île d'Ustica (au Nord de la Sicile, Italie). Ils ont comparé expérimentalement l'effet du mouillage avec divers modèles d'ancres. Une enquête préliminaire, dans le port d'Ustica,

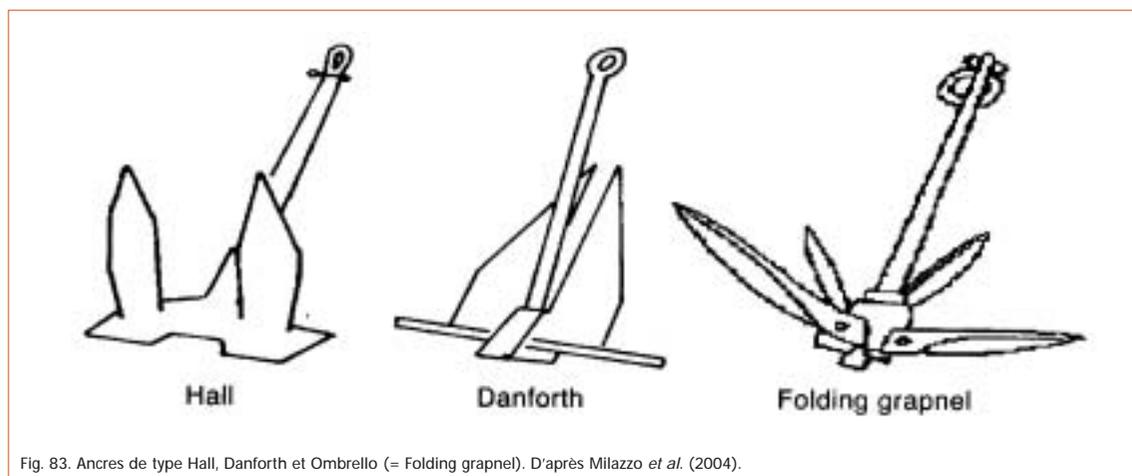


Fig. 83. Ancres de type Hall, Danforth et Ombrello (= Folding grapnel). D'après Milazzo *et al.* (2004).

a montré que les ancres les plus utilisées par les bateaux de petite dimension (< 5,5m) sont les ancres de type Hall, Danforth et Ombrello (= Folding grapnel) (Fig. 83 ; voir également Fig. 41), qui pèsent environ 4kg. Les expériences ont donc porté sur ces 3 modèles.

Les ancres ont été mises à l'eau depuis une embarcation pneumatique de 4.5m de long, et récupérées après 10 minutes de séjour au fond, sur un herbier situé entre 8 et 12m de profondeur (densité des faisceaux : 500-530 faisceaux/m²). L'impact sur le fond a été observé par des plongeurs, qui ont compté les faisceaux foliaires brisés, après la phase d'ancrage et celle de remontée de l'ancre (Milazzo *et al.*, 2002, 2004).

Le nombre moyen de faisceaux brisés lors de la phase d'ancrage (mise en place de l'ancre) est compris entre 0.47 (ancre Danforth) et 0.93 (ancre Hall). Pendant le séjour au mouillage, la seule ancre qui provoque des dommages (du reste modestes) est l'Ombrello (0.07 faisceaux brisés). Lors de la phase de remontée de l'ancre, les valeurs sont comprises entre 0.67 (Hall) et 4.87 (Ombrello) ⁽⁷⁵⁾. La présence ou non d'une chaîne ne modifie pas significativement l'impact. L'impact des 3 phases du mouillage a été comparé pour chaque type d'ancre (Milazzo *et al.*, 2002, 2004) :

Hall : ancrage = remontée > séjour
Danforth : remontée > ancrage > séjour
Ombrello : remontée > ancrage > séjour

De même, l'impact des 3 types d'ancres a été comparé pour chaque phase du mouillage :

Ancrage : Hall > Danforth = Ombrello
Remontée : Ombrello > Danforth > Hall
Séjour : Ombrello > Danforth = Hall⁷⁶

Au total, les ancres de type Danforth et Ombrello causent des dommages supérieurs à ceux causés par les ancres Hall. Milazzo *et al.* (2002) suggèrent donc, comme instrument possible de protection de *P. oceanica*, que seuls les possesseurs d'ancres à faible impact soient autorisés à mouiller sur l'herbier à *P. oceanica*.

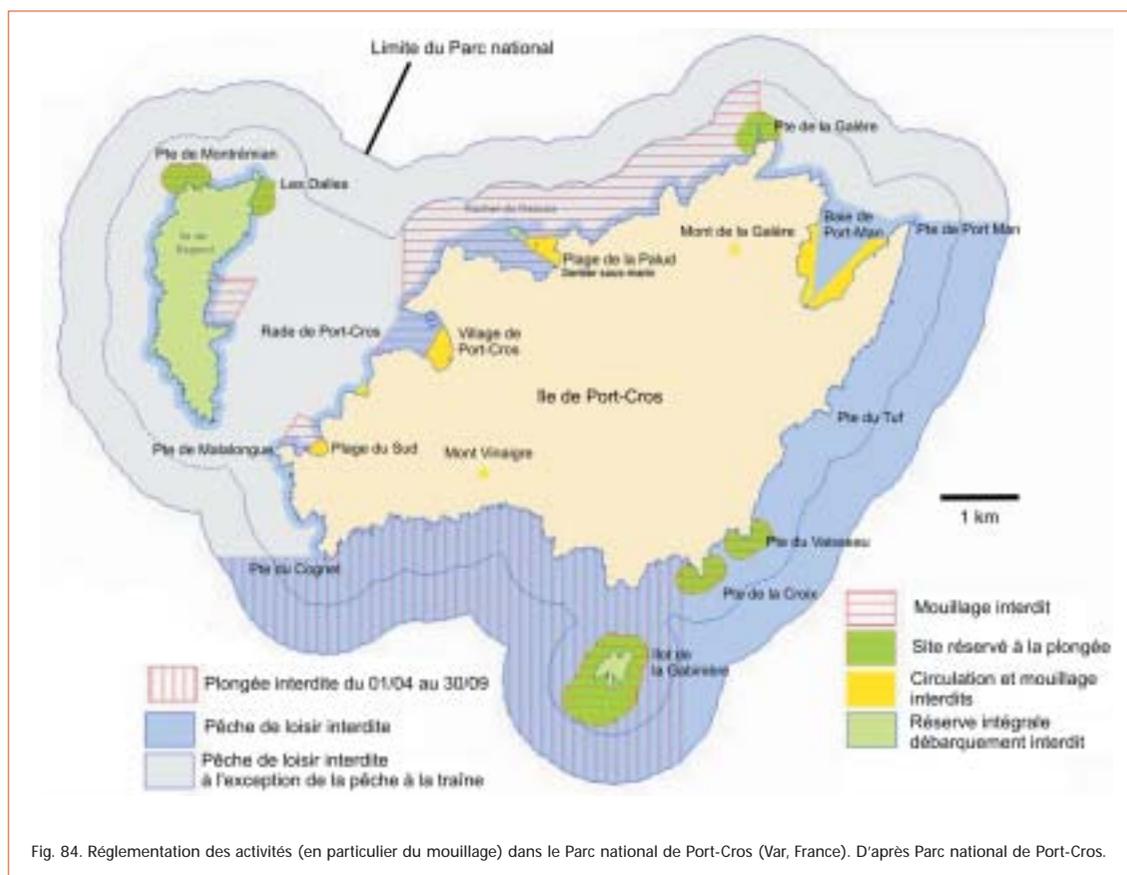
Ces constats montrent que le modèle d'ancre peut être amélioré afin de minimiser les dégâts causés à l'herbier. Parmi les initiatives dans ce sens, on peut citer la mise au point d'une ancre qui présente un système de pivot fonctionnant lors de son relevage et limitant ainsi l'arrachage. (Fig. 84) Réglementation des activités (en particulier du mouillage) dans le Parc national de Port-Cros (Var, France), (d'après Parc national de Port-Cros).

8.3. RECOMMANDATIONS

Le tourisme et la navigation de plaisance jouent un rôle social et économique majeur en Méditerranée. Même si l'ancrage génère des dommages à l'herbier à *Posidonia oceanica*, l'impact n'est sans doute pas significatif pour la plus grande partie des herbiers : la densité et la fréquence des mouillages de bateaux de plaisance y sont inférieures à leur capacité de régénération (ramification des rhizomes remplaçant les rhizomes brisés ; Molenaar, 2000). Il n'y a donc pas

⁷⁵ Dans la marina d'Elbu (Corse), Boudouresque *et al.*(1995) ont mesuré un nombre total de faisceaux arrachés par cycle d'ancrage (ancrage + séjour + remontée) bien supérieur : 17 en moyenne.

⁷⁶ Les auteurs ont considéré que, pour le séjour au mouillage, les valeurs étaient négligeables et les différences non significatives. Nous remarquons toutefois que la durée de séjour considérée n'est que de 10 minutes, ce qui est très faible par rapport à la durée réelle de séjour sur un mouillage, généralement 10 à 100 fois plus longue.



lieu d'y interdire le mouillage, ce qui serait de toutes façons irréaliste. Toutefois, il conviendra de recommander aux plaisanciers des pratiques qui minimisent l'impact : **(i)** Eviter, quand le choix est possible, l'ancrage sur un herbier à *P. oceanica*. **(ii)** Ne pas relever l'ancre en se halant sur elle, mais placer d'abord le bateau à la verticale de l'ancre avant de la relever.

Le problème se pose au niveau de certains secteurs, souvent d'étendue limitée, qui sont particulièrement appréciés des plaisanciers en raison de leur esthétique (paysage) et de l'abri qu'ils offrent. Lorsque la densité et la fréquence des ancrages sont considérables, et ce pendant une grande partie de l'année, des mesures de gestion s'avèrent nécessaires. Lorsque l'importance du mouillage des bateaux de plaisance dépasse en moyenne 2 ancrages/ha/jour (moyenne annuelle) ou dépasse 10 bateaux/ha (en période de pointe), nous recommandons la mise en place d'un mouillage organisé. Toutefois, ce mouillage organisé ne doit en aucun cas se faire sur des "corps-morts" (dont l'impact négatif dépasse largement celui des ancres) mais faire appel à un système non destructif⁷⁷.

Les mouillages forains (mise en place de "corps-morts" sans autorisation) ont un impact aussi négatif que les mouillages organisés sur "corps-morts". Il est choquant que cette pratique illégale soit parfois tolérée par les autorités compétentes.

Dans les Aires Marines Protégées, ainsi que dans toutes les zones où l'herbier à *P. oceanica* présente une bonne vitalité et une grande valeur patrimoniale (par exemple dans les sites Natura 2000 et les ZNIEFF⁷⁸), nous recommandons la réglementation du mouillage. Cette réglementation peut se traduire par un système de jachère (interdiction et autorisation alternées sur des périodes

de 5 ans) dans certains secteurs, par l'interdiction permanente dans d'autres secteurs, et enfin par la mise en place d'un mouillage organisé basé sur un système non destructif, comme c'est le cas à Port-Cros (Var, France ; Fig. 84) (Boudouresque *et al.*, 2004).

⁷⁷ Plusieurs types de mouillages non destructifs existent déjà en France (exemples : Harmony®, Ancrest®). D'autres existeront probablement dans l'avenir.

Cette réglementation du mouillage devrait se faire dans le cadre d'un plan de gestion à une échelle cohérente, par exemple à l'échelle d'une baie ou d'un massif littoral.

Dans les secteurs où existent des **récifs-barrières** de *P. oceanica*, le mouillage devrait être interdit sur le récif lui-même et dans le lagon situé en arrière du récif, en même temps que la circulation des bateaux. Pour que cette interdiction soit respectée, il est indispensable de placer, en avant du récif et du lagon, une ligne de bouées, si possible reliées entre elles par une corde, comme c'est le cas dans la baie de Port-Cros (Parc national de Port-Cros, Var, France).

Enfin, concernant le **mouillage des gros navires**, il convient de le restreindre à des zones sans *P. oceanica* (sédiment meuble ou "matte morte") de grande taille (au moins 100-200m de diamètre). Dans le cas où un coffre est mis en place en surface, relié à un système de chaînes (3 ou 4 branches terminées par une ancre) réunies au centre par une plaque métallique ("affourchage"), en plus de ce qui précède, nous recommandons : **(i)** Réduire au maximum l'impact du pendeur et de l'affourchage, calculer pour cela la longueur minimum de pendeur qu'il est nécessaire de prévoir pour l'élasticité du coffre, installer une bouée de rappel à profondeur intermédiaire afin d'éviter que le pendeur et l'affourchage n'érodent la "matte". **(ii)** Réduire les travaux d'entretien (remontée des chaînes et des ancres) et replacer ces structures le plus précisément possible aux emplacements où elles se trouvaient (Roy *et al.*, 1999).



9. L'HERBIER À *POSIDONIA OCEANICA* ET LE BALISAGE DE LA ZONE DES 300m

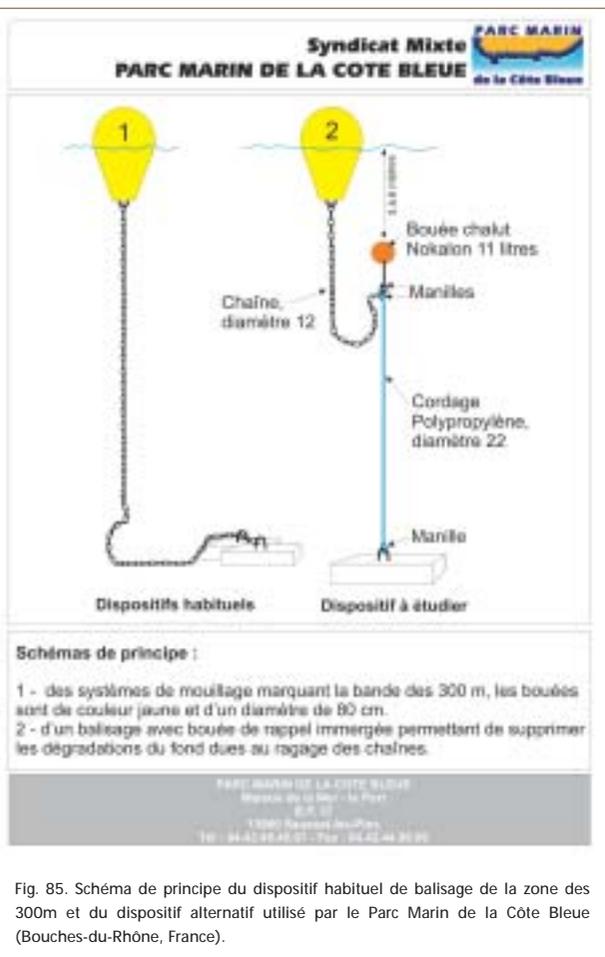


Fig. 85. Schéma de principe du dispositif habituel de balisage de la zone des 300m et du dispositif alternatif utilisé par le Parc Marin de la Côte Bleue (Bouches-du-Rhône, France).



Fig. 86. Exemple de dégradation de l'herbier à *Posidonia oceanica* occasionné par l'évitement de la chaîne du "corps-mort" servant à baliser la zone des 300m. Photo F. Bachet.

9.1. PROBLÉMATIQUE

La densification des usages, liée à la vocation touristique du littoral, a entraîné depuis plusieurs années une multiplication des dispositifs de balisage estival des zones de baignade. Ces bouées jaunes disposées dans les criques ou le long des plages ont un impact visuel et paysager certain, mais présentent également un impact important sur le fond, en particulier sur l'herbier à *Posidonia oceanica*.

En France, les communes ont la charge de ce balisage. En effet, depuis l'Arrêté du 27 mars 1991, la législation confère au maire la gestion de certaines activités nautiques (baignade, engins non immatriculés et non motorisés) dans la bande des 300m. Les communes se sont trouvées devant l'obligation d'agir et d'informer le public en la matière. La mise en place de ce balisage représente souvent un coût important pour la collectivité et les options d'aménagement sont très contrastées d'une commune à l'autre.

Pour baliser la bande des 300m, le système généralement utilisé consiste à relier une bouée jaune hémisphérique à un "corps-mort" (Fig. 85 et 86) par l'intermédiaire d'une chaîne dont l'amortissement des mouvements se fait sur le fond, autour du "corps-mort". Ce sont les mouvements de cette chaîne autour du "corps-mort" qui génèrent l'essentiel de l'impact (Fig. 86) (voir également § 8.2.2).

9.2. ETUDE DE CAS : LE PARC MARIN DE LA CÔTE BLEUE

En tant que structure de gestion du milieu marin, le Parc Marin de la Côte Bleue s'intéresse depuis plusieurs années à l'impact du balisage de la zone des 300m sur le fond, en particulier sur l'herbier à *Posidonia oceanica*. Des inspections, effectuées en début et fin de saison estivale,

ont montré que l'évitement de la chaîne autour du "corps-mort" entraîne la dégradation et la **destruction de 5 à 10m² d'herbier** chaque saison (pour chaque "corps-mort").

Une fois les "corps-morts" retirés, en fin de saison, il ne reste plus qu'un faciès de "matte" très endommagée, recouverte de sédiment sur les points les plus atteints, et en limite des rhizomes de *P. oceanica* très déchaussés. Le problème est aggravé par le fait que, l'année suivante, les "corps-morts" **ne sont pas posés exactement au même emplacement**, et qu'une nouvelle

brèche est ainsi creusée dans l'herbier. Une fois ces brèches ouvertes, différents phénomènes d'érosion peuvent provoquer ou accentuer le morcellement de l'herbier, notamment l'érosion par les courants.

Suite à ces premières observations, le Parc Marin a souhaité prendre en charge l'installation des bouées des 300m dans la Réserve de Carry-le-Rouet. Les dégradations constatées étaient en effet incompatibles avec les objectifs de gestion d'une zone marine intégralement protégée. Le Parc a décidé d'utiliser une ligne de mouillage alternative, constituée d'un cordage, d'une chaîne et d'une **bouée de rappel immergée** permettant de supprimer les dégradations des fonds dues au dragage et à l'évitement de la chaîne (Fig. 85 et 87). Ce système avait déjà été appliqué aux bouées permanentes de la réserve de Carry-le-Rouet avec efficacité. Le Parc a ainsi testé pendant 2 ans l'installation et l'enlèvement de ces bouées dans la réserve.

Début 2003, le Parc a décidé d'élargir sa démarche à l'échelle de la Côte Bleue. La recherche juridique a montré qu'il n'existe aucune obligation de matérialiser la bande des 300m lorsque l'on se trouve dans une zone relevant de la seule réglementation générale en matière de navigation. Mais pour certains secteurs particulièrement fréquentés par les activités nautiques et balnéaires, les communes peuvent difficilement se soustraire au balisage de cette zone, étant donné la responsabilité du maire en matière de baignade et de sécurité.

Dans ce contexte, un dossier technique concernant l'utilisation du système de mouillage alternatif, testé sur la réserve de Carry-le-Rouet, a été proposé à l'ensemble des communes de la Côte Bleue. Toutes les communes se sont avérées très réceptives à ce problème et prêtes à agir. Dès l'été 2003, le système préconisé par le Parc Marin a été installé devant chaque commune.

9.3. RECOMMANDATIONS

Lorsque les bouées de signalisation de la zone des 300m se situent sur un herbier à *Posidonia oceanica*, il est recommandé d'utiliser au minimum le système alternatif, avec bouée de rappel, mis au point par le Parc Marin de la Côte Bleue. Ce système est facile à mettre en œuvre, ne nécessite pas de personnel spécialisé, et son coût est très proche de celui du dispositif habituel (sans bouée de rappel).

D'autres systèmes encore plus efficaces peuvent être envisagés, mais les surcoûts sont plus importants. Il est par exemple possible d'utiliser un système de bouée coulissante sur un tendeur comme en aquaculture, et également des "corps-morts" fixes (non enlevés à chaque fin de saison estivale), ou de remplacer les "corps-morts" par des ancrages à vis (ancrages non destructifs de type Harmony® ou systèmes similaires). Ces systèmes, qui nécessitent pour leur installation des plongeurs professionnels, pourraient être mis en œuvre dans les Aires Marines Protégées (AMP) et dans les autres sites à grande valeur patrimoniale.

Dans tous les cas, à moyen terme, il est impératif de **mettre fin à l'enlèvement des "corps-morts"** à la fin de la saison estivale ; la précision actuelle des systèmes GPS, et de toute façon la précision incomparable des positionnements par amers, permettent de retrouver un "corps-mort" lorsque la bouée a été enlevée.

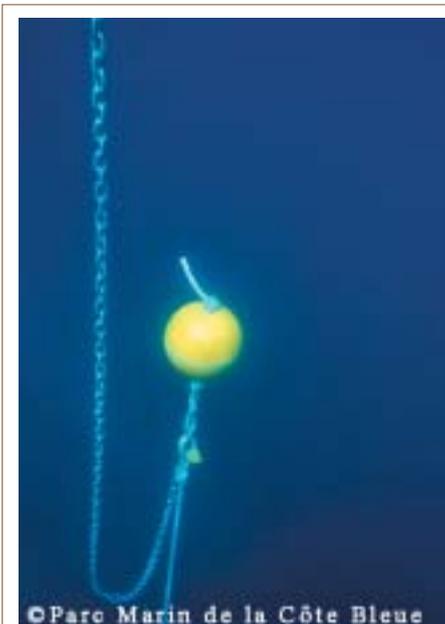


Fig. 87. Le système de mouillage des bouées limitant la zone des 300m utilisé par le Parc Marin de la Côte Bleue (Bouches-du-Rhône, France) : la bouée de rappel qui empêche l'érosion de l'herbier à *Posidonia oceanica* due à l'évitement de la chaîne. Photo F. Bachet – Parc Marin de la Côte Bleue.

10. L'HERBIER À *POSIDONIA OCEANICA* ET LES ARTS TRAÎNANTS

10.1. PROBLÉMATIQUE

La pratique de la pêche aux arts traînants est très dommageable pour les fonds marins, en particulier pour les herbiers à *Posidonia oceanica* (voir § 4.6). En France, le chalutage benthique et pélagique est en théorie interdit dans la bande côtière des 3 milles et à moins de 100m de profondeur. En Espagne et en Italie, il est interdit à moins de 50m de profondeur. Dans la pratique, toutefois, il est pratiqué couramment sur les petits fonds, ce qui a des conséquences négatives sur l'herbier (régression) et sur ses fonctions écologiques et économiques.

Les actions de chalutage provoquent en effet (voir également § 4.6) : **(i)** Des déséquilibres sur les ressources halieutiques, car cette pêche non sélective capture des juvéniles immatures et endommage les stocks de nombreuses espèces non exploitées. **(ii)** La dégradation des habitats, des zones de frayères et de nurseries, en particulier d'espèces exploitées. Le chalutage constitue ainsi la principale cause de régression des herbiers à *Posidonia oceanica* en Espagne, dans la Région d'Alicante (Guillén *et al.*, 1994 ; Bombace, 1995 ; Ramos-Esplá *et al.*, 2000). En outre, la dégradation de la topographie des fonds et des habitats associés provoque une diminution de l'hétérogénéité spatiale, qui constitue un élément essentiel de la biodiversité (Kaiser, 1998).

Par ailleurs, il y a **conflit d'usage** entre les chalutiers, lorsqu'ils s'approchent de la côte et détruisent les frayères et les nurseries, et la pêche artisanale, qui dépend d'une gestion durable de ces frayères, de ces nurseries et donc de la ressource.

Dans la mesure où les autorités des pays riverains de la Méditerranée n'ont pas les moyens, ou la volonté, de faire respecter la législation, ce qui va à l'encontre des intérêts des pêcheurs artisanaux, mais aussi des pêcheurs au chalut (bien que ces derniers n'en soient pas toujours conscients), la solution la plus réaliste consiste à mettre en place des obstacles physiques au chalutage : les **récif anti-chalut** (Tocci, 1996). Ces récifs protègent l'herbier à *P. oceanica* (et ses fonctions écologiques et économiques) et permettent donc une gestion durable du stock halieutique par la pêche artisanale (Ramos-Esplá *et al.*, 2000).

10.2. HISTORIQUE DES RÉCIFS ANTI-CHALUT

Les premières immersions de récifs de protection anti-chalutage en Méditerranée ont eu lieu dans la Région Languedoc-Roussillon (France) dans les années 1970, avec la mise en place de pieux en béton de 3m de hauteur plantés dans le sédiment à Palavas et à Gruissan (Collart et Charbonnel, 1998). Cette tentative s'est toutefois soldée par un échec.

En 1986, le Parc Marin de la Côte Bleue (près de Marseille, France) a expérimenté l'immersion de 83 gros blocs de roche (10 à 12t), disposés en ligne et espacés de 40 à 60m, destinés en particulier à **préserv**er les herbiers à *Posidonia oceanica*. L'herbier de la Côte Bleue est en effet le plus vaste des Bouches-du-Rhône (plus de 1000ha ; Cristiani, 1980 ; Bonhomme *et al.*, 2003a), et il constitue le dernier herbier continu entre la Provence et la frontière espagnole. Depuis cette date, le Parc Marin de la Côte Bleue a diversifié les récifs anti-chalut : 5 types différents de récifs anti-chalut y sont présents : blocs de roche, sea-rocks, "Fakir", Négri et tripodes (Fig. 88 et 89). Au total, le long des 25km du littoral de la Côte Bleue, 326 obstacles anti-chalut (soit 2200m³) ont été immergés par le Parc Marin, formant 17.5km d'alignements anti-chalutage, destinées à protéger la bande côtière des incursions illégales des chalutiers (Bachet, 1992 ; Daniel et Bachet, 2003 ; Charbonnel *et al.*, 2001b ; Fig. 88).

En Languedoc-Roussillon (France), de nombreuses opérations d'immersion ont également eu lieu à partir de 1992, avec un modèle unique de double buse en béton de 8.15t pour 7.1m³ (Collart et Charbonnel, 1998 ; Fig. 91) : Marseillan (105 buses en 1992 et 1996), Agde (200 buses en 1996), Aigues-Mortes (109 buses en 1999) ; d'autres projets sont en cours, prévus en 2004 et 2005 à Leucate, Valras, Agde et Argelès (Béatrice Pary, comm. pers.). Malgré la quasi-absence d'herbiers à *P. oceanica* dans cette région (Boudouresque et Meinesz, 1982), les récifs anti-chalut permettent la gestion des conflits d'usages entre les métiers de la pêche, avec le **partage de l'espace** et de la ressource halieutique entre pêcheurs aux filets fixes (petits métiers) et chalutiers. Il convient de souligner que ce sont souvent les pêcheurs professionnels (artisans) eux-mêmes qui sont à l'origine de l'implantation de récifs artificiels. Le rôle de protection des fonds que peuvent jouer les récifs anti-chalut entraîne actuellement une demande croissante de la part des professionnels en Méditerranée.

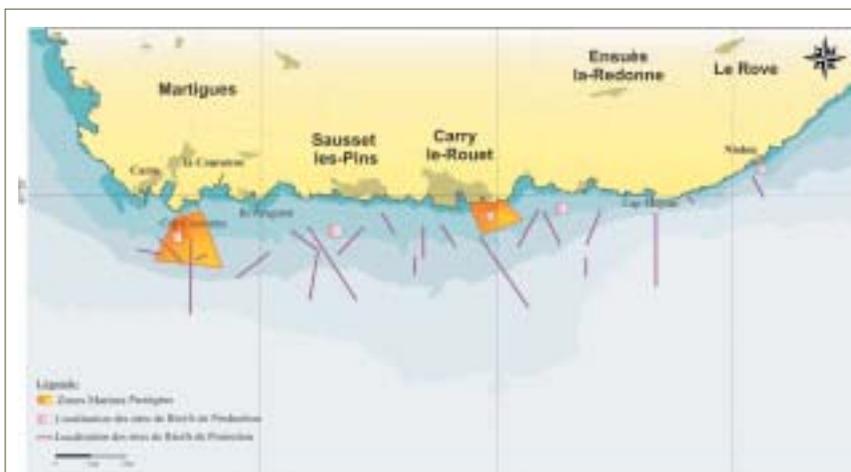


Fig. 88. Carte de localisation des récifs de protection anti-chalut (traits) disposés le long du littoral du Parc Marin de la Côte Bleue (Bouches-du-Rhône, France). Les polygones orange correspondent aux Réserves de Carry-le-Rouet et du Cap-Couronne. D'après Daniel et Bachet (2003).

En Ligurie (Italie), les premiers récifs artificiels ayant pour fonction d'empêcher le chalutage ont été mis en place dans le golfe de Tigullio (Province de Gênes) à partir de décembre 1980 ; ces récifs étaient constitués par des épaves de bateaux, des blocs et des tubes en béton et des blocs de pierre, pour un volume total de 16185m³ (Relini *et al.*, 1986). Après cette première expérience, un deuxième récif a été mis en place à Loano (province de Savona), à partir de 1986, sous le contrôle scientifique de l'Université de Gênes et grâce à un financement de l'Union Européenne (Relini *et al.*, 1995 ; Relini, 2000). L'ouvrage, qui a également une fonction de repeuplement, est localisé entre 18 et 23m de profondeur, près de la limite inférieure d'un herbier à *P. oceanica* en régression. Il comprend un noyau central (200x100m) de 30 pyramides constituées chacune de 5 cubes de ciment de 2m de côté (4 au premier niveau + 1 au second niveau), pourvus d'ouverture et d'une cavité (Fig. 92). Autour de ce noyau central, une vaste zone de 350ha, entre 5 et 45m de profondeur, constitue la zone de protection ; 200 blocs de ciment de 1.2m de côté y ont été disposés (blocs anti-chalut). Au cours des 16 mois qui ont suivi leur immersion, de nombreux blocs anti-chalut ont été déplacés par les chaluts. Pour renforcer la protection, 150 nouveaux blocs de ciment, de plus grande taille (2m de côté) ont été alors immergés.



Fig. 89. Vue de modules de protection anti-chalut de type "Fakir" à base de poteaux électriques EDF (Electricité de France) reconditionnés. 91 modules de ce type ont été immergés en 1997 à l'intérieur et à l'extérieur de la Réserve du Cap-Couronne, dans le Parc Marin de la Côte Bleue. Photo E. Charbonnel.

En 1989, une autre expérience a été réalisée à Spotorno (Province de Savona, Ligurie, Italie), sous le contrôle scientifique du GIS Posidonie et de l'Université de Gênes et grâce à un financement de l'Union Européenne. Comme dans l'exemple qui précède, il était prévu une zone de récifs de

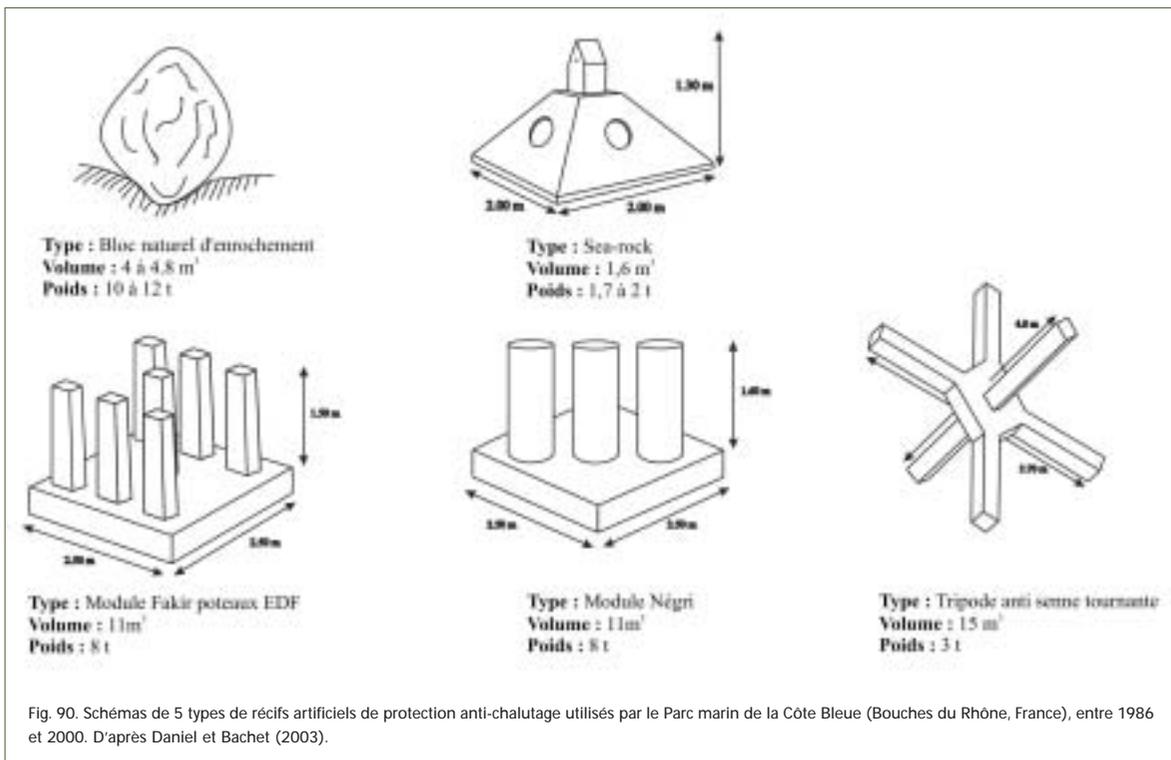
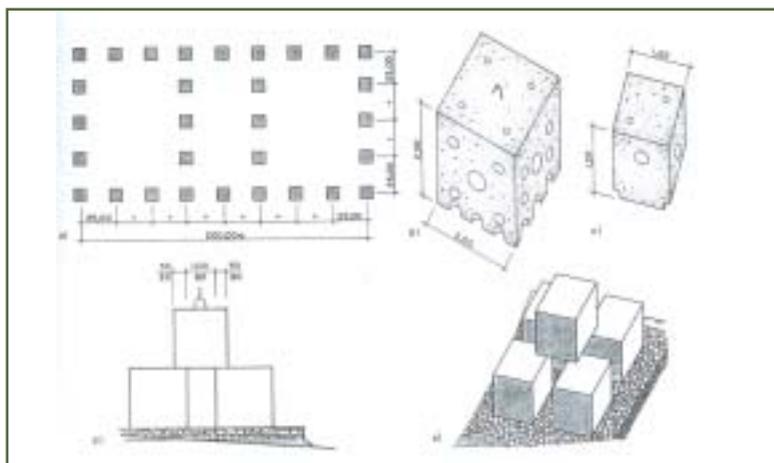


Fig. 91. Schéma d'un récif artificiel de protection anti-chalutage utilisé dans la Région Languedoc-Roussillon (France). D'après Collart et Charbonnel (1998).

Fig. 92. Les récifs artificiels (à fonction de repeuplement et anti-chalut) mis en place à Loano (Ligurie, Italie). En haut à gauche : plan du noyau central. En haut à droite : cubes de ciment. En bas à gauche : coupe d'une pyramide du noyau central. En bas à droite : vue cavalière d'une pyramide. D'après Relini *et al.* (1995).



repeuplement et une zone de récifs anti-chalut destinés à protéger un herbier à *P. oceanica* en régression sous l'effet du chalutage. Toutefois, le projet n'a jamais été achevé, et seuls quelques modules en ciment de type Bonna®, de grandes dimensions, ont été mis en place (Fig. 93).

Entre 1997 et 1998, sous le contrôle scientifique de l'Université de Gênes, des récifs artificiels ont été mis en place à Alassio (province de Savona, Ligurie, Italie), près de la limite inférieure de l'herbier à *P. oceanica*. L'ouvrage comporte, à ses 2 extrémités, 2 "oasis de repeuplement" constituées de 3 groupes de 8 pyramides formées chacune de 5 cubes de ciment de 2m de côté, à une profondeur comprise entre 8 et 25m. Entre les 2 oasis, à 20-24m de profondeur, de nombreux cubes de ciment plus petits (1m de côté), en alternance avec des tétrapodes, ont été mis en place dans le but de protéger l'herbier contre le chalutage (Fig. 94).

Des récifs anti-chalut ont également été mis en place à El Campillo et Nueva Tabarca (Province d'Alicante, Espagne) et en Catalogne (Espagne) (Ramos, 1990 ; Alluè-Puyelo et Olivella-Prats, 1994 ; Guillén *et al.*, 1994 ; Ramos-Esplá *et al.*, 1994). Ce sont souvent (El Campillo en particulier) des cubes de ciment de 1 à 1.5 m de côté, d'un poids de 7-9t, traversés en croix par des morceaux de rails de chemin de fer (Ramos-Esplá *et al.*, 1994).

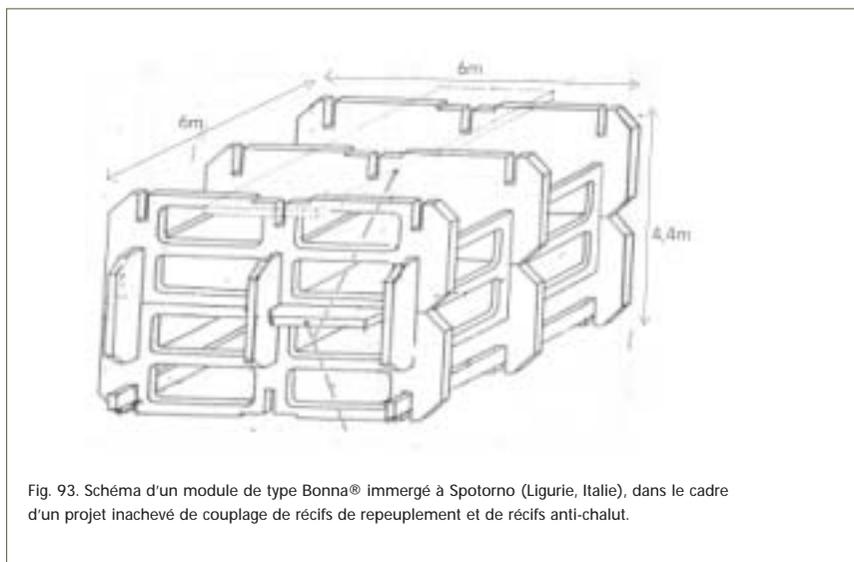


Fig. 93. Schéma d'un module de type Bonna® immergé à Spotorno (Ligurie, Italie), dans le cadre d'un projet inachevé de couplage de récifs de repeuplement et de récifs anti-chalut.

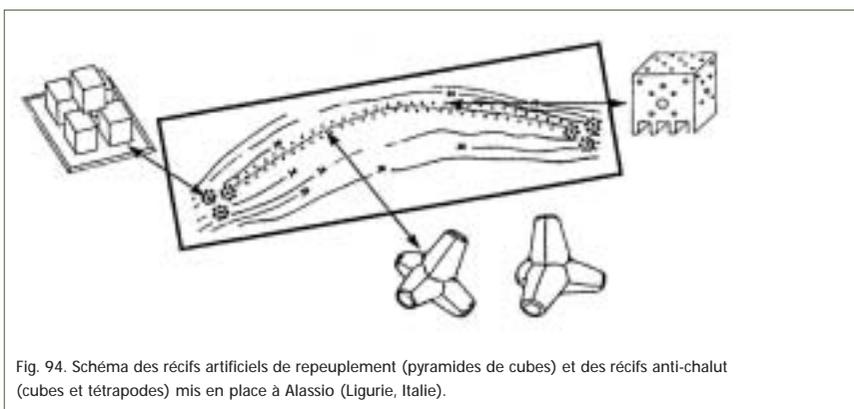


Fig. 94. Schéma des récifs artificiels de repeuplement (pyramides de cubes) et des récifs anti-chalut (cubes et tétrapodes) mis en place à Alassio (Ligurie, Italie).

10.3. RECOMMANDATIONS

L'élément-clé de la réussite d'un récif de protection anti-chalut, c'est son "**design**", à la fois l'architecture des modules (matériaux, forme, hauteur, longueur, volume) et la disposition des modules sur le fond. Ce design joue un rôle prépondérant sur l'efficacité et la pérennité de l'aménagement. Les récifs de protection doivent en effet représenter un obstacle suffisamment dissuasif pour interdire la zone aux chalutiers : ils risqueraient d'y endommager leur matériel.

(i) Les modules des récifs anti-chalut doivent être suffisamment lourds (au moins 8t) pour constituer un obstacle physique efficace et ne pas être entraînés par le chalut, ni être endommagés par les panneaux des chaluts. **(ii)** Les modules doivent offrir une surface portante suffisante, par rapport au sédiment, pour ne pas s'y enfoncer. Les sea-rocks (Fig. 90) sont particulièrement efficaces sur fonds vaseux, et de plus sont peu détectés par les sondeurs des chalutiers (Francour *et al.*, 1991). **(iii)** Il est également important que la forme du module anti-chalut ne risque pas d'endommager les filets des pêcheurs professionnels aux petits métiers (pêcheurs artisanaux), qui doivent pouvoir travailler dans les zones aménagées et être les bénéficiaires des récifs anti-chalut.

(iv) Les modules anti-chalut doivent être immergés un à un, de façon à être espacés entre eux (50 à 200m). (v) Les ensembles de récifs anti-chalut doivent occuper le maximum d'espace, afin d'être réellement dissuasifs auprès des chalutiers.

Si la topographie et la superficie du site à protéger le permet, les modules doivent être répartis en lignes perpendiculaires à la côte (la plupart des traits de chaluts sont en effet effectués parallèlement à la côte), formant ainsi une série de barrières comme sur la Côte Bleue (Fig. 88). Ils peuvent également être disposés à intervalle régulier sur les fonds. En Espagne, les modules sont disposés en carré de 300 à 500m de côté ou en rectangle de 400x200m, avec un module sur chaque côté et un au centre. L'aire ainsi protégée varie entre 1.6 et 5ha par module (Ramos-Esplá *et al.*, 2000), selon la distance entre chaque module (50 à 100m).

En plus de leur rôle d'obstacle physique sur le fond, certains modules de récifs anti-chalut sont conçus avec des anfractuosités, afin d'offrir également une zone d'abri pour les poissons, et donc jouer un rôle dans la **production**.

Fig. 95. 2 grandes nacres *Pinna nobilis* (mollusque) dans un herbier à *Posidonia oceanica*. Cette espèce menacée et protégée par la loi (France) et par la Convention de Barcelone (tous les pays riverains de la Méditerranée) est très vulnérable aux chalutages, qui brisent sa coquille. Photo E. Charbonnel.



Les récifs artificiels anti-chalut représentent un des outils de **gestion intégrée** des ressources littorales les plus performants, après la mise en place d'Aires Marines Protégées. Cette gestion peut concerner à la fois les usages (partage de l'espace et de la ressource halieutique entre les métiers de la pêche) et l'aspect écologique (protection d'habitats et d'espèces vulnérables ou protégées, restauration de milieux dégradés, diversification de substrats naturellement pauvres).

Au total, les récifs artificiels de protection constituent un outil très performant contre la pratique illégale du chalutage, pour la gestion des conflits d'usage (partage de l'espace) entre pêche artisanale et chalutiers, pour la préservation durable de la ressource, pour la protection des herbiers à *P. oceanica* et pour la protection des espèces qui lui sont inféodées, telles que la grande nacre *Pinna nobilis* (Fig. 95).

Dans le cadre d'un aménagement global de la bande côtière, l'Union Européenne peut financer les installations de récifs anti-chaluts par l'intervention de fonds structurels comme l'IFOP⁷⁹ (Instrument Financier d'Orientement de la Pêche) : jusqu'à 50% de l'investissement. Le gain en terme de protection de la ressource et des habitats naturels prioritaires est ainsi reconnu, par rapport au manque de performance des dispositifs de contrôle, du respect de la réglementation et de la surveillance en mer.

⁷⁹ IFOP : <http://www.info-europe.fr/document.dir/fich.dir/QR001094.htm>.

11. L'HERBIER À *POSIDONIA OCEANICA* ET LES FERMES PISCICOLES

11.1. PROBLÉMATIQUE

Le terme d'aquaculture recouvre toutes les activités ayant pour objet la production et la commercialisation d'espèces aquatiques, qu'il s'agisse **(i)** De plantes ou d'animaux, **(ii)** D'eau douce, saumâtre ou salée, **(iii)** D'une partie ou de la totalité du cycle de reproduction (Barnabé, 1989). L'aquaculture est une activité très ancienne, déjà pratiquée il y a 4000 ans par les chinois, qui consiste à utiliser des milieux aquatiques naturels ou artificiels pour réaliser la production d'espèces utiles à l'homme.

En 1990, l'aquaculture méditerranéenne produisait 130000t de poissons, mollusques⁸⁰ et crustacés, soit 1.6% de la production aquacole marine mondiale (De La Pomélie, 1991). Depuis lors, c'est essentiellement l'aquaculture marine de poissons (pisciculture) qui s'est fortement développée, aussi bien en Méditerranée Nord-Occidentale qu'en Méditerranée Orientale, grâce à la maîtrise, depuis 1975, de la reproduction des loups (*Dicentrarchus labrax*) et des daurades (*Sparus aurata*) (Dosdat *et al.*, 1994). Cette production a augmenté de près de 29% par an depuis les années 1990 (12500t) pour atteindre une valeur de 124000t en 1999, soit 10 fois plus qu'en 1990 (Belias et Dassenakis, 2002). Depuis la fin des années 1980, la production à grande échelle de loups et daurades s'effectue en Grèce, en Espagne, en Italie, en Turquie et en France⁸¹, et constitue aujourd'hui l'essentiel de la production aquacole de poissons (92% ; Belias et Dassenakis, 2002). Cette production piscicole a représenté, en 1998, plus de 654 millions de dollars, et le développement aquacole attire un nombre croissant de pays méditerranéens (e.g. apparition de 3 nouveaux pays producteurs en 1999 ; Belias et Dassenakis, 2002).

Mais le développement de l'aquaculture semble à même de menacer, dans certains cas, la qualité des milieux littoraux (Videau et Merceron, 1992), et donc certains de leurs usages (voir Chap. 1 ; Teinturier, 1993 ; PAP/CAR, 1996 ; PNUE, 1999). Du fait **(i)** De leur situation géographique spécifique, souvent des baies abritées où la circulation des eaux est réduite, **(ii)** De l'importance des rejets (aliments non consommés, excréments), **(iii)** Du recours fréquent à des substances "sanitaires" (antibiotiques, oligo-éléments⁸²), les installations aquacoles peuvent en effet avoir un impact négatif sur le milieu naturel (Handy et Poxton, 1993 ; Hevia *et al.*, 1996 ; Karakassis, 1998 ; Miner et Kempf, 1999 ; Boyra *et al.*, 2004 ; mais voir Aubert, 1993 et Machias *et al.*, 2004 pour un avis plus nuancé ou contraire), et en particulier sur l'herbier à *Posidonia oceanica*. Alors que l'impact de la pisciculture marine intensive (cages) a fait l'objet de nombreuses études en Europe du Nord (e.g. développement de la salmoniculture ; Gowen et Bradbury, 1987; Videau et Merceron, 1992 ; Munday *et al.*, 1994 ; Wu, 1995 ; Merceron et Kempf, 1995), il n'existe qu'assez peu de données sur son impact en Méditerranée, où cette activité est plus récente (e.g. Aubert, 1993 ; Verneau *et al.*, 1995 ; Mendez *et al.*, 1997 ; Delgado *et al.*, 1999 ; Karakassis *et al.*, 1999 ; Pergent *et al.*, 1999, Cancemi *et al.*, 2000 ; Dimech *et al.*, 2000a, 2000b ; Mazzola *et al.*, 2000 ; Karakassis *et al.*, 2000 ; Ruiz-Fernández, 2000 ; Ruiz *et al.*, 2001 ; Karakassis *et al.*, 2002 ; Cancemi *et al.*, 2003 ; Machias *et al.*, 2004, 2005).

⁸⁰ En 1990, les moules *Mytilus galloprovincialis* représentaient la principale espèce (en tonnage : environ 90%) produite par l'aquaculture méditerranéenne.

⁸¹ En Région Provence-Alpes Côte d'Azur (PACA, France), la production de loups et de daurades était en 1999 estimée à environ 1200t/an (Source : Guide de la production aquacole française, édition 2001), soit environ 1% de la production du bassin méditerranéen pour ces espèces (FAO, 2001). En 2003, la production est descendue à 990t (60t dans les Bouches-du-Rhône, 150t dans le Var et 780t dans les Alpes-Maritimes) (Source : Direction des Affaires Maritimes).

⁸² L'aliment Nutreco® présente par exemple une teneur en cuivre d'environ 4mg/kg et l'aliment Gouessant® une teneur d'environ 3mg/kg (E. Roque et D. Coves, comm. pers.).

11.2. ETUDES DE CAS

Quelques études ont été menées à partir des années 1990. Elles concernent des fermes aquacoles pratiquant une pisciculture intensive, en cages, de loup *Dicentrarchus labrax* (Corse - Verneau *et al.*, 1995 ; Pergent *et al.*, 1999 ; Cancemi *et al.*, 2000, 2003 ; Sardaigne - Pergent *et al.*, 1999), de daurades *Sparus aurata* (Iles Baléares – Delgado *et al.*, 1997, 1999 ; Malte – Dimech *et al.*, 2000a, 2000b), de sérioles *Seriola dumerelii* (Espagne – Ruiz-Fernández, 2000), ou de plusieurs de ces espèces (Ruiz-Fernández, 2000 ; Ruiz *et al.*, 2001). La production de ces fermes piscicoles varie de quelques tonnes (golfe de Sant'Amanza, Corse, 15t/an ; baie de Figari, Corse, 18t/an) à quelques centaines de tonnes (Golfo Aranci, Sardaigne, 200t/an ; bahía de El Hornillo, Espagne, 700-800t/an). Les perturbations générées par ces fermes sont mesurées au moyen de paramètres abiotiques⁸³ (lumière, sédiment, eau interstitielle) et biotiques (densité de l'herbier à *Posidonia oceanica*, biométrie foliaire, lépidochronologie (voir § 2.2), production primaire, épiphytes, carbohydrates de réserve dans les rhizomes), en fonction d'une distance croissante par rapport aux cages et dans des sites de référence géographiquement proches.

L'augmentation de la turbidité, enregistrée à proximité des cages, génère une réduction significative de l'intensité lumineuse. Cette réduction est estimée à plus de 30%, en moyenne, sous les cages de la baie de Figari (Corse ; -10m ; Pergent *et al.*, 1999) et à 23% à 40m des cages d'El Hornillo (Espagne ; -8m ; Ruiz *et al.*, 2001). Lorsque les cages sont situées sur des zones peu profondes, l'éclairage au niveau du fond reste très supérieur à ce qu'il est en limite inférieure de l'herbier à *P. oceanica*. Toutefois, ce facteur doit être pris en considération pour des installations piscicoles situées sur des herbiers plus profonds (Verneau *et al.*, 1995). Par ailleurs, l'ombre portée des cages (indépendamment de la turbidité) réduit significativement la densité des faisceaux de *P. oceanica* (Ruiz-Fernández, 2000 ; Ruiz et Romero, 2001 ; voir § 4.8).

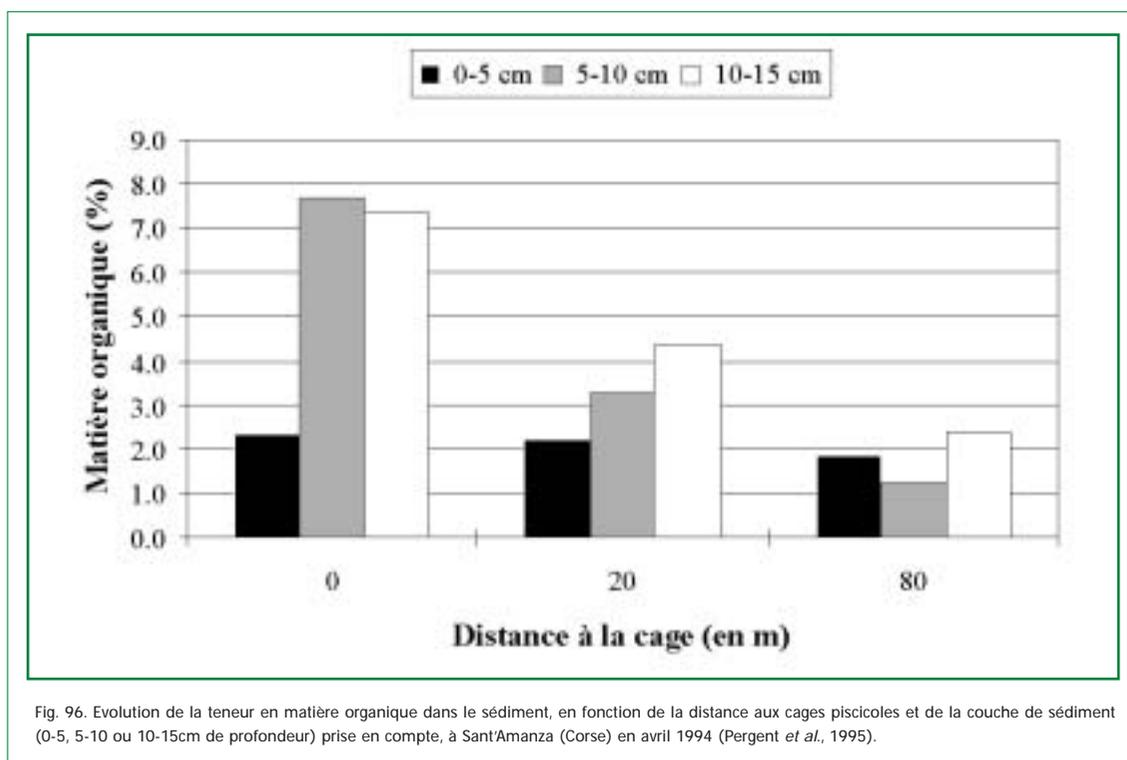


Fig. 96. Evolution de la teneur en matière organique dans le sédiment, en fonction de la distance aux cages piscicoles et de la couche de sédiment (0-5, 5-10 ou 10-15cm de profondeur) prise en compte, à Sant'Amanza (Corse) en avril 1994 (Pergent *et al.*, 1995).

⁸³ Paramètres abiotiques : facteurs non biologiques (= non biotiques), c'est à dire physicochimiques.

⁸⁴ Le sédiment noir (anoxique) situé sous les cages est désigné par Holmer (1991 ; in Karakassis *et al.*, 2002), sous le nom de "farm sediment".

De même, on note une augmentation de la teneur en matière organique et en vase lorsque l'on se rapproche des cages (Delgado *et al.*, 1999 ; Pergent *et al.*, 1999 ; Dimech *et al.*, 2000a ; Karakassis *et al.*, 2000 ; Ruiz *et al.*, 2001). Cet enrichissement en matière organique s'observe préférentiellement au niveau de la couche de sédiment la plus profonde (Fig. 96 ; couche 10 à 15cm). Dans les cas les plus graves, le sédiment présente une couche superficielle noire et anoxique⁸⁴, avec des dégagements de méthane CH₄ et d'hydrogène sulfuré H₂S (Karakassis *et al.*, 2002). A proximité des cages, la faune est dominée par le polychète *Capitella* (cf *capitata*), une espèce indicatrice de très forte pollution (Bellan *et al.*, 1975, 1999 ; Karakassis *et al.*, 2000).

D'autres paramètres, comme les concentrations en sels nutritifs (Tabl. IX), les teneurs en chlorophylle *a* et en phéopigments⁸⁵, sont également fortement influencés par la présence des cages piscicoles (Aubert, 1993 ; Pergent *et al.*, 1999).

Toutefois, les principales modifications sont enregistrées au niveau de l'herbier à *Posidonia oceanica*. Ainsi, la densité (nombre de faisceaux de feuilles par m²) montre une diminution significative lorsque l'on se rapproche des cages, avec le plus souvent la **disparition de l'herbier sous les cages** (Tabl. X). Même à **une distance de 300m**, il a été constaté que la densité moyenne, mesurée dans les sites de Figari (Corse) et de St Paul (Malte), est inférieure aux valeurs de densité considérées comme "normales" pour cette profondeur (Pergent-Martini *et al.*, 1999). Dans la baie de El Hornillo (Espagne), l'impact sur *P. oceanica* est également sensible jusqu'à plusieurs centaines de mètres des cages ; 11ha d'herbier ont été détruits et 10ha sont significativement dégradés, ce qui représente au total 53% de la surface initiale de l'herbier dans la baie ; la surface d'herbier détruite ou dégradée est 7 fois supérieure à celle de la zone occupée par les cages (Ruiz-Fernández, 2000 ; Ruiz *et al.*, 2001 ; voir Fig. 47). Contrairement à ce qui a été observé pour d'autres peuplements benthiques, pour lesquels certains auteurs notent un impact ne dépassant pas 25-30m par rapport aux cages (Karakassis *et al.*, 2000, 2002 ; voir références in Machias *et al.*, 2004), l'impact sur l'herbier à *P. oceanica* est donc perceptible sur une grande distance. En ce qui concerne les poissons démersaux, dans les eaux oligotrophes des côtes de Grèce, l'impact (accroissement de l'abondance et de la biomasse) s'observe sur une distance encore supérieure : plusieurs kilomètres (Machias *et al.*, 2005).

Tableau IX. Concentration en nutriments dans l'eau interstitielle du sédiment (en µM) et écart-type (entre parenthèses) dans 3 stations de la baie de Figari (Corse), en fonction de la distance par rapport à la ferme piscicole, et dans le site de référence des îles Moines ; les îles Moines sont situées à 5km au large et à une quinzaine de kilomètres de la ferme piscicole. D'après Cancemi *et al.* (2003).

	0m	20m	100m	Îles Moines
Phosphore total (mg/kg)	2206 (± 429)	786 (± 229)	568 (± 33)	-
NO ₃ ⁻ (nitrates)	2.5 (± 0.7)	3.7 (± 0.8)	2.3 (± 0.9)	3.1 (± 0.8)
NH ₄ ⁺ (ammonium)	19.5 (± 8.7)	12.4 (± 2.3)	8.4 (± 1.6)	1.8 (± 1.1)
PO ₄ ³⁻ (phosphates)	5.2 (± 0.6)	1.8 (± 0.6)	1.3 (± 0.6)	1.7 (± 0.6)

Tableau X. Densité de l'herbier à *Posidonia oceanica* (nombre de faisceaux par m²). Valeurs moyennes ± intervalle de confiance (95%). *Pergent *et al.*, 1999 ; ** Dimech *et al.*, 2000b.

Sites	Distance aux cages				
	Sous cages	1m	20m	80m	300m
Figari (-10m) – Corse*	0	63 ± 11	108 ± 16	250 ± 28	313 ± 41
St Paul (-12m) – Malte **	0	-	-	225 ± 20	310 ± 30
Golfo Aranci (-23m) – Sardaigne*	0	110 ± 16	-	175 ± 29	200 ± 32

⁸⁵ Les phéopigments sont des produits de la dégradation de certaines chlorophylles.

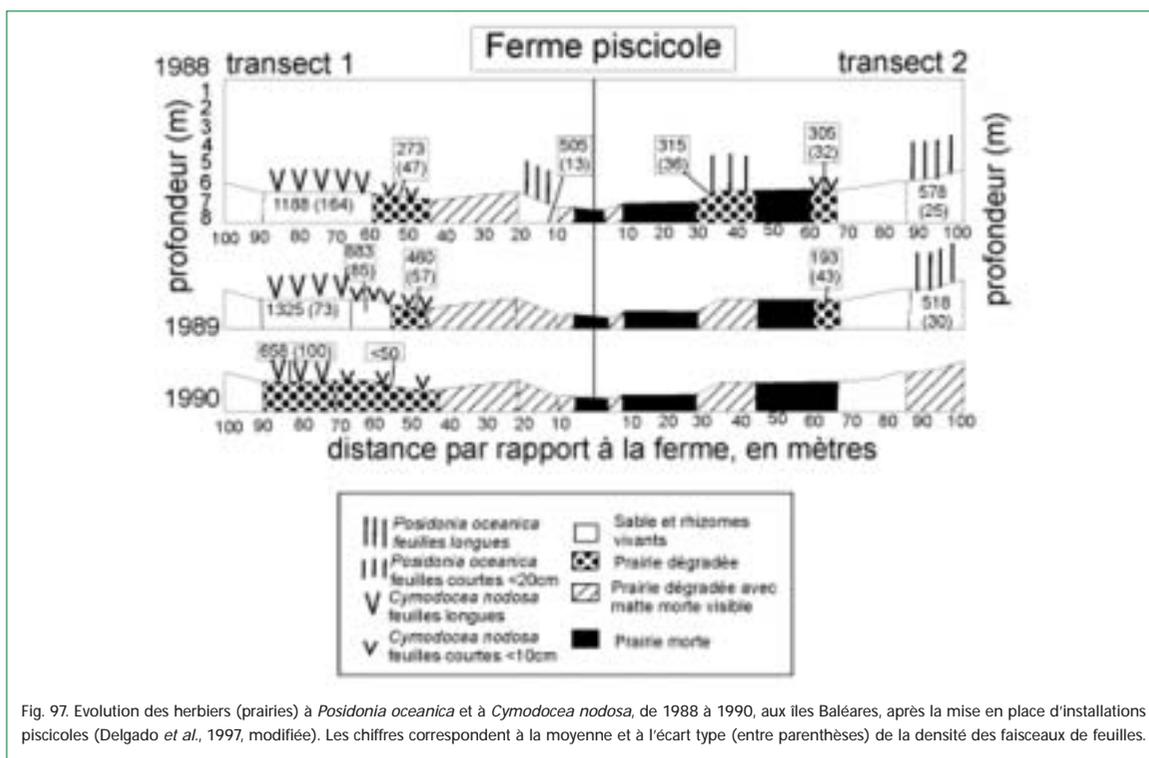
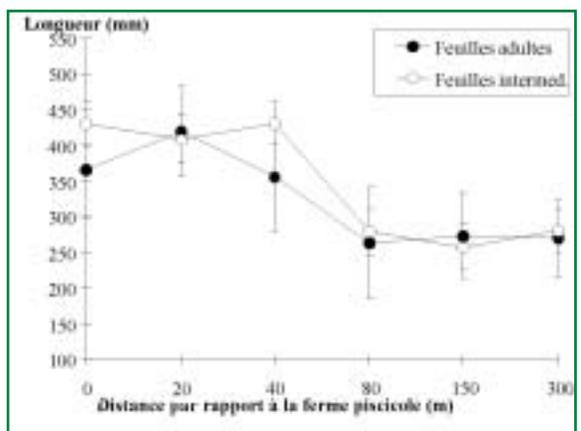


Fig. 97. Evolution des herbiers (prairies) à *Posidonia oceanica* et à *Cymodocea nodosa*, de 1988 à 1990, aux îles Baléares, après la mise en place d'installations piscicoles (Delgado *et al.*, 1997, modifiée). Les chiffres correspondent à la moyenne et à l'écart type (entre parenthèses) de la densité des faisceaux de feuilles.

Aux îles Baléares également, le suivi temporel des herbiers à *Posidonia oceanica* et à *Cymodocea nodosa* montre une régression significative de ces formations, après la mise en place des installations aquacoles (Delgado *et al.*, 1997). Ces régressions se traduisent par une diminution de la densité de ces herbiers, voire leur disparition (Fig. 97). De plus, Delgado *et al.* (1999) montrent que, 3 ans après l'arrêt de l'exploitation, la dynamique régressive des herbiers se poursuit.

Fig. 98. Evolution de la longueur des feuilles adultes et intermédiaires, en fonction du site (distance aux cages), dans la baie de Figari (Corse), en mai 1994. L'intervalle de confiance (95%) est indiqué. D'après Pergent *et al.* (1999)



Si le nombre moyen de feuilles par faisceau de *P. oceanica* ne semble pas être influencé par la présence d'une installation piscicole⁸⁶, en revanche, la longueur moyenne des feuilles adultes et intermédiaires augmente significativement au printemps lorsque l'on se rapproche des installations piscicoles (Fig. 98) ; il en est de même pour la surface des feuilles (Leaf Area Index) et la biomasse foliaire (exprimée par m^2 ; Pergent *et al.*, 1999). En revanche, en été, la longueur moyenne de ces feuilles diminue à proximité des cages (Delgado *et al.*, 1999 ; Dimech *et al.*, 2000b) ; ce phénomène pourrait traduire une **pression de broutage** plus élevée à une période de l'année où la croissance foliaire est réduite, et au cours de laquelle le développement des algues épiphytes peut induire un phénomène de compétition vis à vis de *P. oceanica*. Cette hypothèse

est corroborée (i) Par une augmentation du coefficient A (définition : Tabl. XII), qui traduit l'impact de l'hydrodynamisme et des herbivores, à proximité des cages (Pergent *et al.*, 1999) et (ii) Par les valeurs obtenues au cours d'un cycle annuel (Cancemi *et al.*, 2003). Dans la baie d'El Hornillo (Espagne), Ruiz-Fernández (2000) et Ruiz *et al.* (2001) attribuent à l'accroissement du broutage par les herbivores l'essentiel de la régression, directe et indirecte, de l'herbier à *P. oceanica* ; la cause initiale en serait que les feuilles sont plus riches en azote lorsque

⁸⁶ A El Hornillo (Espagne), toutefois, le nombre moyen de feuilles par faisceau diminue lorsque l'on se rapproche des cages (Ruiz *et al.*, 2001).

l'on se rapproche des cages, et que les herbivores choisissent les sites de broutage en fonction de la richesse en azote des végétaux broutés (Ruiz-Fernández, 2000) ; ce surpâturage réduit le potentiel photosynthétique de *P. oceanica*, et par voie de conséquence le stockage de carbohydrates de réserve dans les rhizomes ; or, le cycle annuel de croissance de la plante, dont le bilan carboné est déficitaire une grande partie de l'année, dépend de ces réserves (Alcoverro *et al.*, 2001).

La biomasse des **épiphytes** des feuilles de *P. oceanica* augmente fortement à proximité des installations piscicoles (Fig. 99 ; mais voir Ruiz *et al.*, 2001) ; elle varie en moyenne, au cours de l'année, entre $93.5 \pm 45.8 \text{mg.faisceau}^{-1}$ (Figari, Corse, 20m), $51.5 \pm 55.3 \text{mg.faisceau}^{-1}$ (Figari, 100m), et $37.8 \pm 35.0 \text{mg.faisceau}^{-1}$ (zone de référence des îles Moines ; Cancemi *et al.*, 2003). Toutefois, les valeurs maximales ne se rencontrent pas à la station la plus proche des cages piscicoles (où les teneurs en nutriments sont pourtant les plus élevées), mais à une distance comprise entre 20 et 40m (Pergent *et al.*, 1999 ; Dimech *et al.*, 2000a). Les apports en cuivre, ajoutés dans les aliments des poissons (estimés entre 450 et 500g/an pour la ferme de Figari ; Pergent *et al.*, 1999) pourraient agir comme algicide à proximité immédiate des cages et expliquer ce résultat.

Le nombre de feuilles produites annuellement, ainsi que la vitesse de croissance des rhizomes, ne semblent pas influencés, ni par la mise en service des fermes piscicoles, ni par la distance par rapport aux cages. Toutefois, à proximité des installations piscicoles, *Posidonia oceanica* présente un système racinaire particulièrement développé qui semble résulter d'une adaptation à l'envasement (Pergent *et al.*, 1999).



Fig. 99. Aspect de l'herbier à *Posidonia oceanica*, à 80m (en haut) et à 300m (en bas) des cages piscicoles de Figari (Corse) (avril 1994). Photos Anonymes.

La **production primaire**, mesurée au cours d'un cycle annuel par lépidochronologie (voir § 2.2), fait apparaître des valeurs très élevées pour la station de référence (îles Moines) par rapport à celles enregistrées à proximité des cages piscicoles à Figari (Corse ; Tabl. X) (Cancemi *et al.*, 2003).

Tableau XI. Production primaire de *Posidonia oceanica* dans différentes stations de la baie de Figari (Corse), en fonction de la distance aux cages d'une ferme piscicole. gMS = grammes de masse sèche. Les îles Moines sont situées à 5km au large et à une quinzaine de kilomètres de la ferme piscicole. D'après Cancemi *et al.* (2003).

	20m	100m	Iles Moines
Production foliaire (gMS. m ⁻²)	82.9	123.0	1022.5
Production de rhizome (gMS. m ⁻²)	5.0	6.2	48.1

On enregistre des teneurs en **cuivre** (Cu) et en **zinc** (Zn) plus élevées dans les rhizomes de *Posidonia oceanica* lorsque l'on s'approche des cages, à Figari (Corse ; Fig. 100). De plus, les teneurs en zinc, notamment, semblent augmenter à partir de la mise en service de la structure aquacole (Fig. 101). Des phénomènes similaires ont été mis en évidence, dans le sédiment impacté par des faeces⁸⁷ de salmonidés (Uotila, 1991, Merceron et Kempf, 1995). Il semble que l'origine de cet enrichissement soit liée à la supplémentation des aliments par ces 2 oligo-éléments. Les teneurs mesurées sont respectivement de $9.9 \mu\text{g/g}$ de Cu et $118 \mu\text{g/g}$ de Zn dans

⁸⁷ Faeces (ou fèces) : déjections solides (crottes).

⁸⁸ Le fabricant de l'aliment (Super.aquasard®) indique une teneur de $5 \mu\text{g/g}$ pour le cuivre, et ne mentionne pas la présence de zinc.

l'aliment utilisé⁶⁸ (Mendez *et al.*, 1997). Il convient toutefois de noter que, en fonction des données scientifiques actuelles, un effet négatif (à ces teneurs) sur *P. oceanica* est très improbable (voir § 4.3).

La **macrofaune** benthique de la "matte" de *Posidonia oceanica* montre une diversité spécifique plus élevée dans un herbier de référence par rapport à un herbier situé à proximité d'installations piscicoles. Des mesures préliminaires sur 0.01 m³, réalisées en octobre 2002, dans la baie de Calvi (Corse), montrent que le nombre d'espèces passe en moyenne de 45.3 ± 4.4 à 31.3 ± 5.3. A Malte, la richesse spécifique et l'abondance la plus élevée sont enregistrées pour une distance comprise entre 50 et 170m des cages (Dimech *et al.*, 2000b). De plus, l'étude de la répartition de plusieurs espèces de cette macrofaune (échinodermes, décapodes et mollusques) montre une zonation en fonction de la distance aux cages (Dimech *et al.*, 2000b). Cette zonation est similaire à celle mise en évidence en Ecosse pour une ferme de salmonidés située dans un fjord (Brown *et al.*, 1987) :

- une zone azoïque (= dépourvue de faune macroscopique) sous les cages ;
- une zone fortement enrichie ;
- une zone de transition ;
- une zone "propre" (similaire à la zone de référence).

Cette répartition n'est pas sans rappeler celle observée à proximité du rejet d'un émissaire d'eaux usées en mer, près de Marseille (Bellan, 1985).

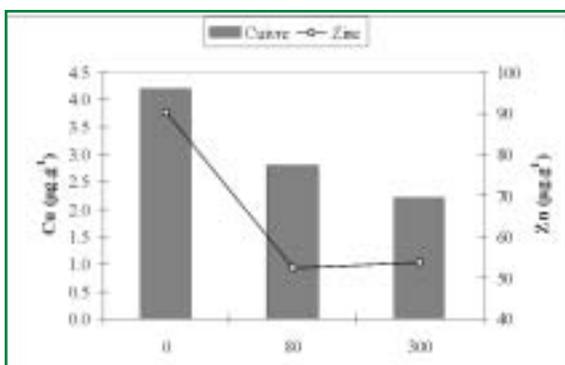


Fig. 100. Concentration moyenne en cuivre et en zinc ($\mu\text{g g}^{-1}$ MS) dans les rhizomes de *Posidonia oceanica*, en fonction de la distance (en m) aux cages piscicoles à Figari (Corse). MS = matière sèche. D'après Pergent *et al.* (1999).

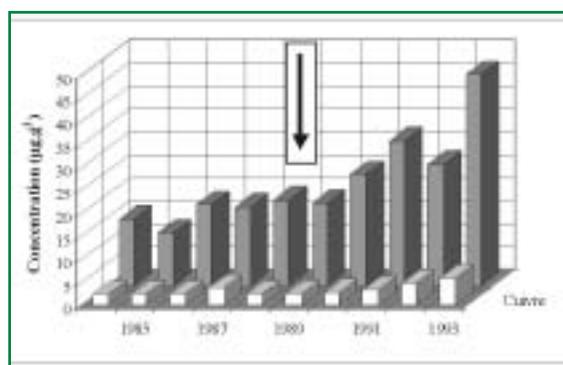


Fig. 101. Concentration moyenne en cuivre et en zinc ($\mu\text{g g}^{-1}$ MS) dans les rhizomes de *Posidonia oceanica*, en fonction du temps, à Sant'Amanza (Corse). La flèche indique l'année de mise en route de la ferme piscicole. MS = matière sèche. D'après Pergent *et al.* (1999).

Les résultats exposés ci-dessus sont bien sûr propres aux sites étudiés, dont les caractéristiques diffèrent et, en tout état de cause, on ne peut pas transposer ces résultats à l'ensemble des sites piscicoles méditerranéens, ni en dégager des conclusions générales, dans la mesure où ils dépendent de **facteurs multiples** difficilement dissociables tels que l'hydrodynamisme, la hauteur de la colonne d'eau sous les cages, la densité d'élevage, la nourriture utilisée, le taux de nourrissage et sa répartition dans la journée (Karakassis *et al.*, 2000). Par ailleurs, beaucoup de ces paramètres (e.g. densité d'élevage, taux de nourrissage, nourriture utilisée) ne sont pas précisés dans les études de l'impact de fermes piscicoles sur les peuplements benthiques, ce qui rend encore plus difficile les tentatives de généralisation. Enfin, il est rare qu'il soit possible de séparer complètement, dans les sites aquacoles étudiés par les auteurs, l'impact des fermes piscicoles des autres impacts possibles (rejets d'eaux usées depuis la côte, ancrage, etc.).

S'agissant de l'impact des fermes piscicoles sur les herbiers à *Posidonia oceanica*, il est important de souligner que cet impact est **irréversible** à l'échelle humaine (quand l'herbier a été détruit). Les travaux qui mettent en évidence la réversibilité, relativement rapide, de l'impact (après arrêt de l'exploitation d'une ferme piscicole) ne concernent pas l'herbier à *P. oceanica* (Mazzola *et al.*, 2000). Au contraire, dans le cas de l'herbier, l'impact peut même continuer à s'accroître après l'arrêt de l'exploitation (Delgado *et al.*, 1999).

11.3. SYNTHÈSE ET RECOMMANDATIONS

Les études concernant l'impact des fermes piscicoles sur les herbiers à *Posidonia oceanica* sont encore peu nombreuses et récentes. Toutefois, les résultats sont assez homogènes et montrent des **dégradations significatives** de ces formations végétales dans tous les secteurs étudiés. D'une façon générale, lorsque des cages piscicoles ont été mises en place au-dessus d'un herbier à *P. oceanica*, l'herbier est fortement dégradé ou a disparu, selon l'ancienneté de la ferme. Si plusieurs descripteurs semblent d'ores et déjà pertinents, d'autres méritent encore d'être affinés (Tabl. XII).

Tableau XII. Principaux descripteurs permettant de caractériser l'impact des fermes piscicoles sur le milieu littoral. N : pas de différences significatives; O↓ : diminution significative ; O↑ : augmentation significative. (!) : forte variabilité saisonnière.

Compartiment	Descripteur	Mesures réalisées	Impact
Colonne d'eau	Turbidité	Lumière	O ↓
	Nutriments	NO ₃ (nitrates)	N
		NH ₄ (ammonium)	N
PO ₄ (phosphates)		N	
Sédiment	Matière organique	Teneur en matière organique	O ↑
	Nutriments (eau interstitielle)	NO ₃ (nitrates)	N
		NH ₄ (ammonium)	O ↑
		PO ₄ (phosphates)	O ↑
		Phosphore total	O ↑
	" Métaux-traces "	Zinc et cuivre	N
Micro-algues benthiques	Chlorophylle <i>a</i>	O ↑	
	Phéopigments	O ↑	
<i>Posidonia oceanica</i>	Phénologie	Densité de l'herbier	O ↓
		Longueur des feuilles	O ↑ (!)
		Couverture épiphytique	O ↑
		Coefficient A ⁸⁹	O ↑
		Leaf Area Index ⁹⁰	O ↓
		Biomasse foliaire (par m ²)	O ↓
		Production primaire (par m ²)	O ↓
	Lépidochronologie	Croissance des rhizomes	N
		Nombre de feuilles produites	N
		" Métaux-traces " (Zn, Cu) rhizomes	O ↑
Macrofaune associée	Biodiversité	O ↓	

⁸⁹ Coefficient A : pourcentage de feuilles cassées (par l'hydrodynamisme) ou broutées (oursins et poissons principalement).

⁹⁰ Leaf Area Index = surface foliaire, en m² de feuilles par m² de surface du fond.

⁹¹ Une gestion rigoureuse de la ration journalière, qui permet de minimiser la quantité d'aliments non consommés qui sont introduits dans le milieu environnant, est de toutes façons intéressante pour le pisciculteur, pour lequel les aliments non consommés constituent une charge improductive.

Au regard de leur incidence sur le milieu, et plus particulièrement sur les herbiers à *Posidonia oceanica* (espèce protégée dans plusieurs pays ; voir § 5.1.2), l'installation de nouvelles fermes piscicoles doit prendre en compte :

- Les caractéristiques du site d'implantation (facteurs physico-chimiques et biologiques, courantologie en particulier, conflits d'usage).
- Les pratiques d'exploitation envisagées (espèces élevées, type d'aliment, mode de distribution, gestion de la ration journalière⁹¹, contrôle des rejets, produits sanitaires, etc.).
- La production (tonnage) envisagée, en relation avec les caractéristiques du site (capacité d'accueil, *carrying capacity*).
- Les contraintes réglementaires (voir Chap. 5), en particulier la présence de l'herbier à *P. oceanica*.

Seule la mise en œuvre d'une **politique globale** est à même de répondre à ces exigences. De ce point de vue, la démarche initiée par la collectivité territoriale de **Corse** (notamment l'Agence de Développement Economique de la Corse), la Direction Régionale de l'Environnement de Corse, la Direction Régionale des Affaires Maritimes de Corse et les professionnels de l'aquaculture, en collaboration avec les scientifiques, est exemplaire. Dans cette optique, un Guide méthodologique pour l'élaboration des dossiers de demande d'autorisation d'Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE)⁹² et un atlas de sensibilité écologique du milieu littoral, vis à vis de l'aquaculture, ont été réalisés en 2003. Parmi les critères retenus, on peut citer **(i)** La présence d'un hydrodynamisme élevé (dirigé préférentiellement vers le large), **(ii)** L'absence de peuplements "sensibles" (en particulier d'herbiers à *Posidonia oceanica*), **(iii)** L'éloignement d'autres sources de perturbations potentielles (rejets d'eaux usées, fleuves côtiers) et **(iv)** Une profondeur significative sous les installations aquacoles.

La Région **Ligure** (Italie), par exemple, s'est dotée d'un document (adopté le 28 mars 2001) qui, dans le cadre de l'évaluation de l'impact sur l'environnement (*Valutazione di Impatto Ambientale*, VIA), établit une série de normes techniques relatives aux projets de fermes aquacoles. Les critères de positionnement des installations aquacoles dans les sites exposés (*Criteri di Posizionamento di Impianti di Maricoltura in Siti exposti*), accompagnés d'une carte de vocation à l'aquaculture, constituent un instrument utile aux auteurs de projets, dans la mesure où ils fournissent des indications utiles à l'identification des sites favorables et à l'étude d'impact. Les éléments qui doivent être pris en compte pour le positionnement d'une ferme aquacole sont les suivants :

- **Sites d'Importance Communautaires** (SIC – Directive Habitat). Il est suggéré une distance de sécurité, en fonction des caractéristiques environnementales (courants, typologie du fond, etc.) et de celles de la ferme piscicole (nombre de cages, quantité de poisson, etc.).
- **Aires Marines Protégées** (existantes ou prévues). Une distance de sécurité doit être respectée, en fonction des caractéristiques environnementales et de celles de la ferme piscicole.
- **Aires protégées terrestres**. Les fermes piscicoles ne doivent pas avoir un impact visuel négatif depuis la terre (distance, angles de vue, dimensions, etc.), pour des raisons paysagères.
- ***Posidonia oceanica* et *Cymodocea nodosa***. Une distance de sécurité doit être respectée par rapport aux herbiers que constituent ces espèces, en fonction des caractéristiques environnementales et de celles de la ferme piscicole.
- **Bathymétrie**. Une profondeur d'au moins 30m est demandée, ce qui éloigne généralement la ferme piscicole des peuplements les plus sensibles et assure une meilleure dilution des effluents issus de la ferme.

⁹² Guide méthodologique pour l'élaboration des dossiers de demande d'autorisation d'Installation Classée pour la Protection de l'Environnement (ICPE) en matière de pisciculture marine pour la Région Corse, 2003. Rapport Ifremer DEL/PAC/03-04 pour la collectivité territoriale Corse.

- **Distance de la côte** : au moins 1000m.
- **Embouchures de rivières**. L'attention sur ces rejets est demandée pour plusieurs raisons : apports d'eau douce, interaction avec les courants, apport de polluants, etc.
- **Rejets d'eaux usées**. Il convient de prévoir une distance suffisante pour éviter la contamination des poissons de la ferme aquacole.
- **Zone réglementée par les capitaineries des ports** (ancrage de navires de commerce, etc.).
- **Lignes sous-marines**. Une distance de sécurité doit être respectée par rapport aux conduites sous-marines d'eau, aux câbles téléphoniques et électriques.
- **Sites archéologiques** (épaves par exemple). Une distance de sécurité doit être respectée.

La procédure d'étude d'impact de la Région Ligure prévoit en outre la mise en place d'un programme de **surveillance**, afin d'évaluer au cours du temps la situation environnementale de la zone où est implantée la ferme aquacole.

En **France**, la Loi réglemente l'autorisation d'utiliser le DPM (Domaine Public Maritime) pour l'élevage aquacole, via la procédure "**autorisation d'exploitation des cultures marines**"⁹³, instruite par les Affaires Maritimes sous la forme d'une enquête publique et administrative qui requiert du producteur un dossier de présentation de l'installation projetée et de son insertion vis-à-vis des autres usages de la zone. Le cas échéant, l'autorisation est donnée pour une durée limitée, généralement de 5 ou 10 ans. Depuis 1993, les installations piscicoles marines produisant plus de 5t/an sont soumises, en France, à une réglementation générale contraignante, concernant tous les types d'installation pouvant présenter des dangers ou des inconvénients, notamment pour la protection de l'environnement⁹⁴. Les installations de moins de 5t/an font l'objet d'une simple déclaration, avec dépôt d'un dossier complet ; celles de 20t/an et plus (installation nouvelle ou extension) doivent faire l'objet d'une demande d'autorisation. Celle-ci est instruite par les Services Vétérinaires et fait l'objet d'une enquête administrative et publique auprès des populations potentiellement concernées, avec commissaire enquêteur, sur la base d'un dossier présenté par le producteur. Ce dossier très complet doit notamment comprendre une **étude d'impact** détaillée, dont le contenu est précisé par décret⁹⁵. Cette étude, généralement réalisée par un Bureau d'Etudes aux frais du producteur, comporte plusieurs parties, dont une analyse de l'état initial du site, une analyse des effets directs et indirects sur l'environnement, le paysage, le voisinage, etc., les raisons pour lesquelles le site a été choisi, ainsi que les mesures envisagées pour supprimer, limiter ou compenser les inconvénients de l'installation. En Méditerranée française, le point le plus délicat concerne généralement **l'impact potentiel sur l'herbier à *Posidonia oceanica***, espèce protégée, comme le montrent les observations relevées lors des enquêtes publiques et les contentieux. Les autorisations, sous forme d'Arrêté préfectoral, sont données pour une durée limitée et sont assorties de prescriptions, qui comportent en général l'exigence d'un suivi régulier des effets potentiels de l'installation sur l'environnement et le cas échéant sur les herbiers à *P. oceanica* situés à proximité, avec communication à l'administration⁹⁶.

⁹³ Cette procédure est régie par le Décret n° 83-228 du 22 mars 1983, modifié le 14 septembre 1987.

⁹⁴ Loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement.

⁹⁵ Décret du 25 février 1993.

⁹⁶ De l'avis des pisciculteurs français, cet ensemble réglementaire constitue un frein très important au développement de la pisciculture marine en Méditerranée française, qui stagne depuis les années 1990.

⁹⁷ Des programmes de recherche européens sont en cours, afin de tenter de prédire les conséquences sur l'environnement des rejets des fermes marines : MERAMED, "Development of monitoring guidelines and modelling tools for environmental effects from Mediterranean aquaculture" (www.meramed.com) et MEDVEG, "Effects of nutrient release from Mediterranean fish farms on benthic vegetation in coastal ecosystems".

⁹⁸ Une étude d'impact, selon le modèle sur lequel elle s'appuie, peut proposer des prédictions optimistes, c'est à dire l'absence probable d'impact. Mais s'il s'avère qu'il y a un impact sur l'herbier, celui-ci sera irréversible à l'échelle humaine.

En l'absence d'un modèle prédictif⁹⁷ permettant de prévoir de façon précise l'impact sur l'herbier à *P. oceanica* d'un projet de ferme piscicole en fonction de sa localisation (profondeur, distance à la côte, circulation des eaux, etc.) et de ses caractéristiques (espèce produite, tonnage prévu, charge prévue dans les cages en kg de poisson/m³, techniques d'élevage, type d'aliment utilisé, etc.), et compte-tenu du caractère **irréversible** des dommages éventuellement causés à l'herbier à *P. oceanica*, nos recommandations sont clairement basées sur le **principe de précaution**⁹⁸.

Pour ce qui concerne les secteurs où les herbiers à *Posidonia oceanica* sont présents, les recommandations suivantes sont donc proposées :

- (1) Aucune structure aquacole ne doit être directement implantée sur un **herbier** à *P. oceanica*.
- (2) S'il existe un herbier à proximité, une **distance minimale** de 100m, par rapport aux cages, doit être respectée. Cette distance doit être portée à 200m, à proximité de la limite inférieure de l'herbier (plus sensibles à la turbidité que les herbiers superficiels), et modulée en fonction de la courantologie et de la taille de la ferme.
- (3) De manière générale, une installation sur des fonds de **45 à 50m** doit être privilégiée⁹⁹, chaque fois que c'est possible.
- (4) Une **étude d'impact** devrait accompagner toute demande de mise en place d'une ferme piscicole¹⁰⁰.
- (5) L'autorisation de mise en place d'une ferme piscicole devrait être soumise tous les 4 ans à examen pour prolongation éventuelle, en fonction de la démonstration que les herbiers à *P. oceanica* situés à proximité n'ont pas régressé (extension spatiale et vitalité ; paramètres du Tabl. XII). Cette contrainte, qui implique la mise en place d'un **suivi des herbiers** (voir Chap. 16), devrait conduire les pisciculteurs à s'éloigner au maximum des herbiers.

Tableau XIII. Grille indicative d'éligibilité des sites aquacoles (pisciculture), en fonction de la distance de l'herbier à *Posidonia oceanica* le plus proche, de la profondeur et de la circulation des eaux (ouverture du site). En gris les combinaisons de facteurs non éligibles. Les valeurs éligibles indiquées correspondent à la production annuelle maximale (en tonnes de poissons produites par an). Sites ouverts ou non ouverts : situés en dehors d'une baie ou dans une baie. Pour les fonds supérieurs à 40m, les extrapolations proposées devraient être validées par des études de cas. Par ailleurs, aucune distance minimale n'est proposée concernant des fermes produisant plus de 1000t, en l'absence de cas concrets et donc de données scientifiques concernant la Méditerranée et des herbiers à *P. oceanica*.

Profondeur	Ouverture	Distance de l'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> le plus proche				
		< 100m	100-200m	200-300m	300-400m	> 400m
< 5m	Ouvert				< 100t	< 500t
	Non ouvert					< 100t
5-10m	Ouvert			< 100t	< 500t	< 1000t
	Non ouvert				< 100t	< 500t
10-20m	Ouvert		< 100t	< 500t	< 1 000t	< 2000t
	Non ouvert			< 100t	< 500t	< 1000t
20-40m	Ouvert			< 100t	< 500t	< 1000t
	Non ouvert				< 100t	< 500t
> 40m	Ouvert		< 500t	< 1000t	< 2000t	< 5000t
	Non ouvert		< 100t	< 500t	< 1000t	< 2000t

Dans le but d'aider les candidats à un projet de pisciculture à **optimiser le choix d'un site**, et à titre tout à fait indicatif, nous proposons une grille d'éligibilité des sites aquacoles (Tabl. XIII). Cette grille est empirique, en l'absence de données scientifiques suffisamment précises (voir § 11.2).

⁹⁹ L'herbier à *Posidonia oceanica* est en effet absent à cette profondeur (voir § 2.3).

¹⁰⁰ L'étude d'impact est obligatoire dans certains pays ou régions (voir plus haut).

Elle ne peut donc pas se substituer à une étude précise du site d'implantation envisagé (courantologie, hydrodynamisme, modélisation de la diffusion des substances minérales ou organiques produites) et ne peut pas prendre en compte les caractéristiques particulières à un projet (types d'aliments utilisés, économie de leur distribution, présence ou non d'antibiotiques, masse de poissons par m³, etc.).

L'élément principal du processus décisionnel que nous proposons repose sur le fait que les autorisations d'occupation du Domaine Public Maritime à des fins aquacoles soient limitées dans le temps (ce qui est de toute façon le cas dans certains pays), et surtout que leur prolongation éventuelle soit conditionnée par la démonstration (par le demandeur ou non) d'une **absence d'impact** sur les herbiers à *P. oceanica*. Cette contrainte devrait conduire les demandeurs, en vertu du principe de précaution, à interpréter de façon maximaliste les recommandations du Tabl. XIII.



12. L'HERBIER À *POSIDONIA OCEANICA* ET LES REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES

12.1. PROBLÉMATIQUE

Parmi les nombreuses causes de régression des herbiers à *Posidonia oceanica*, les rejets d'effluents liquides, qu'ils soient urbains, industriels ou dus aux bateaux de plaisance, ont une responsabilité importante (voir Chap. 4). Les effluents domestiques représentent 1% du renouvellement annuel des eaux de la Méditerranée (UNEP, 1996). En Méditerranée, 33.3% de ces effluents ne subissent aucun traitement, 13.5% subissent un pré-traitement, 12.1% subissent un traitement primaire, et 41.1% subissent un traitement secondaire (UNEP, 1996).

D'une façon générale, les rejets d'effluents liquides agissent principalement à 3 niveaux sur les peuplements marins côtiers : **(i)** Diminution de la transparence de l'eau; **(ii)** Augmentation de la concentration en nutriments ; **(iii)** Apport de contaminants chimiques. Ils peuvent accessoirement entraîner des diminutions localisées de la salinité qui peuvent être préjudiciables à *P. oceanica*, dans la mesure où l'espèce est sténohaline¹⁰¹ (Ben Alaya, 1972). Pour *P. oceanica*, espèce photophile¹⁰² et sensible à la pollution, ces rejets constituent donc un facteur majeur de perturbation, qui se superpose aux autres facteurs de régression (voir Chap. 4).

Les rejets de type urbain présentent une teneur élevée en nutriments et en matière organique particulaire. Ils réduisent la **transparence** de l'eau directement (*via* la turbidité) ou indirectement (en favorisant le développement du plancton). Il en résulte un impact négatif sur les herbiers à *P. oceanica*, tout particulièrement en profondeur : diminution de la densité des faisceaux de feuilles, morcellement de l'herbier et remontée de la limite inférieure (Fig. 38).

L'apport de nutriments favorise le développement des **épiphytes**¹⁰³ sur les feuilles de *P. oceanica*, épiphytes qui interceptent la lumière et nuisent donc à la photosynthèse de leur hôte. En outre, directement (*via* l'accroissement de la valeur nutritive des feuilles) et indirectement (*via* les épiphytes), les nutriments favorisent le broutage de *P. oceanica* par les herbivores (voir Chap. 4).

Les rejets de type urbain et industriel agissent également sur les herbiers à *P. oceanica* à travers la présence de **xénobiotiques** (détergents, hydrocarbures, pesticides, etc.) : effets directs sur *P. oceanica*, effets indirects sur la flore et la faune de l'écosystème. Les polluants agissent à différents niveaux, en fonction de leurs caractéristiques chimiques : racines, rhizomes et/ou feuilles (Pérès et Picard, 1975).

La présence de polluants provoque l'altération plus ou moins marquée de l'activité physiologique de *P. oceanica* : dommages histologiques, impact sur les pigments photosynthétiques, réduction du taux de croissance des feuilles (Augier *et al.*, 1984b). Les polluants ont également un impact sur les autres espèces de l'écosystème, provoquant une diminution de la diversité spécifique, plus marquée pour la faune (proportionnellement favorisée) que pour la flore (Eugène, 1979).

¹⁰¹ Une espèce sténohaline est une espèce dont la tolérance aux variations de salinité est faible.

¹⁰² Une espèce photophile (étymologiquement : "qui aime la lumière") est une espèce qui vit dans des habitats bien éclairés.

¹⁰³ Les épiphytes sont les organismes qui se fixent sur un végétal (dans ce cas sur les feuilles de *P. oceanica*). Ce dernier ne constitue pas pour eux qu'un substrat. Ce ne sont donc pas des parasites.

12.2. ETUDES DE CAS

12.2.1. Les herbiers de la Région de Gênes

Balduzzi *et al.* (1984) ont étudié la situation de quelques herbiers à *Posidonia oceanica* en mer Ligure (Région de

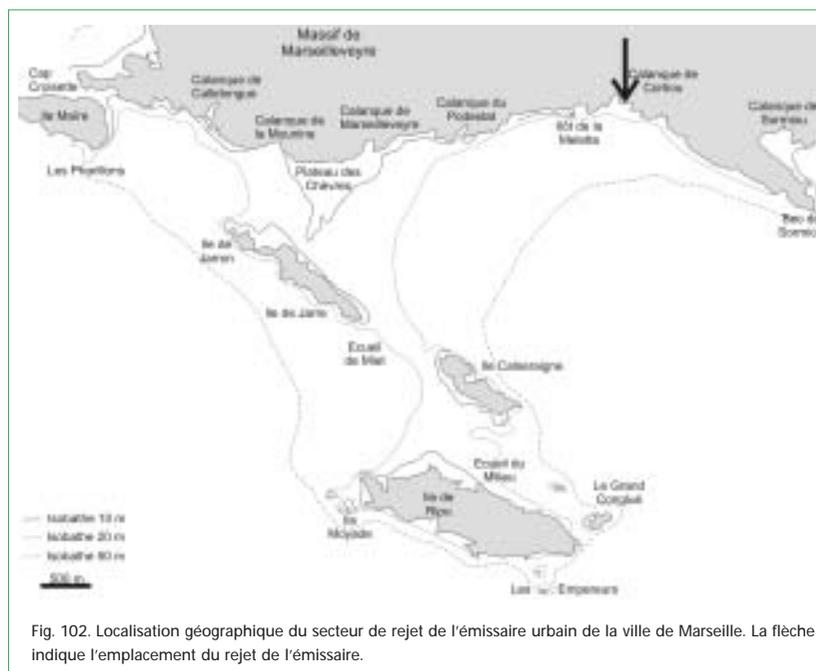
Gênes, Italie) soumis à divers types de pollution et l'ont comparé aux descriptions qu'en avait fait Issel (1912, 1918b), au début du 20^{ème} siècle. La pollution massive provenant des zones centrales de Gênes et de son port a provoqué la disparition de *P. oceanica* des zones affectées le plus directement tandis que, plus à l'Est, le long de la Riviera Ligure, la pollution principalement domestique et les décharges terreuses ont provoqué le recul de la limite supérieure de l'herbier, sans toutefois d'impact visible à l'intérieur de l'herbier, à l'exception de quelques cas particuliers.

Le long du littoral de Gênes, en particulier, l'herbier à *P. oceanica* se trouve dans un état de dégradation irréversible à Foce, c'est à dire à l'embouchure du torrent Bisagno et près de l'entrée du port, tandis que, en allant vers l'Est et donc en s'éloignant du centre de la ville, à Sturla, on rencontre quelques touffes isolées, seulement à 10m de profondeur. En poursuivant vers l'Est, l'état de l'herbier semble se rapprocher de celui décrit autrefois par Issel (1912, 1918b), bien que, à cette époque, la limite supérieure se situait beaucoup plus près du rivage. Dans quelques cas, la concentration des rejets dans de grands émissaires qui débouchent devant l'herbier y a provoqué des dégradations : réduction importante de la densité foliaire, diminution de la diversité spécifique de l'épifaune, etc. A Nervi, c'est à dire à 10km du centre de la ville, l'état de l'herbier est nettement meilleur, et le recul de la limite supérieure semble plus dû à la pression anthropique locale qu'à la pollution provenant de la ville de Gênes.

12.2.2. Les rejets de l'émissaire de Marseille

L'émissaire des eaux usées de la ville de Marseille (France) débouche, depuis 1886, à l'Est de la ville, à quelques kilomètres du Cap-Croisette, dans la calanque de Cortiou (Fig. 102).

Cela constituait à l'époque (19^{ème} siècle) un progrès considérable, puisqu'il s'agissait d'un des premiers réseaux complets de collecte et de rejet des eaux usées en France. En 1959, les eaux de l'Huveaune, petit fleuve côtier très pollué se jetant dans la baie du Prado (Marseille), ont été partiellement détournées vers l'émissaire (en été), puis en totalité à partir de 1977 (Belsher, 1977 ; Bellan, 1994 ; Bellan *et al.*, 1999 ; Arfi *et al.*, 2000a). Le courant entraîne habituellement ces eaux usées vers l'Ouest, c'est à dire vers le Cap-Croisette (Fig. 102). Depuis la mise en service d'une station d'épuration physico-chimique (octobre 1987), plus de 80% des matières en suspension, 50% de la matière organique, 15% de l'azote, 40% des phosphates, 55% des hydrocarbures et 60 à 80% des "métaux lourds" sont retirés de l'effluent (Bellan, 1994 ; Bellan *et al.*, 1999). Au total, le taux de dépollution n'atteint toutefois, en moyenne, que 47%.



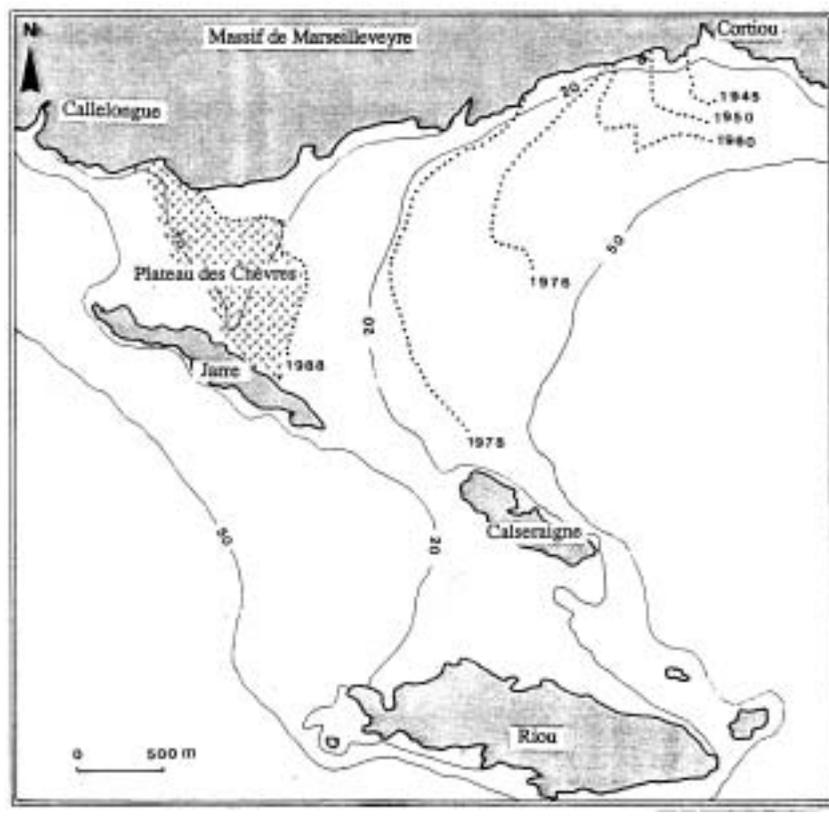
Cependant, les normes de rejets imposées (e.g. diminution à la source des apports polluants, rejets des matières en suspension limités à 50mg/l avec un débit maximum de 4.1m³/s ; Bertrand, 1990) ont entraîné une diminution notable de la turbidité et plus généralement de la pollution dans ce secteur.

La régression de l'herbier à *Posidonia oceanica* a été spectaculaire, principalement entre Cortiou et le Cap-Croisette (Fig. 102 et 103). Cette régression, telle qu'elle ressort des estimations de Blanc et Judy de Grissac (1978), reprises par Pergent-Martini et Pergent (1990) (Fig. 103), semble toutefois avoir été exagérée ; par exemple, il ne semble pas que l'herbier ait jamais existé à proximité de Cortiou, et on n'y observe d'ailleurs pas de "mattes mortes" (Pergent-Martini, 1994). Un essai de reconstitution des données historiques permet d'estimer à **471ha** les surfaces occupées par l'herbier au début du 20^{ème} siècle, et à **263ha** en 1994, soit une régression de près de 46% (Pergent-Martini et Pergent, 1996 ; Arfi *et al.*, 2000b).

Depuis la mise en service de la station d'épuration, ce recul semble stabilisé. Des signes de récupération, naturellement très lente, ont même été observés, au niveau d'une structure caractéristique (auréole produite par une bombe ; Fig. 104) ainsi que des recolonisations de l'herbier au niveau de la limite inférieure (Pergent *et al.*, 1988 ; Pergent-Martini et Pergent, 1990 ; Pergent-Martini *et al.*, 2002).

Le cas de l'émissaire de Cortiou est particulièrement intéressant dans la mesure où il a été mis en place dans un secteur où les autres causes de régression de l'herbier à *P. oceanica* ne jouent pas, ou ne jouaient pas, à l'époque où s'est produite sa régression, un rôle majeur. En effet, **(i)** Il n'y a pas de ports dans le secteur ; **(ii)** Le chalutage ne peut (théoriquement) pas être incriminé sur des fonds trop superficiels¹⁰⁴ ; **(iii)** Le développement de la navigation de plaisance, et donc des ancrages, est postérieur à la plus grande partie de la régression et **(iv)** Il n'existe pas d'installations aquacoles dans le secteur. Il en résulte que, contrairement à d'autres Régions de Méditerranée où de multiples causes de régression agissent en synergie et sont donc difficiles à dissocier (voir § 4.13), la régression de l'herbier à *P. oceanica* du secteur de Cortiou peut être clairement mise en relation avec le rejet des eaux usées par un émissaire urbain.

Fig. 103. Evolution de la position de la limite inférieure de l'herbier à *Posidonia oceanica* (trait pointillé) entre la calanque de Cortiou (où se situe le rejet des eaux usées de la ville de Marseille) et la calanque de Callelongue (à l'Est du Cap-Croisette, Marseille), depuis 1945 (d'après Blanc et Judy de Grissac, 1978). L'extension actuelle de l'herbier dans le secteur est matérialisée par des signes "v". Les traits continus représentent les isobathes. Noter que l'herbier est présent plus au Sud, entre les îles de Calseraigne et de Riou, mais il n'a pas été représenté sur cette carte. Depuis 1987, les eaux usées de la ville de Marseille sont traitées par une station d'épuration de type physico-chimique. Selon Pergent-Martini (1994), cette carte exagère la régression de *P. oceanica* : l'herbier n'a sans doute jamais été présent près de Cortiou.



¹⁰⁴ En fait, ce point doit être considéré avec prudence : le chalutage illégal a en effet été régulièrement observé dans ce secteur, sur des fonds de 8m seulement.

12.3. Recommandations

Aucun émissaire d'eaux usées ne devrait déboucher dans un herbier à *Posidonia oceanica*. Ceci est valable quel que soit le niveau d'épuration des eaux ; en effet, il s'agit d'eau douce qui normalement remonte vers la surface mais dont la base du cône de dilution peut avoir une certaine emprise sur le fond, en fonction des courants et lors des tempêtes ; or, *P. oceanica* est très sensible à la dessalure (voir § 2.3). En outre, même si des phénomènes de recolonisation naturelle peuvent être observés, ils ne doivent pas faire oublier qu'en regard à la biologie de l'espèce, la reconquête d'un seul hectare peut nécessiter près d'un siècle (Pergent-Martini, 1994).

Que les émissaires soient anciens ou nouveaux, il convient de mettre en place un **suivi** des herbiers à *Posidonia oceanica* les plus proches, au moyen de balisages et de carrés permanents (voir § 16.2), afin de vérifier que le niveau d'épuration est suffisant.

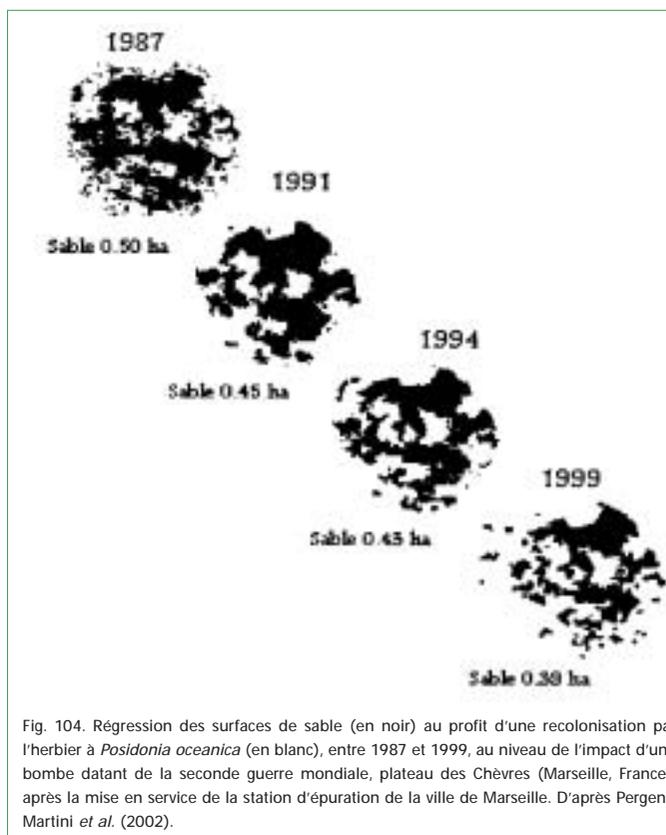


Fig. 104. Régression des surfaces de sable (en noir) au profit d'une recolonisation par l'herbier à *Posidonia oceanica* (en blanc), entre 1987 et 1999, au niveau de l'impact d'une bombe datant de la seconde guerre mondiale, plateau des Chèvres (Marseille, France), après la mise en service de la station d'épuration de la ville de Marseille. D'après Pergent-Martini *et al.* (2002).

Dans le cas des **émissaires anciens**, comme c'est le cas de celui d'Hyères-Carqueiranne¹⁰⁵, en rade de Giens (Var, France) (Boudouresque *et al.*, 1988), une zone de "mattes mortes" entoure déjà le point de rejet. Il convient de suivre son évolution, au moyen de balisages et de carrés permanents (voir § 16.2). Si la situation est stabilisée et surtout s'il y a début de récupération par l'herbier, comme c'est le cas dans la rade de Giens (Charbonnel *et al.*, 1997a), à la suite de la mise en service d'une station d'épuration ou de l'amélioration de son taux d'épuration des eaux usées, il n'est généralement pas nécessaire d'entreprendre des travaux coûteux pour le déplacement de l'émissaire ou pour sa prolongation au delà des limites de l'herbier.

Dans le cas de nouveaux émissaires, une **distance minimale** devrait être prévue entre le point de rejet et les herbiers les plus proches (Tabl. XIV). Cette grille est bien sûr très simplificatrice ; en effet, le plus important pour l'herbier à *P. oceanica* est en premier lieu un bon abattement des MES (Matières En Suspension) et en deuxième lieu la réduction des rejets de nutriments et de détergents, objectifs qui devraient être atteints sans difficulté avec l'application de Directive européenne sur les eaux usées (ERU, du 30 mai 1991). L'efficacité de l'abattement dépend également du type d'épuration mis en place (Tabl. XV), de telle sorte qu'il conviendrait de majorer les distances de 50% dans le cas d'une épuration uniquement de type physico-chimique.

Pour ce qui concerne la **canalisation** de rejet des eaux, et dans le cas de nouvelle mise en place, il convient d'éviter la traversée d'un herbier à *P. oceanica*, ou de minimiser la longueur d'herbier traversée (voir Chap. 14). Lorsque la canalisation traverse un herbier, elle ne doit pas être ensouillée (= enterrée) (voir Chap. 14). Par ailleurs, pour diverses raisons (vieillesse des matériaux, choc avec des engins de pêche, etc.), il n'est pas rare que ces canalisations présentent des fuites. Les inspections doivent donc être régulières (tous les ans).

¹⁰⁵ Syndicat Intercommunal d'Hyères-Carqueiranne pour l'assainissement de la baie de Giens.

Tableau XIV. Distance minimale recommandée entre le point de rejet d'un émissaire d'eaux usées et l'herbier à *Posidonia oceanica* le plus proche, en fonction de l'importance du rejet et du taux d'épuration.

Taux d'épuration	Volume des effluents (en équivalents-habitant)				
	< 1000	1000 - 10000	10000 – 100000	100000- 1 million	> 1 million > 1 million
< 10%	100m	200m	300m	500m	800m
10-50%	50m	100m	200m	300m	400m
> 50%	20m	50m	100m	150m	200m

Tableau XV. Efficacité de l'abattement des différents constituants d'un effluent domestique, en fonction du type d'épuration mis en place à l'issue du prétraitement mécanique. * : efficacité réduite; ** : efficacité moyenne; ***: bonne efficacité

	MES	C organiq.	N	P	Métaux	détergents	Bactéries
Physico-chimique	***	**	**	*	**	*	*
Biologique	**	**	**	**	**	**	**
Lagunage	**	***	**	***	***	***	***

13. L'HERBIER À *POSIDONIA OCEANICA* ET LES DÉCHETS SOLIDES

13.1. PROBLÉMATIQUE

Une fois construits, les ports ont généralement tendance à s'envaser, à des vitesses variables. Des dragages périodiques sont donc nécessaires, et le problème qui se pose est alors celui du rejet des **boues de dragages** et de leur impact. Ces boues sont rarement stockées à terre ; en effet, pour minimiser les coûts, elles sont le plus souvent rejetées en mer dans des sites de *dumping* (ou clapage) désignés à cet effet, à condition que leur teneur en polluants soit modérée (Mauvais, 1990). En Italie, entre 1988 et 1997, 4.8 Millions de m³/an ont, en moyenne, été rejetés en mer, dont 0.7Mm³/an en Ligurie (Barbera, 2000).

La croissance verticale des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica* ne permet pas à l'herbier de résister à un apport sédimentaire de plus de 5-7cm/an (voir § 4.1). Le rejet sur l'herbier à *P. oceanica* de matériaux plus ou moins meubles issus du dragage de ports ou de chenaux a donc un impact très négatif (voir § 4.10).

Cet impact sur l'herbier à *P. oceanica* est **direct**, par **ensevelissement** au niveau du point de rejet. La mort de l'herbier est rapide, même si, au cours des mois ou des années ultérieures, ces sédiments peuvent être remis en suspension par l'hydrodynamisme. Il est également **indirect** : la remise en suspension des sédiments, qui se déposent plus loin, provoque **l'envasement** de zones d'herbier situées au voisinage. Par ailleurs, la remise en suspension des particules fines accroît la **turbidité** de l'eau¹⁰⁶ (voir § 4.3) ; or *P. oceanica*, organisme photosynthétique, a besoin de lumière. L'impact négatif du *dumping* sur l'herbier a été mise en évidence en particulier en Ligurie (Italie ; Peirano et Bianchi, 1995), en Corse, dans le golfe de Porti-Vechju (Pasqualini *et al.*, 1999) et à Portmán (Murcia, Espagne), où des déchets miniers riches en mercure, plomb, cadmium, zinc et manganèse (2.5Mt/an), sont rejetés en mer, y compris sur des herbiers à *P. oceanica* (Ros, 2003).

Lorsque les rejets sont constitués par des **blocs de roche**, provenant de travaux à la côte, en particulier de déroctage, l'impact direct est bien sûr dû au recouvrement (irréversible) de l'herbier à *P. oceanica*. Un impact indirect est également possible, en raison de l'hydrodynamisme, par érosion autour des blocs s'ils sont de grande taille et par déplacement de ces blocs s'ils sont petits. Cet impact est comparable en partie à celui des "corps morts" mis en place dans les mouillages organisés ou forains (voir § 8.2.2).

Enfin, il convient de mentionner les rejets de **macrodéchets** d'origine humaine (bouteilles, batteries, pneus, moteurs, etc.) qui, outre l'éventuelle pollution et la détérioration esthétique des paysages sous-marins qu'ils déterminent, quel que soit l'écosystème concerné, ont le même effet sur l'herbier à *P. oceanica* que les blocs de roche (voir ci-dessous) (e.g. Relini, 1972 ; Clark, 1986 ; Bianconi *et al.*, 1990 ; Guéna et Thomas, 1997a, 1997b ; Thomas, 1997 ; Meinesz *et al.*, 2001b).

13.2. ETUDES DE CAS

Au printemps 1989, le port Saint-Jean (La Ciotat, Bouches-du-Rhône, France) a été dragué. 1013m³ de **boues de dragage** ont été rejetées sur l'herbier à *Posidonia oceanica* profond (entre 27 et 35m de

¹⁰⁶ L'effet négatif par accroissement de la turbidité concerne non seulement les rejets de boues de dragage effectués sur l'herbier à *Posidonia oceanica*, mais aussi des rejets extérieurs à l'herbier, mais trop proches de celui-ci.

profondeur) de la baie de La Ciotat. Le site imposé par les autorités de l'Etat se situait beaucoup plus au large. Ces boues ont constitué de nombreux tas (chacun correspondant sans doute au rejet d'une barge) de 80 à 100cm de hauteur et d'environ 30m² de surface (Fig. 105). Les tas de boue se sont lentement étalés sur le fond ; 6 mois plus tard, leur hauteur avait diminué de moitié (40cm) tandis que leur diamètre avait doublé (Fig. 105). Sous ces tas, l'herbier à *P. oceanica* est mort (Rivoire et Ceruti, 1989). L'exploration en plongée a permis de découvrir dans la baie de La Ciotat de nombreuses taches circulaires d'herbier mort, qui pourraient correspondre à des rejets de boues de dragage plus anciens (Rivoire et Ceruti, 1989). Il convient de remarquer que ce ne sont pas les autorités qui ont découvert que l'entreprise chargée des travaux ne respectait pas le cahier des charges, mais des habitants de La Ciotat et des ONG locales.

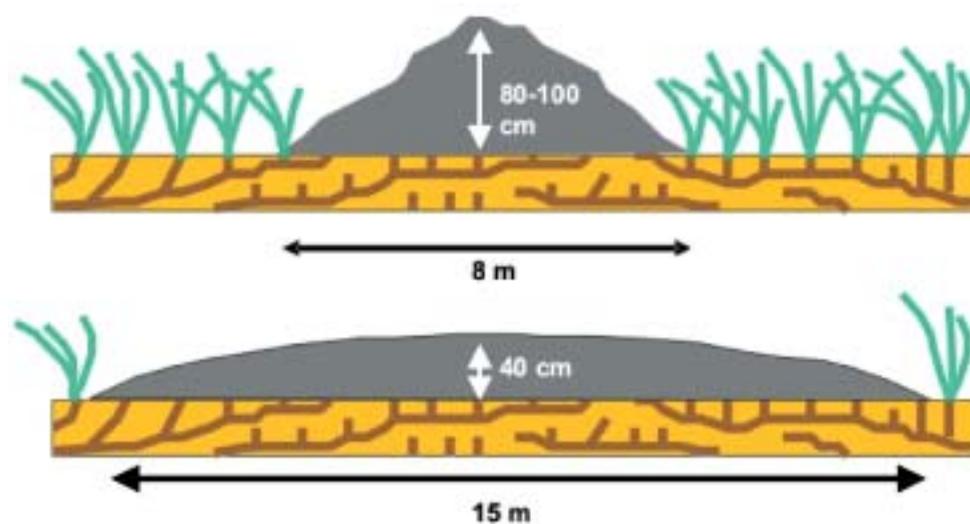


Fig. 105. Rejet des boues de dragage (en gris) du port Saint-Jean (La Ciotat, France) sur l'herbier à *Posidonia oceanica*. En haut : 2 jours après l'opération de rejet (dumping). En bas : 6 mois après le rejet. D'après Rivoire et Ceruti (1990), redessiné (C.F. Boudouresque).

A Cassis (Bouches-du-Rhône, France), dans le cadre de l'aménagement du quai Saint-Pierre, l'immersion des **matériaux de déroctage** (environ 600m³) a été autorisée sur le talus extérieur de la digue de protection Sud du port, à la fin des années 1990. Par ailleurs, seuls les matériaux rocheux, à l'exclusion des vases et autres produits de démolition, pouvaient être rejetés en mer. En fait, contrairement à ce qui était prévu, l'entreprise chargée des travaux a effectué ces rejets, ou une partie de ces rejets, directement sur l'herbier à *P. oceanica* situé entre 50 et 100m de la digue du port. Des blocs de roche dont la taille atteignait jusqu'à 1m de diamètre, des cailloutis et des matériaux fins, ont provoqué une dégradation importante de cet herbier (Fig. 106). Par la suite, il a été demandé à l'entreprise chargée des travaux de retirer les blocs de taille suffisante pour que l'opération de retrait ne cause pas une dégradation supplémentaire de l'herbier à *P. oceanica* (Bonhomme et Palluy, 1998). Comme à La Ciotat, ce ne sont pas les autorités qui ont découvert le non respect du cahier des charges par l'entreprise chargée des travaux, mais une ONG locale.

En 1995, une entreprise de travaux publics, intervenant au quartier de la Madrague (Saint-Cyr-sur-Mer, Var, France), sous le contrôle de la municipalité et de la Direction Départementale de l'Équipement (DDE), a préféré déverser les gravats provenant du chantier en mer, sur un herbier à *P. oceanica*, et non dans une décharge, comme cela était prévu. Compte tenu de la protection dont bénéficie, en France, *P. oceanica* (voir § 5.1.2), la justice a été saisie et des mises en examen ont été prononcées pour "dégradation d'espèces végétales non cultivées et protégées". En 1989,

à Cavallo (Corse-du-Sud), le commanditaire et les 3 entrepreneurs qui avaient commencé à construire un port privé ont été condamnés par le Tribunal Correctionnel d'Ajaccio (Corse) ; le jugement portait sur 5 délits, dont "exécution de travaux de construction sans permis de construire dans une bande littorale de 100m" et "mutilation de végétaux protégés" ; en effet, des blocs de roche avaient été placés sur un herbier à *P. oceanica* (Pergent, 1991a).

Nous ne mentionnons pas ici les cas de rejet de boues de dragage, heureusement les plus fréquents, qui ont été effectivement effectués dans des sites autorisés par l'administration compétente en la matière, définis sur des bases scientifiques (écologiques, toxicologiques) et économiques, et très éloignés des herbiers à *P. oceanica* (e.g. Cocito *et al.*, 1994 ; Salen-Picard *et al.*, 1997 ; Ausili et Gabellini, 2000 ; Matteucci, 2000 ; Pellegrini, 2000 ; Virno-Lamberti, 2000), ni l'impact possible sur d'autres écosystèmes que l'herbier.

Il existe également quelques cas où des dispositions ont été prises pour protéger les herbiers à *P. oceanica* avoisinants de tout impact, direct ou indirect, lors d'opérations de dragage et de déroctage. L'aménagement portuaire de la Pointe du Canier (Saint-Mandrier, Var, France) est de ce point de vue exemplaire. Il a été, dès sa mise en œuvre, encadré par une assistance scientifique. Les herbiers proches de la zone d'aménagement ont été balisés en surface pendant toute la durée des travaux ; ce balisage délimitait l'aire de chantier que ne devaient, en aucun cas, franchir les divers engins de chantier en opération. Des écrans géotextiles de protection (voir § 7.3.3) ont été mis en place devant les principales zones d'herbier, afin de limiter la diffusion des particules fines. Enfin, des inspections régulières des fonds, visant à évaluer l'état de vitalité de l'herbier, ont été régulièrement réalisées durant toute la durée du chantier. Lorsque des situations critiques pour l'herbier étaient observées, la fréquence et l'intensité des opérations de dragage ont été réduites, comme cela est d'ailleurs stipulé par la législation en vigueur (voir § 13.3). La surveillance de l'herbier a confirmé que l'herbier n'a été au total que très localement affecté par le chantier (Bonhomme *et al.*, 2001, 2003b, 2003c, 2004).



Fig. 106. Rejet de blocs de roche, issus d'un déroctage, sur l'herbier à *Posidonia oceanica*, devant le port de Cassis (Bouches-du-Rhône, France). Quelques touffes de *P. oceanica* (flèches) ont échappé à l'ensevelissement. Photo J. Laborel.

13.3. LE CADRE LÉGISLATIF

Au plan international, les rejets en mer sont régis par la Convention de Londres¹⁰⁷, signée par la plupart des pays méditerranéens, dont ceux de l'Accord RAMOGE. Le rejet de toute substance ou matériau ne figurant pas sur la *reverse list* est interdit¹⁰⁸ (Barbera, 2000).

En Italie, les rejets en mer de boues de dragage sont encadrés par le Décret ministériel du 24 janvier 1996, qui est conforme aux dispositions de la Convention

¹⁰⁷ La Convention de Londres (Convention sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets) a été signée en 1972. Son Protocole additionnel date de 1996

¹⁰⁸ Cette *reverse list* a été introduite par le Protocole de 1996. Elle remplace la liste des substances et matériaux autorisés, et est donc beaucoup plus restrictive (Pellegrini, 2000).

de Londres (Barbera, 2000). A Livorno (Italie), une série de sites de rejets a été définie à plus de 30km au large, très éloignés des herbiers à *Posidonia oceanica* les plus proches (Secche della Meloria), avec changement de site d'une opération de rejet à l'autre (Barbera, 2000).

En France, les travaux de dragage et de rejet sont soumis à déclaration, en application de la Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau et de l'Arrêté inter-ministériel du 23 février 2001 ⁽¹⁰⁹⁾. L'autorisation est délivrée par le préfet du département, suite à l'instruction du dossier par le Service Maritime (Cellule Qualité des Eaux Littorales, Direction Départementale de l'Équipement).

13.4. RECOMMANDATIONS

Aucun rejet de produits de dragage ou de blocs de roche ne devrait être autorisé sur l'herbier à *Posidonia oceanica*, comme du reste sur tout écosystème à grande valeur écologique ou économique (GESAMP, 1975, 1982).

Dans les pays de l'Union Européenne (et donc dans la zone RAMOGE), les autorisations de *dumping* (clapage) précisent normalement des points de rejet éloignés de la côte, et donc qui ne sont pas situés sur des herbiers à *P. oceanica*. Toutefois, il a été souvent constaté que des entreprises de travaux publics chargées de ces rejets, en l'absence d'une surveillance active de la part des autorités, **raccourcissent**, parfois considérablement, la distance de rejet. Des rejets de blocs rocheux ou de produits de dragage ont ainsi été faits directement sur l'herbier à *P. oceanica*.

Le **choix de l'entreprise chargée des travaux** est donc très important. Les collectivités territoriales qui, dans le cadre d'une procédure d'appel d'offre, choisissent très logiquement le *moins disant* (le moins cher) doivent être conscientes du fait qu'un coût exagérément bas peut impliquer *ipso facto* le **non-respect du cahier des charges**, et donc des rejets beaucoup plus proches du site de dragage que prévu (éventuellement sur l'herbier à *P. oceanica*).

Par ailleurs, il est très choquant que ce soit souvent des particuliers et des **ONG** qui **alertent** les autorités sur le rejet des produits de dragage et de blocs de roche sur l'herbier à *P. oceanica*, et donc du non respect du cahier des charges. Cette absence de vigilance pourrait en effet être interprétée comme de la complaisance.

¹⁰⁹ Voir également le Journal Officiel (JO) du 30 mars 1993.

14. L'HERBIER À *POSIDONIA OCEANICA* ET LA MISE EN PLACE DE CÂBLES ET DE CANALISATIONS SUR LE FOND

14.1. PROBLÉMATIQUE

Il est fréquent que, pour assurer l'alimentation en électricité ou en eau d'une île, il soit nécessaire d'installer sur le fond un câble ou une canalisation "sea-line". Les questions qui se posent sont : **(i)** Ces installations ont-elles un impact sur le milieu naturel, en tout premier lieu sur l'herbier à *Posidonia oceanica* ? **(ii)** Certaines techniques de pose sont-elles moins nuisantes que d'autres ? **(iii)** Quelle stratégie globale doit être mise en œuvre pour minimiser l'impact ?

On dispose aujourd'hui de nombreuses études d'impact qui ont été réalisées préalablement à la mise en place de câbles ou de canalisations et qui, en fonction des caractéristiques locales (topographie, biocénoses traversées, risques potentiels liés à des usages – ancrage, chalutage), formulent des recommandations quant à la technique à mettre en œuvre et au parcours à choisir (Meinesz et Bellone, 1989 ; Avon *et al.*, 1992 ; Francour *et al.*, 1992 ; Pergent-Martini *et al.*, 1992a ; Pasqualini et Pergent, 1993 ; Charbonnel et Francour, 1994 ; Charbonnel *et al.*, 1994b, 1995c, 1995e ; Bellone et Meinesz, 1995 ; Ruitton et Chiaverini, 1997 ; Charbonnel *et al.*, 1998, 1999 ; Bonhomme *et al.*, 1999 ; Charbonnel *et al.*, 2000a ; Pergent *et al.*, 2002b ; Bernard *et al.*, 2003 ; Pergent *et al.*, 2003). Cette expérience permet de formaliser un processus décisionnel. Malheureusement, peu de données existent quant à l'évolution effective des peuplements au cours des années qui suivent les travaux de mise en place, permettant de valider (ou non) les choix qui avaient été faits (Pasqualini et Pergent, 1993 ; Molenaar, 1994 ; Charbonnel *et al.*, 2000a ; Pergent *et al.*, 2002b).

Par ailleurs, dans presque tous les cas, le Maître d'Ouvrage a fixé au préalable les points de départ et d'arrivée, à terre ("atterrage" ou "atterrissage"), de la canalisation ou du câble, en fonction de 3 impératifs : **(i)** Trajet en mer (supposé en ligne droite) le plus court possible ; **(ii)** Coût des travaux à terre et de l'enfouissement pour atteindre ces points de départ et d'arrivée ; **(iii)** Sécurité de la pose par rapport aux risques de déplacement et de dégradation liés aux usages (ancrage, pêche aux arts traînants). Cette pratique est incompatible avec une bonne stratégie de minimisation de l'impact.

14.2. ETUDES DE CAS

14.2.1. Canalisation d'eau potable entre Hyères et l'île de Porquerolles

Pour améliorer l'alimentation en eau potable de l'île de Porquerolles (Var, France), la ville d'Hyères a projeté de mettre en place un "sea-line", avec un diamètre de 15-16cm et un débit d'environ 100m³/jour. En fonction d'impératifs techniques, le tracé initialement proposé va de la Tour Fondue à la pointe du Bon-Renaud (Fig. 107). Une contrainte forte était que le trajet devait se situer dans une zone interdite au mouillage et au chalutage en raison du passage de câbles déjà en place (Francour *et al.*, 1992 ; Bernard *et al.*, 2003).

Les peuplements benthiques, et plus particulièrement l'herbier à *Posidonia oceanica*, ont été cartographiés avec précision (7km²), au moyen de photographies aériennes, de "vérités-terrain" et de transects parcourus en plongée (Francour *et al.*, 1992). Cette cartographie a montré que la carte jusqu'alors disponible pour le secteur (Blanc, 1975) était très inexacte. Par ailleurs, le profil bathymétrique fin des tracés possibles a été établi. Il est important de savoir s'il existe des

dénivelés topographiques tels que des tombants de "matte" ou des tombants rocheux ; en effet, la canalisation ne peut pas s'ajuster exactement à un fond très accidenté, ce qui peut déterminer des porte-à-faux (Fig. 108) vulnérables à l'hydrodynamisme, aux chaluts et aux ancres.



Fig. 107. Tracé initialement prévu pour le "sea-line" entre la Tour Fondue (presqu'île de Giens, Hyères, Var, France) et la pointe du Bon-Renaud (île de Porquerolles).



Fig. 108. Porte-à-faux d'un câble sous-marin, à Marseille (baie du Prado). Le tombant de "matte" de l'herbier à *Posidonia oceanica* est visible sur la droite. D'après Charbonnel *et al.* (1999). Photo E. Charbonnel.

Sur la base de cette nouvelle carte, il est apparu que le **tracé initial** (trajet initialement prévu) reposait à 100% sur l'herbier. Le **tracé optimal** pour la canalisation, minimisant la traversée de l'herbier à *P. oceanica* (environ 65% de son parcours), aurait été le suivant : Tour-Fondue – îlot du Petit-Langoustier – pointe Sainte-Anne (Fig. 109). Toutefois, ce trajet présentait plusieurs inconvénients (critères économiques et techniques) : **(i)** La profondeur devenait importante (près de 40m sur un tiers du trajet) ; **(ii)** La longueur du trajet à terre, sur l'île de Porquerolles, était fortement accrue ; **(iii)** Une partie du "sea-line" se trouvait en dehors de la zone de mouillage et de chalutage interdits. Un premier tracé de compromis (**tracé de compromis 1**) a été proposé ; il traverse encore l'herbier sur 80% de son parcours, et de l'herbier dense sur 55%, et aboutit à la pointe du Rousset (Fig. 109 ; Francour *et al.*, 1992). Après une cartographie beaucoup plus précise (photographies aériennes, sonar latéral¹¹⁰ et "vérités-terrain"), un nouveau tracé de compromis (**tracé de compromis 2**) a été proposé (Fig. 109 ; Bernard *et al.*, 2003).

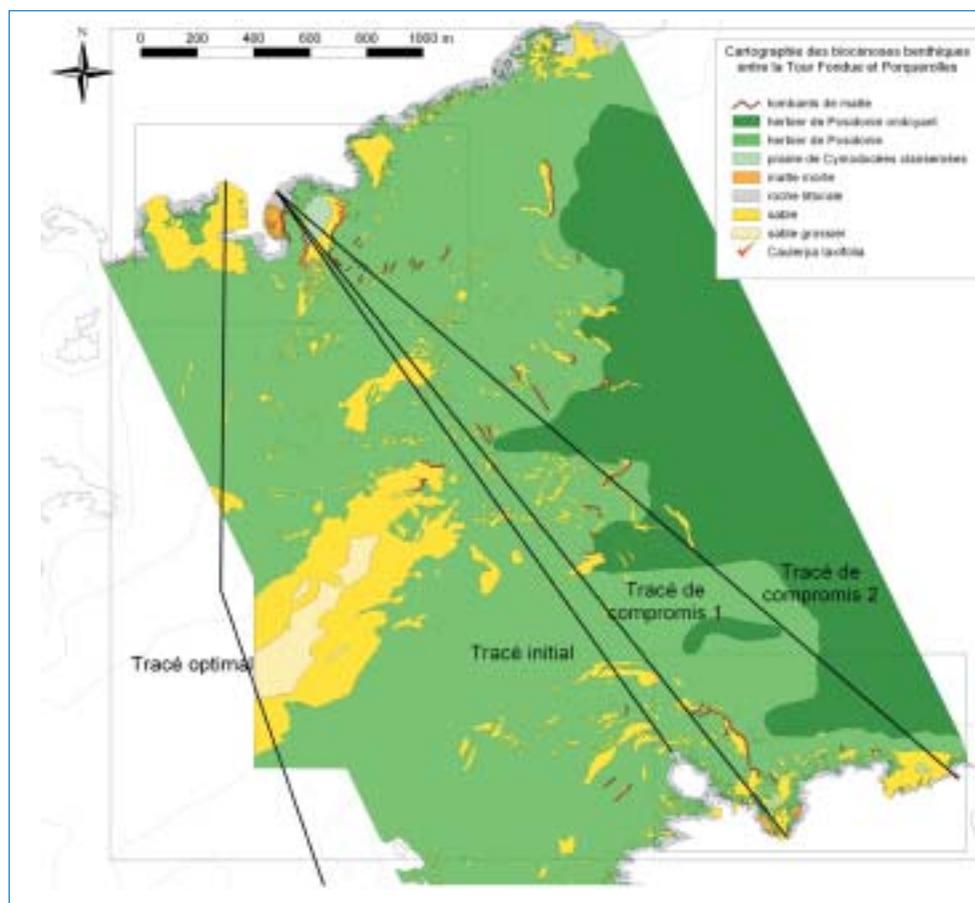


Fig. 109. Carte des fonds marins entre la presqu'île de Giens (en haut) et l'île de Porquerolles (en bas) (Var, France). Tracé initial (proposé par la mairie d'Hyères), tracé optimal (minimisant l'impact sur l'herbier à *Posidonia oceanica*) et tracés de compromis 1 et 2. D'après Bernard *et al.* (2003).

Le tracé retenu par le Maître d'Ouvrage (tracé de compromis 2) traverse, à proximité de la Tour Fondue, un herbier caractérisé par des dénivellations fortes et des tombants de "matte" (intermattes déferlantes en particulier ; voir § 2.5). Pour éviter les porte-à-faux, l'**ensouillage**¹¹¹ peut donc sembler nécessaire, malgré ses conséquences négatives sur l'herbier : **(i)** Directes par destruction de l'herbier, **(ii)** Indirectes par élargissement de la souille par l'hydrodynamisme et l'érosion, **(iii)** Indirectes par remise en suspension des sédiments et augmentation de la turbidité (Francour *et al.*, 1992). Il est à noter que, dans le cas où la canalisation ne serait pas ensouillée, lorsque l'herbier présente de fortes dénivellations et que la profondeur est inférieure à 20m, l'hydrodynamisme se chargerait de creuser une tranchée autour de la canalisation (Bernard *et al.*, 2003). La surface d'herbier détruite directement par la mise en place du "sea-line" a été estimée entre 0.6 et 2.1ha (Tabl. XVI ; Francour *et al.*, 1992 ; Bernard *et al.*, 2003).

¹¹⁰ Les données de sonar latéral ont été acquises en 2000 dans le cadre de la campagne "Posicart", financée par le Conseil Régional PACA, l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse et la DIREN PACA.

¹¹¹ Ensouillage (= ensouillement) : creusement d'une tranchée au fond de laquelle est placé la canalisation ou le câble, puis recouvrement par du sédiment.

Tableau XVI. Estimation des surfaces d'herbier à *Posidonia oceanica* détruites par l'installation du "sea-line" entre Hyères (la Tour-Fondue) et l'île de Porquerolles (Var, France). Tracé de compromis n°1. D'après Francour *et al.* (1992).

Type d'herbier		Ensuillage Déroctage	Longueur (m)	Impacts directs (m ²)	Impacts indirects (m ²)	Total des impacts (m ²)
Sables	absent	Non	400	0	0	0
Herbier à <i>Posidonia oceanica</i>	Nord	Fort relief, fort recouvrement	500	500	2500-7500	3000-8000
	Centre	Faible recouvrement	820	160	1600	1760
	Sud	fort recouvrement	500	100-500	500-7500	600-8000
	Sud sur roche	fort recouvrement	180	40-200	180-2700	220-2900
TOTAL			2400	800-1360	4 780-19300	5580-20660

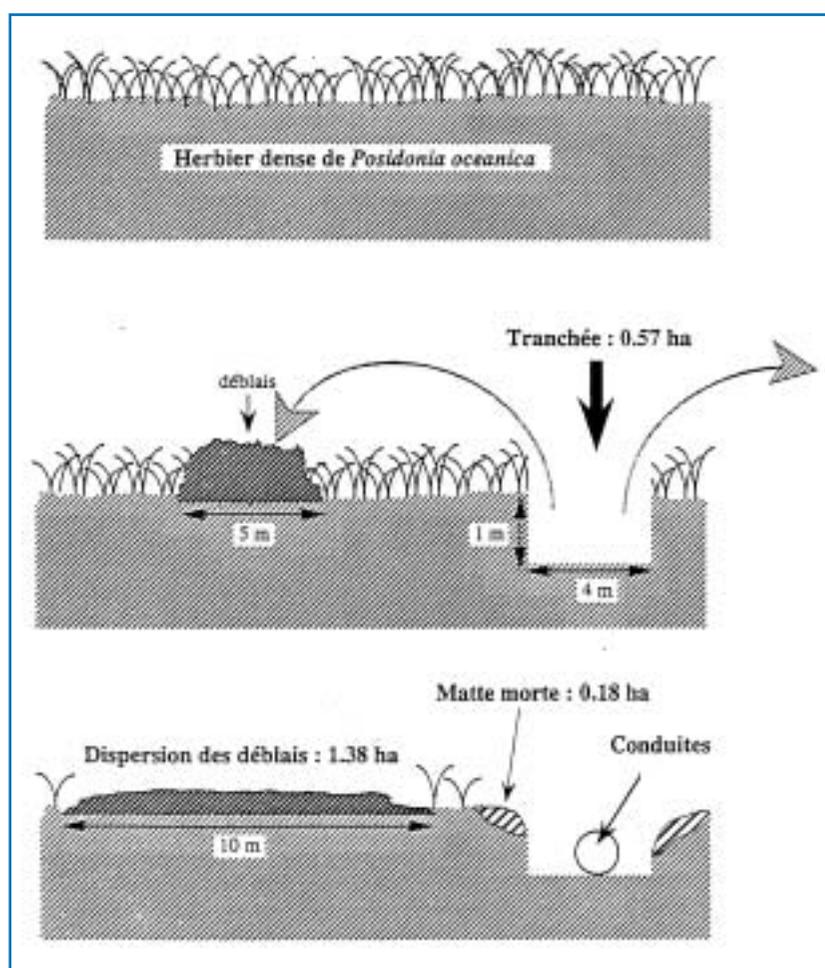


Fig. 110. Schématisation des impacts directs et indirects engendrés par le creusement d'une tranchée (ensuillage) dans l'herbier à *Posidonia oceanica*, pour le passage d'une canalisation d'eau douce entre Cannes et l'île de Sainte-Marguerite (Iles de Lérins, Alpes-Maritimes, France). D'après Molenaar (1994).

14.2.2. Canalisation d'eau entre Cannes et l'île Sainte-Marguerite

2 canalisations d'eau ont été mises en place en 1992, entre Cannes et l'île Sainte Marguerite (Alpes-Maritimes, France). Leur ensuillage, sur une longueur de 1500m (dont 1200m dans l'herbier), a provoqué, directement ou indirectement, la destruction de 2.13ha d'herbier : tranchée proprement dite (0.57ha), élargissement de la tranchée sous l'effet de l'hydrodynamisme (0.18ha) et enfouissement de l'herbier sous les déblais de la tranchée (1.38ha) (Fig. 110 ; Molenaar, 1994). La destruction indirecte de l'herbier a donc presque triplé la surface directement détruite.

Il convient d'ajouter que, postérieurement à 1994, la régression s'est poursuivie, accentuée par les conditions hydrodynamiques locales (zones à faible profondeur et présence de courants d'Est accélérés par effet Venturi dans la passe).

Dans le même secteur, entre les îles de Lérins (Sainte-Marguerite et Saint-Honorat), en 1992, le creusement d'une tranchée au moyen d'une pelle mécanique embarquée sur un chaland, pour la protection d'un câble électrique EDF¹¹², a eu un impact très important sur l'herbier à *P. oceanica* (Fig. 111 ; Ruitton et Chiaverini, 1997). En effet, sur un parcours sous-marin de 760m, 2.65ha d'herbier ont été détruits, avec l'apparition d'un chenal de "matte morte" de 30 à 65m de largeur au niveau de la tranchée.

14.2.3. Câble téléphonique entre le continent et l'île de Port-Cros

Afin d'améliorer les liaisons téléphoniques entre le continent et les îles d'Hyères (Var, France), France Télécom a souhaité mettre en place un nouveau câble sous-marin à fibres optiques, remplaçant le réseau existant. Près de 50km de câble doivent relier la Tour Fondue (presqu'île de Giens, continent) aux îles de Porquerolles, Port-Cros et Le Levant, et de là à Bormes-Le Lavandou, sur le continent (Charbonnel *et al.*, 1995f). Ce tracé se situe en grande partie sur l'herbier à *P. oceanica* de la rade d'Hyères, le plus vaste des côtes françaises continentales (Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Astier et Tailliez, 1984).

L'étude d'impact, avec cartographie des peuplements benthiques au niveau des zones d'atterrissage, a montré que l'ensouillage du câble (au voisinage des atterrissages) est possible à la Tour Fondue (sur 280m de distance), à Port-Cros (sur 210m) et à Bormes (sur 800m), sans engendrer d'impact écologique particulier : les fonds sont en effet occupés par de la "matte morte" ou du sable. La technique de l'ensouillage est généralement privilégiée par le Maître d'Ouvrage,



Fig. 111. Tranchée ouverte dans l'herbier à *Posidonia oceanica* pour le passage d'un câble électrique (flèche). Îles de Lérins (Alpes-Maritimes, France). Photo Aerial®.

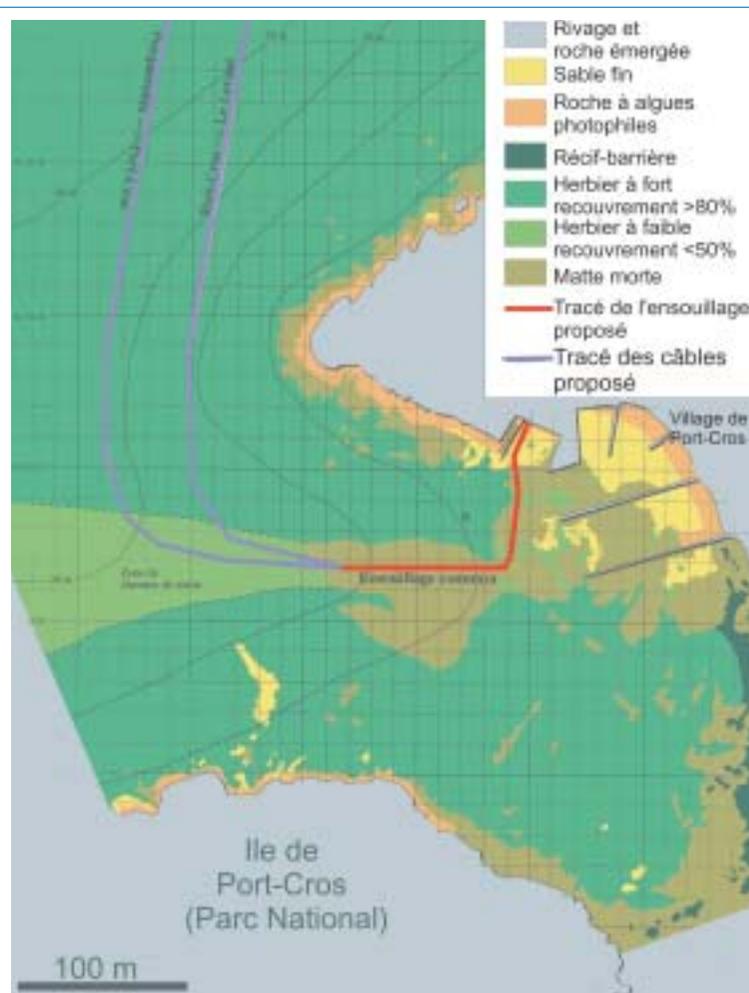


Fig. 112. Proposition de tracé (en rouge et violet) pour le câble France Télécom entre le continent et les îles d'Hyères (Var, France) : atterrissage à Port-Cros. D'après E. Charbonnel *et al.* 1995f.

car elle garantit une sécurité maximale par rapport aux risques de déplacement et de détérioration liés aux usages. Au Levant, un déroctage semble également réalisable sur 30m de longueur, sans nuire à l'herbier à *P. oceanica*. Ensuite, la profondeur augmente rapidement et il n'est plus nécessaire de protéger le câble par ensouillage : il peut être simplement posé sur le fond (Charbonnel *et al.*, 1995f).

A Port-Cros, dans les eaux du Parc national, au niveau de la zone d'atterrissage, l'étude d'impact a conduit à proposer de décaler de 70m (vers le Sud) le tracé initial, ce qui permet d'éviter l'herbier vivant et d'ensouiller le câble, les fonds étant constitués par de la "matte morte". En outre, la présence d'une épave historique (flûte coulée en 1710 ; Guérout, 1981) imposait également un décalage du tracé initialement prévu (Fig. 112 ; Charbonnel *et al.*, 1995f).

14.2.4. Câble électrique entre la Corse et la Sardaigne

Il existe une liaison électrique entre l'Italie et la Sardaigne, *via* la Corse. Le câble entre la Corse et la Sardaigne ("câble SACOI") a été mis en place en 1967 par EDF. Il part de Cala di Sciumara

(Bouches de Bonifacio, Corse du Sud) et traverse divers peuplements et types de fond, dont l'herbier à *Posidonia oceanica* (jusqu'à 33m de profondeur) (Fig. 116). L'intérêt de ce câble est qu'il s'agit d'un des rares cas pour lesquels on dispose d'une étude de son impact, 35 années après sa mise en place (Pergent *et al.*, 2002b, 2003).

Lorsque le câble traverse des zones de sable, il semble s'être enfoui naturellement, sous son propre poids, ce qui lui assure une bonne protection. Lorsque le câble a été posé sur l'herbier à *P. oceanica*, sans ensouillage ni matériel rapporté, la croissance naturelle des rhizomes l'a recouvert en partie, surtout en profondeur (Fig. 113). Lorsque le câble a été enfoui sous du matériel rapporté (petits blocs de ciment),

l'herbier a été détruit sur une largeur de 1m ; compte-tenu de la lenteur de la croissance de *P. oceanica*, la recolonisation n'est que partielle : 42% de la surface recouverte (Fig. 114 et 115). Dans tous les cas, il ne semble pas que le câble se soit déplacé significativement, sous l'effet de l'hydrodynamisme ; il n'y a donc pas eu d'effets secondaires (Pergent *et al.*, 2002b).

Fig. 113. Le câble électrique entre la Corse et la Sardaigne, simplement posé sur l'herbier près de Cala di Sciumara (Corse). 35 ans après sa mise en place (en 1967), il n'y a pas d'impact négatif sur l'herbier. D'après Pergent *et al.* (2002b).



Fig. 114 Le câble électrique entre la Corse et la Sardaigne, près de Cala di Sciumara (Corse) a été mis en place en 1967. Sa fixation sur les herbiers superficiels (10-15 m) a été assurée par recouvrement sous de petits blocs de roche. 35 ans après, l'impact de ce recouvrement n'a pas évolué. Le trait qui traverse correspond au ruban gradué déroulé sur le fond lors des observations. D'après Pergent *et al.* (2002b).



Fig. 115. Le câble électrique entre la Corse et la Sardaigne, près de Cala di Sciumara (Corse) a été mis en place en 1967. Sa fixation sur les herbiers s'est réduite par un début de recolonisation des blocs rocheux par *Posidonia oceanica*. D'après Pergent *et al.* (2002b).

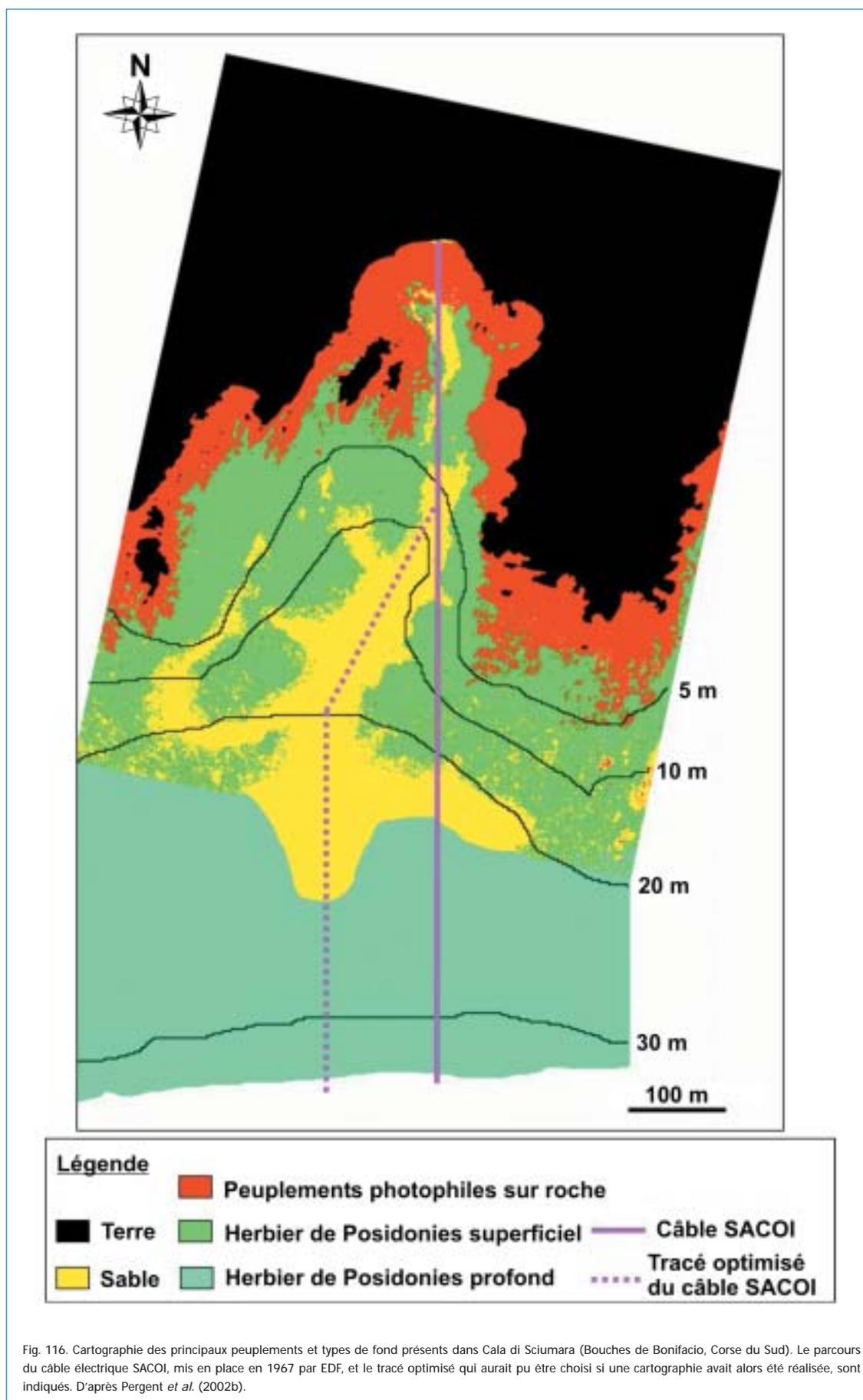




Fig. 117. Un segment de câble non utilisé (flèche), lors de la mise en place de câble EDF entre la Corse et la Sardaigne, a été abandonné dans l'herbier à *Posidonia oceanica*, Cala di Sciumara. Le trait qui traverse la photo correspond au ruban gradué déroulé sur le fond lors des observations. D'après Pergent *et al.* (2003).

La carte des peuplements et types de fond réalisée par Pergent *et al.* (2002b) montre que le parcours du câble aurait pu être facilement optimisé, en évitant en grande partie l'herbier à *P. oceanica* (Fig. 116). Lors des travaux de mise en place du câble, des segments de câble non utilisés ont été abandonnés sur place, ce qui constitue une pollution visuelle d'autant plus regrettable que le secteur se trouve situé, aujourd'hui, dans la Réserve naturelle des Bouches de Bonifacio (Fig. 117 ; Pergent *et al.*, 2003).

14.3. RECOMMANDATIONS

(1) Le Maître d'Ouvrage doit proposer un minimum de 3 points de départ et/ou d'arrivée à terre. Il peut hiérarchiser ces

variantes, en expliquant les motifs : surcoût dû à la longueur en mer, surcoût lié aux travaux à terre ou en mer (déroctage), etc.

(2) Il est nécessaire de disposer d'une carte précise (entre le 1/1000 et le 1/5000) de la nature des fonds (roche, sable, vase, etc.) et de leurs peuplements, tout particulièrement de l'extension de l'herbier à *Posidonia oceanica*, de son recouvrement et des types d'herbier présents, mais également des autres peuplements à valeur patrimoniale (bioconcrétionnements de type coralligène, forêts de *Cystoseira*, prairies à *Cymodocea nodosa*, etc.) (Tabl. XVII ; Pergent *et al.*, 2002b). Le taux de déchaussement des rhizomes de *P. oceanica* doit être évalué (protocole de mesure : Boudouresque *et al.*, 1980a ; Charbonnel *et al.*, 2000b ; voir Chap. 16). Dans la majorité des cas, les cartes pré-existantes ne sont pas adaptées au problème posé (Charbonnel et Francour, 1994) et une carte précise doit donc être réalisée en préalable à tout choix de tracé (Bonhomme *et al.*, 2003a ; Denis *et al.*, 2003).

Tableau XVII. Sensibilité écologique de divers peuplements et types de fond. D'après Pergent *et al.* (2002b), modifié.

Sensibilité écologique	Peuplement et type de fond
Très élevée 6	Herbier à <i>Posidonia oceanica</i> sur "matte" (tigré, atolls) et sur roche (en escalier)
Très élevée 5	Herbier à <i>P. oceanica</i> sur "matte" (colline, pain de sucre)
Très élevée 4	Herbier à <i>P. oceanica</i> sur roche (autres), bioconcrétionnements
Elevée 3	Herbier à <i>P. oceanica</i> sur "matte" (herbier de plaine)
Elevée 2	Forêt à <i>Cystoseira</i> (sur roche)
Faible 1	Prairie à <i>Cymodocea nodosa</i>
Faible 0	Autres peuplements et types de fond (sable, autres algues sur roche, etc.)

(3) Le long des différents tracés envisagés ou proposés (scénarios), il est nécessaire d'établir des **profils bathymétriques** très précis (précision verticale : 10cm ; horizontale : 1m), tout au moins dans les secteurs à fort dénivelé (Francour *et al.*, 1992 ; Charbonnel *et al.*, 1998 ; Bonhomme *et al.*, 1999). La présence de ces dénivelés (tombants de "matte", intermattes érosives, etc.) peut en effet rendre nécessaire l'ensouillage. Par ailleurs, l'**hydrodynamisme** doit être évalué à partir d'indicateurs observables sur le fond : structures érosives, déchaussement des rhizomes, herbier ondoyant, ripple marks, etc. (Charbonnel et Francour, 1994 ; Bonhomme *et al.*, 1999).

(4) La réalisation d'une tranchée dans l'herbier à *Posidonia oceanica*, destinée à accueillir la canalisation ou le câble (**ensouillage**), est un choix technique à bannir dans toute la mesure du possible (Tabl. XVIII ; Charbonnel *et al.*, 1995c, 1995f ; Bernard *et al.*, 2003). En effet, la tranchée ne conserve généralement pas le sédiment qui recouvre la canalisation (= sédiment de remplissage) et l'hydrodynamisme tend à élargir la tranchée. Le déchaussement des rhizomes, qui traduit un hydrodynamisme fort et/ou un déficit en sédiments, est un indicateur de ce risque (Charbonnel et Francour, 1994). Le départ du sédiment de remplissage s'est vérifié entre Cannes et l'île de Sainte Marguerite (Alpes-Maritimes, France ; Molenaar, 1994) et dans la rade de Giens (Var, France) ; dans ce dernier cas, la tranchée initiale (1m de large) s'est élargie jusqu'à 35m (Gravez *et al.*, 1988). En revanche, l'ensouillage est bien adapté à la traversée des fonds meubles. La **simple pose** de la canalisation sur le fond est possible quand l'hydrodynamisme est faible, en particulier à partir de 10m de profondeur (Avon *et al.*, 1992). Mise à part la faible destruction de l'herbier par ensevelissement direct, les impacts indirects sur l'herbier sont très limités (Fig. 113 ; Tabl. XVIII ; Avon *et al.*, 1992 ; Pergent-Martini *et al.*, 1992a ; Charbonnel *et al.*, 1995f, 2000a). Dans le cas d'herbiers à bonne vitalité, l'impact peut même être nul : en effet, l'herbier tend à recouvrir



Fig. 118. Un câble mis en place en 1948, entre la Tour Fondue et Porquerolles (Var, France) est aujourd'hui recouvert par la "matte". La photo a été prise sur un tronçon où l'herbier à *Posidonia oceanica* est déchaussé, laissant apparaître le câble. D'après Charbonnel *et al.* (1995e). Photo E. Charbonnel.

le câble, et à l'incorporer dans la "matte", comme cela s'observe pour les câbles qui ont été posés anciennement entre la Tour Fondue et Porquerolles : un câble mis en place en 1948 est ainsi recouvert par 35cm de "matte" (Fig. 118 ; Charbonnel *et al.*, 1995c, 1995f). Une solution intermédiaire consiste à recouvrir le câble sous des blocs de roche ou de ciment, pour le fixer (faible profondeur) ; elle est particulièrement adaptée aux fonds rocheux (Pergent *et al.*, 2003) ; à Cala di Sciumara (Corse du Sud), où cette technique a été utilisée sur l'herbier, l'impact immédiat est significatif, mais il apparaît comme relativement modeste après 35 ans (Fig. 114 et 115 ; Pergent *et al.*, 2002b).

(5) Dans le cas d'une simple pose de la canalisation ou du câble sur le fond, il peut être nécessaire de les **fixer**, surtout là où l'hydrodynamisme est important ; en effet, les déplacements de la structure sous l'effet de l'hydrodynamisme génèrent des nuisances sur le fond, en plus du risque de détérioration de la structure (Charbonnel *et al.*, 1995c ; Bonhomme *et al.*, 1999 ; Pergent *et al.*, 2002b, 2003). Dans un herbier sur "matte", les "corps-morts" en béton sont efficaces, mais ont une emprise importante sur le fond (1.0 à 1.5m²) et peuvent générer des effets secondaires sur l'herbier, lorsque l'hydrodynamisme est important ; cette solution a été adoptée, par exemple, entre les îles Ratonneau et le château d'If (Marseille, France) (Fig. 119 ; Charbonnel *et al.*, 1998, 2000a). Le mieux serait de poser des cavaliers ou des demi-coques de fonte autour de la conduite ou du câble (Tabl. XVIII ; Charbonnel et Francour, 1994 ; Bernard *et al.*, 2003), ou des fixations non destructives de type Harmony® ou similaires, tous les 10m environ (Fig. 120 ; Charbonnel *et al.*, 1995c ; Francour et Soltan, 2000 ; Pergent *et al.*, 2002b, 2003). Dans un herbier sur roche, le meilleur système de fixation est le chevillage au moyen d'un pistolet de scellement pour travaux immergés, de type Spit® Rock HD 200 ou similaire (Augier, 1969 ; Pergent *et al.*, 2003). Normalement, le risque de détérioration d'une canalisation ou d'un câble par les **chaluts** n'existe pas, puisque le chalutage (arts traïnants) est interdit à moins de 3 milles des côtes (France, Italie, Tunisie), et au-dessus de l'isobathe 50m (Espagne, Italie, Algérie, golfe de Tunis) ou 20m (reste de la Tunisie) (Boudouresque, 1996). Cette législation n'est toutefois respectée dans aucun pays. Il est donc nécessaire d'étudier les pratiques locales de la pêche et d'envisager avec les autorités

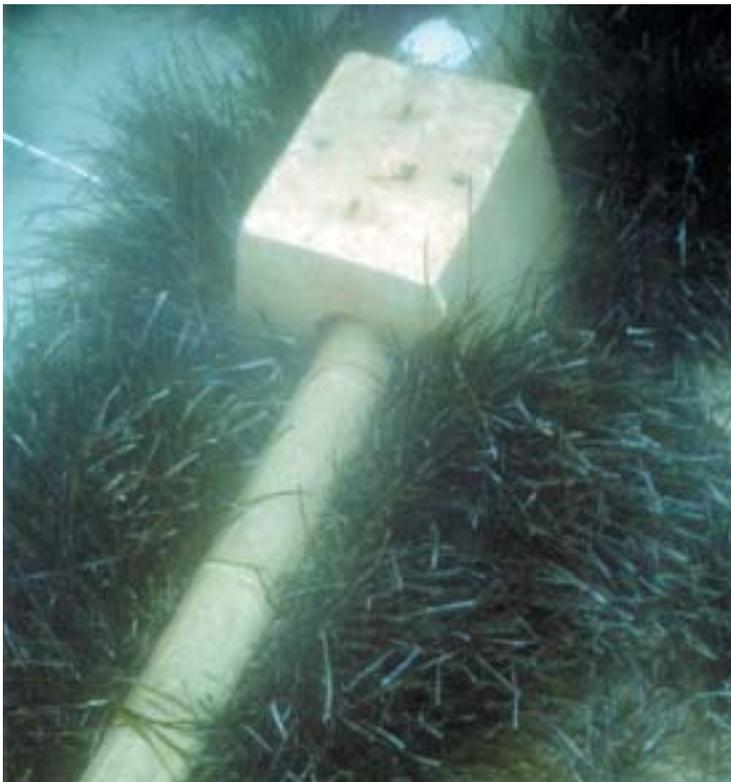


Fig. 119. Fixation d'une canalisation d'eau potable traversant l'herbier à *Posidonia oceanica* au moyen de "corps-morts". Canalisation sous-marine située entre les îles de Ratonneau et d'If (rade de Marseille, Bouches-du-Rhône, France). D'après Charbonnel *et al.* (1998). Photo E. Charbonnel.

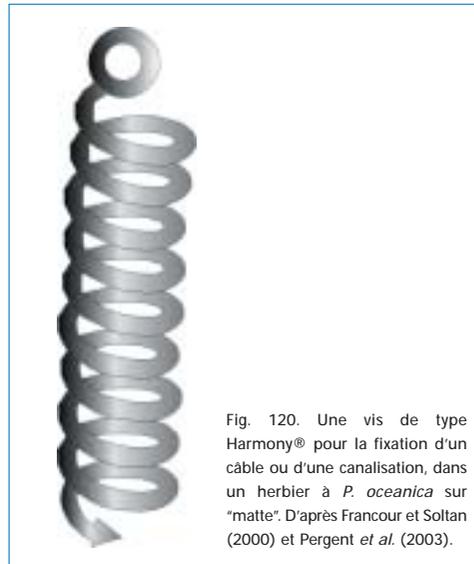


Fig. 120. Une vis de type Harmony® pour la fixation d'un câble ou d'une canalisation, dans un herbier à *P. oceanica* sur "matte". D'après Francour et Soltan (2000) et Pergent *et al.* (2003).

Tableau XVIII. Impacts directs et indirects de la pose d'une canalisation sur l'herbier à *Posidonia oceanica*, en fonction des techniques utilisées. (-) négligeable, (+) faible, (++) important, (+++) très important. D'après Charbonnel *et al.* (1995b).

Technique	Impact direct	Impact indirect	Recolonisation potentielle de l'herbier	Coût de mise en œuvre	Protection de la canalisation
Ballasts	+++	+++	-	+++	++
Cavaliers	-	-	+++	+	+
Demi-coques	+	-	+	+	+
Lests espacés	-	-	++	-	+
Petite tranchée ouverte par jet d'eau sous pression (jetting)	++	++	+	++	+++
Grosse tranchée + comblement	+++	+++	+	+++	+++
Ancrage sur le fond + canalisation résistante	+	-	+++	++	+++

maritimes (en France : Direction des Affaires Maritimes) un arrêté d'interdiction du mouillage dans le secteur et le strict respect de l'interdiction de chalutage. Si cela ne suffit pas, une solution consiste à immerger des récifs anti-chalut (voir Chap. 10). Par exemple, au cap Couronne (Bouches-du-Rhône, France), des modules de 13t ont été mis en place pour protéger les câbles de télécommunications entre la France et l'Afrique (Charbonnel *et al.*, 2001b ; Frédéric Bachet, comm. pers. ; voir Chap. 10).

(6) La présence d'autres éléments patrimoniaux que *Posidonia oceanica* et les peuplements mentionnés en (2) (espèces protégées telles que la grande nacre *Pinna nobilis*, épaves d'intérêt archéologique, etc.) doit être également prise en compte (Charbonnel *et al.*, 1995c, 1995f, 1999).

Tableau XIX. Grille d'évaluation des différents scénarios de mise en place d'une canalisation ou d'un câble sous-marin, de 0 (scénario le plus mauvais) à 100 (scénario le meilleur). Un exemple de calcul est présenté plus bas.

Critères		Mode de calcul	Nombre maximal de points
Critères écologiques	C1. Longueur d'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> et autres peuplements interceptés	Pourcentage P de peuplement intercepté (par rapport au tracé le plus court) et contribution C par peuplement : Herbier à <i>Posidonia oceanica</i> (p) : $C_p = P_p \times 0$ Bioconcrétionnements (b) : $C_b = P_b \times 0.1$ Forêt de <i>Cystoseira</i> sur roche (f) : $C_f = P_f \times 0.2$ Prairie à <i>Cymodocea nodosa</i> (c) : $C_c = P_c \times 0.3$ Autres peuplements (a) : $C_a = P_a \times 0.4$	40
	C2. Types d'herbier à <i>P. oceanica</i> interceptés ^a	De 8 (pas d'herbier ou herbier de plaine uniquement), à 6 (herbier onduyant présent), 4 (herbier de colline ou en pain de sucre présent), 2 (herbier en escalier présent) et 0 (herbier tigré, atolls, récif-barrière)	8
	C3. Autres éléments patrimoniaux	Espèces protégées, épaves à valeur archéologique : de 4 (absence) à 0 (nombreuses et abondantes)	4
	C4. Tranchée versus pose à plat	Pourcentage P de peuplement intercepté (par rapport au tracé le plus court) et contribution C par type de fond T et mode de pose M. $C = P \times T \times M$. Type de fond : <i>Posidonia oceanica</i> et bioconcrétionnement := 0.1, <i>Cystoseira sur roche</i> = 0.2, <i>Cymodocea nodosa</i> et autres peuplements = 0.3. Mode de pose : tranchée = 0.1, recouvrement par des blocs = 0.2, simple pose sur le fond = 0.3.	9
Critères techniques et économiques	C5. Longueur du tracé en mer	De 25 (tracé le plus court) à 0 (tracé allongé de 100% ou plus)	25
	C6. Surcoût tracé à terre	De 9 (tracé le moins coûteux) à 0 (tracé le plus coûteux)	9
	C7. Hydrodynamisme aux points d'atterrissage	De 5 (très faible) à 0 (très important)	5

^a Pour la définition de ces types d'herbiers, voir § 2.5.

(7) Nous proposons ci-dessus (Tabl. XIX), à titre indicatif, une grille d'évaluation des scénarios de mise en place d'une canalisation ou d'un câble, permettant de choisir le scénario optimal, en fonction de critères écologiques, techniques et économiques. Cette grille reprend des éléments d'une échelle de sensibilité environnementale proposée par Pergent *et al.* (2002b).

(8) Lors des **travaux de mise en place** d'un câble ou d'une canalisation, il est impératif d'éviter que le navire câblé s'ancre dans l'herbier à *P. oceanica* : il doit s'ancre au delà de la limite inférieure de l'herbier. Les opérations à proximité de la côte devront être effectuées à l'aide d'une petite embarcation de servitude (Pergent *et al.*, 2003). S'il y a ensouillage dans l'herbier, des écrans de géotextile (Porcher, 1987) (voir § 7.3.3) devront être mis en place de part et d'autre pour éviter que des particules fines se déposent dans l'herbier (Charbonnel *et al.*, 1995f ; Pergent *et al.*, 2003). Enfin, il est impératif que le navire câblé n'abandonne pas sur place des segments de câble ou de canalisation non utilisés, susceptibles de constituer une pollution visuelle (Fig. 117 ; Pergent *et al.*, 2003).

Exemple d'application de la grille d'évaluation d'un scénario de tracé

C1. La longueur du tracé à évaluer est de 1300m ; le tracé le plus court mesure 1000m. Le tracé à évaluer traverse 500m d'herbier à *Posidonia oceanica*, soit 50% (par rapport aux 1000m du tracé le plus court) ($C_p = 50 \times 0 = 0$), 10m de bioconcrétionnements coralligènes ($C_b = 1 \times 0.1 = 0.1$), 100m de prairie à *Cymodocea nodosa* ($C_c = 10 \times 0.3 = 3.0$) et 690m d'autres peuplements, dont 390m seulement seront pris en compte, pour se référer au tracé le plus court ($C_a = 39 \times 0.4 = 15.6$). La note C1 est donc $0 + 0.1 + 3.0 + 15.6 = 18.7/40$.

C2. Sur une partie de son trajet, le câble traverse un herbier de colline, et sur une autre partie un herbier en escalier. La longueur de la traversée n'est pas prise en compte dans la note : les types d'herbier à grande valeur patrimoniale doivent en effet être évités. Si plusieurs types d'herbier à valeur patrimoniale sont traversés, c'est celui à valeur la plus élevée (ici, l'herbier en escalier) qui est pris en compte. La note C2 est donc de 2/8.

C3. Une seule espèce à valeur patrimoniale (en plus de *Posidonia oceanica* et *Cymodocea nodosa*, déjà pris en compte en C1) a été rencontrés : la grande nacre *Pinna nobilis*. Sa densité (0.5 individu/ha) est modeste. La note C3 est estimée à 3/4. D'une façon générale, les espèces patrimoniales sont celles qui figurent dans les annexes de la Directive Habitats et des Conventions de Berne et de Barcelone (Boudouresque *et al.*, 1996).

C4. Dans la traversée des différents types de fond, une tranchée sera nécessaire sur 100m d'herbier à *P. oceanica* ($C = 10 \times 0.1 \times 0.1 = 0.1$) et 100m de prairie à *C. nodosa* ($C = 10 \times 0.3 \times 0.1 = 0.3$), le câble sera recouvert par des blocs sur 100m d'herbier ($C = 10 \times 0.1 \times 0.2 = 0.2$) et sera simplement posé sur le fond sur le reste de son parcours dans l'herbier ($C = 30 \times 0.1 \times 0.3 = 0.9$), sur les bioconcrétionnements ($C = 1 \times 0.1 \times 0.3 = 0.03$) et les autres peuplements ($C = 39 \times 0.3 \times 0.3 = 3.51$). La note C4 est donc de 4.94/9.

C5. Le tracé est allongé de 300m par rapport au tracé le plus court (1000m), soit un allongement de 30%. La note C5 est donc de $25 - 25/100 \times 30 = 17.5$.

C6. Le surcoût du tracé à terre, par rapport au tracé le moins coûteux, est de 40%. La note C6 est donc de $9 - 9/100 \times 40 = 5.4/9$.

C7. L'hydrodynamisme au point de départ est faible ; il est fort au point d'arrivée. La note estimée est de 2.5/5.

La note totale ($C1 + C2 + C3 + C4 + C5 + C6 + C7$) est de 53.9/100.

(9) Dans tous les cas, un **suivi de l'impact** de la canalisation ou du câble devrait être prévu (Charbonnel *et al.*, 1998, 2000b ; Pergent *et al.*, 2003), après sa mise en place, après 2 ans, 5 ans et 10 ans, afin de valider (ou non) le choix du scénario retenu, et de permettre d'améliorer la gestion de ce type d'aménagement, telle qu'elle est proposée dans le présent ouvrage. Ce suivi peut se faire par la mise en place de balises (au moins une dizaine), juste après la mise en place de la canalisation ou du câble (Fig. 121), et leur suivi (point zéro et suivis ultérieurs) selon les techniques du Réseau de Surveillance Posidonies (RSP ; Boudouresque *et al.*, 2000 ; Charbonnel *et al.*, 2000b).

14.4. CONCLUSIONS

Au total, la mise en place d'une canalisation ou d'un câble sur l'herbier à *Posidonia oceanica* constitue un aménagement dont on sait aujourd'hui optimiser la gestion. A condition de respecter la stratégie décisionnelle (voir § 14.3), l'impact sur l'herbier peut être extrêmement modeste, surtout lorsque la vitalité de l'herbier (densité des faisceaux, recouvrement) est bonne. S'il s'accompagne d'une interdiction effective du chalutage et des ancrages (destinée à protéger la canalisation ou le câble), cet aménagement peut même s'avérer globalement **positif** : restauration des fonds et des habitats. En revanche, lorsque l'herbier à *P. oceanica* est déjà dégradé, la mise en place de câbles ou de canalisations peut constituer un facteur aggravant susceptible d'accélérer, localement, sa régression.

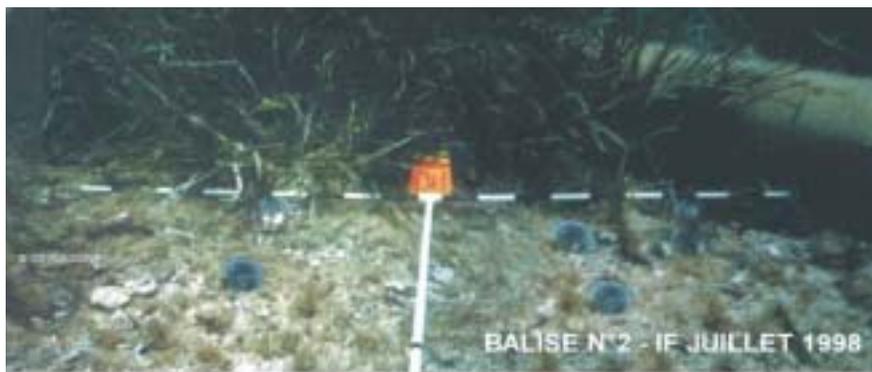
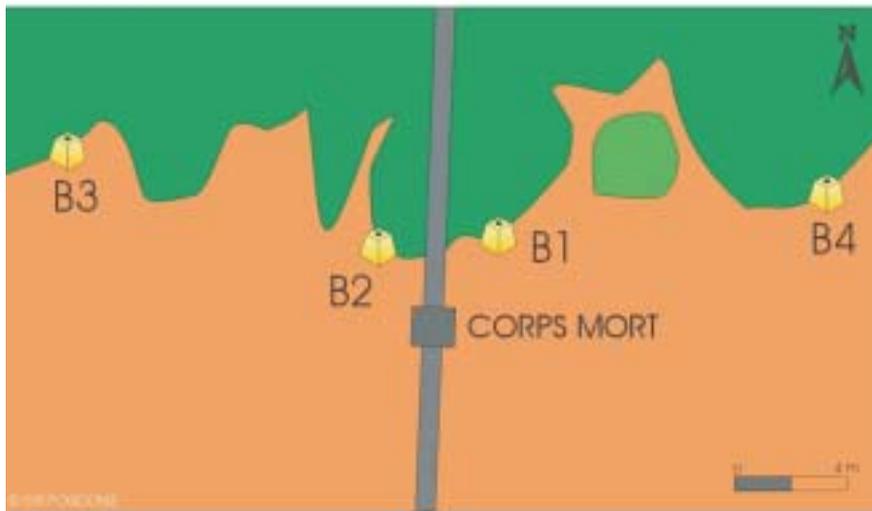


Fig. 121. Suivi de l'impact de la pose d'une canalisation d'eau potable sur l'herbier à *Posidonia oceanica*, entre les îles Ratonneau et If (Marseille, France).

Suivi photographique (point zéro) de la balise B2, selon la technique du RSP. On aperçoit une barre graduée de 1m de long et une autre barre qui donne la distance de prise de la photo.



Localisation des balises (B1 à B4), de l'herbier (en vert), de la "matte morte" recouverte de sédiment (orange) et de la canalisation (gris).

D'après Charbonnel *et al.* (1998, 2000a).
Photo E. Charbonnel.



15. PEUT-ON RESTAURER LES HERBIERS DÉTRUITS ?

15.1. PROBLÉMATIQUE

Les herbiers à *Posidonia oceanica* jouent un rôle central dans le **fonctionnement des milieux littoraux** de Méditerranée (voir Chap. 3) : forte production primaire et exportation d'une partie de cette production vers de nombreux écosystèmes littoraux, contrôle des flux sédimentaires, atténuation de l'hydrodynamisme et protection des plages contre l'érosion, recrutement d'espèces de poissons et de crevettes d'intérêt commercial, protection d'espèces menacées telles que la grande nacre *Pinna nobilis* (Fig. 95) (Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983 ; Gambi *et al.*, 1989 ; Boudouresque *et al.*, 1994b ; Pergent *et al.*, 1994 ; Jiménez *et al.*, 1996 ; Pergent *et al.*, 1997 ; Orth, 2000). Les herbiers constituent en outre un habitat à diversité spécifique (biodiversité) exceptionnellement élevée (Boudouresque, 1996). Leur protection s'est donc imposée, non seulement pour des raisons d'équilibre écologique et de protection du patrimoine, mais aussi pour des raisons économiques (voir Chap. 5) (Boudouresque et Meinesz, 1982).

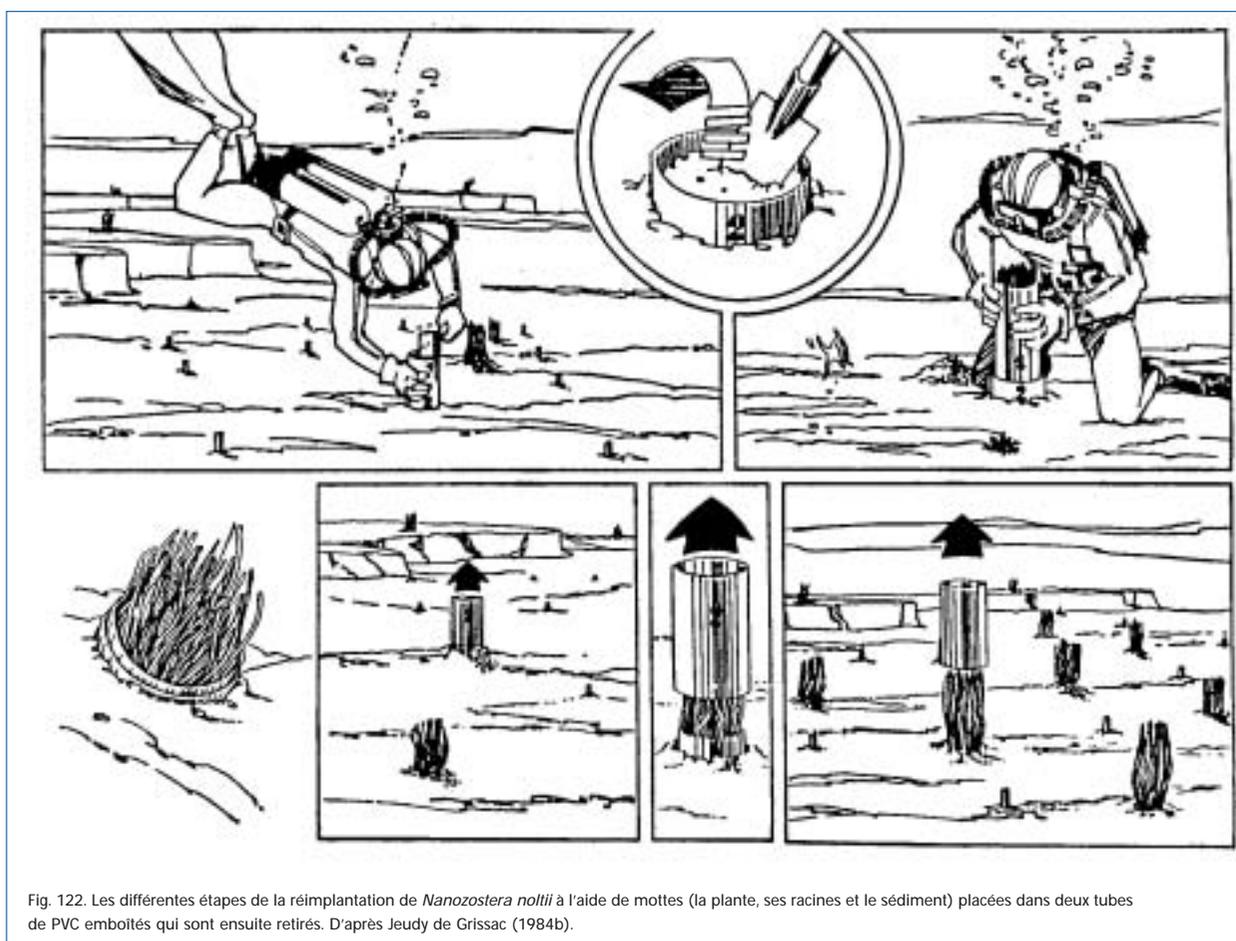
Les herbiers à *P. oceanica* sont très vulnérables aux impacts anthropiques (voir Chap. 4). Leur **régression** a été considérable, en particulier au voisinage des grands centres urbains, industriels et portuaires (Bourcier *et al.*, 1979 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Meinesz et Lefèvre, 1984 ; Pérès, 1984 ; Ramos-Esplá, 1984 ; Blanc et Jeudy de Grissac, 1989 ; Shepherd *et al.*, 1989 ; Meinesz *et al.*, 1991b ; Boudouresque *et al.*, 1995a ; Peirano et Bianchi, 1995 ; Pasqualini *et al.*, 1999 ; Orth, 2000 ; Pergent-Martini et Pasqualini, 2000).

La **recolonisation naturelle** des écosystèmes à Magnoliophytes marines, **lorsque les causes de leur destruction ont cessé d'agir**, est lente à très lente. En Australie, la progression horizontale des rhizomes de *Posidonia australis* et *P. sinuosa* est de 8-26 et 8-15cm/an, respectivement (West *et al.*, 1989 ; Cambridge *et al.*, 2000). La progression horizontale moyenne d'un front d'herbier à *P. oceanica* ne dépasserait pas 3 à 4cm/an (Meinesz et Lefèvre, 1984). Près de Marseille, une surface de 1.13ha détruite par une bombe en 1942 n'a pas encore été entièrement recolonisée en 1999, soit 57 ans après : il reste 0.39ha de sable sans *P. oceanica* (voir fig. 104 ; Pergent-Martini, 1994 ; Pergent-Martini et Pasqualini, 2000). Par ailleurs, la cessation d'un impact n'implique pas que la recolonisation commence immédiatement. A Menorca (Baléares), 3 ans après l'arrêt des activités d'une ferme aquacole, la régression de *P. oceanica* se poursuit. Cette persistance pourrait être liée au stockage de matière organique dans le sédiment de la "matte" (Delgado *et al.*, 1999). En Région Provence-Alpes-Côte d'Azur (Méditerranée française), le RSP (Réseau de Surveillance Posidonie) a mis en évidence une augmentation du nombre de limites d'herbier en progression, depuis que la quasi-totalité des eaux usées passent par une station d'épuration, mais de nombreux herbiers continuent à régresser (Boudouresque *et al.*, 2000 ; Charbonnel *et al.*, 2003).

C'est l'importance de la régression des herbiers de Magnoliophytes marines, jointe à la lenteur de la recolonisation naturelle, qui a conduit à l'idée qu'il pouvait être nécessaire de procéder à des **réimplantations** (Meinesz *et al.*, 1990b, 1991a ; Cinelli, 1991 ; Molenaar et Meinesz, 1992c, 1992d ; Calumpong et Fonseca, 2001). Les premières tentatives de réimplantation de Magnoliophytes marines datent de 1947. Elles ont été réalisées sur la côte Est des Etats-Unis et concernent *Zostera marina* (Addy, 1947a, 1947b). Par la suite, sur les côtes Est et Sud-Est des Etats-Unis, on a tenté de réimplanter, dans des zones peu profondes (moins de 6m), toute une série d'espèces, principalement *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* et *Zostera marina* (Thorhaug, 1979 ; Fonseca *et al.*, 1982b, 1982c ; Meinesz *et al.*, 1990b ; Sheridan *et al.*, 1998). En Floride (USA), on a réimplanté avec succès *Thalassia testudinum*, à partir de graines, dans un site où l'espèce avait été détruite par une pollution thermique ; 4 ans après

le semi, on a même observé la floraison et la fructification de l'herbier reconstitué (Thorhaug, 1979). Au Japon, de nombreuses tentatives ont été faites pour reconstituer des herbiers de *Zostera marina*, à partir de graines germées en aquarium (Kawasaki *et al.*, 1988), ou de boutures.

On parle de **réétablissement** (= réintroduction; ou réimplantation dans le cas des végétaux) lorsqu'une espèce est réintroduite dans une région où elle a existé dans le passé, et d'où elle a disparu du fait de l'homme. On parle de **renforcement des populations** quand on relâche ou replante des individus d'une espèce menacée dans une région d'où elle n'a pas disparu, mais où ses effectifs sont considérés comme trop bas. Les réimplantations de Magnoliophytes marines dont il sera question ici correspondent donc en fait à un renforcement de populations. Pour ne pas aller à l'encontre de l'usage établi, nous avons toutefois choisi d'utiliser ci-dessous le terme de réimplantation.



15.2. LES TECHNIQUES DE RÉIMPLANTATION

En Méditerranée, des essais de réimplantation de *Cymodocea nodosa* et de *Nanozostera noltii*, par transplantation de **mottes** ont été effectués dans, les Bouches-du-Rhône, le Var et les Alpes-Maritimes (France) (Fig. 122 ; Meinesz, 1976, 1978 ; Meinesz et Verlaque, 1979 ; Jeudy de Grissac, 1984b). Dans la lagune de Venise (Italie), des expériences de transplantation de *Zostera marina*, *Nanozostera noltii* et *Cymodocea nodosa* ont donné de premiers résultats intéressants (Curiel *et al.*, 1994 ; Rismondo *et al.*, 1995 ; Faccioli, 1996). C'est toutefois *Posidonia oceanica* qui a donné lieu au plus grand nombre de travaux (Meinesz *et al.*, 1990b).

Les techniques¹¹³ mises au point pour la réimplantation des Magnoliophytes marines sont nombreuses (e.g. Phillips, 1980b ; Lewis, 1987 ; Meinesz *et al.*, 1990b ; Cinelli, 1991 ; Piazzzi et Cinelli, 1995 ; Calumpong et Fonseca, 2001) et comportent : **(i)** La mise en place de **dalles en ciment** percées de trous dans lesquels sont placées les boutures (Maggi, 1973). **(ii)** La mise en place de **cadres en ciment** au centre desquels sont placées un grand nombre de boutures retenues par un grillage (Fig. 123 ; Cooper, 1976 ; Giaccone et Calvo, 1980 ; Cooper, 1982 ; Chessa et Fresi, 1994). **(iii)** Des **grillages plastiques** ou métalliques, posés à plat sur le fond, sur lesquels sont fixées les boutures (Larkum, 1976 ; Molenaar et Meinesz, 1992a, 1992b ; Molenaar *et al.*, 1993 ; Piazzzi et Cinelli, 1995 ; Piazzzi *et al.*, 1998, 2000). **(iv)** Des systèmes de fixation des boutures directement sur le fond au moyen de **piquets** ("tuteurs") ou de **crochets** (Fig. 124 ; Fonseca *et al.*, 1982c ; Molenaar, 1992 ; Charbonnel *et al.*, 1995f ; Rismondo *et al.*, 1995 ; Davis et Short, 1997). **(v)** Le creusement de trous dans lesquels sont placés des blocs de "matte" (**mottes**) (Fig. 122 ; Addy, 1947a ; Phillips, 1980a ; Noten, 1983 ; Jeudy de Grissac, 1984b ; Dennison et Alberte, 1986 ; Chessa et Fresi, 1994 ; Rismondo *et al.*, 1995 ; Faccioli, 1996) ; en Australie, une machine amphibie pesant 3t (ECOSUB1) a été mise au point pour prélever des mottes puis les planter (Paling *et al.*, 2001a, 2001b ; Calumpong et Fonseca, 2001 ; Paling *et al.*, 2003). **(vi)** Des **filets** en matière biodégradable (Fonseca *et al.*, 1979 ; Kenworthy *et al.*, 1980). Et enfin **(vii)** La mise en place de jeunes individus (**plantules**) ayant germé en laboratoire (Addy, 1947a ; Cooper, 1976 ; Thorhaug, 1979 ; Lewis et Phillips, 1980 ; Kawasaki *et al.*, 1988 ; Piazzzi et Cinelli, 1995 ; Balestri *et al.*, 1998 ; Piazzzi *et al.*, 2000).

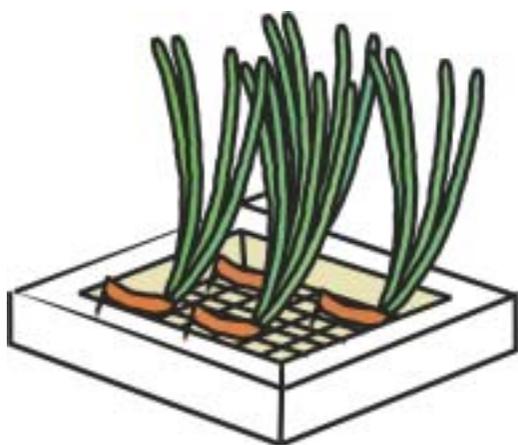


Fig. 123. Un cadre en ciment de type "Cooper®", avec des boutures de *Posidonia oceanica*. Dessin d'après Boudouresque (2001).

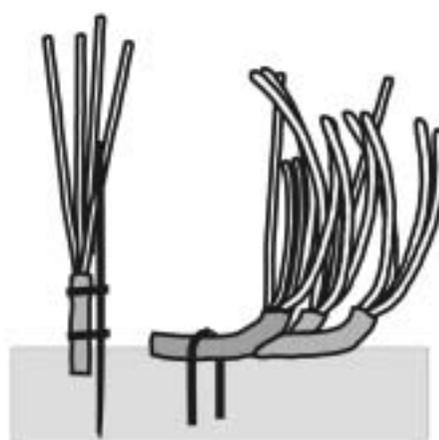


Fig. 124. Bouture orthotrope (à gauche; fixée à un tuteur) et plagiotrope (à droite, 3 faisceaux de feuilles ; fixée par un crochet) de *Posidonia oceanica*. Technique Université de Nice-Sophia Antipolis®. Dessin d'après Boudouresque (2001).

Les techniques ne comportant pas la mise en place de structures en ciment sont préférables dans la mesure où, en cas d'échec, il n'y a pas d'impact sur l'environnement (Jeudy de Grissac, 1984b).

Les **boutures** sont soit des rhizomes en épave (Cooper, 1976, 1982 ; Sougy, 1996), soit des rhizomes prélevés dans des herbiers vivants. Les boutures en épave présentent l'avantage d'être disponibles par dizaines de milliers, produites naturellement par l'hydrodynamisme, alors que leurs chances de réimplantation naturelle sont infimes (Meinesz et Lefèvre, 1984). Quant au prélèvement des boutures dans les herbiers vivants, l'intérêt est que l'on connaît exactement leur provenance (profondeur), que l'on peut déterminer le nombre de faisceaux par bouture et le type

¹¹³ Certaines de ces techniques ont fait l'objet de brevets. Leur utilisation ne tombe donc pas dans le Domaine Public.

des rhizomes (plagiotropes ou orthotropes), et ainsi optimiser les conditions de la réimplantation (voir plus bas). Dans les pays où *Posidonia oceanica* est une espèce protégée, le prélèvement de boutures, en épave ou non, est interdit et donc soumis à des autorisations spécifiques.

La meilleure **saison** de transplantation de *Posidonia oceanica*, pour la survie et le développement des boutures, est le printemps pour les boutures plagiotropes (rhizomes rampants; Fig. 124), avec un taux moyen de survie de 92% (après 3 ans) et l'automne pour les boutures initialement orthotropes (rhizomes dressés), avec un taux de survie de 45% (Molenaar, 1992 ; Meinesz *et al.*, 1992). Les boutures **plagiotropes** donnent de meilleurs résultats (74-76% de survie en moyenne) que les boutures orthotropes (30-60% de survie), et leur croissance est plus rapide (Meinesz *et al.*, 1992 ; Molenaar *et al.*, 1993 ; Piazzini et Cinelli, 1995 ; Piazzini *et al.*, 1998, 2000). Pour les boutures orthotropes, la **longueur** optimale du rhizome est de 10-15cm (Meinesz *et al.*, 1992). Les boutures provenant des **profondeurs** donnent de meilleurs résultats que celles provenant d'herbiers superficiels (Molenaar et Meinesz, 1992a ; Chessa et Fresi, 1994 ; Génot *et al.*, 1994). Par ailleurs, il y a intérêt à ce que les boutures soient disposées à **proximité** (5 à 10cm) les unes des autres (Molenaar et Meinesz, 1993, 1995). Le taux de survie dépend du **substratum** : dans le cas de plantules issus de graines, il est après 3 ans de 68% sur "matte morte", contre 0% sur fond de galets (Balestri *et al.*, 1998). Chez *Thalassia testudinum*, en revanche, les réimplantations à partir de graines ont donné de mauvais résultats (Thoraug, 1974).

Chez certaines espèces (e.g. *Zostera marina*), des boutures provenant de **sites éloignés** n'ont pas donné de bons résultats. La raison pourrait résider dans le fait qu'elles présentent de petites différences génétiques qui les rendent moins adaptées au site de réimplantation que les souches indigènes (Hartog, 2000). Par contre, chez *Posidonia oceanica*, des transplantations de boutures provenant de sites très éloignés ont donné de très bons résultats (Meinesz *et al.*, 1993).

Si l'on prend en compte, dans la transplantation, tous les éléments mentionnés ci-dessus, le taux de survie des boutures de *Posidonia oceanica* peut être très bon : par exemple 84% après 4 ans dans la baie du Prado à Marseille (Niéri *et al.*, 1991 ; Charbonnel *et al.*, 1994a, 1995e). Mais la recolonisation est toutefois **lente** : sur ce même site du Prado, le nombre total de faisceaux de feuilles (environ 1240) ne diffère pas significativement entre 1991 et 1993 ; leur accroissement sur les boutures survivantes a simplement compensé la réduction du nombre des boutures (Tabl. XX). Ce n'est qu'à partir de la troisième ou de la quatrième année que l'accroissement par rapport au nombre de faisceaux initialement réimplanté devient significatif (Tabl. XX et Fig. 125 ; Charbonnel *et al.*, 1995e).

Des réimplantations de *P. oceanica*, généralement expérimentales, totalisant plus de 150000 boutures, ont été effectuées en particulier à Marseille, Toulon, Hyères, Port-Cros, Cannes, Golfe-Juan, Nice, Villefranche-sur-Mer, Galeria et aux îles Lavezzi (France) (Maggi, 1973 ; Cooper, 1976 ; Loques *et al.*, 1989 ; Molenaar *et al.*, 1989 ; Molenaar et Meinesz, 1991 ; Niéri *et al.*, 1991 ; Molenaar et Meinesz, 1992b, 1992c, 1992d, 1993 ; Meinesz *et al.*, 1993 ; Molenaar *et al.*, 1993 ; Génot *et al.*, 1994 ; Molenaar et Meinesz, 1995), à Monaco (Sougy, 1996), en Toscane (Piazzini *et al.*, 1998), au Nord de Civitavecchia (Piazzini et Cinelli, 1995), à Naples (Cinelli, 1980 ; Chessa et Fresi, 1994), en Sardaigne (Chessa et Fresi, 1994) et en Sicile (Italie) ; (Giaccone et Calvo, 1980). Ces réimplantations ont toutefois une ampleur très limitée si on les compare à celles de *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii* et *Syringodium filiforme* qui ont été réalisées dans le Sud-Est des USA. Lewis (1987) y cite 13 grandes opérations, dont la plus importante concerne une surface de 49ha. Au Japon, de nombreuses campagnes de réimplantation à grande échelle de *Zostera marina* ont également été réalisées (Kawasaki *et al.*, 1988).

Tableau XX. Expérience de réimplantation de *Posidonia oceanica* dans la baie du Prado (Marseille, France), utilisant la méthode brevetée par l'Université de Nice-Sophia Antipolis. Evolution du nombre de boutures et du nombre total de faisceaux de feuilles (une bouture en comporte plusieurs) entre 1991, date de la réimplantation et 1995. dm = donnée manquante. D'après Charbonnel et al. (1994b, 1995e), modifié, in Boudouresque (2001).

Stations	Nombre de boutures initial (1991)	Taux de survie des boutures (1993)	Taux de survie des boutures (1995)	Nombre moyen de faisceaux par bouture (1991)	Nombre moyen de faisceaux par bouture (1993)	Nombre moyen de faisceaux par bouture (1995)	Nombre total de faisceaux (1991)	Nombre total de faisceaux (1993)	Nombre total de faisceaux (1995)
1	132	84%	dm	2.9	2.7	dm	383	299	dm
2	100	85%	dm	2.9	3.4	dm	290	289	dm
3	139	89%	84%	2.8	3.1	6.4	389	384	747
4	100	87%	84%	2.8	3.1	5.2	280	270	437

Campbell (2000) considère qu'une opération de réimplantation est un succès si le taux de survie des implants est d'au moins 50% et si le taux de progression des rhizomes est d'au moins 50%. Sur l'ensemble des opérations réalisées, le taux de succès a été de moins de 50% aux USA et de moins de 22% en Australie (Fonseca *et al.*, 1996 ; Campbell, 2000). En Méditerranée, il est difficile d'apprécier avec précision le taux de succès. En effet, la majorité des opérations citées dans la littérature sont des essais expérimentaux, avec dans certains cas arrachage des boutures transplantées en fin d'expérience pour l'analyse des caractéristiques de leur croissance. Par ailleurs, la plupart des opérations de transplantation n'ont pas fait l'objet d'une évaluation, plusieurs années après leur réalisation. Nous l'évaluons empiriquement aux alentours de 30-40% (Boudouresque, 2001).

15.3. LA MISE EN ŒUVRE DE LA RESTAURATION DES HERBIERS

On désigne sous le terme de **mitigation** (ou mesures compensatoires, ou encore mesures d'accompagnement) les mesures destinées à atténuer les effets de l'impact de l'homme sur l'environnement, à en compenser les effets, ou à restaurer une situation antérieure. La création d'Aires Marines Protégées (AMP), la mise en place de récifs artificiels, l'optimisation des enrochements artificiels, le renforcement des populations d'une espèce (réimplantation de Magnoliophytes marines par exemple), peuvent ainsi constituer des mesures de mitigation (Boudouresque, 2001). Le concept de mitigation doit toutefois être utilisé avec la plus grande prudence : le risque existe en effet que la mitigation soit utilisée comme un alibi permettant de poursuivre des aménagements destructeurs, en trompant le public et en donnant bonne conscience aux élus. Il doit être en effet bien clair qu'il n'existe pas de compensation réelle à un aménagement ; **la destruction d'un herbier à *Posidonia oceanica***, par recouvrement sous un ouvrage, **est irréversible**, car c'est le biotope qui a été détruit définitivement. La mitigation doit donc être considérée uniquement comme une tentative de restauration approximative de ce qui a été détruit dans le passé, et non comme la justification de nouvelles destructions par d'hypothétiques compensations (Boudouresque, 2000). Par ailleurs, les mesures de compensation annoncées au moment d'une décision d'aménagement n'engagent pas légalement la société d'aménagement, qui n'a généralement pas autorité (juridique et financière) pour les mettre en oeuvre. Oliver (1993) cite le cas très instructif de l'aménagement du littoral Languedoc-Roussillon ; en 1978, la Mission Interministérielle pour l'aménagement du littoral du Languedoc-Roussillon (France) avait accepté le principe de la création d'une quinzaine de "Zones de Protection Biologique" ou de "Réserves Naturelles", en compensation des aménagements prévus ; le CNPN (Conseil National de Protection de la Nature, Ministère de l'Environnement, France) avait approuvé ces mesures de mitigation. En réalité, la création de

Réserves Naturelles ne pouvait échapper à la procédure normale, dans laquelle les collectivités territoriales jouent un rôle déterminant ; en outre, la Mission Interministérielle a disparu une fois les aménagements réalisés ; 20 ans plus tard, seuls 3 sites (sur la quinzaine prévue) bénéficiaient d'une protection.

La mise au point des techniques de réimplantation des Magnoliophytes marines, puis leurs mises en œuvre, apparaissent comme des nécessités. La régénération naturelle des herbiers est en effet très lente, et il peut s'avérer nécessaire, dans les secteurs où la régression a été considérable, d'accélérer la régénération naturelle par des réimplantations. Toutefois, il convient de s'assurer au préalable que les causes de la régression ont cessé d'agir (Fig. 126). Les contraintes propres au milieu marin rendent en effet ces réimplantations relativement coûteuses : par exemple 250 à 500 homme-heures, soit 30000 à 45000\$⁽¹¹⁴⁾, pour la réimplantation d'un hectare de *Zostera marina* (Thorhaug et Austin, 1976 ; Fonseca *et al.*, 1979, 1982a, 1982b, 1998 ; Chessa et Fresi, 1994). Il ne serait donc pas très cohérent d'essayer de régénérer 1 ou 2ha d'herbier (au bout de 50 à 100 ans, peut-être plus, dans le cas de *Posidonia oceanica*) dans un secteur ou plusieurs hectares d'herbier continuant à disparaître chaque année du fait des activités humaines. Au total, les réimplantations doivent s'intégrer dans une stratégie globale de gestion des herbiers à l'échelle d'une baie ou d'une région (Campbell, 2000 ; Hartog, 2000 ; Orth, 2000). Cette stratégie doit prendre en compte les éléments suivants (Fig. 126 ; Boudouresque *et al.*, 1994a, 2000) : **(i)** Surface totale des herbiers existant. **(ii)** Surface perdue chaque année du fait de la régression et causes de cette régression. **(iii)** Surface gagnée chaque année du fait de la régénération naturelle (si elle existe). **(iv)** Surface que l'on peut espérer gagner par réimplantation, avec un échéancier à 10, 20 et 50 ans. **(v)** Coût des réimplantations, et comparaison des effets d'un investissement identique alternatif dans la maîtrise des causes de la régression (épuration des eaux, mise en place de récifs anti-chaluts, mise en place de mouillages organisés pour les bateaux de plaisance, création d'Aires Marines Protégées, etc.). Par ailleurs, il convient de s'assurer que la population de Magnoliophytes approvisionnant la réimplantation soit aussi proche que possible de la population disparue¹¹⁵, d'un point de vue géographique, écologique et génétique (Lambinon, 1994 ; Hartog, 2000). **(vi)** Enfin, en tout état de cause, un essai portant sur un lot témoin restreint, suivi pendant 3 années au moins, est nécessaire. Seul un résultat favorable peut justifier une opération à grande échelle (Boudouresque, 2001).

La mise au point des techniques de réimplantation des Magnoliophytes marines, puis leurs mises en œuvre, apparaissent comme des nécessités. La régénération naturelle des herbiers est en effet très lente, et il peut s'avérer nécessaire, dans les secteurs où la régression a été considérable, d'accélérer la régénération naturelle par des réimplantations. Toutefois, il convient de s'assurer au préalable que les causes de la régression ont cessé d'agir (Fig. 126). Les contraintes propres au milieu marin rendent en effet ces réimplantations relativement coûteuses : par exemple 250 à 500 homme-heures, soit 30000 à 45000\$⁽¹¹⁴⁾, pour la réimplantation d'un hectare de *Zostera marina* (Thorhaug et Austin, 1976 ; Fonseca *et al.*, 1979, 1982a, 1982b, 1998 ; Chessa et Fresi, 1994). Il ne serait donc pas très cohérent d'essayer de régénérer 1 ou 2ha d'herbier (au bout de 50 à 100 ans, peut-être plus, dans le cas de *Posidonia oceanica*) dans un secteur ou plusieurs hectares d'herbier continuant à disparaître chaque année du fait des activités humaines.

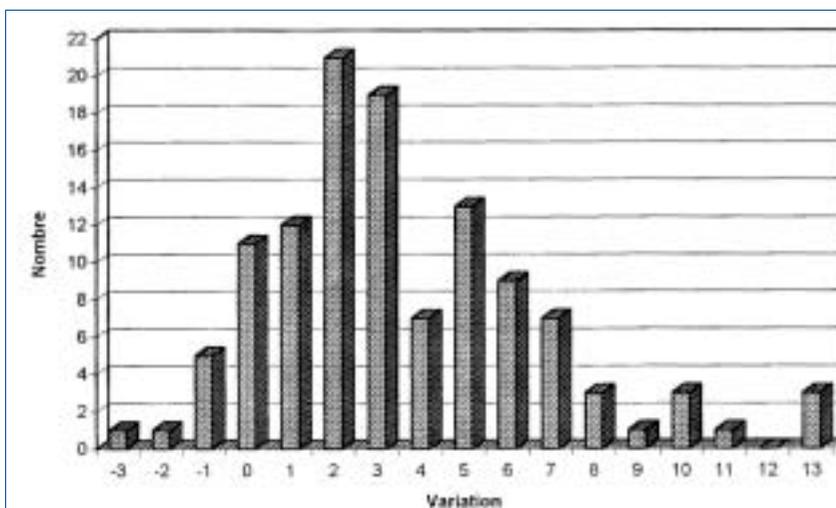


Fig. 125. Expérience de réimplantation de *Posidonia oceanica* dans la baie du Prado (Marseille, France) : évolution du nombre de faisceaux de feuilles par bouture (-3 à +13), par rapport au nombre initial de faisceaux par bouture, entre 1991 (date de la réimplantation) et 1995, pour les 117 boutures survivantes (139 plantées). D'après Charbonnel *et al.* (1995e).

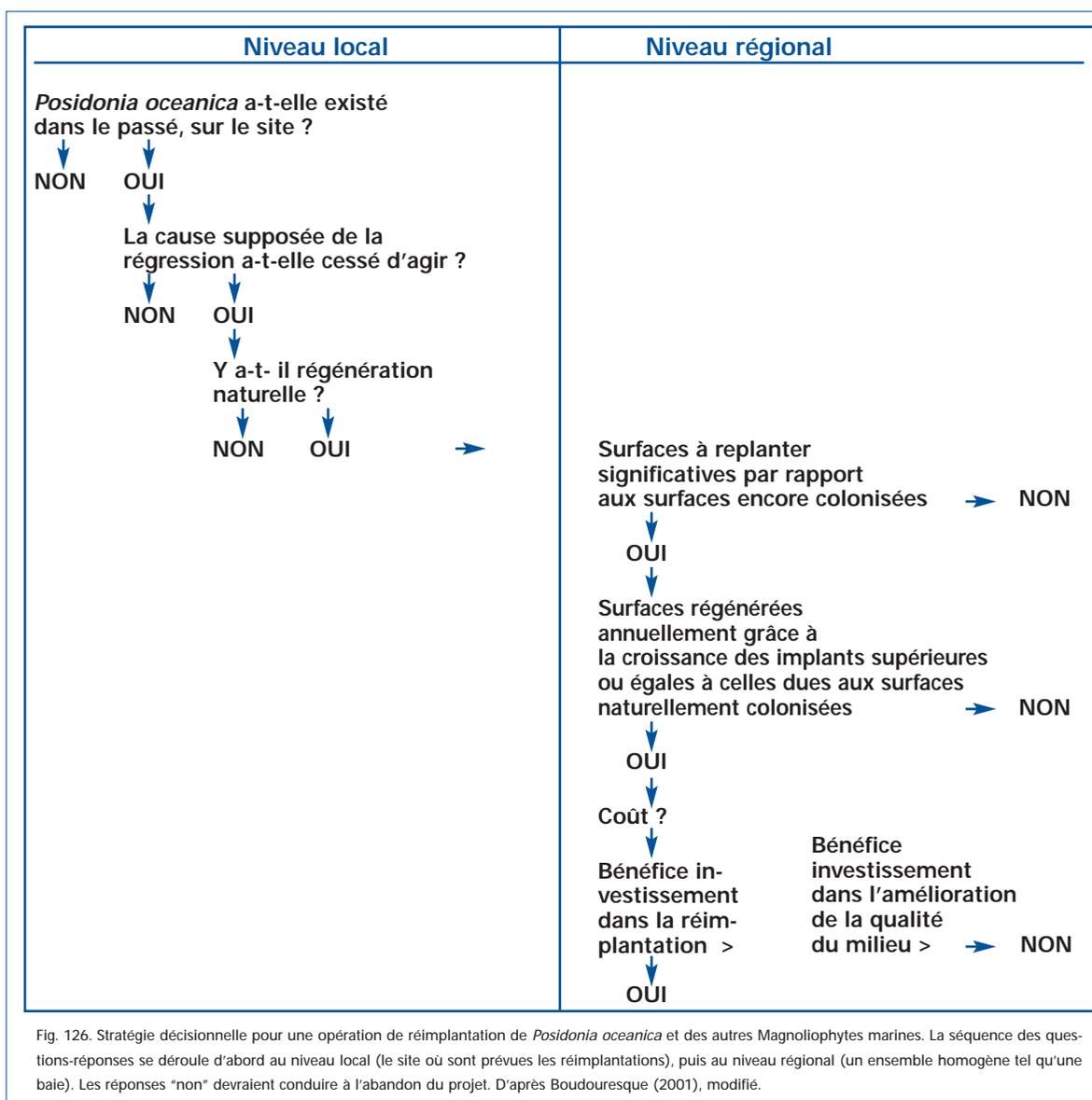
Il existe malheureusement un risque sérieux que la possibilité technique de réimplanter soit détournée de ses objectifs pour **servir d'alibi à de nouvelles destructions** (Fonseca *et al.*, 1979, 1987). Les réimplantations de *Posidonia oceanica*, en Méditerranée, offrent effectivement de nombreux exemples où l'on a "planté pour planter", sans aucune stratégie d'ensemble, au gré des sollicitations d'élus locaux

Il existe malheureusement un risque sérieux que la possibilité technique de réimplanter soit détournée de ses objectifs pour **servir d'alibi à de nouvelles destructions** (Fonseca *et al.*, 1979, 1987). Les réimplantations de *Posidonia oceanica*, en Méditerranée, offrent effectivement de nombreux exemples où l'on a "planté pour planter", sans aucune stratégie d'ensemble, au gré des sollicitations d'élus locaux

¹¹⁴ Dollars : valeur à la fin des années 1970, non corrigée en fonction de la valeur actuelle du dollar.

¹¹⁵ Ce point ne concerne peut-être pas le cas particulier de *Posidonia oceanica* (Meinesz *et al.*, 1993).

(Boudouresque *et al.*, 1994a, 2000). **(i)** On a planté dans des secteurs où *P. oceanica* n'existe pas naturellement, et semble ne jamais avoir existé : quelle justification y a-t-il à tenter de remplacer un fond de sable infralittoral (qui n'a rien d'un désert biologique, ce que le public ne sait pas toujours) par quelques touffes de *P. oceanica* ? **(ii)** On a planté dans des zones où la régression de l'herbier se poursuit rapidement. **(iii)** A Cannes (Alpes-Maritimes), une partie des réimplantations a été effectuée dans un herbier à *Cymodocea nodosa*, une autre Magnoliophyte marine qui, comme *P. oceanica*, est protégée par la Loi en France (Arrêté du 19 juillet 1988) ; détruire une espèce protégée pour la remplacer par une autre espèce protégée ne constitue pas une stratégie bien cohérente. **(iv)** Plus grave, des réimplantations de *P. oceanica* ont été proposées comme mesure compensatoire dans le cadre de projets de construction ou d'agrandissement de ports de plaisance. C'est le cas par exemple du projet d'agrandissement du port de Sanary-sur-Mer : en compensation à la destruction (certaine) d'une importante surface d'herbier, il était prévu de planter quelques milliers de boutures dans une zone où, de plus, rien n'indiquait que des herbiers aient existé dans le passé, ni que *P. oceanica* soit capable de s'y maintenir. Quoi qu'il en soit, en France, du fait de la protection légale de *Posidonia oceanica*, les opérations de réimplantation, qui impliquent la récolte et le transport de boutures, ne sont pas autorisées par le Ministère de l'Environnement ; les seules dérogations qui aient été accordées concernent la recherche scientifique (Boudouresque *et al.*, 1994a, 2000).



15.4. UN CODE DE BONNE CONDUITE

Afin d'éviter que les techniques de réimplantation de *Posidonia oceanica* ne servent d'alibi à la poursuite de la destruction des herbiers existants, un code de bonne conduite a été proposé, à la demande du Ministère français de l'Environnement (Boudouresque *et al.*, 1994a, 2000). Ses principes sont les suivants :

(1) Le site précis et le biotope de réimplantation doivent avoir été autrefois occupés par *P. oceanica*¹¹⁶.

(2) Les causes de la disparition de *P. oceanica* (pollutions, chalutages, ancrages, etc.), dans le site où est envisagée une réimplantation, doivent avoir cessé d'agir. On doit donc démontrer, préalablement à toute réimplantation, que les herbiers ou les touffes isolées de *P. oceanica* les plus proches du site de réimplantation ont amorcé un processus de recolonisation naturelle.

(3) La réimplantation ne doit pas se faire à proximité d'herbiers très étendus. En effet, il est inutile d'ajouter quelques dizaines ou centaines de m² (0.001 à 0.01ha) à un herbier de plusieurs centaines ou milliers d'hectares¹¹⁷.

(4) La réimplantation ne peut se faire en compensation de la destruction d'un herbier. Pour éviter cette dérive, aucune réimplantation ne doit avoir lieu dans un rayon de 10km autour d'une destruction délibérée (dans le cadre d'un aménagement littoral), pendant une période de 10 ans.

(5) La réimplantation sur le site même d'une destruction provisoire devrait toutefois être possible, tout au moins dans les pays où la protection légale de *P. oceanica* ne s'y oppose pas. C'est le cas de la fermeture d'une tranchée ouverte à l'occasion de fouilles archéologiques, ou de l'ensouillage d'une canalisation (ou d'un câble) traversant un herbier.

(6) A l'exception du cas particulier qui précède (point 5), toute réimplantation de *P. oceanica* doit être précédée par une réimplantation expérimentale, portant sur quelques centaines de boutures ; un suivi scientifique, pendant 3 ans au moins, doit démontrer le succès de l'expérience pour que puisse être envisagée une opération à plus grande échelle.

(7) Le prélèvement des boutures destinées à la réimplantation ne doit pas mettre en péril les herbiers existants. Il doit donc être réparti sur une surface d'herbier importante (moins de 2 boutures/m²). L'utilisation de boutures-épaves, bien que donnant des résultats moins bons, ou de plantules nées de graines, peuvent également être envisagées.

(8) Enfin, les réimplantations doivent s'insérer dans une stratégie globale de gestion des herbiers à *Posidonia oceanica* de la région concernée (voir § 15.3).

Des protocoles de décision similaires, adaptés aux espèces et aux problèmes locaux, ont été élaborés aux USA (Fonseca *et al.*, 1996, 1998) et en Australie (Campbell, 2000 ; Calumpong et Fonseca, 2001).

¹¹⁶ Il convient toutefois de considérer le cas particulier d'un littoral profondément modifié par des aménagements lourds ayant modifié le biotope préexistant (modification du transfert des sédiments, détournement de cours d'eau, etc.). Dans ce cas, le nouveau biotope peut être testé, car il est susceptible d'être colonisé naturellement par *Posidonia oceanica*, au bout de plusieurs siècles, sans l'aide de l'homme. C'est le cas des plages de Nice (Alpes-Maritimes, France), où les conditions du milieu ont été bouleversées par la mise en place de 250ha de terre-plein, pour la construction de l'aéroport, avec déviation définitive du principal fleuve côtier des Alpes-Maritimes (le Var) et érosion rapide des plages. De même, des transplantations d'autres Magnoliophytes ont été effectuées avec succès dans des sites profondément modifiés par l'aménagement du littoral. C'est le cas de la plage artificielle de Beaulieu (Alpes-Maritimes) et de la zone de rejet de l'effluent thermique de Martigues-Ponteau (Bouches-du-Rhône, France) (Meinesz, 1976, 1978 ; Meinesz et Verlaque, 1979).

¹¹⁷ On peut toutefois considérer le cas particulier de sites à grande valeur patrimoniale (Aires Marines Protégées) ou pédagogique (sentiers sous-marins), où des réimplantations permettraient d'accélérer la recolonisation naturelle.

15.5. CONCLUSIONS

En dépit d'un effort de recherche considérable à l'échelle mondiale, les résultats concrets des réimplantations de Magnoliophytes marines restent contrastés. Il en résulte que la restauration des herbiers de Magnoliophytes marines ne peut pas encore être comparée à la reforestation, telle qu'elle est pratiquée dans le domaine continental. C'est aux USA et surtout au Japon, où les réimplantations se sont faites à une échelle plus importante qu'en Méditerranée, que les résultats sont les moins décevants. Cela s'explique par la croissance beaucoup plus rapide des espèces concernées, *Zostera marina*, *Thalassia testudinum* et surtout d'*Halodule wrightii* et de *Syringodium filiforme*, par rapport à *Posidonia oceanica*. De véritables herbiers, c'est-à-dire des surfaces de plusieurs hectares occupées de façon à peu près continue par des Magnoliophytes marines issues de transplantations, ont été reconstitués.

Concernant *Posidonia oceanica*, l'une des Magnoliophytes à croissance la plus lente au monde, les applications opérationnelles des résultats obtenus, à partir des réimplantations expérimentales effectuées, sont peu encourageantes. Plus de 25 ans après les premières réimplantations, il n'existe pas encore de véritable herbier reconstitué à partir de réimplantation.

Les coûts restent très élevés¹¹⁸, même si l'on peut penser qu'ils pourraient diminuer dans le cas d'opérations significatives de taille. En outre, le rapport coût/résultat des réimplantations ne semble pas compétitif par rapport à d'autres opérations de préservation de la qualité des milieux ou de restauration des écosystèmes littoraux.

Au total, la réimplantation de *Posidonia oceanica* ne constitue pas un outil pertinent de gestion des milieux littoraux méditerranéens, tout au moins en l'état actuel des connaissances et de l'état de l'environnement le long de la plupart des côtes méditerranéennes. Cette conclusion n'exclut pas que, dans quelques cas particuliers, la réimplantation puisse être envisagée ; elle devra dans ce cas être très solidement encadrée par le **code de bonne conduite** proposé plus haut (voir § 15.4) et par une réflexion globale sur la gestion intégrée des milieux littoraux, à l'échelle de régions de taille significative.

¹¹⁸ Le fait que les transplantations doivent être effectuées par des plongeurs professionnels explique en particulier l'importance des coûts.

16. LES MÉTHODES DE SURVEILLANCE DES HERBIERS À *POSIDONIA OCEANICA*

16.1. INTRODUCTION

L'objectif de la surveillance des herbiers à *Posidonia oceanica* est triple : **(i)** Surveiller un écosystème à grande valeur patrimoniale, mais vulnérable (voir Chap. 3 et 4), afin de détecter rapidement toute nouvelle régression. **(ii)** Utiliser cet écosystème comme un indicateur biologique de la qualité globale des milieux littoraux (voir Chap. 17). **(iii)** Mesurer l'efficacité d'une politique locale ou régionale en matière d'environnement littoral, la mise en service de stations d'épuration des eaux usées, l'amélioration du niveau d'épuration des eaux, la réduction des apports en polluants domestiques et industriels par les fleuves, la mise en place d'Aires Marines Protégées (AMP) et le gel des aménagements littoraux gagnés sur la mer (ports, réclamations, etc.) (Boudouresque *et al.*, 1990b, 1994a ; Charbonnel *et al.*, 1993 ; Pergent *et al.*, 1995 ; Boudouresque *et al.*, 2000 ; Sandulli, 2004).

16.2. LES OUTILS DE SURVEILLANCE

Les outils de surveillance des herbiers à *Posidonia oceanica* se situent à 3 échelles spatiales : **(i)** L'échelle de l'écosystème : cartographie, utilisation de photographies aériennes dans un but autre que la cartographie, mesure du recouvrement, transects permanents. **(ii)** L'échelle locale : mise en place de balises à la limite supérieure et/ou inférieure de l'herbier, carrés permanents. **(iii)** A l'échelle du faisceau ou de groupes de faisceaux de feuilles (micro-échelle) : densité des faisceaux, importance respective des faisceaux plagiotropes et orthotropes, déchaussement des rhizomes, granulométrie du sédiment, lépidochronologie, biométrie (longueur des feuilles, nombre de feuilles par faisceau, etc.), taux de couverture et biomasse des épiphytes. Ces outils ont été progressivement diversifiés et perfectionnés depuis les années 1980, en fonction de l'expérience tirée de leur mise en œuvre et des avancées de la recherche scientifique et technologique (Charbonnel *et al.*, 1993 ; Niéri *et al.*, 1993a ; Boudouresque *et al.*, 2000 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005).

Les méthodes de cartographie des herbiers de Magnoliophytes marines, et la gestion des données cartographiques dans des SIG (Systèmes d'Information Géographique), ont fait l'objet de très nombreuses publications (e.g. Augier et Boudouresque, 1970a, 1970b ; Meinesz *et al.*, 1981b ; Caloz et Collet, 1997 ; Lehmann et Lachavanne, 1997 ; Ward *et al.*, 1997 ; Dahdouh-Guebas *et al.*, 1999 ; McRea *et al.*, 1999 ; Stanbury et Starr, 1999 ; Bernard *et al.*, 2001 ; Denis *et al.*, 2001 ; McKenzie *et al.*, 2001 ; Pasqualini *et al.*, 2001 ; Kendrick *et al.*, 2002 ; Bianchi *et al.*, 2003 ; Bonhomme *et al.*, 2003a ; Denis *et al.*, 2003 ; Bianchi *et al.*, 2004 ; Leriche *et al.*, 2004) et sortent des objectifs du présent ouvrage. Nous vous renvoyons donc à ces travaux.

16.2.1. Les balisages

Un balisage est constitué par une douzaine de balises placées à la limite inférieure de l'herbier (une balise tous les 5m environ) ou à sa limite supérieure (tous les 5-15m) (Harmelin, 1976, 1977 ; Meinesz, 1977 ; Buia *et al.*, 2004). Une bouée est placée au-dessus de chaque balise, afin de rendre plus facile sa localisation en plongée (Fig. 127). Un piquet-photo de 0.5m de haut est placé à 1.5m de chaque balise, face à la limite de l'herbier.

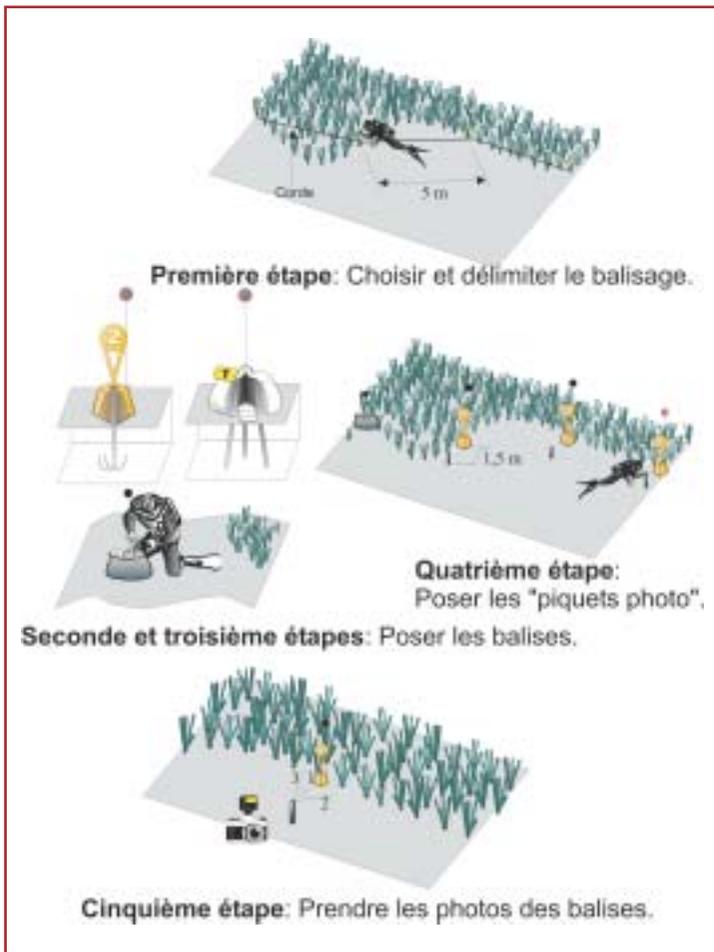


Fig. 127. Les 4 étapes de la mise en place d'un balisage à la limite d'un herbier à *Posidonia oceanica*. et du premier suivi photographique d'une balise (voir le texte). D'après Charbonnel *et al.* (2000b), modifié.

La mise en place d'un balisage se fait en 4 étapes (Fig. 127). **(i)** Le repérage de la limite, avec mise en place d'une corde. Quand la limite n'est pas nette, avec présence de taches isolées de *P. oceanica*, le choix de l'emplacement du balisage peut s'avérer difficile (Fig. 128). Il est préférable de laisser de côté les taches tout à fait isolées situées en avant d'une limite franche. Dans le cas où il n'existe pas de limite franche, mais uniquement des taches d'herbier plus ou moins espacées les unes des autres, le balisage passe de tache en tache, laissant également de côté les taches les plus isolées (Fig. 128). Quoi qu'il en soit, il convient de ne pas exagérer l'importance de ces problèmes de localisation : le but du balisage est de mettre en évidence la stabilité ou l'évolution des limites de l'herbier, et non pas de celles d'une tache particulière ; d'ailleurs, il est fréquent que l'herbier progresse au niveau de certaines balises et régresse au niveau d'autres balises, et c'est pour cette raison qu'un balisage est constitué d'une douzaine de balises. **(ii)** La descente et la fixation des balises (Fig. 127) ; cette fixation doit leur permettre de résister à l'hydrodynamisme et surtout aux chaluts. Toutefois, les sites

trop fréquemment soumis au chalutage sont à éviter. **(iii)** La mise en place des piquets-photo devant chaque balise. Un numéro est fixé sur chaque balise ; une plaque portant le numéro de la balise est également glissée sous elle¹¹⁹. **(iv)** Enfin, il est procédé au premier suivi photographique (point-zéro) (Fig. 127).

Lors du premier suivi photographique et des suivis ultérieurs, 3 photographies (une photo décentrée à gauche, une photo centrée, une photo décentrée à droite) sont prises de chaque balise et de l'herbier qui l'entoure, ainsi que d'une échelle graduée placée devant la balise (Fig. 129) ; les

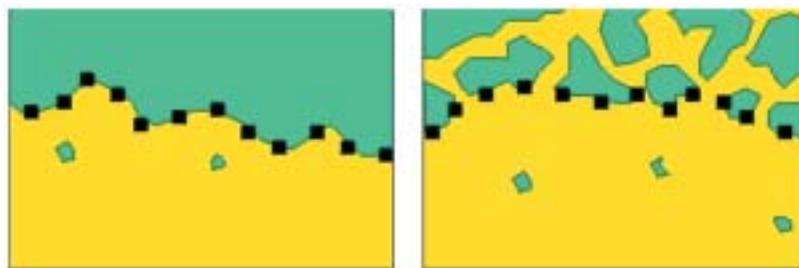


Fig. 128. Choix de la position d'un balisage, en limite d'herbier franche (à gauche) ou discontinue (à droite). En vert l'herbier, en jaune un fond meuble ou de "matte morte". Les carrés noirs correspondent aux balises (leur taille est exagérée). D'après C. F. Boudouresque (original).

¹¹⁹ Cette plaque glissée sous la balise permet de l'identifier plus facilement dans le cas où son numéro a été arraché par l'hydrodynamisme, ou par malveillance (plongeurs amateurs).

photographies sont prises depuis le sommet du piquet-photo au moyen d'un appareil équipé d'un objectif de 15 ou de 35mm (Charbonnel *et al.*, 2000b).

Le suivi des balisages est destiné à mettre en évidence la stabilité, la progression ou la régression de l'herbier, au niveau de chaque balise (Fig. 130). Les changements sont mesurés (au centimètre près). Lorsque des groupes de faisceaux (taches) sont bien individualisés, à proximité immédiate des balises, les faisceaux sont dénombrés dans ces taches.

Le recul de la limite de l'herbier peut être relativement rapide, de telle sorte qu'une balise peut se trouver à plusieurs mètres de la nouvelle limite. Les photographies deviennent alors difficilement interprétables, et la précision de la mesure *in situ* de la distance entre l'herbier et la balise diminue. Dans ce cas, une nouvelle balise doit être installée au niveau de la nouvelle position de la limite (Fig. 131).

La technique classique de prises de vues horizontales peut être complétée par une mosaïque de prises de vues verticales de la limite inférieure de l'herbier entre les balises (Fig. 132). Cette technique a été développée en Corse pour le Réseau de Surveillance Posidonie.

16.2.2. Le positionnement acoustique

Le positionnement acoustique (*acoustic positioning*) constitue une alternative intéressante à la mise en place de balises (voir § 16.2.1) (Descamp *et al.*, 2005). Une **balise acoustique** est mise en place au voisinage de la limite d'herbier à *Posidonia oceanica* que l'on se propose de surveiller (à moins de 100m de distance) (Fig. 142 ; Aquamètre D100®¹²⁰). Sa position doit être repérée très exactement pour que des retours ultérieurs soient possibles, par exemple par un "corps-mort" en ciment qui reste en place quand la balise acoustique est enlevée. La balise acoustique comporte 4 hydrophones qui détectent les signaux d'un **pointeur**. Le pointeur est utilisé par des plongeurs, qui le dirigent



Fig. 129. La balise n° 9, à la limite inférieure de l'herbier à *Posidonia oceanica*, à Golfe-Juan (Alpes-Maritimes, France), 31m de profondeur. 3 photos (décentrée à gauche, centrée, décentrée à droite) sont prises lors des plongées de suivi. Photos A. Meinesz.

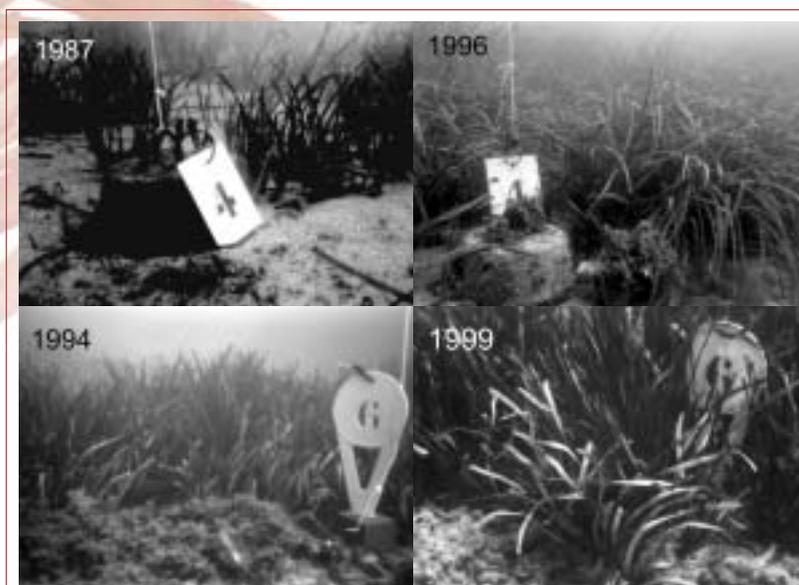


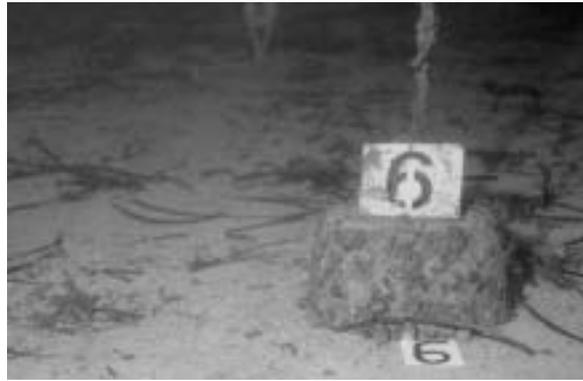
Fig. 130. La balise n° 4, à la limite inférieure de l'herbier à *Posidonia oceanica*, à Niolon (Bouches-du-Rhône, France), 26m de profondeur, en 1987 (à gauche) et en 1996 (à droite). Photos COEL 13.

La balise n° 6, à la limite supérieure de l'herbier à *P. oceanica*, à Cassis (Bouches-du-Rhône, France), 10m de profondeur, en 1994 (à gauche) et en 1999 (à droite). Photos E. Charbonnel. Dans les 2 cas, l'herbier est en progression.

120 PLSM, Paris, France.



Fig. 131. Balise n° 6, à la limite inférieure de l'herbier à *Posidonia oceanica*, à Saint-Tropez (Var, France), 36m de profondeur. En 2000, la régression de l'herbier est déjà nette, mais des faisceaux de Posidonie sont encore présents autour de la balise.



En 2002, la régression s'est poursuivie, les faisceaux isolés autour de la balise (au premier plan) ont disparu. Une nouvelle balise a été mise en place (flèche). Photos E. Charbonnel (GIS Posidonie).



Fig. 132. Mosaïque de prises de vues verticales, entre deux balises, à la limite inférieure de l'herbier des Lavezzi (-31m). Photos G. Pergent.

vers les points de la limite de l'herbier à *P. oceanica* dont ils souhaitent enregistrer la position. La précision du positionnement est comprise entre 2 et 20cm. Cette précision est théorique, car elle ne prend pas en compte les erreurs de positionnement lors du retour ultérieur, dues (en particulier) au nouveau positionnement de la balise acoustique sur le "corps-mort" (Descamp *et al.*, 2005). Quoiqu'il en soit, cette méthode permet de tracer la limite d'un herbier avec de très nombreux points, et non pas seulement à partir d'une dizaine de balises (voir § 16.2.1). Pour le moment, malgré son très grand intérêt, cette méthode est expérimentale (mais voir § 16.3.3).

16.2.3. Mesure du recouvrement et de la densité des faisceaux

Le **recouvrement** est le pourcentage moyen du substrat couvert (en projection verticale) par l'herbier à *Posidonia oceanica* (quelle que soit la densité des faisceaux au sein de l'herbier ou des taches de *P. oceanica*), par rapport à la surface totale du secteur considéré (sable, vase, peuplements algaux de substrat dur, "matte morte" et herbier vivant). Dans les herbiers peu profonds et sains, le recouvrement peut être élevé (80-100%). Au contraire, en limite inférieure de l'herbier sain et dans les herbiers soumis à un fort impact humain, le recouvrement est habituellement faible (entre 5 et 40%) (Pergent *et al.*, 1995 ; Charbonnel *et al.*, 2000b), mais il peut y avoir des exceptions (voir plus loin).

Le recouvrement est mesuré au moyen d'une plaque en plastique translucide de 30x30cm, divisée en 9 carrés de 10cm de côté. Le plongeur nage à 3m au-dessus du fond en tenant la plaque à l'extrémité de ses bras et compte le nombre de carrés occupés (plus ou moins complètement) par *P. oceanica* (Fig. 133). Il effectue 30 mesures, à intervalle à peu près régulier (par exemple un même nombre de coups de palme). La reproductibilité est bonne¹²¹.

La proportion CI (*Conservation Index*) de "mattes mortes" par rapport à l'herbier vivant à *P. oceanica*, dans un secteur donné, a été proposée pour servir d'indicateur des perturbations d'origine anthropique. $CI = L/(L+D)$, où L est la surface d'herbier vivant et D celle des "mattes mortes".

4 classes de CI sont considérées (Moreno *et al.*, 2001) :

- (1) $CI < (x - 1/2 s)$
- (2) CI entre $(x - 1/2 s)$ et x
- (3) CI entre x et $(x + 1/2 s)$
- (4) $CI > (x + 1/2 s)$,

où x est la moyenne de CI dans le secteur considéré et s est la déviation standard.

Cet indice est toutefois à utiliser avec la plus extrême prudence : en effet, la présence de "mattes mortes" dans un herbier à *P. oceanica* peut être **d'origine naturelle** (voir § 2.5) (Leriche, 2004). Dans certains types d'herbier, par exemple dans l'herbier tigré, à très grande valeur patrimoniale, la surface des "mattes mortes" peut être largement supérieure à celle de l'herbier vivant. C'est en réalité l'évolution de CI au cours du temps, dans un secteur donné, qui traduit les perturbations d'origine anthropique, et non sa valeur absolue ou relative.

La **densité des faisceaux** est le nombre de faisceaux vivants de *P. oceanica* par unité de surface (Giraud, 1977a, 1977b ; Romero, 1986 ; Duarte et Kirkman, 2001 ; Buia *et al.*, 2004). Seules les zones effectivement couvertes par l'herbier (à l'exclusion donc des intermattes) sont prises en considération pour la mesure de cette densité (Giraud, 1977a, 1977b). Les mesures se font par comptage, en plongée, dans des quadrats de 20x20cm, disposés au hasard, avec au moins 30 répliques par site (Pergent-Martini et Pergent, 1996 ; Charbonnel *et al.*, 2000b). Des quadrats de plus grande taille (30x30cm ou 40x40cm, par exemple) sont parfois utilisés, mais ils accroissent l'erreur possible sur la mesure ; pour un même effort d'échantillonnage (temps passé en plongée), il est préférable d'utiliser de petits quadrats, qui permettent d'accroître le nombre de répliques¹²². Il est important de noter que la profondeur explique 54% de la **variabilité** de la densité des faisceaux : celle-ci diminue naturellement avec la profondeur (Tabl. XXI ; Pergent *et al.*, 1995). Par ailleurs, la variabilité de la densité des faisceaux est considérable, à courte et moyenne distance, au sein d'un herbier, de telle sorte que l'interprétation de ce paramètre est très délicate et nécessite la plus grande prudence (Panayotidis *et al.*, 1981 ; Balestri *et al.*, 2003 ; Leriche,

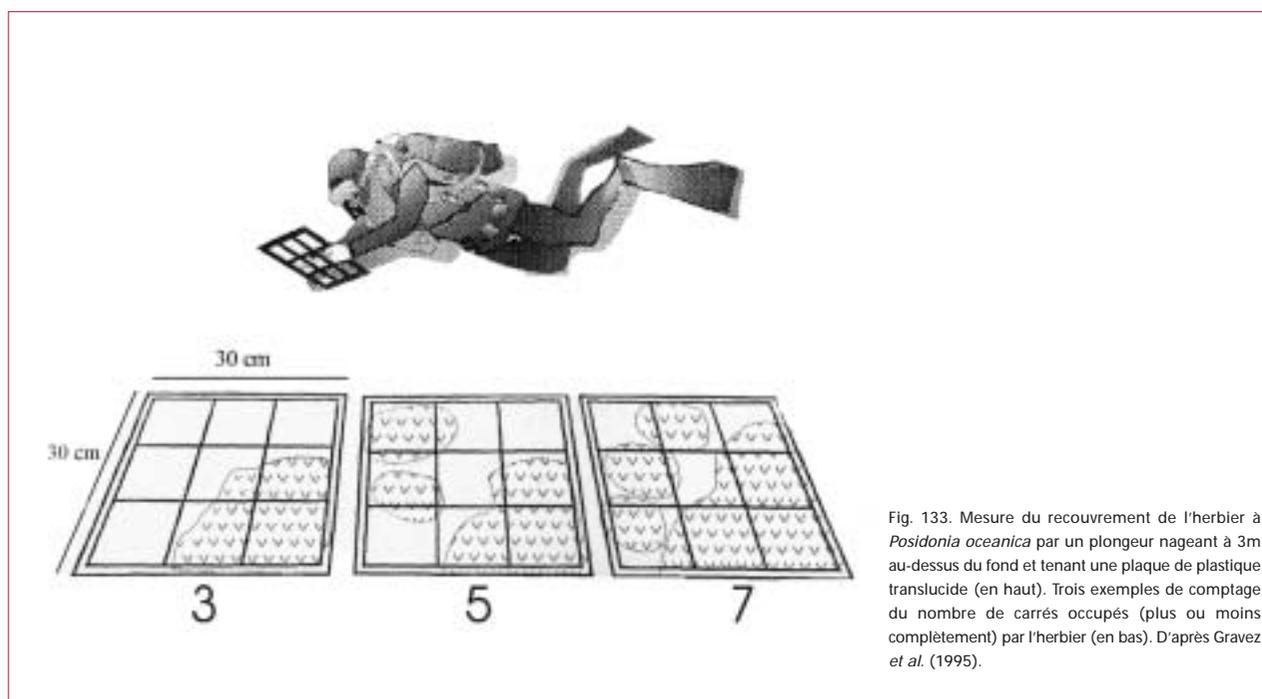


Fig. 133. Mesure du recouvrement de l'herbier à *Posidonia oceanica* par un plongeur nageant à 3m au-dessus du fond et tenant une plaque de plastique translucide (en haut). Trois exemples de comptage du nombre de carrés occupés (plus ou moins complètement) par l'herbier (en bas). D'après Gravez *et al.* (1995).

¹²¹ Un test ANOVA non-paramétrique de Kruskal-Wallis n'a pas décelé de différences significatives entre plongeurs (Gravez *et al.*, 1995).

¹²² Il est intéressant que le nombre de répliques soit aussi élevé que possible, dans le cadre de la comparaison de la densité moyenne en fonction du temps et de l'utilisation de tests statistiques (mais voir Romero, 1986).

2004). Afin d'éviter des interprétations naïves, nous suggérons qu'il ne soit pas utilisé en routine par les administrations en charge de l'environnement littoral.

Tableau XXI. Densité moyenne anormale, presque normale et normale des faisceaux de feuilles de *Posidonia oceanica*, en fonction de la profondeur, en Méditerranée Occidentale. D'après Pergent *et al.* (1995), modifié.

Profondeur (m)	Densité anormale	Densité presque normale	Densité normale
1	< 822	822-934	> 934
5	< 413	413-525	> 525
10	< 237	237-573	> 573
15	< 134	134-246	> 246
20	< 61	61-173	> 173
25	< 4	4-116	> 116
30	-	< 70	> 70
35	-	< 31	> 31
40	-	-	> 1

16.2.4. Transects permanents

Les transects permanents sont disposés perpendiculairement aux limites de l'herbier à *Posidonia oceanica*, ou perpendiculairement aux isobathes. Ils sont longs de quelques dizaines ou de quelques centaines de mètres. Ils sont matérialisés sur le fond de façon permanente par des balises du même type que celles des balisages (voir § 15.2.1), disposées tous les 50 à 100m.

En début et fin de transect, on dispose généralement un groupe de 3 balises, de façon à ce que la perte (par exemple l'ensevelissement sous du sable) ou l'arrachage d'une ou deux d'entre elles ne compromette pas la localisation ultérieure du transect permanent.

Au moment du suivi du transect en plongée, un ruban gradué est tendu entre les balises. Les peuplements et types de fonds interceptés par le ruban gradué, sur une largeur de 2m (1m de part et d'autre du ruban) sont notés : sable, vase, peuplements algaux sur substrat dur, "matte morte" et herbier vivant (Fig. 134). Les limites entre peuplements et types de fond sont

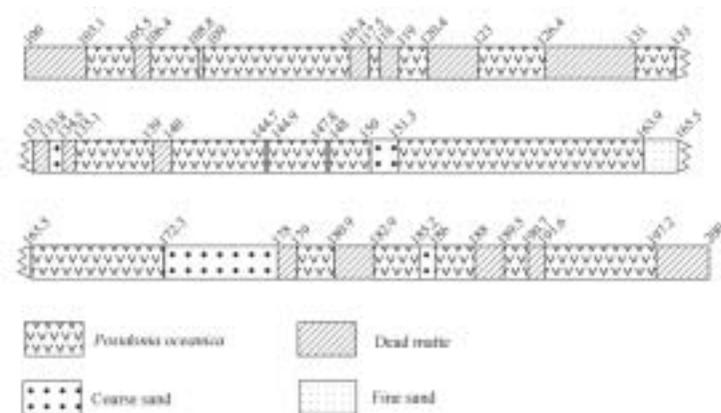


Fig. 134. Exemple de peuplements et types de fond interceptés par un transect permanent, dans la baie du Prado (Marseille, France), entre les mètres 100 et 200 du transect. Les valeurs indiquées le long du transect correspondent à la distance (en m) depuis son origine. D'après Gravez *et al.* (1992).

relevées à 20cm près, mais la précision effective ne dépasse pas 50cm, en raison du degré d'imprécision du positionnement du ruban gradué (Gravez *et al.*, 1992).

Des transects permanents ont été mis en place en particulier à Port-Cros (Var, France) (Boudouresque *et al.*, 1980a ; Nédélec *et al.*, 1981), dans la rade de Giens (Var) (Charbonnel *et al.*, 1995d, 1997a ; Bernard *et al.*, 2000) et dans la baie du Prado (Marseille, Bouches-du-Rhône, France) (Gravez *et al.*, 1992, 1995, 1997, 1999).

16.2.5. Les carrés permanents

Les carrés permanents sont matérialisés par 8 balises (placées aux angles et au milieu des côtés). Ils mesurent généralement 6x6m (Fig. 135 ; Gravez *et al.*, 1992). Des carrés permanents de plus grande dimension (10x10m) ont été également mis en place (Boudouresque *et al.*, 1981, 1986b) ; toutefois, ils se sont avérés trop longs à cartographier. Lors des suivis cartographiques en plongée, le carré permanent est divisé par des cordes en carrés de 1m² ; ces cordes sont retirées à l'issue de la cartographie. Dans chacun de ces petits carrés, les peuplements et types de fond (les mêmes que le long des transects permanents) sont cartographiés à 20cm près ; naturellement, la précision réelle, compte tenu de l'erreur possible sur le positionnement des cordes mises en place lors de chaque suivi cartographique, ne dépasse pas 40cm (Fig. 136 ; Boudouresque *et al.*, 1986b ; Gravez *et al.*, 1992 ; Bernard *et al.*, 2000).

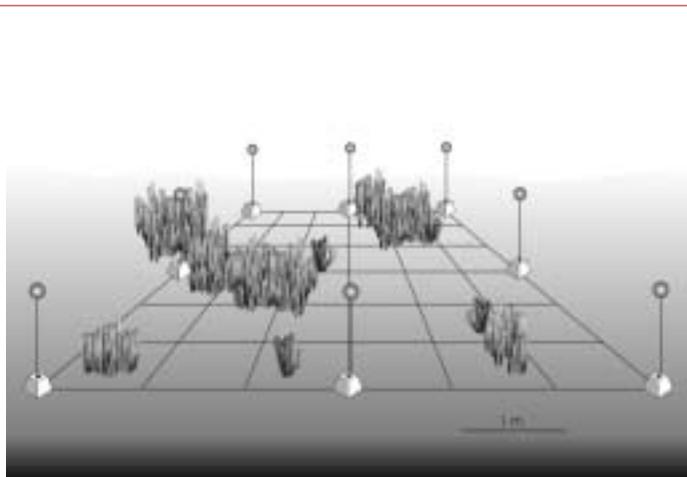


Fig. 135. Schéma d'un carré permanent de 6m de côté, mis en place dans un herbier à *Posidonia oceanica* dégradé. Le quadrillage en petits carrés de 1m², au moyen de cordes, destiné à la cartographie, est en place. Ces cordes seront retirées à l'issue de la cartographie. D'après S. Ruitton (original).

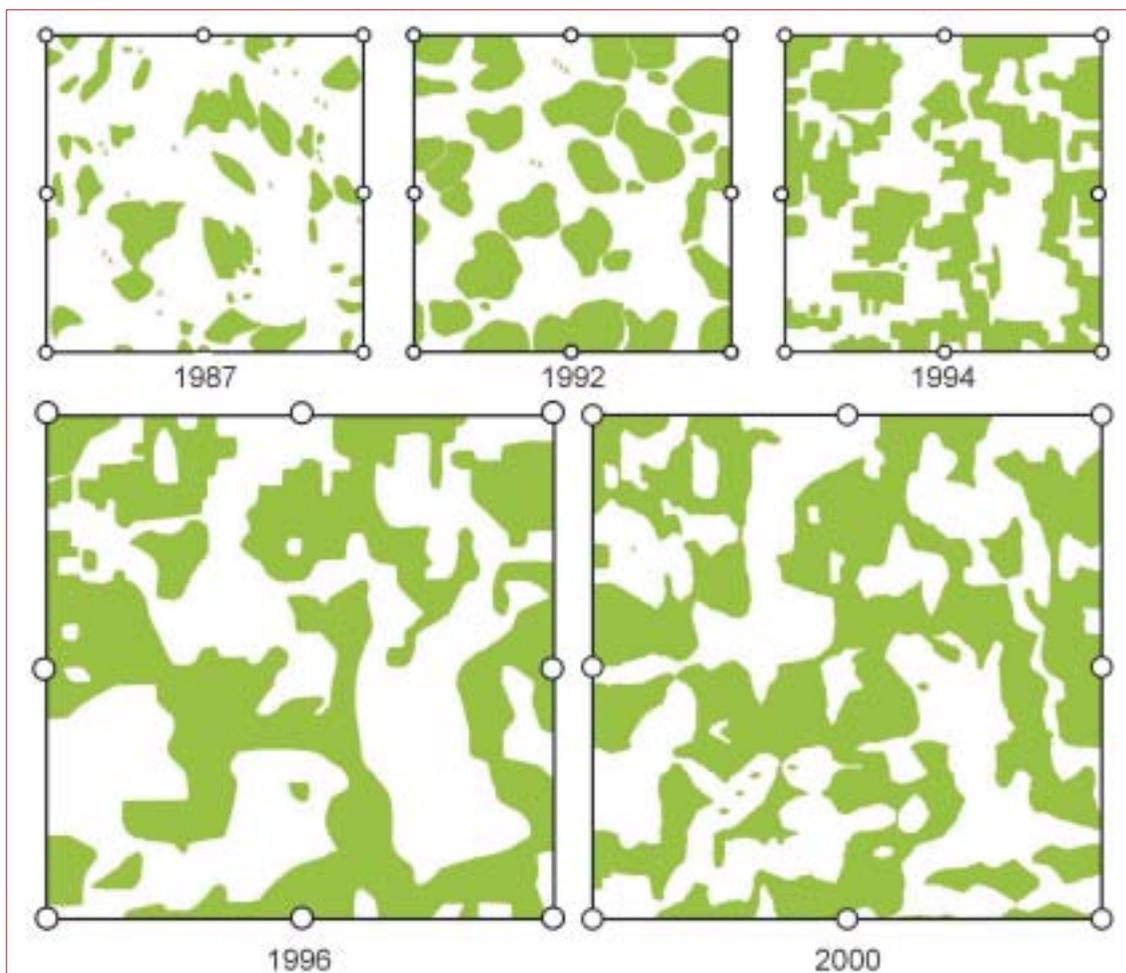


Fig. 136. Cartographie du carré permanent CP1, de 1987 à 2000, situé dans la rade de Giens (Var, France), à 13.5m de profondeur et 60m de distance du débouché de l'émissaire de la station d'épuration de Hyères-Carqueiranne. Les *Posidonies Posidonia oceanica* sont représentées en vert, la "matte morte" en blanc. Le carré mesure 6x6m. D'après Bernard *et al.* (2000).

16.2.6. Les photographies aériennes

Des sites témoins superficiels, (< 10-15m) peuvent être suivis au moyen de photographies aériennes. L'objectif n'est pas la cartographie de l'herbier lui-même (même si une carte est établie) mais la surveillance fine des changements éventuels de ses limites, ou de certaines structures bien repérables (par exemple des intermattes). Les photographies sont réalisées selon un protocole standardisé : altitude, focale, angle de prise de vue, heure de la journée, définition et contraste de la pellicule, etc (Lefèvre *et al.*, 1984). Les photographies (monochromes, échelle 1/4500) sont digitalisées et traitées au moyen d'un ordinateur de façon à obtenir un orthophotoplan à l'échelle du 1/1000. La technique de traitement comporte la rectification géométrique des données à partir de repères à terre très précisément localisés (Leriche-Guichard, 2001 ; Leriche *et al.*, 2004).

Sur ces orthophotoplans, les limites entre structures benthiques sont tracées et une première interprétation en est faite. Une zone claire correspond généralement à une tache de sable, tandis qu'une zone sombre peut correspondre soit à la présence de *Posidonia oceanica*, soit à des accumulations de feuilles mortes de *P. oceanica* sur le fond. Les gris intermédiaires correspondent généralement à de la "matte morte" ou à des peuplements d'algues photophiles sur roche. Par la suite, ces limites (ou un certain nombre d'entre elles retenues pour un suivi ultérieur) sont validées *in situ* par des plongeurs ("vérité-terrain") (Fig. 137 ; Lefèvre *et al.*, 1984 ; Niéri *et al.*, 1993b ; Pergent-Martini *et al.*, 1995a ; Charbonnel *et al.*, 2000b). Cette validation est extrêmement importante, dans la mesure où de nombreuses erreurs peuvent résulter de la seule photo-interprétation ; les exemples de cartes sans "vérité-terrain", ou dont la "vérité-terrain" a été hâtive, et qui comportent des erreurs grossières, parfois sur de vastes étendues sont nombreux.

16.2.7. Les outils à micro-échelle

Un premier outil de surveillance à micro-échelle, la **densité des faisceaux**, a été traité, pour des raisons de logique, avec le recouvrement (voir § 16.2.3).

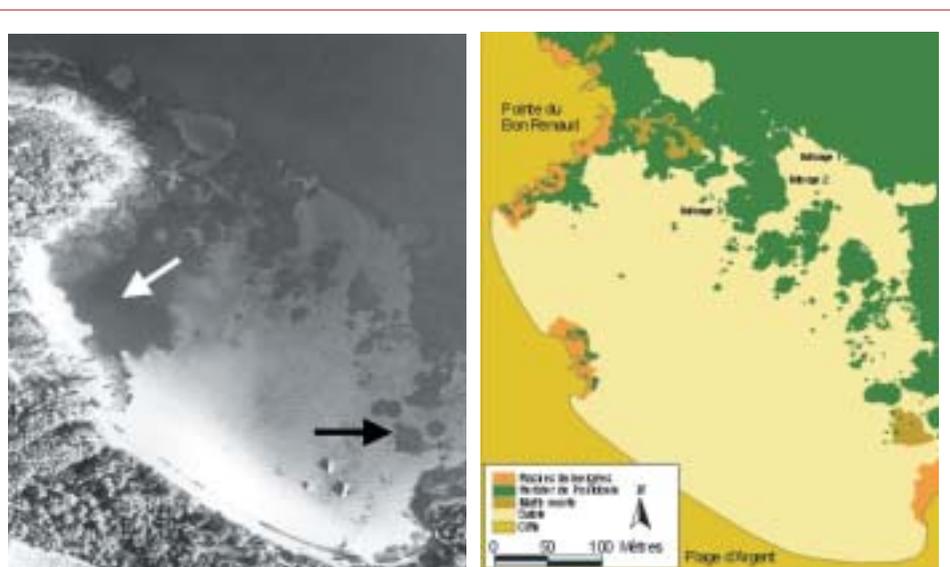


Fig. 137. Orthophotoplan (à gauche) et carte des peuplements et types de fond (à droite) de la Plage d'Argent (Porquerolles, Var, France). A gauche de la photographie (flèche blanche), une vaste zone sombre correspond à des feuilles mortes de *Posidonia oceanica* qui recouvrent un fond de sable. A droite de la photographie, une tache sombre correspondant à de la "matte morte" (flèche noire) apparaît avec la même nuance de gris qu'une tache de *P. oceanica* vivante proche. Données du Réseau de Surveillance Posidonies (RSP). D'après Charbonnel *et al.* (2003).

A la limite d'un herbier ou d'une tache de *Posidonia oceanica*, la présence de faisceaux **plagiotropes** (rhizomes croissant horizontalement) est un signe de bonne santé, puisqu'elle exprime la tendance de l'herbier à coloniser (ou à recoloniser) les zones voisines (Tabl. XXII et Fig. 138 ; Charbonnel *et al.*, 2000b). Au sein d'un herbier, toutefois, l'importance des rhizomes plagiotropes peut également traduire la réaction (positive) de l'herbier à un stress, par exemple la pression d'ancrage (Francour *et al.*, 1999).

Le **déchaussement** des rhizomes résulte d'un déficit sédimentaire dans l'herbier (voir § 4.2) : la quantité de sédiment piégé par la

Tableau XXII. Mesure de la vitalité de *Posidonia oceanica*, à la limite d'un herbier : pourcentage de faisceaux plagiotropes par rapport à l'ensemble des faisceaux, plagiotropes (rampants) et orthotropes (dressés). D'après Charbonnel et al. (2000b).

Pourcentage de faisceaux plagiotropes	Interprétation
< 30%	Herbier stable
30 à 70%	Légère tendance à la progression
> 70%	Nette tendance à la progression

canopée (ensemble des feuilles) et le sédiment biogénique produit *in situ* (restes d'organismes calcifiés ayant vécu dans l'herbier : coquilles de mollusques, tests et épines d'oursins, algues calcaires, etc.) est inférieure à la quantité de sédiment qui quitte l'herbier, par exemple lors des tempêtes (voir Fig. 41). Par convention, le déchaussement est mesuré comme suit (Boudouresque *et al.*, 1980a) : **(i)** Rhizomes plagiotropes (rampants) : c'est la distance entre le niveau du sédiment ("sol") et la partie inférieure des rhizomes. **(ii)** Rhizomes orthotropes (dressés) : c'est la distance entre le sédiment et la base de la feuille la plus externe, diminuée de 2cm (Fig. 139).



Fig. 138. Faisceaux plagiotropes (rhizomes croissant horizontalement) à la limite inférieure d'un herbier à *Posidonia oceanica*. Photo C.F. Boudouresque.

La **granulométrie** (taille des grains du sédiment, et distribution en classes de taille) est indicative de l'hydrodynamisme. Des pièges à sédiment (Gardner, 1980) fournissent des informations sur le bilan sédimentaire et sur l'envasement. Le bilan sédimentaire peut rendre compte de certaines régressions d'herbiers à *P. oceanica*. En effet, quand le bilan annuel dépasse 6-7cm, la croissance des points végétatifs des rhizomes orthotropes est insuffisante pour compenser la sédimentation, et les points végétatifs meurent (voir Fig. 40) (Boudouresque *et al.*, 1984).

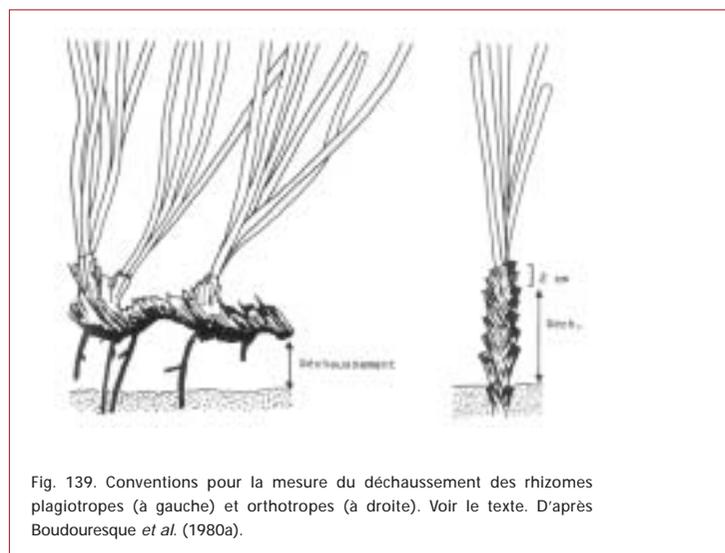


Fig. 139. Conventions pour la mesure du déchaussement des rhizomes plagiotropes (à gauche) et orthotropes (à droite). Voir le texte. D'après Boudouresque *et al.* (1980a).

De grands ripple marks, et surtout des **marées de sable**¹²³, peuvent également ensevelir les points végétatifs des faisceaux de feuilles pendant une période suffisamment longue (semaines ou mois) pour provoquer leur mort. Dans le cadre du Réseau de Surveillance Posidonie (RSP ; voir § 16.3.1), des marées de sable faisant temporairement disparaître les balises ont été observées. De tels mouvements de sédiment, doivent être pris en compte, afin d'éviter d'attribuer à l'impact humain des régressions locales de *P. oceanica* dont l'origine est en réalité naturelle (Fig. 141).

¹²³ Les marées de sable sont des mouvements naturels (mais irréguliers) du sédiment, qui peuvent ensevelir des peuplements (herbiers, substrats durs), puis se retirer, sous l'effet de l'hydrodynamisme. L'épaisseur de sédiment peut atteindre plusieurs dizaines de centimètres et même dépasser le mètre.

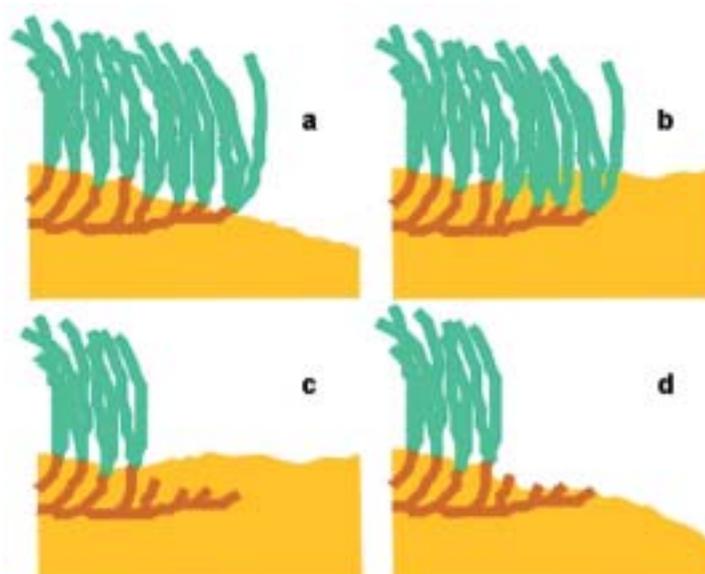
Fig. 140.

Effet d'une marée de sable sur une limite (a) d'herbier à *Posidonia oceanica*.

b : le sédiment submerge la marge de l'herbier, à l'occasion d'un épisode hydrodynamique.

c : les faisceaux de feuilles meurent.

d : le sédiment se retire, à la suite d'un nouvel épisode hydrodynamique ; une zone de "matte morte" apparaît (C.F. Boudouresque, original).



Quand les feuilles de *Posidonia oceanica* meurent, seule le limbe se détache. La base de la feuille (écaille) reste attachée au rhizome. L'épaisseur des écailles, ainsi que leur structure anatomique, présentent des variations cycliques, en fonction du rang d'insertion le long du rhizome, et donc de la période de l'année où les feuilles sont nées, ont vécu puis sont mortes. Ces variations cycliques ont une signification chronologique : chaque cycle correspond à une période de 1 année (Fig. 3). Ce phénomène est similaire aux variations d'épaisseur des stries d'accroissement des troncs d'arbre (dendrochronologie). Par analogie, l'analyse des cycles d'épaisseur des écailles de *P. oceanica* a été nommée "lépidochronologie" (Crouzet, 1981 ; Boudouresque *et al.*, 1983 ; Crouzet *et al.*, 1983 ; Pergent *et al.*, 1989b ; Pergent, 1990a). En plus du signal chronologique (années), les écailles de *P. oceanica* permettent de mémoriser toute une série d'autres paramètres : vitesse de croissance des rhizomes, nombre de feuilles produites par an, production primaire, et leur changement d'une année à l'autre, en fonction du taux de sédimentation, de la qualité de l'eau et des paramètres climatiques. La lépidochronologie constitue par conséquent un puissant outil pour rétro-dater des événements antérieurs à la date d'observation (Calmet *et al.*, 1986, 1988, 1991 ; Pergent *et al.*, 1992 ; Pergent-Martini et Pergent, 1994 ; Roméo *et al.*, 1995 ; Pergent-Martini, 1998).

Les feuilles de *Posidonia oceanica* constituent un substrat pour des **épiphytes**¹²⁴ : Fucophycées (principalement des Ectocarpales), Rhodobiontes (principalement des Acrochaetiales et des Corallinales), Bryozoaires, Hydraires, etc. Leur biomasse présente un cycle saisonnier, avec un maximum de mars à septembre (Thélin et Bedhomme, 1983). Cette biomasse est particulièrement élevée dans les sites où l'apport en nutriments et/ou en matière organique est élevé (Jupp, 1977 ; Pergent-Martini *et al.*, 1995b, 1999). La biomasse des épiphytes constitue donc un indicateur de la qualité des eaux et permet de mesurer l'impact des rejets d'eaux usées, des fermes aquacoles et des ports de plaisance. Toutefois, en raison des variations saisonnières et bathymétriques de la biomasse des épiphytes, les comparaisons doivent concerner la même saison et la même profondeur (Romero, 1986 ; Pergent-Martini *et al.*, 1999). Par ailleurs, le broutage est susceptible de diminuer la biomasse des épiphytes ; en effet, les épiphytes sont particulièrement appréciés par les herbivores (Kitting *et al.*, 1984 ; Ott et Maurer, 1977 ; Traer, 1979 ; Tomàs-Nash, 2004) ; il en résulte que l'interprétation des données sur la biomasse des épiphytes est très complexe.

¹²⁴ Epiphytes : organismes qui se développent sur un végétal, qu'ils utilisent comme substrat.

La **biométrie des feuilles** comporte plusieurs descripteurs. **(i)** Nombre de feuilles par faisceau. **(ii)** Longueur des feuilles adultes (feuilles dont la croissance est terminée). **(iii)** Surface foliaire par faisceau (exprimée en cm²). **(iv)** Leaf area index¹²⁵ (LAI, en m²/m²). **(v)** Coefficient A (pourcentage de feuilles qui ont perdu leur apex). Les paramètres (i) à (iv) fournissent des informations sur le développement végétatif de *P. oceanica*, tandis que le Coefficient A renseigne soit sur la pression d'herbivorie (marques de broutage caractéristiques), soit sur l'hydrodynamisme (cassure des feuilles) (Drew et Jupp, 1976 ; Giraud, 1977a, 1979 ; Giraud *et al.*, 1979 ; Panayotidis et Giraud, 1981 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Pergent-Martini *et al.*, 1999). Comme pour la biomasse des épiphytes, les variations saisonnières naturelles font que les comparaisons ne doivent se faire que pour une même saison.

16.3. LES PRINCIPAUX SYSTÈMES DE SURVEILLANCE

Les outils décrits plus haut (§ 16.2) se combinent de façon variée pour constituer des systèmes de surveillance, à une échelle locale ou régionale.

16.3.1. Le "Réseau de Surveillance Posidonies" (RSP)

Le Réseau de Surveillance Posidonies (RSP) est le principal système de surveillance des herbiers à *Posidonia oceanica* dans la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA, France). Il a été mis en place en 1984 par le Conseil Régional PACA, les services maritimes des départements concernés, le Conseil Général des Alpes-Maritimes et une ONG scientifique, le GIS Posidonie (Boudouresque *et al.*, 1990b ; Charbonnel *et al.*, 1993 ; Niéri *et al.*, 1993 ; Charbonnel *et al.*, 1994a, 1995a, 1995b ; Boudouresque *et al.*, 2000 ; Charbonnel *et al.*, 2000b, 2000c, 2003 ; Cadiou *et al.*, 2004) ; il s'est poursuivi jusqu'en 2004 (Anonyme, 2005a, 2005b, 2005c).

En 1984, 24 sites de surveillance ont été choisis le long des 650km de côte de la Région PACA. 9 nouveaux sites ont été ajoutés en 1994, portant le nombre de sites à 33 (Fig. 141). Ces sites sont localisés **(i)** Dans des sites où l'impact de l'homme est important (et où l'on peut s'attendre à la régression des herbiers à *P. oceanica*), **(ii)** Dans des zones de référence où *P. oceanica* n'est a priori pas exposée à l'impact humain et où l'on peut penser que les herbiers sont stables ou en progression, et enfin **(iii)** Dans des sites présentant des caractéristiques intermédiaires (Boudouresque *et al.*, 2000 ; Charbonnel *et al.*, 2000b, 2003). Les sites du RSP sont situés aux 2 extrémités de l'intervalle bathymétrique de *P. oceanica* : en limite supérieure (15 sites) et en limite inférieure (18 sites). C'est en effet à ces 2 niveaux que l'herbier est le plus sensible aux changements environnementaux. Les outils utilisés sont principalement : les photographies aériennes (validées par des "vérités-terrain") en limite supérieure, le suivi de balisages aux limites de l'herbier, la mesure du recouvrement et de la densité des faisceaux, la mesure du déchaussement des rhizomes, l'évaluation de la proportion de rhizomes plagiotropes, la lépidochronologie et la biométrie des faisceaux de feuilles.

Compte tenu de la lenteur de la croissance de *P. oceanica*, le suivi de chaque site se fait tous les 3 ans. La chronologie du RSP a donc été la suivante : période 1984-87 (sélection des sites, mise en place des balisages et état zéro), période 1988-90 (premier retour sur les sites), période 1991-93 (second retour), période 1994-96 (troisième retour), période 1997-99 (quatrième retour) et période 2000-2002 (cinquième retour) (Boudouresque *et al.*, 1990b ; Charbonnel *et al.*, 1993 ; Niéri *et al.*, 1993a ; Charbonnel *et al.*, 1994a, 1995a, 1995b ; Boudouresque *et al.*, 2000 ; Charbonnel *et al.*, 2000c, 2001a ; Ruitton *et al.*, 2001b ; Charbonnel *et al.*, 2003 ; Cadiou *et al.*, 2004).

125 Leaf Area Index (LAI) = indice foliaire (surface totale des feuilles) par unité de surface au sol.

Au cours de 15 années de suivi, les herbiers à *P. oceanica* ont présenté, le long du littoral de la Provence et de la Côte d'Azur française, 2 tendances opposées (Tabl. XXIII). En limite supérieure, le nombre de sites en **régression** a diminué régulièrement. Inversement, en limite inférieure, la régression s'est poursuivie et même accentuée. Au total, entre 1988-90 et 1997-99, le pourcentage de limites en régression ou stables a diminué (de 79% à 59%), tandis que celui des limites en progression a augmenté (Tabl. XXIII ; de 21% à 42%). Pour chaque site et chaque période, un score dynamique a été calculé comme suit : 0 = régression très importante ; 1 = régression importante ; 2 = légère régression ; 3 = stabilité ; 4 = légère progression ; 5 = progression relativement importante¹²⁶. L'hypothèse pas de changement entre 1988-90 et 1997-99 est rejetée pour les limites supérieures¹²⁷ (Tabl. XXIV). Une analyse plus détaillée des données met en évidence des différences notables entre secteurs, par exemple entre l'Est (Côte d'Azur) et l'Ouest (Provence) de la région. Par ailleurs, pour un site donné, les changements sont souvent irréguliers dans le temps, avec alternance de phases de recul et de progression (Boudouresque et al., 2000).

16.3.2. Le système de surveillance de la baie du Prado

La baie du Prado (Marseille, France) était, dans le passé, occupée par un vaste herbier à *Posidonia oceanica* (Marion, 1883 ; Picard, 1965b). Par la suite, cet herbier a été soumis à de forts impacts anthropiques : plages artificielles gagnées sur la mer, 2 ports de plaisance, turbidité induite par la construction d'un de ces ports, pollution industrielle apportée par un fleuve côtier (l'Huveaune), pollution domestique et industrielle provenant d'un émissaire d'eaux usées non traitées (jusqu'en

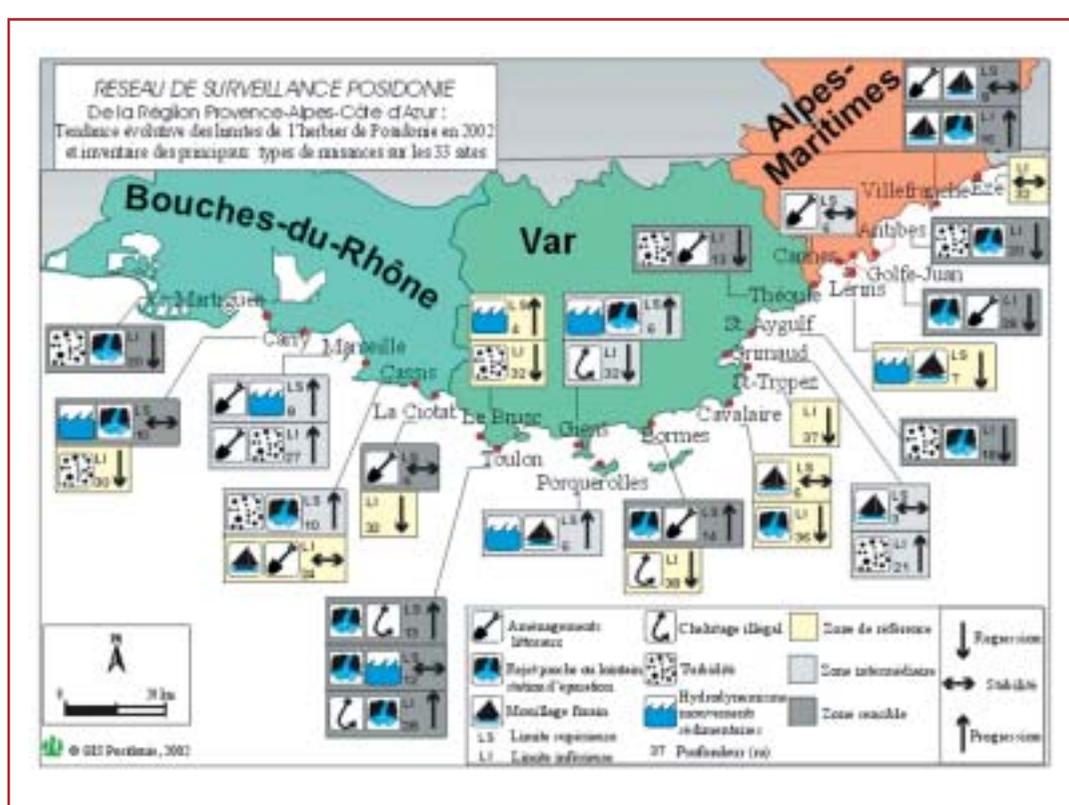


Fig. 141. Les 33 sites du Réseau de Surveillance Posidonies (RSP) en Provence et Côte d'Azur (France). D'après Charbonnel et al. (2003).

¹²⁶ La régression peut être très importante (plusieurs mètres de recul des limites d'herbier). En revanche, la progression ne peut être que lente : quelques dizaines de centimètres sont considérés comme une progression relativement importante.

¹²⁷ McNemar test for the significance of changes and binomial test ; Siegel, 1956.

Tableau XXIII. Evolution des limites d'herbiers à *Posidonia oceanica* (régression, stabilité ou progression), en pourcentage des 24 sites mis en place en 1984-1986 par le Réseau de Surveillance Posidonies (RSP), en Région Provence-Alpes-Côte d'Azur (France) au cours de 5 périodes de suivi. D'après Boudouresque *et al.* (2000), données mises à jour.

		1988-1990	1991-1993	1994-1996	1997-1999	2000-2002
Régression	Limite supérieure	42	25	17	17	8
	Limite inférieure	50	45	67	67	67
	Tous les sites	46	35	42	42	37
Stabilité	Limite supérieure	50	42	58	33	50
	Limite inférieure	17	36	8	0	0
	Tous les sites	33	39	33	17	25
Progression	Limite supérieure	8	33	25	50	42
	Limite inférieure	33	18	25	33	33
	Tous les sites	21	26	25	42	38

Tableau XXIV. Evolution du score dynamique moyen (voir le texte) des sites suivis par le RSP, en limite supérieure et inférieure des herbiers à *Posidonia oceanica* (Région Provence-Alpes-Côte d'Azur, France). Données in Charbonnel *et al.* (2001a). NS = non- significatif. Test binomial : entre 1988-90 et 1997-99. Noter que la période 2000-2002 est incomplète.

	Nombre de sites	1988-1990	1991-1993	1994-1996	1997-1999	2000-2002	Test binomial
Limite supérieure	12	2.5	3.1	3.1	3.6	3.5	p = 0.002
Limite inférieure	12	2.4	2.4	1.9	2.2	2.3	NS

1987) situé à 10km en amont du courant dominant (Harmelin et True, 1964 ; Niéri *et al.*, 1986 ; Pergent et Pergent, 1988). Entre 1970 et 1980, les eaux du fleuve côtier ont été détournées vers l'émissaire de Cortiou (voir § 11.2.2). Enfin, en 1987, une station d'épuration (traitement primaire) a été mise en service. Il en est résulté une diminution significative du niveau de pollution (Bellan *et al.*, 1999 ; Soltan *et al.*, 2001).

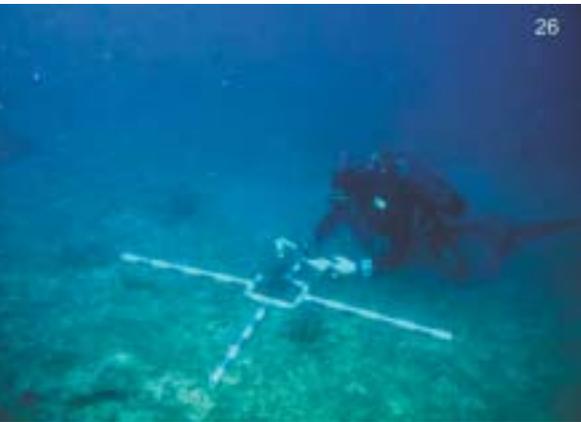
Le système de surveillance de la baie du Prado a été mis en place en 1986 à la demande de la ville de Marseille¹²⁸. Les outils de surveillance mis en place sont les suivants : 2 transects permanents, 4 carrés permanents, un balisage en limite inférieure de l'herbier, mesure du recouvrement de l'herbier, cartographie quantitative d'une partie de l'herbier (basée sur le recouvrement ; méthode du krieging) et mise en place de pièges à sédiment (Niéri *et al.*, 1986, 1993b ; Gravez *et al.*, 1992, 1995). Depuis 1988, c'est à dire 1 an après la mise en service de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Marseille, *P. oceanica* a non seulement cessé de régresser mais a progressé significativement dans certains secteurs (Gravez *et al.*, 1995, 1997, 1999).

16.3.3. Le système de surveillance de Monaco

La Réserve sous-marine du Larvotto (Principauté de Monaco) occupe 50ha. Elle a été mise en place en 1976. L'herbier à *Posidonia oceanica* constitue la biocénose la plus importante de cette Réserve. Cet herbier est l'unique représentant de cet habitat à Monaco. Sa préservation est donc prioritaire, à la fois en raison de son importance patrimoniale et de sa valeur exemplaire de la politique environnementale de la Principauté de Monaco.

Le suivi de cet herbier à *P. oceanica* a démarré en 1977 par la mise en place de balises sur une portion d'environ 100m de longueur, au niveau de la limite inférieure (Alexandre Meinesz, données inédites), ce qui en fait une des plus longues séries à long terme concernant *P. oceanica* en Méditerranée. Afin d'étudier l'évolution à long terme de cet herbier, il a été cartographié en 2001 (Jean de Vaugelas, données inédites). La position de la limite inférieure a été établie à l'aide d'un

Fig. 142. Positionnement de la limite d'un herbier à *Posidonia oceanica* au moyen du système de positionnement acoustique Aquamètre®. Photos J. de Vaugelas et A. Meinesz.



Repère de la balise acoustique.



Plongeurs manipulant le pointeur.



La balise acoustique.

Aquamètre D100® (Fig. 142 et voir § 16.2.2). Cette position a été comparée à celle établie par Alexandre Meinesz en 1977. Plus de 25 ans après, il est apparu que la limite inférieure était restée stable.

En 2004, le positionnement de la limite inférieure de l'herbier à *P. oceanica*, au moyen de l'Aquamètre®, a été effectué sur environ 1.5km de distance (Fig. 142). Ce positionnement permettra un suivi ultérieur extrêmement précis.

16.3.4. Le système de surveillance de la Région Ligure (Italie)

La Région Ligure a activé depuis 2002, avec la collaboration du Ministère de l'Environnement, un réseau de surveillance des herbiers de *Posidonia oceanica*, fondé sur 2 protocoles différents.

Sur 3 sites (Imperia, Cogoleto, Punta Mesco) on utilise le protocole « **balisage** » : celui-ci prévoit le contrôle de la limite inférieure des herbiers moyennant la technique du balisage, réalisée selon les spécifications proposées par le Ministère de l'Environnement (s'inspirant du modèle français) ; ce protocole prévoit la pose de 10 balises, à une distance d'environ 5m l'une de l'autre, pour le contrôle annuel de l'évolution de cette limite, documenté par des mesures centimétriques et des photographies ; pour chaque site, sur une bande de 10m de large en amont de la limite, le long de la ligne des "corps-morts", les données suivantes sont également relevées :

- Typologie de la limite (nette, progressive, érodée, régressive)
- Estimation du recouvrement de l'herbier
- Estimation de la densité des faisceaux de feuilles
- Port prédominant des rhizomes (% de rhizomes plagiotropes)
- Estimation du pourcentage de déchaussement de l'herbier
- Prélèvement d'échantillons pour les analyses phénologiques et la lépidochronologie .

Sur 6 autres sites (Sanremo, Arma di Taggia, Borghetto S. Spirito, Gênes Quarto, Camogli, Riva Trigoso) on se sert du protocole « **cloison** » : celui-ci prévoit le contrôle, à fréquence biennale, de l'état de conservation des herbiers le long d'une cloison perpendiculaire à la côte, où 3 stations ont été identifiées, la première près de la limite supérieure, la deuxième à un niveau

intermédiaire et la troisième près de la limite inférieure de l'herbier ; en correspondance de ces 3 points on relève les données suivantes:

- Typologie de la limite (nette, progressive, érodée, régressive)
- Estimation du recouvrement de l'herbier
- Estimation de la densité des faisceaux de feuilles

128 La ville de Marseille a décidé d'abandonner ce suivi en 1999. Il ne nous appartient pas de juger les raisons politiques et économiques de cette décision. D'un point de vue scientifique, l'abandon d'une "série à long terme" est toujours regrettable, dans la mesure où son intérêt croît de façon géométrique avec le temps.

129 Contact : www.cram.es.

130 Contact : ecologic@dip-alicante.es et www.dip-alicante.es/IEL.

131 Contact : ealvarez@dgpesca.caib.es.

- Port prédominant des rhizomes (% de rhizomes plagiotropes)
- Estimation du pourcentage de déchaussement de l'herbier
- Prélèvement d'échantillons pour les analyses phénologiques et l'épidochronologie.

16.3.5. Autres systèmes de surveillance

Plusieurs systèmes de surveillance des herbiers à *Posidonia oceanica* ont été mis en place le long des côtes de Provence et de Côte d'Azur (France), afin de répondre à des besoins locaux : archipel de Riou, près de Marseille (Pergent-Martini, 1994 ; Pergent-Martini *et al.*, 1995a ; Pergent-Martini et Pergent, 1996 ; Pergent-Martini *et al.*, 2000), golfe de Giens, près d'Hyères (Var ; Gravez *et al.*, 1988, 1993 ; Charbonnel *et al.*, 1995d, 1997a ; Bernard *et al.*, 2000), littoral des Maures, entre Cavalaire et Saint-Tropez (Var ; Bonhomme *et al.*, 2000) et Cap-Martin, entre Monaco et Nice (Alpes-Maritimes), dans un site colonisé par la Chlorobionte introduite *Caulerpa taxifolia* (Ruitton *et al.*, 2001a).

En Espagne, des réseaux de surveillance des herbiers à *P. oceanica* ont été mis en place en Catalogne¹²⁹ (33 sites), dans la Comunitat Valenciana¹³⁰ (15 sites), aux Baléares¹³¹ (13 sites) et dans la Région de Murcia (Alvárez et Marbà, 2001). Un système de surveillance très proche du RSP de la Région PACA (France) a été mis en place en Algérie dans la Région d'Alger (Semroud *et al.*, 1998 ; Boumaza et Semroud, 2000).

16.4. CONCLUSIONS

La grande valeur patrimoniale, écologique et économique des herbiers à *Posidonia oceanica*, ainsi que le besoin d'évaluer l'efficacité des mesures de conservation et de gestion des espaces littoraux qui ont été mises en œuvre, rend nécessaire la surveillance des herbiers. Une large gamme d'outils de surveillance est aujourd'hui disponible.

Ces outils peuvent être combinés de façon diverse pour constituer des systèmes de surveillance, en fonction des situations et des objectifs locaux, et sont aujourd'hui largement utilisés, en particulier dans la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur (France). Le plus important de ces systèmes y est le Réseau de Surveillance Posidonie (RSP), qui concerne l'ensemble du littoral de cette région. Des systèmes similaires ont été mis en place, ou sont sur le point d'être mis en place, dans d'autres Régions de Méditerranée (Corse, Espagne, Algérie) (Semroud *et al.*, 1998 ; Boumaza et Semroud, 2000 ; Alvárez et Marbà, 2001).

Au delà de l'objectif initial de ces systèmes de surveillance, *P. oceanica* est utilisée comme un indicateur biologique de la qualité globale de l'environnement littoral (Pergent-Martini *et al.*, 1993 ; Pergent *et al.*, 1995 ; Pergent-Martini *et al.*, 1999 ; Boudouresque *et al.*, 2000) (voir Chap. 17).

Au total, les systèmes de surveillance basés sur *Posidonia oceanica* peuvent fournir aux élus, aux autorités locales et à tous les gestionnaires des espaces littoraux, des outils **efficaces**, relativement **bon marché** et faciles à mettre en œuvre pour mesurer l'état de santé des herbiers et en même temps de l'environnement littoral.

17. L'HERBIER À *POSIDONIA OCEANICA* ET LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU

17.1. QUELQUES ÉLÉMENTS CLÉS DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU

Adoptée le 23 octobre 2000 et publiée au Journal Officiel des Communautés Européennes du 22 décembre 2000, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) a été transcrite en droit français par la Loi du 21 avril 2004. Texte majeur qui structurera la politique de l'eau dans chaque Etat membre, cette Directive engage les pays de l'Union Européenne dans un objectif de reconquête de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques. Son ambition est grande : les milieux aquatiques (cours d'eau, plans d'eau, lacs, eaux souterraines, eaux littorales et de transition) doivent être en bon état d'ici à 2015, sauf si des raisons d'ordre technique ou économique justifient que cet objectif ne peut être atteint. Pour mener à bien ce travail, la DCE préconise de travailler à l'échelle des grands bassins hydrographiques appelés "districts hydrographiques"; en l'occurrence le district Rhône et le littoral méditerranéen pour ce qui concerne la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur et la Corse (France). Elle fixe comme principales échéances l'élaboration d'un état des lieux (fin 2004) et d'un plan de gestion d'ici 2009. Ce dernier fixera notamment les objectifs à atteindre pour 2015. En France, le plan de gestion consistera en une modification du SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux), et d'un programme de mesures à définir d'ici 2009.

La DCE confirme et renforce les principes éprouvés de la gestion de l'eau : gestion par bassin versant, gestion équilibrée de la ressource en eau, et participation des acteurs. Mais elle va plus loin en introduisant 3 innovations majeures : la fixation d'objectifs de résultats environnementaux, la prise en compte des considérations socio-économiques et la participation du public.

17.1.1. Une innovation majeure de la DCE : des objectifs de résultats pour tous les milieux aquatiques

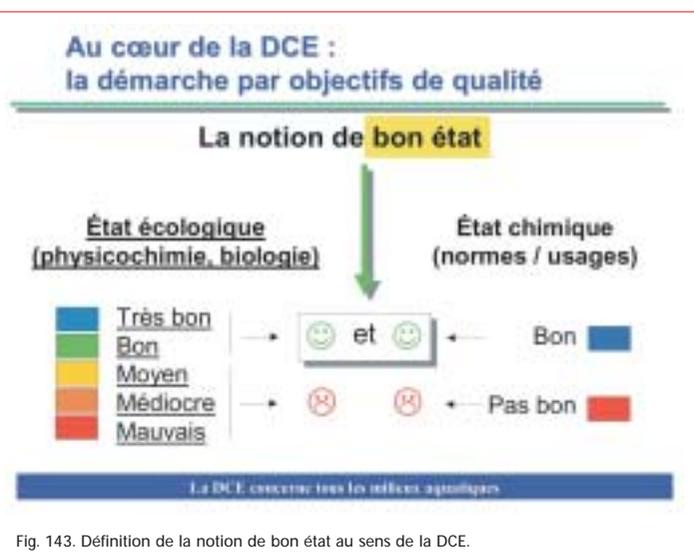


Fig. 143. Définition de la notion de bon état au sens de la DCE.

Il ne s'agit plus de "faire mieux", mais de faire en sorte d'atteindre le bon état en 2015, ou bien d'expliquer la raison pour laquelle l'objectif de "bon état" ne peut être atteint. De cet objectif simple découle un certain nombre de conséquences logiques comme : la nécessité de prendre en compte les données de l'aménagement du territoire et de l'économie pour fixer des objectifs pertinents, l'affirmation du principe de non-détérioration des ressources en eau, la définition de stratégies spécifiques portant par exemple sur la lutte contre la pollution toxique ou bien la préservation des eaux souterraines.

Pour les eaux superficielles, le "bon état" consiste en (Fig.143) :

- un "bon état chimique" de l'eau, celui-ci étant apprécié au regard de normes d'usage (baignade, conchyliculture, aptitude à la production d'eau potable, etc.),
- un "bon (ou très bon) état écologique", apprécié notamment selon des critères biologiques.

Actuellement, les systèmes d'évaluation de la qualité des eaux et la formulation des objectifs à atteindre varient considérablement d'un pays à l'autre au sein de l'Union Européenne. La Directive rend donc nécessaire la construction d'un référentiel commun pour l'évaluation de la qualité des eaux afin d'apprécier de façon objective les évaluations des situations et des stratégies des divers États membres. La construction de ce référentiel européen s'échelonne sur les années 2003 à 2006.

Des dérogations seront toutefois possibles avec des objectifs moins ambitieux que celui du " bon état 2015", que ce soit en terme de délais (report des objectifs en 2021, 2027) ou en terme de niveau d'objectifs. Ces dérogations devront être justifiées par :

- des raisons d'ordre économique (notion de coût disproportionné) ;
- du fait de conditions naturelles (temps de migration des polluants, par exemple) ;
- des raisons de techniques particulières (rejet très important dans une petite rivière à faible capacité de dilution, par exemple), pour tenir compte d'usages existants que l'on ne peut remettre en cause et qui ont un impact tel que l'objectif de bon état des milieux ne pourra techniquement pas être atteint. Cela reprend la notion de " masses d'eau fortement modifiées" pour lesquelles l'objectif sera adapté (notion de " bon potentiel") en raison d'aménagements physiques lourds, liés par exemple à la navigation, à certains ouvrages hydroélectriques, ou à la traversée de certaines zones urbaines, pour tenir compte de l'origine même des milieux, avec la notion des " masses d'eau artificielles"; pour lesquelles l'objectif sera aussi adapté en définissant le " bon potentiel".

17.1.2. La maille d'analyse de la DCE : la masse d'eau

La maille d'analyse de l'atteinte ou non des objectifs de la DCE est la masse d'eau. Une masse d'eau est un tronçon de cours d'eau, ou un lac, un étang, une portion d'eaux côtières, tout ou partie d'un ou plusieurs aquifères d'une taille suffisante qui prend en compte des caractéristiques biologiques et physico-chimiques homogènes.

Tant du point de vue qualitatif que quantitatif, les masses d'eau peuvent donc faire l'objet d'un **objectif de gestion bien déterminé**. Ainsi, selon que l'on se trouve sur un torrent de montagne, un cours d'eau de plaine, une rivière méditerranéenne, un lac, ou sur le littoral, l'état d'un milieu ne sera pas caractérisé par les mêmes indicateurs (biologiques notamment). Les masses d'eau correspondent, dès lors, à un type de milieu à l'échelle desquelles un objectif homogène peut être fixé et suivi, selon tel ou tel indicateur : "objectif de bon état 2015", " bon potentiel 2015", ou " bon état 2021".

17.1.3. Le bon état écologique et les masses d'eau côtières

Pour évaluer le bon état des masses d'eau, la DCE impose la mise en œuvre de **réseaux de surveillance** pour l'ensemble des milieux aquatiques concernés. Cette surveillance doit être notamment basée sur des descripteurs ou "éléments de qualité biologique". Pour les eaux côtières, les descripteurs, recommandés en Méditerranée par la DCE, sont : le phytoplancton, les macro-algues, l'herbier à *Posidonia oceanica*, le benthos de substrat meuble et le benthos de substrat dur. Pour chacun de ces éléments, des travaux sont en cours, afin d'évaluer leur pertinence dans le futur dispositif de surveillance de la DCE.

17.2. L'HERBIER DE POSIDONIES EN TANT QUE "ÉLÉMENT DE QUALITÉ BIOLOGIQUE"

En fonction de l'importance des herbiers de Posidonies en Méditerranée (voir Chap. 3), et des nombreuses études dont ils ont fait l'objet, c'est tout naturellement qu'ils ont été retenus comme

l'un des éléments de qualité biologique, à même de renseigner sur le bon état écologique des masses d'eau côtière et plus particulièrement sur substrat meuble. Cependant l'utilisation de l'herbier en tant qu'élément de qualité biologique nécessite la mise au point d'un **Indice Global Posidonie** capable de caractériser l'état général de la plante. S'il n'est pas encore possible de présenter cet indice, **applicable par l'ensemble** des pays européens de Méditerranée, la démarche étant actuellement en cours, plusieurs éléments quand à sa constitution peuvent être dores et déjà avancés :

(1) L'indice sera nécessairement établi à partir de **plusieurs paramètres**. Les paramètres disponibles sont nombreux et plusieurs sont d'ores et déjà utilisés pour appréhender la vitalité d'un herbier (Fig. 144 ; Buia *et al.*, 2004 ; Romero *et al.*, 2005 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005). Ainsi, parmi les paramètres les plus couramment utilisés à ce jour, on trouve :

- La densité, qui exprime le nombre de faisceaux par unité de surface (voir § 16.2.3) ;
- La profondeur de la limite inférieure, qui renseigne sur la transparence générale des eaux et l'évolution temporelle de celle-ci ;
- La limite supérieure, qui traduit plus spécifiquement l'impact des activités humaines en bordure de littoral (aménagements littoraux ; voir aussi Chap. 4 et 7) ;
- La couverture épiphytique, qui informe sur la richesse en nutriments ;
- La biométrie foliaire et/ou la structure de la "matte", qui apportent des informations globales sur le milieu.

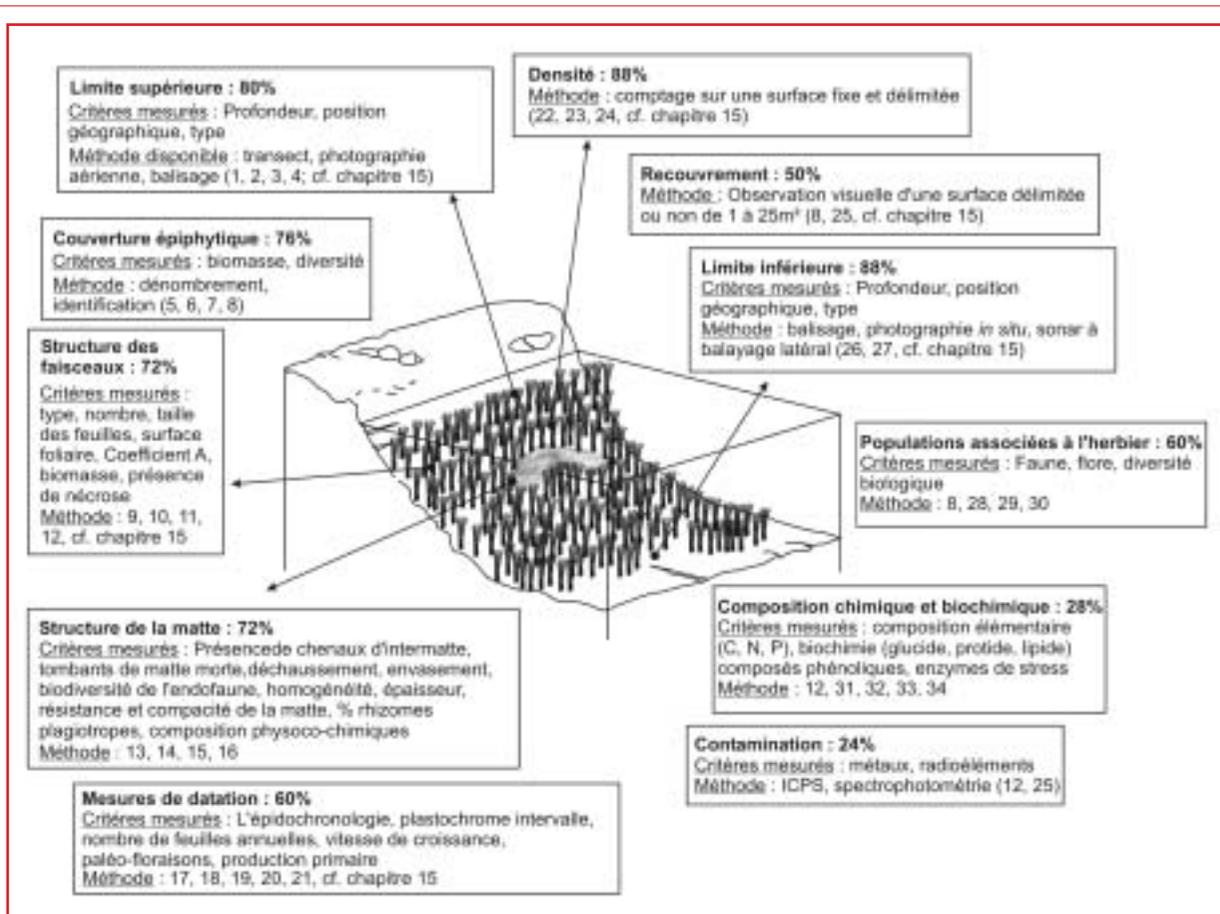


Fig. 144. Paramètres utilisés pour appréhender l'état de santé d'un herbier à *Posidonia oceanica* et pourcentage d'utilisation (réponses de 25 institutions de recherche, critères mesurés et méthodes d'acquisition : 1) Lefèvre *et al.*, 1984 ; 2) Pasqualini *et al.*, 1997a ; 3) Mc Kenzie *et al.*, 2001 ; 4) Pasqualini *et al.*, 2005 ; 5) Balduzzi *et al.*, 1981 ; 6) Cinelli *et al.*, 1984 ; 7) Morri, 1991 ; 8) Buia *et al.*, 2003 ; 9) Giraud, 1977b ; 10) Giraud, 1979 ; 11) Drew & Jupp, 1976 ; 12) Romero *et al.*, 2005 ; 13) Blanc, 1956 ; 14) Clairefond et Jeudy De Grissac, 1979 ; 15) Willisie, 1987 ; 16) Pergent *et al.*, 1995 ; 17) Pergent, 1990a ; 18) Duarte, 1991 ; 19) Cebrian *et al.*, 1994 ; 20) Mateo *et al.*, 1997 ; 21) Pergent *et al.*, 1989a ; 22) Panayotidis *et al.*, 1981 ; 23) Romero, 1986 ; 24) Duarte et Kirkman, 2003 ; 25) Pergent-Martini *et al.*, 1999 ; 26) Ramos-Martos et Ramos-Espla, 1989 ; 27) Pasqualini *et al.*, 2000 ; 28) Blanc-Vernet, 1984 ; 29) Russo et Vinci, 1991 ; 30) Harmelin-Vivien et Francour, 1992 ; 31) Hamoutene *et al.*, 1995 ; 32) Ferrat *et al.*, 2002b ; 33) Mateo et Sabaté, 1993 ; 34) Gobert *et al.*, 1995.

(2) Il conviendra d'intégrer des paramètres dont les **temps de réponse sont relativement faibles** (Tabl. XXV), ce qui permet d'envisager leurs utilisations au titre du contrôle de surveillance de la DCE. Correctement renseignés, ils permettront d'identifier une réponse de l'herbier suite à une modification des conditions environnementales. De façon générale, les descripteurs correspondants aux individus réagissent plus vite que ceux traduisant l'évolution des populations.

(3) Les paramètres choisis pourront être **différents d'un État membre à l'autre** dans la mesure où l'Indice Global Posidonie fournira, dans une situation donnée, une évaluation comparable quand à la qualité écologique du milieu testé. Il est néanmoins souhaitable que soit identifié un petit nombre de paramètres communs. 3 paramètres ont été sélectionnés en ce sens lors de la réunion d'Ispra (WFD, MED-GIG, février 2005) :

- La densité ;
- Le pourcentage de rhizomes plagiotropes, c'est-à-dire le pourcentage de rhizomes, dont la croissance s'effectue parallèlement au substrat. En limite d'herbier, ce paramètre informe sur la capacité à coloniser de nouveaux substrats ; par contre, au sein d'un herbier, il traduit l'existence de dégradation au sein de l'herbier et de tentatives de recolonisation ;
- La surface foliaire par faisceau, qui intègre l'ensemble des variables phénologiques (nombre de feuilles et taille de celles-ci).

(4) Les paramètres choisis pourront être différents en fonction de la **nature du contrôle** de la Directive Cadre Eau : contrôle de surveillance (champ moyen) ou contrôle opérationnel (champ proche). Ainsi, dans le cadre du contrôle opérationnel, le recours à un paramètre sera fonction de la nature de la perturbation identifiée (e.g. enrichissement en sels nutritifs/eutrophisation, mouillages ; Tabl. XXV), alors qu'il conviendra d'inclure dans le contrôle de surveillance des paramètres qui renseignent sur l'état de la population (Tabl. XXV) tout en autorisant des comparaisons entre sites (à l'échelon régional et national) et en s'affranchissant des contraintes bathymétriques (e.g. paramètre indépendant de la profondeur ou évalué à une profondeur homogène préalablement fixée de 15m par exemple).

L'expérience acquise, depuis de nombreuses années, sur l'évolution temporelle des herbiers à *Posidonia oceanica* (voir Chap. 16) montre que les régressions sont toujours plus rapides que les recolonisations (Boudouresque, 2000). A cet égard, les réseaux de surveillance de *P. oceanica*, mis en place dans plusieurs pays de Méditerranée (Boudouresque *et al.*, 2000 ; Buia *et al.* 2004, Romero *et al.*, 2005 ; Pergent *et al.*, sous presse) constituent un élément d'appréciation à même de valider les descripteurs les plus pertinents.

Les réseaux de la DCE doivent être opérationnels au cours de l'année 2006. L'Indice Global Posidonie devra l'être également. Pour ce qui concerne la France, il s'inscrit dans la stratégie générale d'acquisition de données sur les eaux côtières (Fig. 145). Les années 2005 et 2006 sont dès à présent consacrées à la mise au point définitive de cet indice mais également aux travaux d'intercalibration avec les pays riverains de la Méditerranée, ce qui permettra à terme de comparer l'état de santé des herbiers à *P. oceanica* à l'échelle du bassin méditerranéen.

Tableau XXV. Principaux paramètres de l'herbier à *Posidonia oceanica*, principaux impacts anthropiques pouvant les modifier et temps de réponses moyens en fonction d'une amélioration ou d'une détérioration des conditions environnementales.

Paramètres	Niveau information	Principal Impact	Temps de réponse	
			détérioration	Amélioration
Limite supérieure Position bathymétrique	Population	Aménagements littoraux	Annuel	X – décennal
Limite inférieure Position bathymétrique Type de limite	Population	Turbidité	X - mensuel Annuel	X - annuel X – décennal
Densité	Population	Turbidité Eutrophisation	Annuel	Annuel
Recouvrement	Population	Arts trainants Mouillages	X- mensuel	X- Annuel
Structure de la "matte" % de rhizomes plagiotropes Compacité Enfouissement/Déchaussement Biodiversité de l'endofaune	Population Mouillages	Aménagements littoraux Rejets de dragage Annuel	X-annuel X-annuel X-annuel X-mensuel	X-annuel X-décennal X-annuel
Espèces associées Peuplements ichtyologiques	Population	Sur-pêche Espèces invasives	X-mensuel	X-annuel
Couverture épiphytique	Individu	Eutrophisation	Mensuel	X-mensuel
Biométrie foliaire Surface foliaire % de nécroses Coefficient A	Individu	Eutrophisation Sur-pêche	Annuel X-mensuel	Annuel Annuel Annuel
Mesures de datation Nombre de feuilles produites/an Vitesse de croissance des rhizomes	Individu	Eutrophisation Aménagements littoraux Rejets de dragage	Annuel Annuel	Annuel Annuel
Contamination	Individu	Emissaires urbains Rejets industriels	Mensuel	X-mensuel
Composition chimique et biochimique Carbohydrates et teneur en CNP Phénols et enzymes de stress	Individu	Eutrophisation Emissaires urbains Rejets industriels Espèces invasives	X-Mensuel Mensuel	X-Mensuel Mensuel

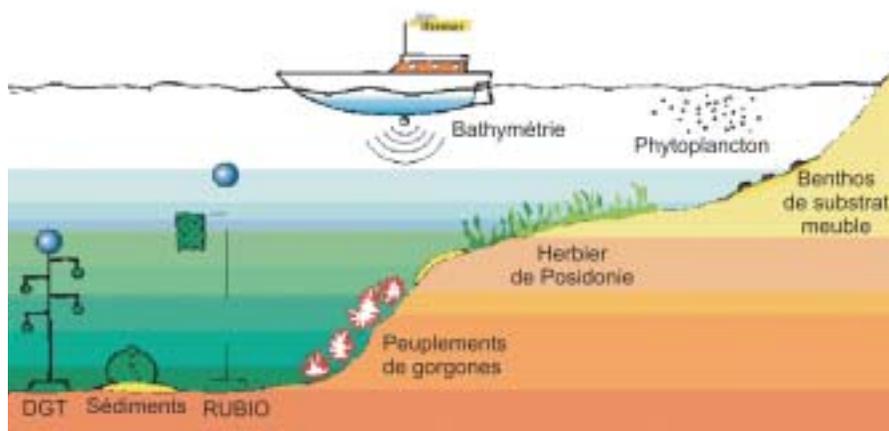


Fig. 145. Les outils de surveillance de la qualité des eaux côtières envisagés par l'agence de l'eau Rhône Méditerranée et Corse, dans le cadre de la DCE.

18. L'HERBIER À *POSIDONIA OCEANICA* : EN RÉSUMÉ

Le présent chapitre s'adresse aux gestionnaires et décideurs **non spécialisés** ainsi qu'aux élus. Il leur permet une lecture rapide, expurgée des références scientifiques et des justifications. Les recommandations qui y figurent sont "**robustes**", c'est-à-dire qu'il est extrêmement peu probable que les recherches actuellement en cours conduisent à les modifier. Le gestionnaire ou l'élu qui souhaite prendre une décision, bien sûr conforme aux textes réglementaires en vigueur, mais qui soit en outre la meilleure possible pour le patrimoine sous-marin et pour l'économie, donc s'inscrire dans une démarche de **développement durable**, ne prendra pas de risque en suivant les recommandations que nous formulons.

Développement durable : attention au détournement de sens !

Le développement durable comporte 3 pôles indissociables : **protection** de l'environnement, **développement économique** et **justice sociale** : il n'y a pas de développement économique durable sans protection de l'environnement, pas de protection de l'environnement sans développement économique et justice sociale, pas de justice sociale sans développement économique et protection de l'environnement. Il y a donc **symbiose** entre ces 3 pôles.

Il est regrettable que le concept de développement durable soit très souvent **trahi** par des écologistes, des sociologues et des élus : **(i)** Des écologistes pour lesquels l'homme passe après la nature ; **(ii)** Des sociologues qui n'admettent pas que l'on protège des bêtes tant que des hommes sont menacés, et **(iii)** Certains élus qui ne tolèrent la protection de la nature que si elle n'interfère pas avec leur idée naïve, archaïsante et à très (très) court terme du développement économique.

Afin de faciliter les retours vers les chapitres spécialisés qui constituent cet ouvrage, nous avons **numéroté les paragraphes** du présent chapitre de la même façon que les chapitres où est détaillée l'information : l'information correspondant au **paragraphe 18.1** se trouve dans le **chapitre 1**, celle du **paragraphe 18.2** dans le **chapitre 2**, etc. (même si le titre des chapitres diffère légèrement).

Chaque fois qu'il n'était pas nécessaire de changer le texte pour en faciliter la compréhension, nous avons utilisé les mêmes mots, parfois les mêmes phrases, que dans le chapitre correspondant. Les **répétitions** sont donc délibérées. Lorsque nous n'avons pas su nous passer d'un terme technique, nous en avons redonné la définition, même si elle figure déjà dans les chapitres spécialisés.

Au delà des Régions de la zone RAMOGE (Région Provence-Alpes-Côte d'Azur, Ligurie, Monaco), nos recommandations s'adressent à l'ensemble de la **Méditerranée**. Le lecteur issu d'un pays ou d'une Région de la zone RAMOGE ne doit donc pas s'étonner de recommandations qui peuvent déjà figurer dans le droit national de son pays ou sa région.

Ces recommandations sont issues de l'expérience collective des auteurs et de l'exploitation de la **littérature** existante (plus d'un millier de références) sur la Posidonie. Bien que leur prise en compte soit nécessaire, dans un objectif de protection et de conservation des herbiers de Posidonie, elles n'engagent pas l'Accord RAMOGE. Par ailleurs, elles ne se substituent pas aux textes réglementaires qui peuvent exister au niveau des régions ou des pays méditerranéens.

18.1. INTRODUCTION : POURQUOI S'INTÉRESSER À LA POSIDONIE ?

La Posidonie, *Posidonia oceanica* et les herbiers, qu'elle constitue, sont devenus, au cours des dernières décennies, un objectif majeur de protection et de **gestion** du milieu marin, dans l'ensemble de la Méditerranée.

En effet, les herbiers de Posidonie constituent un élément fondamental pour la **qualité des milieux** littoraux, qui est à la base de la pêche artisanale et du développement du tourisme. Le tourisme constitue, par son poids socio-économique et sa contribution à l'équilibre des balances commerciales, un élément-clé dont aucun pays méditerranéen ne saurait se passer (environ 10% du PIB des Etats méditerranéens). La pêche artisanale, dont l'importance économique est plus modeste, possède une dimension sociale et culturelle majeure, avec des répercussions positives sur le tourisme.

La protection et la conservation des herbiers de Posidonie se justifient donc non seulement en raison de leur très grande valeur patrimoniale, mais aussi pour des raisons sociales et **économiques**. Elle illustre donc le concept de développement durable (voir encart).

18.2. LA POSIDONIE ET LES HERBIERS

Il y a **475 millions d'années**, la vie (jusqu'alors cantonnée au milieu marin) est partie à la conquête des continents. L'évolution s'est alors accélérée, conduisant d'abord aux mousses, puis aux fougères et enfin aux plantes à fleurs et à racines que nous connaissons. Il y a un peu plus de **100 millions d'années**, des plantes à fleur terrestres, ressemblant aux joncs actuels, sont retournées au milieu marin, tout en conservant la "technologie" (et donc la supériorité) acquise sur les continents : fleurs, racines, etc. Ce sont les ancêtres de la Posidonie.

Quelques dizaines de millions d'années plus tard, des **mammifères** terrestres ont suivi le même chemin : ils sont devenus les dauphins et les baleines. Eux aussi ont conservé leur "technologie" acquise sur les continents (poumons, sang chaud, etc.). Il y a autant de différence entre une Caulerpe et la Posidonie qu'entre un poisson et un dauphin.

La Posidonie est présente dans presque toute la Méditerranée, d'Est en Ouest et du Nord au Sud, et elle est présente **uniquement** en Méditerranée. La Posidonie peut donc être considérée comme emblématique de cette mer, au même titre que l'olivier le long de ses rivages (Fig. 146 et 147).

Comme le chêne et l'olivier, la Posidonie peut vivre très longtemps : plus (et même beaucoup plus) d'un millénaire. Comme chez le chêne et l'olivier, la croissance est très lente. La **supériorité** vis-à-vis des autres espèces ne se manifeste donc pas à court terme (l'échelle de temps d'une vie humaine), mais à l'échelle des siècles. Mais les caractéristiques biologiques de la Posidonie, qui ont assuré son succès pendant des millions d'années, expliquent sa **vulnérabilité**, sa fragilité, face aux changements très rapides, aux perturbations, qui caractérisent les décennies actuelles.

La Posidonie vit entre la surface et **20-40m** de profondeur. S'agissant d'un végétal photosynthétique¹³², la profondeur maximale à laquelle elle peut se développer dépend de la transparence de l'eau. Elle craint la dessalure (et donc ne vit pas près de l'embouchure des fleuves). Grâce à la densité de ses feuilles, elle

¹³² Photosynthétique : elle fabrique de la matière organique à partir de gaz carbonique et de sels minéraux, grâce à l'énergie fournie par la lumière.

piège les sédiments. Elle résiste à l'ensevelissement sous les sédiments par la croissance verticale de ses rhizomes¹³³. C'est ainsi que s'édifie la "matte", ensemble constitué par les rhizomes, les racines et par le sédiment qui remplit les interstices (Fig. 148).

Au cours des siècles, la "matte" s'épaissit, et l'herbier s'approche donc de la surface de la mer. Dans le fond des baies abritées, il peut atteindre la surface. C'est ainsi que se forme ce que l'on nomme des **récifs-barrières**. Les récifs-barrières les plus typiques de Méditerranée sont ceux de Port-Cros et du Brusc (Var, France). Leur édification a nécessité près de 10000 ans. Leur destruction serait donc irréversible à l'échelle humaine.

L'herbier de Posidonie ne se présente pas sous un faciès uniforme dans une région donnée, et bien sûr à l'échelle de la Méditerranée. En plus des récifs-barrières, on distingue l'herbier de plaine, l'herbier de colline, l'herbier tigré, l'herbier en escalier, etc. Comme pour les récifs-barrières, leur édification nécessite des millénaires, et leur destruction est **irréversible**.

L'herbier de Posidonie présente une **biomasse**¹³⁴ exceptionnellement élevée pour le milieu marin. Sa production primaire¹³⁵ est l'une des plus élevées à l'échelle de la planète (milieux terrestre et marin confondus). Une partie importante de cette production primaire est **exportée**, sous forme de feuilles mortes, vers d'autres types de fonds (par exemple les fonds de plusieurs centaines de mètres de profondeur), où elle constitue une ressource alimentaire primordiale. Par ailleurs, l'herbier héberge 25% des espèces présentes en Méditerranée (**biodiversité**) L'importance des herbiers de Posidonie dépasse donc très largement les surfaces (modestes à l'échelle de la Méditerranée) qu'ils occupent.

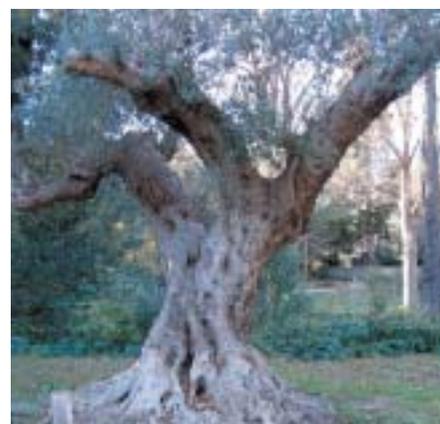


Fig. 146. L'olivier. Photo S. Ruitton.



Fig. 147. La Posidonie. Photo A. Meinesz.

18.3. LE RÔLE DES HERBIERS DE POSIDONIE

En Méditerranée, l'herbier de Posidonie joue un rôle que l'on compare souvent à celui de la **forêt**, en milieu terrestre, mais qui en fait va bien au delà.

(1) L'herbier sert de refuge au quart des espèces (flore et faune) qui vivent en Méditerranée, ce qui est impressionnant si l'on considère qu'il couvre moins de 1% des fonds méditerranéens. Comme les récifs coralliens et la forêt amazonienne, il constitue donc un "**pôle de biodiversité**".

(2) L'herbier produit d'énormes quantités de matière végétale. Cette matière végétale sert à l'alimentation de la riche faune qu'il héberge (Fig. 149). En outre, une grande partie (environ **40%**) de cette matière est **exportée**, sous forme de feuilles mortes, vers d'autres types de fonds. Cet apport de matière organique constitue une aubaine pour les organismes qui vivent au-delà de 50-100m de profondeur. En effet, à ces profondeurs, il y a peu (ou pas) de lumière, donc peu (ou pas) de

¹³³ Rhizome = tige souterraine.

¹³⁴ Biomasse : masse de matière vivante par mètre carré.

¹³⁵ Production primaire : production de matière vivante par les végétaux photosynthétiques, à partir de gaz carbonique et de sels minéraux, grâce à l'énergie de la lumière.

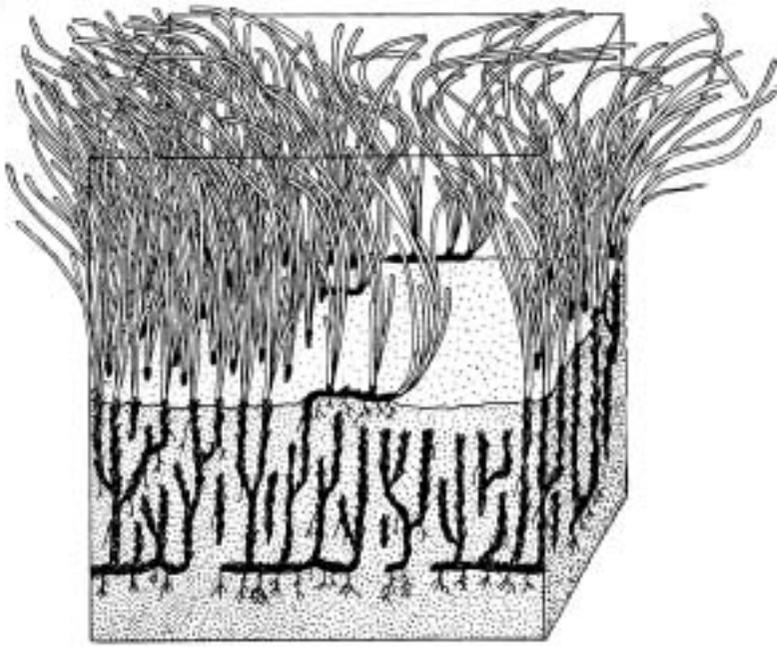


Fig. 148. Un herbier de Posidonies. On distingue les rhizomes (tiges souterraines), les faisceaux de feuilles et la "matte" (ensemble constitué par les rhizomes, les racines et par le sédiment qui remplit les interstices). D'après Boudouresque et Meinesz (1982).

photosynthèse. Les organismes qui y vivent dépendent donc de la matière organique venue d'ailleurs, et en particulier des feuilles mortes de Posidonie. Les **poissons** que l'on pêche sur les fonds du large sont donc en quelque sorte issus des Posidonies. **En protégeant les Posidonies, on défend les pêcheurs.**

(3) L'herbier constitue une **frayère** (lieu de ponte) ou une **nurserie** (lieu où grandissent les juvéniles) pour de nombreuses espèces de poissons et de crustacés d'intérêt économique. Ce rôle est facile à comprendre, si l'on note que les milliers de longues feuilles de Posidonie (Fig. 150), par mètre carré de fond, constituent un refuge inviolable contre les prédateurs. Tous les pêcheurs savent que, sans frayères et nurseries, il n'y a pas de poissons adultes.

(4) Grâce à la photosynthèse, l'herbier de Posidonie produit de l'**oxygène**, et constitue donc un facteur important de l'oxygénation de l'eau. A 10m de profondeur, 1m² d'herbier dégage jusqu'à 14 litres d'oxygène par jour.

(5) L'herbier de Posidonie piège et fixe les **sédiments**, à la manière des Oyats sur les dunes des côtes atlantiques. Il limite donc leur déplacement, lors des tempêtes. En s'opposant à leur remise en suspension, il favorise en outre la **transparence** de l'eau.

(6) L'herbier de Posidonie, grâce au lacs de ses feuilles, réduit l'**hydrodynamisme** (houle, courant), non seulement sous le couvert des feuilles, ce qui est facile à comprendre, mais aussi dans la colonne d'eau. C'est la raison pour laquelle il amortit la puissance des vagues à la côte, et protège les **plages** de l'érosion. En protégeant l'herbier, on protège donc les plages.

(7) Avant de rejoindre les grands fonds, les feuilles mortes de Posidonies s'accumulent souvent sur les plages, sous forme de **banquettes** (voir Fig. 27 et 33). Ces banquettes protègent également les plages contre l'érosion, lors des tempêtes d'automne et d'hiver.

(8) L'herbier de Posidonie intègre, par sa présence, son état de santé, ou son absence, la qualité moyenne des eaux dans lesquelles il baigne tout au long de l'année. Il constitue donc un **outil efficace de surveillance** de la qualité globale des eaux et des milieux littoraux.

Au total, la **valeur économique** des herbiers est considérable. Le lecteur sera peut-être étonné d'apprendre



Fig. 149. L'herbier de Posidonie : en écartant un peu les feuilles, on découvre une oasis de vie. Photo G. Pergent.

que, selon des économistes internationalement reconnus, elle est 3 fois supérieure à celle des récifs coralliens, 10 fois supérieure à celle des forêts tropicales et 100 fois supérieure à celle d'une prairie terrestre.

18.4. LA RÉGRESSION DES HERBIERS DE POSIDONIE

Au cours du 20^{ème} siècle, plus particulièrement depuis les années 1950, l'herbier de Posidonie a considérablement régressé, en particulier aux alentours des grands centres industrialo-portuaires : Barcelone, Marseille, Toulon, Nice, Gênes, Naples, etc. Cette régression peut atteindre 90%, dans le cas de la baie du Prado à Marseille. Les **activités humaines** sont clairement la cause de cette régression.

La régression concerne la limite inférieure, qui remonte de façon très logique, en raison de la diminution de la transparence des eaux, mais aussi la limite supérieure et les profondeurs intermédiaires. Dans un premier temps, elle se traduit par la diminution de la densité des faisceaux de feuilles et par la formation (ou l'extension) des intermattes¹³⁶. La régression des herbiers est due à de nombreux facteurs, et surtout à leur addition :



Fig. 150. Castagnoles (*Chromis chromis*) au-dessus d'un herbier à *Posidonia oceanica*. Parc national de Port-Cros. Photo S. Ruitton.

(1) Le **recouvrement** sous des aménagements littoraux (terrains gagnés sur la mer = réclamations).

(2) La modification des **flux sédimentaires**. L'aménagement des bassins versants des fleuves réduit les apports de sédiments au milieu marin. Les ouvrages côtiers (ports, épis rocheux) empêchent le transfert latéral des sédiments le long des plages. Il en résulte que l'herbier peut être soit déchaussé par déficit en sédiments (les rhizomes se trouvent au-dessus du sédiment), soit enterré sous une couche de sédiments que les faisceaux de feuilles ne sont pas capables de percer. Dans le premier cas, l'herbier est très vulnérable (ancrages, chalutages, tempêtes). Dans le deuxième cas, il est détruit.

(3) La diminution de la **transparence** de l'eau. Elle peut être due aux particules sédimentaires apportées par les fleuves, aux eaux usées et à la remise en suspension des sédiments par l'hydrodynamisme. Elle peut également être due au développement du plancton dans des eaux riches en sels nutritifs (azote, phosphore).

(4) Les **ancrages**. C'est bien sûr dans les zones où l'ancrage est très fréquent, qu'un impact est perceptible.

(5) Les **arts traînants**. Plus ou moins interdits en fonction de la profondeur, de la distance à la côte, des types d'arts traînants et des pays, mais partout tolérés par les autorités. Les arts traînants constituent l'une des principales causes de régression des herbiers, surtout en profondeur.

¹³⁶ Intermatte : tache de sable ou de "matte morte" (rhizomes de Posidonie ayant perdu leurs faisceaux de feuilles), au sein de l'herbier.

(6) La **pollution**, qu'elle provienne de rejets urbains, des bateaux de plaisance ou de fermes piscicoles, la pollution a un impact négatif, direct ou indirect, sur la Posidonie.

(7) La compétition avec des **espèces introduites** constitue un problème dont l'importance s'accroît actuellement. L'issue de la compétition en cours entre la Posidonie et diverses espèces de Caulerpes et autres Macrophytes¹³⁷ introduites, ne sera connue que dans plusieurs décennies. C'est donc le principe de précaution qui doit s'appliquer en la matière.

(8) Le **surpâturage** par des oursins ou des poissons herbivores. Il peut être dû au fait que la pêche a éliminé les poissons prédateurs d'oursins. Il peut également être dû à la pollution, qui favorise les oursins. Par ailleurs, la pollution azotée accroît la teneur en azote des feuilles de Posidonie, qui deviennent plus attractives pour les herbivores.

Dans la plupart des cas, la régression de l'herbier de Posidonie n'a pas une cause unique, mais est due à l'addition (la **synergie**) de plusieurs causes. Il est par ailleurs important de souligner le fait que, contrairement à d'autres perturbations qui sont réversibles, à l'échelle humaine¹³⁸, la disparition d'un herbier de Posidonie est **irréversible** : la recolonisation naturelle nécessite des siècles.

18.5. LES TEXTES RÉGLEMENTAIRES QUI S'APPLIQUENT AUX HERBIERS

L'importance des herbiers de Posidonie, à la fois d'un point de vue **écologique** (protection de la biodiversité) et **économique** (pêche, tourisme, etc.) a conduit les autorités nationales, européennes et/ou internationales à les protéger. Les mesures de protection sont directes ou indirectes.

La Posidonie (et les herbiers qu'elle constitue) est **directement** protégée par des conventions internationales ratifiées par la plupart des pays méditerranéens, en particulier par les pays de la zone RAMOGE : Convention de **Berne** (relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel en Europe), Convention de **Barcelone** (protection des espaces et des espèces en Méditerranée) et **Directive Habitats** (1992) de l'Union Européenne. Elle est également protégée au niveau national ou régional en France, Ligurie (Italie), Catalogne, Comunitat Valenciana (Espagne) et en Slovénie. Il est important de noter qu'en France, la protection de la Posidonie implique l'interdiction de destruction, d'enlèvement et de transport de la Posidonie, ou de parties de la Posidonie, vivante ou morte. Cela signifie que l'enlèvement des **feuilles mortes** sur les plages, largement pratiqué, est **illégal**.

De nombreuses mesures **indirectes** protègent également les herbiers de Posidonie : les Aires Marines Protégées, les mesures destinées à restreindre les rejets polluants, à restreindre certaines techniques de pêche telles que les arts traînants et l'obligation de procéder à une **étude d'impact**, préalablement à toute demande d'autorisation d'un projet qui pourrait porter atteinte à l'environnement.

¹³⁷ Macrophytes = végétaux pluricellulaires, c'est-à-dire de grande taille.

¹³⁸ C'est le cas de la plupart des formes de pollution, dont les marées noires, largement médiatisées (à juste raison) mais réversibles en quelques années.

18.6. FEUILLES MORTES DE POSIDONIE, PLAGES ET RÉENSABLEMENT

Les feuilles mortes de Posidonie sont entraînées par les tempêtes et les courants soit vers les grands fonds, soit vers les plages. Elles y constituent des **banquettes** dont l'épaisseur peut atteindre 2m (dans des cas exceptionnels). Ces banquettes **protègent les plages de l'érosion**. Toutefois, les touristes non informés ne les apprécient pas, de telle sorte que beaucoup de collectivités territoriales considèrent ces feuilles mortes comme des déchets et les éliminent, au même titre que les bouteilles en plastique et les mégots de cigarettes.

Le **recul des plages** est un phénomène complexe, dont les causes sont multiples. La régression des herbiers (qui atténuent la force des vagues et de la houle) et l'élimination des feuilles mortes de Posidonie sur les plages font partie de ces causes. Le réensablement des plages, pour contrebalancer leur recul, peut accentuer la régression des herbiers et constituer une sorte de "cercle vicieux". Le problème du recul des plages est exemplaire de la supériorité économique d'une **gestion globale** d'un problème (recul des plages, feuilles mortes sur les plages, réensablement et protection des herbiers) par rapport à une approche au cas par cas (la plage recule d'où la nécessité de réensabler).

En plus de la nécessaire protection (ou de la reconstitution) des **dunes** d'arrière-plage, qui ne concerne pas spécifiquement la Posidonie, et du contrôle des causes de régression des herbiers, la solution la plus durable consiste à **ne pas enlever les feuilles mortes de Posidonie** sur les plages. Contrairement à ce que l'on pourrait penser, les baigneurs l'acceptent parfaitement, à condition de leur expliquer. Le succès des "**plages écologiques**", dont le nombre s'accroît rapidement, est là pour le démontrer.

En ce qui concerne le **réensablement**, s'il est réellement nécessaire et s'il s'intègre à une gestion globale du problème du recul des plages, il doit se faire avec des sédiments appropriés (voir § 6.3) et à une distance d'au moins **300m** des herbiers les plus proches.

18.7. LES OUVRAGES SUR LE DOMAINE PUBLIC MARITIME

Les petits fonds jouent un rôle majeur en Méditerranée : la lumière n'y étant pas un facteur limitant, la production végétale y est maximale. Par ailleurs, les **nurseries** de nombreuses espèces de poissons d'intérêt économique y sont localisées. Leur destruction par recouvrement sous des aménagements littoraux (terre-pleins, ports, etc.) est **irréversible** à l'échelle humaine. En plus des herbiers éventuellement ensevelis sous un terre-plein, ou inclus dans un port, ces aménagements ont souvent conduit à la destruction **indirecte** de surfaces d'herbier très supérieures à celle de l'aménagement lui-même.

Aucun aménagement ne doit se faire sur un herbier. Un herbier inclus dans un **port** a très peu de chances de survie à long terme, et les quelques exemples de taches de Posidonie survivant dans des ports ne doivent pas masquer le cas général. Les aménagements (épis rocheux, ports, terre-pleins) ont un impact fort sur les herbiers, même s'il ne sont pas localisés directement sur l'herbier : ils modifient en effet les flux sédimentaires, soit par déficit en sédiments, soit par excès de sédimentation. En tout état de cause, une distance de **10m** est le minimum à respecter entre un enrochement et les Posidonies vivantes les plus proches.

La destruction indirecte des herbiers par des aménagements littoraux est en partie liée aux **techniques de chantier**. Afin de minimiser cet impact, il convient d'imposer aux entreprises

bénéficiaires des appels d'offre un certain nombre de contraintes. Le choix de ces entreprises ne doit pas se faire systématiquement en faveur du moins-disant (la moins chère) mais du **mieux-disant** (l'entreprise la plus crédible en matière de respect des normes de protection de l'environnement). Lors du chantier, il convient de vérifier le respect du cahier des charges en la matière¹³⁹.

Le déversement en mer de **matériaux fins** (diamètre inférieur à 1mm), ou de blocs mélangés à des matériaux fins, est à exclure totalement. Des écrans de protection en **géotextile** doivent être mis en place autour du chantier, afin de minimiser la turbidité induite. Les engins de chantier doivent être **situés à terre**, et non en mer ; s'il est indispensable d'utiliser des engins en mer, ils ne doivent pas s'ancrer, ou s'appuyer, sur des herbiers de Posidonie. Enfin, **l'été** est la saison à éviter, en raison des caractéristiques biologiques de la Posidonie.

18.8. LES MOUILLAGES

Nous distinguons ici les mouillages sur ancre (ancrage), les mouillages organisés ("corps-morts" ou autre système de mouillage fixe mis en place légalement) et les mouillages forains ("corps-morts" mis en place sans autorisations).

Les mouillages organisés sur "**corps-morts**" causent beaucoup plus de dégâts aux herbiers de Posidonie que les ancres (Fig. 151). Ils doivent donc être systématiquement évités. Pour la mise

en place de mouillages organisés, il convient d'éviter les zones d'herbier. Si ce n'est pas possible, il est indispensable d'utiliser des systèmes de mouillages dits "**écologiques**" (voir § 8.2.2), sans impact sur l'herbier, avec une bouée intermédiaire qui empêche le câble d'amarrage d'entrer en contact avec le fond.

L'impact des ancres sur l'herbier dépend du **type** d'ancre utilisé (les ancres du types "Hall" sont moins nuisantes), de la **taille** des bateaux (les bateaux de croisière ont un impact plus important que les petits bateaux de plaisance), de la **pratique** de remontée de l'ancre (il est préférable de placer d'abord le bateau au-dessus de l'ancre et de la remonter à la verticale).

Quoi qu'il en soit, et sous réserve d'optimiser les techniques d'ancrage, l'ancrage des petits bateaux de plaisance constitue sans doute une menace sur l'herbier moins importante que le chalutage, la pollution, et bien sûr les aménagements littoraux. Lorsqu'il est inférieur à 2 bateaux/jour/ha (en moyenne) ou à 10 bateaux/ha (en période de pointe), il n'est pas nécessaire de mettre en place des mouillages organisés, à l'exception des Aires Marines Protégées ou des secteurs d'importance patrimoniale.

Fig. 151. L'impact négatif d'un "corps-mort" et de sa chaîne sur l'herbier de Posidonie, devant le port de l'Aygade, Ile du Levant (Var, France). Ici, le "corps-mort" n'est pas relié à une bouée d'amarrage, mais à une bouée qui signale l'entrée du port. Tout le centre de la photo est occupé par une vaste "matte morte" ouverte dans l'herbier par les mouvements de la chaîne. Photo E. Charbonnel.



¹³⁹ Il est choquant que ce soit souvent des particuliers, ou des ONG (Organisations Non Gouvernementales), qui alertent les services de l'Etat ou les collectivités territoriales du non-respect des clauses environnementales d'un chantier.

18.9. LE BALISAGE DE LA ZONE DES 300m

Au cours de la saison touristique, la protection des zones de **baignade** nécessite la mise en place de balises, à 300m de la côte. Des bouées jaunes sont reliées à un "corps-mort". Comme pour les mouillages, lorsque le "corps-mort" est situé dans un herbier, le "corps-mort" lui-même et la chaîne qui le relie à la bouée **érodent** l'herbier (Fig. 151). En outre, en fin de saison touristique, le "corps-mort" est enlevé ; l'année suivante, il n'est pas remplacé exactement au même endroit, de telle sorte que se multiplient les taches de dégradation de l'herbier.

Nous recommandons : **(i)** De ne pas remonter les "corps-morts" en fin de saison touristique ; la précision des systèmes de localisation (GPS ou amers) permet de les retrouver facilement l'année suivante. **(ii)** De mettre en place une bouée intermédiaire qui empêche la chaîne d'éroder l'herbier. **(iii)** Si possible, de remplacer le "corps-mort" par un système de mouillage "écologique".

18.10. LES ARTS TRAÎNANTS

La pêche aux arts traînants constitue une des principales causes de régression des herbiers de Posidonie, en profondeur. En outre, elle nuit au rôle de nurserie que joue l'herbier pour de nombreuses espèces de poissons d'intérêt commercial. Enfin, elle génère des **conflits d'usage** entre pêche artisanale (petits métiers) et chalutiers. En effet, les chalutiers ne respectent généralement pas les législations nationales (profondeur minimale, distance minimale à la côte) qui interdisent normalement le chalutage sur les herbiers.

La mise en place de **récifs anti-chalut** constitue une solution à ce problème : ils dissuadent les chalutiers, qui risqueraient d'endommager leur matériel. Nous formulons les recommandations : **(i)** Les modules des récifs anti-chalut doivent être suffisamment lourds (au moins 8t) pour constituer un obstacle physique efficace et ne pas être entraînés par le chalut, ni être endommagés par les panneaux des chaluts. **(ii)** Les modules doivent offrir une surface portante suffisante, par rapport au sédiment, pour ne pas s'y enfoncer. **(iii)** Il est également important que la forme du module anti-chalut ne risque pas d'endommager les filets des pêcheurs professionnels aux petits métiers (pêcheurs artisanaux), qui doivent pouvoir travailler dans les zones aménagées et être les bénéficiaires des récifs anti-chalut. **(iv)** Les modules anti-chalut doivent être immergés un à un, de façon à être espacés entre eux (50 à 200m). **(v)** Les ensembles de récifs anti-chalut doivent occuper le maximum d'espace, afin d'être réellement dissuasifs auprès des chalutiers. **(vi)** Si la topographie et la superficie du site à protéger le permet, les modules doivent être répartis en lignes perpendiculaires à la côte (la plupart des traits de chaluts sont en effet effectués parallèlement à la côte), formant ainsi une série de barrières.

18.11. LES FERMES PISCICOLES

L'impact des fermes piscicoles (cages) est dû aux **aliments** éventuellement non consommés, à l'**excrétion** des poissons, éventuellement aux **antibiotiques** et oligo-éléments (cuivre, zinc) utilisés et enfin à l'**ombre** portée des cages sur le fond. Il en résulte généralement un apport au milieu de matières organiques et de sels nutritifs et une diminution de l'éclairement au niveau du fond. L'impact des fermes piscicoles dépend bien sûr de nombreux facteurs, tels que le type d'aliment utilisé, la gestion de la ration alimentaire (minimisant ou non les pertes), la densité des poissons, la taille des fermes (tonnage produit annuellement) et bien sûr la courantologie locale.



Fig. 152. "Matte morte", avec faisceaux survivants de *Posidonia oceanica*, sous une ferme piscicole, en Corse. Photo G. Pergent.

Lorsque des fermes piscicoles ont été mises en place au-dessus d'un herbier de Posidonie, l'herbier situé sous les cages et dans leur voisinage est fortement **dégradé**, ou a **disparu**, selon l'ancienneté de la ferme (Fig. 152).

Nous formulons donc les recommandations suivantes : **(i)** Aucune structure aquacole ne doit être directement implantée sur un **herbier** à *P. oceanica*. **(ii)** S'il existe un herbier à proximité, une **distance minimale** de 100m, par rapport aux cages, doit être respectée. Cette distance doit être éventuellement augmentée, en fonction de la profondeur, de la courantologie et de la taille de la ferme. **(iii)** De manière générale, une installation sur des fonds de **45 à 50m** doit être privilégiée, chaque fois que c'est possible. **(iv)** Une **étude d'impact** devrait accompagner toute demande de mise en place d'une ferme piscicole. **(v)** L'autorisation de mise en place d'une ferme

piscicole devrait être soumise tous les 4 ans à examen pour prolongation éventuelle, en fonction de la démonstration que les herbiers à *P. oceanica* situés à proximité n'ont pas régressé. Cette contrainte, qui implique la mise en place d'un **suivi des herbiers**, devrait conduire les pisciculteurs à s'éloigner au maximum des herbiers.

18.12. LES REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES

D'une façon générale, les rejets d'effluents liquides agissent principalement à 3 niveaux sur les peuplements marins côtiers : **(i)** Diminution de la transparence de l'eau. **(ii)** Augmentation de la concentration en sels nutritifs. **(iii)** Apport de contaminants chimiques. Ils peuvent accessoirement entraîner des diminutions localisées de la salinité qui peuvent être préjudiciables à la Posidonie, dans la mesure où l'espèce craint la dessalure.

Il n'est pas facile, de séparer, dans l'impact des effluents sur les herbiers, les effets **directs**, tels que la toxicité et la dessalure, et les effets **indirects**, dus aux apports en sels nutritifs, tels que le développement d'épiphytes¹⁴⁰ sur les feuilles et l'accroissement du broutage par les herbivores. Quoi qu'il en soit, partout en Méditerranée, l'herbier a disparu, parfois sur une grande distance, autour des émissaires d'eaux usées.

Nous formulons donc les recommandations suivantes : **(i)** Aucun nouvel émissaire d'eaux usées ne devrait déboucher dans un herbier. Cela est valable quel que soit le niveau d'épuration des eaux. **(ii)** Une distance minimale devrait être prévue entre le point de rejet et l'herbier le plus proche. Cette distance est fonction du volume d'eau rejetée et du niveau d'épuration. **(iii)** La canalisation sous-marine qui conduit les eaux usées ne devrait pas traverser des herbiers, ou devrait minimiser la longueur de l'herbier intercepté. **(iv)** Un suivi des herbiers les plus proches doit être mis en place (balisage, carrés permanents), aussi bien pour les nouveaux émissaires que pour les émissaires anciens, afin de vérifier que le niveau d'épuration des eaux est suffisant. **(v)** Dans le cas des émissaires anciens, si le suivi de l'herbier montre que la situation est stabilisée, et surtout s'il y a début de récupération par l'herbier (grâce à l'amélioration du traitement des eaux usées), nous ne recommandons pas le déplacement de l'émissaire ou sa prolongation au-delà des limites de l'herbier.

¹⁴⁰ Les épiphytes sont les organismes qui se développent sur les feuilles. Ils interceptent la lumière et nuisent donc à la Posidonie, qui a besoin de lumière pour sa photosynthèse.

18.13. LES DÉCHETS SOLIDES

Le rejet de vases (provenant du dragage d'un port ou d'un chenal) ou de blocs de roche (provenant d'un déroctage) sur l'herbier de Posidonie le détruit, à l'emplacement du rejet, de façon irréversible.

Tout rejet sur l'herbier devrait donc être interdit.

Le problème est que les entreprises bénéficiaires des appels d'offre ne respectent pas toujours le cahier des charges, lorsqu'il prévoit des rejets au-delà de l'herbier (voir également § 18.7). Il est en effet économiquement intéressant pour ces entreprises de rejeter les déchets solides le plus près possible du site de dragage ou de déroctage.

Il est choquant que ce soit souvent des particuliers, ou des ONG, qui alertent les services de l'Etat ou les collectivités territoriales du non respect des clauses d'un chantier. Nous recommandons à ces derniers une plus grande vigilance.

18.14. LA MISE EN PLACE DE CÂBLES ET DE CANALISATIONS SUR LE FOND

Pour assurer l'alimentation en électricité ou en eau d'une île, il peut être nécessaire d'installer sur le fond un câble ou une canalisation. L'impact sur l'herbier de Posidonie est modeste, ou même nul, lorsque les câbles ou canalisations sont simplement posés sur l'herbier. Par contre, lorsqu'il y a **ensouillage** (creusement d'une tranchée), l'impact est très important.

L'idéal serait d'éviter que les câbles et canalisations traversent des herbiers, mais ce n'est ni réaliste d'un point de vue économique, ni possible dans beaucoup de cas. Nous recommandons donc :

- (i) Que le Maître d'Ouvrage propose un minimum de 3 points de **départ** et/ou **d'arrivée** à terre.
- (ii) Qu'une **carte** précise de la nature des fonds (roche, sable, vase, herbiers) soit établie.
- (iii) Que le tracé choisi soit le meilleur compromis possible entre la **longueur** totale du tracé (aussi courte que possible d'un point de vue économique) et la longueur d'herbier traversée (aussi courte que possible d'un point de vue écologique). Une grille d'évaluation des différents scénarios est proposée (voir § 14.3).
- (iv) Qu'il n'y ait pas ensouillage, mais simple **pose** du câble ou de la canalisation sur le fond, avec fixation quand c'est nécessaire.
- (v) Qu'un **suivi** de l'impact soit prévu (après 2, 5 et 10 ans), afin de valider (ou non) le scénario retenu, et d'améliorer dans le futur la gestion des câbles et canalisations.

18.15. PEUT-ON RESTAURER LES HERBIERS DÉTRUITS ?

La **recolonisation naturelle** des herbiers de Posidonie, lorsque les causes de leur destruction ont cessé d'agir, est très lente. Il est donc tentant d'essayer d'accélérer cette recolonisation au moyen de **réimplantations**, comme cela se pratique en milieu continental (reforestation).

Un certain nombre de **techniques** ont été mises au point, à partir de boutures ou de graines : cadres en ciment au centre desquels sont placées des boutures retenues par un grillage, piquets ou crochets fixant directement les boutures sur le fond, mottes de "matte", etc. Les modalités optimales de la transplantation (saison, origine et longueur des boutures, etc.) ont également été précisées. Toutefois, les réimplantations de Posidonies souffrent du même handicap que la recolonisation naturelle : l'extrême lenteur de la croissance de la plante. Il faudra des décennies pour juger réellement de l'éventuel succès des expériences de réimplantation qui ont été réalisées en Méditerranée. Des succès significatifs ont été obtenus au Japon et aux USA, mais il s'agit d'une autre espèce, la grande zostère, dont la croissance est rapide.

Il existe un risque sérieux que la possibilité technique de réimplanter des Posidonies soit détournée de ses objectifs pour **servir d'alibi à de nouvelles destructions**. Ces destructions sont immédiates et irréversibles, alors que le succès éventuel des réimplantations "de compensation" ne pourra être jugé que dans très longtemps. Par ailleurs, il existe de nombreux exemples où l'on a "planté pour planter", sans aucune stratégie d'ensemble, au gré des sollicitations d'élus locaux. **(i)** On a planté dans des secteurs où la Posidonie n'existe pas naturellement, et semble ne jamais avoir existé. Quelle justification y a-t-il à tenter de remplacer un fond de sable (qui n'a rien, et de très loin, d'un désert biologique, ce que le public ignore souvent) par quelques touffes de Posidonie ? **(ii)** On a planté dans des zones où la régression de l'herbier se poursuit. **(iii)** On a planté dans une prairie de Cymodocées, une espèce protégée, comme la Posidonie. Tenter de remplacer une espèce protégée par une autre espèce protégée ne constitue pas une stratégie bien cohérente.

Malgré le **coût** très élevé des réimplantations, elles peuvent être envisagées. Elles doivent dans ce cas se situer dans le cadre d'une réflexion globale sur la gestion intégrée des milieux littoraux, à l'échelle de régions de taille significative, avec en particulier la comparaison du rapport coût/résultats des réimplantations avec celui d'autres opérations de préservation ou de restauration de la qualité des milieux littoraux. Pour aider à la prise de décision, nous proposons une **stratégie décisionnelle** (Fig. 126) et un **code de bonne conduite**, dont les principaux points sont : **(i)** Le site précis de réimplantation doit avoir été autrefois occupé par la Posidonie. **(ii)** Les causes de la disparition de la Posidonie doivent avoir cessé d'agir. **(iii)** La réimplantation ne doit pas se faire à proximité d'herbiers très étendus. **(iv)** La réimplantation ne peut pas se faire en compensation de la destruction d'un herbier. **(v)** La réimplantation doit être précédée par une réimplantation expérimentale, avec suivi d'au moins 3 ans, afin de vérifier sa faisabilité.

Fig. 153 . Mise en place d'une balise, à la limite d'un herbier à *Posidonia oceanica*. L'avance, la stabilité ou le recul de l'herbier, par rapport à cette balise, seront mesurés par la suite.
Photo E. Charbonnel.



18.16. LA SURVEILLANCE DES HERBIERS DE POSIDONIE

L'objectif de la surveillance des herbiers de Posidonie est triple : **(i)** Surveiller un peuplement à grande **valeur patrimoniale**, mais vulnérable, afin de déceler rapidement toute nouvelle régression. **(ii)** Utiliser l'herbier comme un **indicateur biologique**¹⁴¹ de la qualité globale des milieux littoraux. **(iii)** Mesurer **l'efficacité** des politiques régionales en matière d'environnement littoral, par exemple la mise en service de stations d'épuration des eaux usées, l'amélioration du niveau d'épuration des eaux, la réduction des apports en polluants domestiques et industriels par les fleuves et la mise en place d'Aires Marines Protégées.

Les **outils** de surveillance des herbiers se situent à 3 échelles spatiales : l'échelle de l'herbier tout entier, l'échelle locale au sein d'un herbier et la micro-échelle, celle par exemple d'un faisceau de feuilles.

Les outils à **l'échelle de l'herbier** tout entier sont la cartographie, l'utilisation de photographies aériennes dans un but autre que la cartographie, la mesure du recouvrement (pourcentage de la

¹⁴¹ Un indicateur biologique est un organisme vivant qui nous renseigne de façon indirecte (par sa présence, sa vitalité ou son absence) sur la qualité du milieu. L'intérêt des indicateurs biologiques est qu'ils intègrent, sur le long terme, des paramètres physico-chimiques complexes et agissant en synergie (exemple : les polluants) et qui peuvent être très fluctuants d'un jour à l'autre.

surface du fond occupée par l'herbier vivant) et les transects permanents. Ces derniers correspondent à des parcours dans l'herbier, exactement repérés, de telle sorte que l'on peut y revenir ultérieurement afin d'y déceler d'éventuels changements.

Les outils à **l'échelle locale** sont la mise en place de balises (Fig. 153) à la limite supérieure et/ou inférieure de l'herbier et les carrés permanents. Les balises permettent d'observer (par comparaison de photos, comptage de faisceaux, etc.) des changements de la limite de l'herbier, même s'ils sont de faible amplitude, et donc de les détecter de façon précoce. Les carrés permanents sont de petites surfaces (quelques dizaines de mètres carrés) repérées et cartographiées de façon précise, sur lesquelles on peut revenir ultérieurement afin d'y déceler d'éventuels changements.

Les outils à **micro-échelle** (l'échelle du faisceau ou d'un groupe de faisceaux de feuilles) sont la mesure de la densité des faisceaux, l'importance respective des faisceaux rampants et des faisceaux dressés, le déchaussement des rhizomes (qui traduit un déficit en sédiment), la granulométrie du sédiment (vase, sable fin, sable grossier, etc.), l'épidochronologie (enregistrement de toute série d'évènements, similaire à celui des cernes de croissance des arbres), la longueur des feuilles, etc.

La combinaison de ces outils (ou de certains d'entre eux) a permis la mise en place de **systèmes de surveillance** de l'herbier, dont le plus ancien et le plus connu est le Réseau de Surveillance Posidonies (RSP) de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur (France). Ces systèmes de surveillance basés sur la Posidonie peuvent fournir aux élus, aux autorités locales et à tous les gestionnaires des espaces littoraux, des outils efficaces, relativement bon marché et faciles à mettre en œuvre pour mesurer l'état de santé des herbiers, en même temps que celui de l'environnement littoral.

18.17. LA POSIDONIE ET LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE), adoptée en 2000, est un texte majeur qui structure la politique de l'eau dans les Etats membres de l'Union Européenne. Son objectif est la **reconquête de la qualité de l'eau** et des milieux aquatiques (cours d'eau, lacs, eaux souterraines, eaux littorales, etc.). La DCE fixe comme principales échéances l'élaboration d'un état des lieux (fin 2004) et d'un plan de gestion d'ici à 2009. Les milieux aquatiques doivent être en "bon état" en 2015. Des dérogations, si elles sont justifiées, seront toutefois possibles avec des objectifs moins ambitieux que celui du "bon état 2015", que ce soit en terme de délais (report des objectifs en 2021, 2027) ou en terme de niveau d'objectifs.

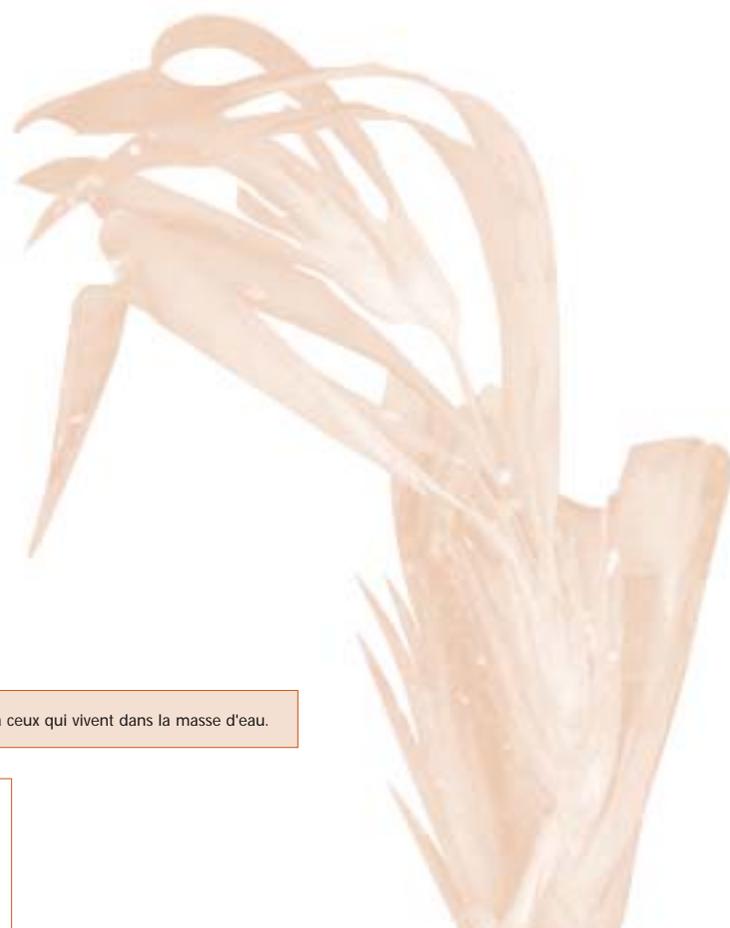
La DCE confirme et renforce les principes éprouvés de la gestion de l'eau : gestion par bassin versant, gestion équilibrée de la ressource en eau, et participation des acteurs. Mais elle va plus loin en introduisant 3 innovations majeures : la fixation **d'objectifs de résultats environnementaux**, la prise en compte des considérations **socio-économiques** et la **participation du public**.

Le "bon état" consiste en : **(i)** Un "bon état **chimique**" de l'eau, celui-ci étant apprécié au regard de normes d'usage (baignade, conchyliculture, aptitude à la production d'eau potable, etc.), et **(ii)** Un "bon (ou très bon) état **écologique**", apprécié selon des critères biologiques notamment.

Pour évaluer le bon état des masses d'eau, la DCE impose la mise en œuvre de **réseaux de surveillance**. Cette surveillance doit être notamment basée sur des descripteurs ou "éléments de qualité biologique". Pour les eaux côtières, les descripteurs, recommandés en Méditerranée par la DCE, sont : le phytoplancton, les macro-algues, l'herbier de Posidonie, le benthos¹⁴² de

substrat meuble et le benthos de substrat dur. Pour chacun de ces éléments, des travaux sont en cours, afin d'évaluer leur pertinence dans le futur dispositif de surveillance de la DCE.

Pour ce qui concerne l'herbier de Posidonie, son utilisation en tant qu'élément de qualité biologique nécessite la mise au point (actuellement en cours) d'un **Indice Global Posidonie**. Cet indice sera établi à partir de plusieurs paramètres (voir § 18.16 et Chap. 16). Les paramètres choisis pourront être différents d'un Etat membre à l'autre, bien qu'il soit souhaitable qu'un certain nombre d'entre eux soient communs. Les paramètres choisis pourront également être différents en fonction de la **nature du contrôle** de la Directive Cadre Eau : contrôle de surveillance (champ moyen) ou contrôle opérationnel (champ proche). Ainsi, dans le cadre du contrôle opérationnel, le recours à un paramètre sera fonction de la nature de la perturbation identifiée (par exemple enrichissement en sels nutritifs, mouillages, etc.), alors qu'il conviendra d'inclure dans le contrôle de surveillance des paramètres qui renseignent sur l'état de la population, tout en autorisant des comparaisons entre sites (à l'échelon régional et national).



¹⁴² Le benthos est constitué par l'ensemble des organismes qui vivent sur le fond, par opposition à ceux qui vivent dans la masse d'eau.

RÉFÉRENCES

- ABAL E.G., DENNISON W.C., 1996. Seagrass depth range and water quality in southern Moreton bay, Queensland, Australia. *Mar. Freshwater Res.*, 47(6): 763-771.
- ABU-ZEID M., 1991. Le Nil et sa contribution à l'environnement méditerranéen. *Rencontres de l'Agence régionale pour l'Environnement, Provence Alpes-Côte d'Azur, Fr.*, 3: 7-18.
- ABU-ZEID M., EL-MOATASSEM M., 1993. Qualité de l'eau du Nil avant et après la construction du barrage d'Assouan et les conséquences pour la Méditerranée. *Rencontres de l'Agence régionale pour l'Environnement Provence-Alpes-Côte d'Azur, Fr.*, 5: 62-68.
- ACUNTO S., PIAZZI L., BALESTRI E., CINELLI F., 1996. Segnalazioni di fioriture di *Posidonia oceanica* (L.) Delle lungo le coste toscane. *Biol. Mar. Medit.*, 3(1): 437-438.
- ADDY C.E., 1947a. *Eelgrass planting guide*. Maryland Conservationist, USA, 24: 16-17.
- ADDY C.E., 1947b. *Germination of eelgrass seed*. J. Wildl. Manag., USA, 11: 279.
- ALCOVERRO T., DUARTE C.M., ROMERO J., 1997. The influence of herbivores on *Posidonia oceanica* epiphytes. *Aquat. Bot.*, 56(2): 93-104.
- ALCOVERRO T., MANZANERA M., ROMERO J., 1998. Seasonal and age-dependent variability of *Posidonia oceanica* (L.) Delle photosynthetic parameters. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 230(1): 1-13.
- ALCOVERRO T., MANZANERA M., ROMERO J., 2001. Annual metabolic carbon balance of the seagrass *Posidonia oceanica*: the importance of carbohydrate reserves. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 211: 105-116.
- ALEEM A.A., 1955. Structure and evolution of the sea grass communities *Posidonia* and *Cymodocea* in the southeastern Mediterranean. *Essays in the natural Sciences in Honor of Captain Allan Hancock*, Univ. California publ.: 279-298.
- ALLUÉ-PUYELO R., OLIVELLA-PRATS I., 1994. Actions pour la protection et la conservation du littoral catalan. Actes du colloque scientifique Océanos Pour qui la Méditerranée au 21^{ème} siècle ? *Villes des rivages et environnement littoral en Méditerranée*. Montpellier, Fr.: 196-208.
- ALVAREZ E., MARBA N., 2001. *Red de monitorización de las praderas de Baleares*. Guia de campo. Govern de les Illes Balears: 1-34.
- AMI D., BOUDOURESQUE C.F., 2002. Valuing benefits from protecting the seagrass *Posidonia oceanica* beds in the Mediterranean Sea. *Conference on Risk and Uncertainty in Environmental and Resource Economics*, Wageningen University, The Netherlands: 1-7.
- ANONYME, 1998. *Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée (Barcelone, 1995)*. RAC-SPA édit., PNUE publ.: 1-46.
- ANONYME, 2000. *Action plan for the conservation of marine vegetation in the Mediterranean sea*. CAR-ASP édit., PNUE publ.: 1-8.
- ANONYME, 2001a. *Projet de lignes directrices pour les études d'impact sur les herbiers marins*. PNUE. CAR/ASP édit., UNEP(DEC)/MED WG.177/8, Tunis: 1-49.
- ANONYME, 2001b. *Tableau de bord de l'environnement en Corse*. OEC & DIREN édit.
- ANONYME, 2002a. Protection des ressources marines et côtières du golfe de Gabès. Rapport de Phase 1 : Diagnostic. République tunisienne – Ministère de l'Environnement et de l'aménagement du territoire, SOGREAH, GIS Posidonie et UNEP PAP-CAR: 1-229.
- ANONYME, 2002b. Etude de la pratique de la pêche aux ganguis et à la senne de plage en Région PACA. IDEE, CREOCEAN, Oceanic Development, CRPMEM PACA, Nice: 1-19 + Ann.
- ANONYME, 2005a. Réseau de Surveillance Posidonies. Département des Bouches-du-Rhône. Année 2004. Région Provence-Alpes-Côte d'Azur, EOL, SMEL, Fr.: 1-155.
- ANONYME, 2005b. Réseau de Surveillance Posidonies. Département du Var. Année 2004. Région Provence-Alpes-Côte d'Azur, EOL, SMEL, Fr.: 1-265.
- ANONYME, 2005c. Réseau de Surveillance Posidonies. Département des Alpes-Maritimes. Année 2004. Région Provence-Alpes-Côte d'Azur, EOL, SMEL, Fr.: 1-142.
- ARDIZZONE G.D., MIGLIUOLO A., 1982. Modificazioni di una prateria di *Posidonia oceanica* (L.) Delle del Medio Tirreno sottoposta ad attività di pesca a strascico. *Naturalista Siciliano, S.IV, VI* (suppl.), 3: 509-515.
- ARDIZZONE G.D., PELUSI P., 1984. Yield and damage evaluation of bottom trawling on *Posidonia* meadows. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 63-72.
- ARFI R., ARNOUX A., BELLAN G., BELLAN-SANTINI D., BOURCIER M., DUKAN S., DURBEC J.P., LAUBIER L., MARINOPOULOS J., MILLOT C., MOUTIN T., PATRITI G., PERGENT-MARTINI C., PETRENKO A., 2000a. Impact du grand émissaire de Marseille et de l'Hyveaune détournée sur l'environnement marin de Cortiou. Etude bibliographique raisonnée 1960-2000. Rapp. COM & Ville de Marseille, COM publ.: 1-137.
- ARFI R., ARNOUX A., BELLAN-SANTINI D., BELLAN G., BOURCIER M., LAUBIER L., PERGENT-MARTINI C., DUKAN S., DURBEC J.P., MARINOPOULOS J., MILLOT C., MOUTIN T., PATRITI G., PETRENKO A., 2000b. Cortiou, Evolution d'un site marin soumis à un rejet urbain. Synthèse bibliographique 1960-2000. Rapp. COM & Ville de Marseille, COM publ.: 1-38.
- ARGYROU M., HADJICHRISTOPHOU M., DEMETROPOULOS A., 1999. Ecological changes of softbottom macrobenthic assemblages in relation to the sewage outfall, in the Limassol bay, Cyprus (Eastern Mediterranean). *Oebalia*, 25: 61-88.
- ASTIER J.M., 1972. Régression de l'herbier de Posidonies en rade des Vignettes à Toulon. *Ann. Soc. Sci. nat. Archéol. Toulon Var*, 24: 97-103.
- ASTIER J.M., 1984. Impact des aménagements littoraux de la rade de Toulon, liés aux techniques d'endiguage, sur les herbiers à *Posidonia oceanica*. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 255-259.
- ASTIER J.M., CASTEL A., TAILLIEZ P., TINÉ J., 1980. L'aménagement des plages artificielles du Mourillon. *Rev. Fond. océanogr. Ricard*, Fr., 4: 14-23.
- ASTIER J.M., TAILLIEZ P., 1984. Pour un plan d'occupation des fonds marins : inventaire des herbiers de Posidonies du littoral du Var. *Ann. Soc. Sci. nat. Archéol. Toulon Var*, 36: 35-46.
- AUBERT M., 1993. Impact de l'aquaculture sur les eaux côtières méditerranéennes. In: *Pour qui la Méditerranée au 21^{ème} Siècle - Le système littoral méditerranéen*. Actes du colloque scientifique Océanos, Maison de l'Environnement de Montpellier publ., Fr.: 33-47.
- AUBY P., 1998. Compte Rendu de la réunion de travail du 7/10/1998 sur le nettoyage des plages. Parc national de Port-Cros, Hyères, Fr.: 1-5.
- AUGIER H., 1985. L'herbier à *Posidonia oceanica*, son importance pour le littoral méditerranéen, sa valeur comme indicateur biologique de l'état de santé de la mer, son utilisation dans la surveillance du milieu, les bilans écologiques et les études d'impact. *Vie marine*, 7: 85-113.
- AUGIER H., 1969. Un pistolet de scellement "sous-marin". *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille*, 29: 25-47.
- AUGIER H., BOUDOURESQUE C.F., 1967. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc national). I. La baie de La Palud. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille*, 27: 93-124.
- AUGIER H., BOUDOURESQUE C.F., 1970a. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc national). VI. Le récif-barrière de Posidonies. *Bull.*

- Mus. Hist. nat. Marseille*, 30: 221-228 + 1 pl. h.t.
- AUGIER H., BOUDOURESQUE C.F., 1970b. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc national). V. La baie de Port-Man et le problème de la régression de l'herbier de Posidonies. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille*, 30: 145-164 + 1 pl. h.t.
- AUGIER H., BOUDOURESQUE C.F., 1975. Dix ans de recherches dans la zone marine du Parc national de Port-Cros (France). Troisième partie. *Ann. Soc. Sci. nat. Archéol. Toulon Var*, 27: 133-170.
- AUGIER H., BOUDOURESQUE C.F., 1979. Premières observations sur l'herbier de Posidonies et le détritique côtier de l'île du Levant (Méditerranée, France), à l'aide du "sous-marin" Griffon de la Marine Nationale. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, 5: 141-153.
- AUGIER H., GILLES G., RAMONDA G., 1984a. L'herbier de *Posidonia oceanica* et la pollution par le mercure sur le littoral des Bouches-du-Rhône et du Var (France). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 399-406.
- AUGIER H., MAUDINAS B., 1979. Influence of the pollution on the photosynthetic pigments of the marine Phanerogam *Posidonia oceanica* collected from different polluted areas of the Region of Marseille (Mediterranean sea, France). *Oecologia Plantarum*, 14(2): 169-176.
- AUGIER H., MONNIER-BESOMBES G., SIGOILLOT G., 1984b. Influence des détergents sur *Posidonia oceanica* (L.) Delile. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 407-418.
- AUGIER H., ROBERT P., MAFFRE R., 1980. Etude du régime thermique annuel des eaux au niveau des peuplements de Phanérogames marines de la baie de Port-Cros (îles d'Hyères, Méditerranée, France). *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, 6: 69-131.
- AUGIER H., GIGLIOY., RAMONDA G., 1987. Peintures anti-fouling et herbier à *Posidonia oceanica*. GIS Posidonie & Fac. Sci. Luminy Publ.: 1-94.
- AUGIER H., NIERI M., 1988. Cartographie, balisage et dynamique du récif-barrière à *Posidonia oceanica* de la baie de Port-Cros (Parc national). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 14: 29-40 + 1 pl. h.t.
- AUSILI A., GABELLINI M., 2000. Un caso di studio : il porto di Viareggio. *Dragaggi portuali : qualità e gestione dei materiali*, Atti Giornata 18 febbraio 1998, ICRAM publ.: 49-60.
- AVON M., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., CIAPETTI N., 1992. Projet Barmar: atterrissage station de Martigues. Notice d'impact. Câbles Télécom et Hightech Environnement, Hightech Environnement publ., Marseille, Fr.: 1-55 + Ann.
- BACHET F., 1992. Evaluation des retombées économiques du Parc Régional Marin de la Côte Bleue. *Economic impact of the Mediterranean coastal protected areas*, *Medpan News*, 3: 43-46.
- BALDISSERA-NORDIO C., GALLARATI SCOTTI G., RIGONI M., 1967. *Atti Conv. Nazion. Attività subacquee*, Italie, 1: 21-28.
- BALDISSERA-NORDIO C., GALLARATI SCOTTI G., RIGONI M., SAIBENE G., TOSCHI A., 1968. Utilizzazione dei vegetali marini nell'alimentazione dei polli. *Terra Pugliese*, 17(12): 1-8.
- BALDUZZI A., BOERO F., PANSINI M., PRONZATO R., 1981. A method for semiquantitative samplings of the sessile epifauna of the *Posidonia oceanica* beds. *Rapp. Commiss. Internation. Explor. Sci. Médit.*, 27(9): 247-248.
- BALDUZZI A., BAVESTRELLO G., BELLONI S., BOERO F., CATTANEO R., PANSINI M., PRONZATO R., 1984. Valutazione dello stato di alcune praterie di *Posidonia* nel mare ligure sottoposte a diverse condizioni di inquinamento. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 73-78.
- BALDUZZI A., BIANCHI C.N., CATTANEO-VIETTI R., CERRANO C., COCITO S., COTTA S., DEGL'INNOCENTI F., DIVIACCO G., MORGIGNI M., MORRI C., PANSINI M., SALVATORI L., SENES L., SGORBINI S., TUNESI L., 1994. Primi lineamenti di bionomia bentica dell'isola Gallinaria (Mar Ligure). *Atti X Congr. AIOL*, Alassio, 4-6 novembre 1992: 603-617.
- BALESTRI E., CINELLI F., PIAZZI L., 1998. Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in a damaged coastal area. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 228: 209-225.
- BALESTRI E., CINELLI F., LARDICCI C., 2003. Spatial variation in *Posidonia oceanica* structural, morphological and dynamic features in a northwestern Mediterranean coastal area: a multi-scale analysis. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 250: 51-60.
- BALLESTA L., PASQUALINI V., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., 2000. Distribution and dynamics of *Posidonia oceanica* beds along the Albères coastline. *C.R. Acad. Sci., Life Sci.*, 323: 407-414.
- BALLESTEROS E., 1987. Estructura i dinàmica del poblament algal de les fulles de *Posidonia oceanica* (L.) Delile als herbeis de Tossa de Mar (Girona). *Bull. Inst. catal. Hist. nat.*, 54(6): 13-30.
- BALLESTEROS E., GARCIA A., LOBO A., ROMERO J., 1984. L'alguer de *Posidonia oceanica* de les illes Medes. *Els sistems naturals de les illes Medes*, Ros J., Olivella J., Gili J.M. eds., IEC publ., Barcelona: 739-759.
- BALLESTEROS E., ALCOVERRO T., CEBRIAN E., FONT X., GARCIA-RUBIES A., ROMERO J., 2005. Pseudoviviparity, a new form of asexual reproduction in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Bot. Mar.*, 48: 175-177.
- BARBERA C., 2000. La situazione in Italia. *Dragaggi portuali : qualità e gestione dei materiali*, Atti Giornata 18 febbraio 1998, ICRAM publ.: 11-17.
- BARNABÉ G., 1989. L'élevage du loup et de la daurade. Aquaculture, G. Barnabé coord. Lavoisier Ed., Paris, 2: 628-668.
- BAROLI M., COSSU A., CRISTINI A., DE FALCO G., GAZALE V., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., 2001. Concentrations of trace metals (Cd, Cu, Fe, Pb) in *Posidonia oceanica* seagrass of Liscia bay, Sardinia (Italy). In "Structure and Processes in the Mediterranean Ecosystem" Faranda F.M., Guglielmo L., Spezie G. eds. Springer-Verlag publ., Proceed. Convegno Diversità e cambiamento, Ischia 10-14 novembre 1998.
- BAY D., 1978. Etude *in situ* de la production primaire d'un herbier de Posidonies (*Posidonia oceanica* (L.) Delile) de la baie de Calvi-Corse. *Progr. Rép. Stn. Océanogr. Stareso, Univ. Liège, Belg.*, 18: 6 p non num. + 1-251.
- BAY D., 1979. Etude "in situ" de la production primaire d'un herbier de Posidonies, *Posidonia oceanica* (L.) Delile, dans la baie de Calvi-Corse. *Rapp. PV. Réunion. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.*, 25-26(4): 201-202.
- BELIAS C., DASSENAKIS M., 2002. Environmental problems in the development of marine fish-farming in the Mediterranean sea. *Ocean challenge*, 12(1): 11-16.
- BELL J.D., HARMELIN-VIVIEN M.L., 1982. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 1. Community structure. *Téthys*, 10(4): 337-347.
- BELLAN G., 1985. De la connaissance fondamentale des milieux naturels marins (principalement benthiques) à leur sauvegarde. *Téthys*, 11(3-4): 342-349.
- BELLAN G., 1993. Les indicateurs biologiques du milieu marin - Remarques introductives. In: Boudouresque C.F., Avon M., Pergent-Martini C. eds. *Qualité du milieu marin - Indicateurs biologiques et physico-chimiques. Rencontres scientifiques de la Côte Bleue*, GIS Posidonie publ., 3: 35-42.
- BELLAN G., 1994. L'épuration en mer : de la Californie à la Méditerranée. Actes du colloque scientifique *Pour qui la Méditerranée au 21^{ème} siècle ? Villes des rivages et environnement littoral en Méditerranée*. Montpellier: 255-259.
- BELLAN G., KAIM-MALKA R.A., PICARD J., 1975. Evolution récente des différentes auréoles de pollution marine des substrats meubles

- liées au grand collecteur de Marseille-Cortiou. *Bull. Ecol.*, 6(2): 57-65.
- BELLAN G., BOURCIER M., SALEN-PICARD C., ARNOUX A., CASSERLEY S., 1999. Benthic ecosystem changes associated with wastewater treatment at Marseille: implications for the protection and restoration of the Mediterranean shelf ecosystem. *Water Environ. Res.*, 71(4): 483-493.
- BELLAN-SANTINI D., 1966. Influence des eaux polluées sur la faune et la flore marines benthiques dans la Région marseillaise. *Techn. Sci. municipales*, Fr., 61(7): 285-292.
- BELLAN-SANTINI D., PICARD J., 1984. Conséquences de la régression des herbiers de Posidonies pour le benthos animal des autres milieux méditerranéens. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 423-429.
- BELLAN-SANTINI D., ARNOUX A., WILLSIE A., 1986. Distribution comparée des crustacés amphipodes de la "matte" d'herbier de Posidonies mort et vivant. *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.*, 30(2): 8.
- BELLAN-SANTINI D., LACAZE J. C., POIZAT C., 1994. Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives. Muséum National d'Histoire Naturelle publ., Paris: 1-246.
- BELLONE E., MEINESZ A., 1995. Cartographie sous-marine du Parc national de Port-Cros (Var, France). I – Elément de cartographie de l'herbier de *Posidonia oceanica* de la baie de Port-Man. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 16: 123-128.
- BELSHERT., 1977. Analyse des répercussions des pollutions urbaines sur le macrophytobenthos de Méditerranée (Marseille, Port-Vendres, Port-Cros). Thèse Doctorat, Univ. Aix-Marseille II: 1-287.
- BELSHER T., HOULGATTE E., BOUDOURESQUE C.F., 2005. Cartographie de la prairie à *Posidonia oceanica* et des principaux faciès sédimentaires marins du Parc national de Port-Cros (Var, France, Méditerranée). *Sci. Rep. Port-Cros natl Park*, 21: 19-28+carte h.t.
- BEN D. Van der, 1971. Les épiphytes des feuilles de *Posidonia oceanica* Delile sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Mém. Inst. roy. Sci. nat. Belgique*, 168: 1-101 + 5 tabl. h.t.
- BEN ALAYA H., 1969. Mise en place des herbiers à Phanérogames marines et des peuplements algaux dans le golfe de Tunis. *Bull. Inst. Océanogr., Pêche Salammbô*, 1(3): 113-122.
- BEN ALAYA H., 1972. Répartition et conditions d'installation de *Posidonia oceanica* Delile et *Cymodocea nodosa* Ascherson dans le golfe de Tunis. *Bull. Inst. Océanogr. Pêche Salammbô*, 2(3): 331-416.
- BEN MUSTAPHA K., 1995. The gulf of Gabes: a case study in Mediterranean decline. *21^{ème} session du Conseil général des Pêches pour la Méditerranée*, Alicante, Espagne: 8-9.
- BEN MUSTAPHA, HATTOUR A., MHETLI M., EL ABED A., TRITAR B., 1999. Etat de la bionomie benthique des étages infra et circalittoral du golfe de Gabès. *Bull. Inst. nation. scient. techn. Mer Salammbô*, 26: 5-48.
- BERNARD G., CADIOU G., ESCOFFIER B., LE DIREACH L., BONHOMME P., CHARBONNEL E., 2000. Surveillance de l'herbier à *Posidonia oceanica* du golfe de Giens (Var, France). GIS Posidonie publ., Fr.:1- 61.
- BERNARD G., DENIS J., DENEUX F., BELSHER T., SAUZADE D., BOUDOURESQUE C.F., CHARBONNEL E., EMERY E., HERVÉ G., BONHOMME P., 2001. Etude et cartographie des biocénoses de la rade de Toulon. Rapport de synthèse final. Syndicat intercommunal de l'Aire toulonnaise, Ifremer et GIS Posidonie, Ifremer publ., La Seyne: 1-150.
- BERNARD G., BOUDOURESQUE C.F., CHARBONNEL E., BONHOMME P., CADIOU G., 2002. Projet d'aménagement du port du Brusc. Cartographie et état de vitalité des peuplements marins. Conseil Général du Var, Service des Ports et GIS Posidonie publ., Marseille, Fr.: 1-87.
- BERNARD G., DENIS J., BONHOMME P., EMERY E., CADIOU G., CHARBONNEL E., HERVÉ G., BOUDOURESQUE C.F., 2003. Cartographie des biocénoses marines entre la Tour Fondue et l'île de Porquerolles. Alimentation en eau potable de l'île de Porquerolles. Rapport de synthèse final. Ville de Hyères-les-Palmiers, GIS Posidonie et Ifremer, GIS Posidonie publ., Marseille, Fr.: 1-60.
- BERTRANDY M.C., 1990. Normes de rejet - Cartes de vocation des zones. Suivi de la qualité des rejets. Symposium international Protection du milieu marin contre la pollution urbaine, Atelier 2Bis, 20-22 juin 90 Marseille, Fr., 2: 1-8.
- BETHOUX J.P., GENTILI B., 1998. Functioning of the Mediterranean Sea: past and present changes related to freshwater input and climate change. *J. mar. System*, 557: 1-15.
- BIANCHI C.N., CINELLI F., MORRI C., 1995. La carta bionomica dei mari toscani : introduzione, criteri informativi e note esplicative. *Atti Soc. toscana Sci. nat., Memprie, Ser. A, Ital.*, 102(suppl.): 255-270 + 1 carte h.t.
- BIANCHI C.N., PEIRANO A., 1995. Atlante delle Fanerogame marine della Liguria. *Posidonia oceanica e Cymodocea nodosa*. Centro Ricerche Ambiente Marino, ENEA publ., La Spezzia, Ital.: 1-146.
- BIANCHI C.N., ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A., COLANTONI P., DIVIACCO G., MORRI C., TUNESI L., 2003. La cartografia del benthos. *Biol. mar. medit.* 10(suppl.): 367-394.
- BIANCHI C.N., ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A., COLANTONI P., DIVIACCO G., MORRI C., TUNESI L., 2004. *Mediterranean marine benthos : a manual of methods for its sampling and study*. Gambi M.C., Dappiano M. eds., *Biol. mar. Medit.* 11(suppl. 1): 347-370.
- BIANCONI C.H., BOUDOURESQUE C.F., CALTAGIRONE A., LEFEVRE J.R., SEMROUD R., 1990. Résultats scientifiques de la mission Scandola 49 (août 1990). Parc naturel régional de la Corse et LBMEB, Univ. Aix-Marseille 2, Fr.: 1-28.
- BLANC J.J., 1956. Etudes géologiques et sédimentologiques. *Ann. Inst. Oceano.*, 32 : 123-153.
- BLANC J.J. 1971. Mouvements de la mer et notes de sédimentologie littorale.
- BLANC J.J., 1974. Phénomènes d'érosion sous-marine à la presqu'île de Giens (Var). *C.R. Acad. Sci.* 278: 1821-1823.
- BLANC J.J., 1975. Recherches de sédimentologie appliquée au littoral rocheux de la Provence. Aménagement et protection. Centre nation. Exploit. Océans publ., Fr.: 1-164 + 32 pl. h.t.
- BLANC J.J., JEUDY DE GRISSAC A., 1978. Recherches de géologie sédimentaire sur les herbiers à Posidonies du littoral de la Provence. Contrat CNEXO 76/4043, 77/4074. Centre nation. Exploit. Océans publ., Fr.: 1-185, i-vii, 42 pl. h.t.
- BLANC J.J., JEUDY DE GRISSAC A., 1984. Erosions "sous-marines" des herbiers à *Posidonia oceanica* (Méditerranée). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 23-28.
- BLANC J.J., JEUDY DE GRISSAC A., 1989. Réflexion géologique sur la régression des herbiers à Posidonies (départements du Var et des Bouches-du-Rhône). In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. édits. *Second international Workshop on Posidonia beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 2: 273-285.
- BLANPIED C., BUROLLET P.F., CLAIREFOND P., SHIMI M., 1979. Sédiments actuels et Holocènes. La mer Pélagienne, étude sédimentologique et écologique du plateau tunisien et du golfe de Gabès. *Ann. Univ. Provence*, Fr., 6(1): 61-82.
- BLANC-VERNET L., 1984. Les Foraminifères de l'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : analyse des assemblages, aspects régionaux, application aux microfaunes fossiles. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 3-14.
- BOMBACE G., 1995. Le barriere artificiali nella gestione razionale della fascia costiera italiana. *Biol. Mar. Medit.*, 2(1): 1-14.

- BOND W., 2001. Keystone species – Hunting the snark? *Science* 292: 63-64.
- BONHOMME P., PALLUY F., 1998. Etude cartographique de l'herbier de Posidonie au pied du môle neuf du port de Cassis. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-27.
- BONHOMME P., ROY D., BERNARD G., CHARBONNEL E., DIVETAÏN N., 1999. Extension de la cartographie des fonds et de l'herbier à *Posidonia oceanica* entre la calanque du Mugel et l'île Verte. ADES et GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-90.
- BONHOMME P., CHARBONNEL E., ESCOFFIER B., CADIOU G., BERNARD G., 2000. Mise en place d'un système de surveillance de l'herbier de Posidonie sur le littoral des Maures dans le cadre de l'observatoire marin du SIVOM du littoral des Maures. Rapport final. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-58.
- BONHOMME P., CADIOU G., BERNARD G., CHARBONNEL E., RUITTON S., 2001. Evaluation de l'impact sur l'herbier de Posidonie et les grandes nacres du creusement d'un chenal dans le cadre de l'aménagement du site militaire du Canier. Rapport Phase 1 : Mise en place d'un carré permanent. Contrat DGA-DCEE & GIS Posidonie publ., Fr.: 1-38.
- BONHOMME P., BERNARD G., CHARBONNEL E., CADIOU G., LERICHE A., ANGLES D'ORTOLI N., LE DIREAC'H L., DENIS J., DENEUX E., HERVÉ G., EMERY E., CLABAUT P., 2003a. Guide méthodologique pour la cartographie des biocénoses marines. Volet n°1 : l'herbier à *Posidonia oceanica*. Notice technique. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, Conseil régional PACA, DIREN PACA/Ifremer, COM & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-86.
- BONHOMME P., CADIOU G., BERNARD G., BOUDOURESQUE C.F., 2003b. Suivi de l'herbier de Posidonie à la pointe du Canier (St-Mandrier, Var) : premier suivi un an après les travaux d'aménagements du site militaire du Canier. Contrat DGA-DCEE & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-35.
- BONHOMME P., CADIOU G., BERNARD G., CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., 2003c. Evaluation de l'impact sur l'herbier et les grandes nacres du creusement d'un chenal dans le cadre de l'aménagement du site militaire du Canier. Rapport Phase 2 et 3 : constats après travaux. Contrat DGA-DCEE & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-54.
- BONHOMME P., CADIOU G., BERNARD G., GANTEAUME A., BOUDOURESQUE C.F., 2004. Suivi de l'herbier de Posidonie à la pointe du Canier (St-Mandrier, Var) : deuxième suivi deux ans après les travaux d'aménagements du site militaire du Canier. Contrat DGA-DCEE & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-35.
- BORG J.A., SCHEMBRI P.J., 1995. Preliminary data on bathymetric and temporal changes in the morphology of a maltese *Posidonia oceanica* (L.) Dellile meadow. *Rapp. PV Réunion. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* : 34: 20.
- BORG J.A., ATTRILL M.J., ROWDEN A.A., SCHEMBRI P.J., JONES M.B., 2005. Architectural characteristics of two types of the seagrass *Posidonia oceanica* over different spatial scales. *Est. Coast. Shelf Sci.* 62: 667-678.
- BOROWITZKA M.A., LETHBRIDGE R.C., 1989. Seagrass epiphytes. In: Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A., edits. *Biology of seagrasses, Aquatic Plant Studies 2*. Elsevier publ., Amsterdam: 458-499.
- BOUDOURESQUE C.F., AUGIER H., BELSHER T., COPPEJANS E., PERRET M., 1975. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc national). X. La régression du récif-barrière de Posidonies. *Trav. Sci. Parc nation. Port-Cros*, Fr., 1: 41-46.
- BOUDOURESQUE C.F., GIRAUD G., PERRET M., 1977. *Posidonia oceanica*, bibliographie. CNEXO et Université d'Aix-Marseille 2, Fr.: 1-191.
- BOUDOURESQUE C.F., GIRAUD G., PERRET-BOUDOURESQUE M., 1979. Bibliography on vegetation and ecosystems of *Posidonia oceanica*, Part I. *Excerpta Botanica.*, 19(B): 145-161.
- BOUDOURESQUE C.F., GIRAUD G., PANAYOTIDIS P., 1980a. Végétation marine de l'île de Port-Cros. XIX. Mise en place d'un transect permanent. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, Fr., 6: 207-221.
- BOUDOURESQUE C.F., GIRAUD G., PERRET-BOUDOURESQUE M., 1980b. Bibliography on vegetation and ecosystems of *Posidonia oceanica*, Part II. *Excerpta Botanica.*, 20(2B): 125-135.
- BOUDOURESQUE C.F., GIRAUD G., THOMMERET J., THOMMERET Y., 1980c. First attempt at dating by ¹⁴C the undersea beds of dead *Posidonia oceanica* in the bay of Port-Man (Port-Cros, Var, France). *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, Fr., 6: 239-242.
- BOUDOURESQUE C.F., THOMMERET J., THOMMERET Y., 1980d. Sur la découverte d'un bioconcrétionnement fossile intercalé dans l'herbier à *Posidonia oceanica* de la baie de Calvi (Corse). Journées Etude Systém. Biogéogr. médit., CIESM publ.: 139-142.
- BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., PANAYOTIDIS P., 1981. Mise en place d'un carré permanent dans un herbier de Posidonies. *Rapp. Commiss. internation. mer Médit* 27(9): 245-246.
- BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., 1982. Découverte de l'herbier de Posidonie. *Cah. Parc nation. Port-Cros*, Fr., 4: 1-79.
- BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., 1983. L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : les interactions entre la plante et le sédiment. *J. Rech. océanogr.*, 8(2-3): 99-122.
- BOUDOURESQUE C.F., CROUZET A., PERGENT A., 1983. Un nouvel outil au service de l'étude des herbiers à *Posidonia oceanica* : la lépidochronologie. *Rapp. PV Réunion. Comm. internation. Explor. sci. Médit.*, 28(3): 111-112.
- BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., MEINESZ A., 1984. Relations entre la sédimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica* dans la baie d'Elbu (Corse). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 185-191.
- BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., MEINESZ A., 1985a. Un nouveau type d'herbier à *Posidonia oceanica* : l'herbier de colline. *Rapp. PV Réunion. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.*, 29(5): 173-175.
- BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., LEFÈVRE J.R., 1985b. Cartographie des peuplements benthiques marins de Corse. I. La formation récifale à *Posidonia oceanica* de Saint-Florent. *Ann. Inst. océanogr.*, 61(1): 27-38.
- BOUDOURESQUE C.F., BIANCONI C.H., 1986. Posidonies profondes dans le coralligène de Sulana. *Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse*, 2: 36-39.
- BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., 1986. Biomasse dans l'herbier à *Posidonia oceanica*. *Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse*, 2: 14-15.
- BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., MEINESZ A., 1986a. Chronologie de l'édification d'une colline de Posidonies. *Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse*, 2: 3-12.
- BOUDOURESQUE C.F., LEFÈVRE J.R., MEINESZ A., 1986b. Cartographie du carré permanent de la marina d'Elbu. *Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse*, 2: 24-33.
- BOUDOURESQUE C.F., GRAVEZ V., LEVEAU M., MICHEL P., ROBERT G., SOURENIAN B., VITIELLO P., 1988. Analyse de l'état initial du golfe de Giens. Synthèse et conclusions générales. Etude d'impact pour le rejet des effluents issus de la station d'épuration d'Hyères. BCEOM et GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-25.
- BOUDOURESQUE C.F., 1989. Bibliographie *Posidonia oceanica*. Parc national de Port-Cros, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-243.
- BOUDOURESQUE C.F., BALLESTEROS E., BEN MAÏZ N., BOISSET F., BOULADIER E., CINELLI F., CIRIK S., CORMACI M., JEUDY DE GRISSAC A., LABOREL J., LANFRANCO E., LUNDBERG B., MAYHOUB H., MEINESZ A., PANAYOTIDIS P., SEMROUD R., SINNASSAMY J.M., SPAN A., VUIGNIER G., 1990a. Livre rouge "Gérard Vuignier" des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de

- Méditerranée. Programme des Nations Unies pour l'Environnement publ.: 1-250.
- BOUDOURESQUE C.F., BERTRANDY M.C., BOULADIER E., FORET P., MEINESZ A., PERGENT G., VITIELLO P., 1990b. Le Réseau de surveillance des herbiers de Posidonies mis en place en Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. *Rapp. Commiss. internation. Mer Médit.* 32(1) : 11.
- BOUDOURESQUE C.F., BIANCONI C.H., MEINESZ A., 1990c. Live *Posidonia oceanica* in a coralligenous algal bank at Sulana, Corsica. *Rapp. PV Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 32(1): 11.
- BOUDOURESQUE C.F., AVON M., GRAVEZ V., 1991. Les espèces marines à protéger en Méditerranée. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-448.
- BOUDOURESQUE C.F., GRAVEZ V., MEINESZ A., MOLENAAR H., PERGENT G., VITIELLO P., 1994a. L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : protection légale et gestion. In: *Pour qui la méditerranée au 21^{ème} Siècle - Villes des rivages et environnement littoral en Méditerranée*. Actes du colloque scientifique Okeanos, Maison de l'Environnement de Montpellier publ., Fr.: 209-220.
- BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., LEDOYER M., VITIELLO P., 1994b. Les herbiers à Phanérogames marines. In: Bellan-Santini D., Lacaze J.C., Poizat C. eds. Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives. Muséum National d'Histoire naturelle publ., Paris, Fr.: 98-118.
- BOUDOURESQUE C.F., ARRIGHI F., FINELLI F., LEFEVRE J.R., 1995a. Arrachage des faisceaux de *Posidonia oceanica* par les ancras : un protocole d'étude. *Rapp. Commiss. internation. Mer Médit.*, Monaco, 34 : 21.
- BOUDOURESQUE C.F., GRAVEZ V., MEINESZ A., MOLENAAR H., PERGENT G., VITIELLO P., 1995b. L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : Protection légale et gestion. In: *Pour qui la méditerranée au 21^{ème} Siècle - Villes des rivages et environnement littoral en Méditerranée*. Actes du colloque scientifique Okeanos, Maison de l'Environnement de Montpellier publ., Fr.: 209-220.
- BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., RIBERA M.A., BALLESTEROS E., 1995c. Spread of the green alga *Caulerpa taxifolia* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean: possible consequences of a major ecological event. *Scientia marina*, 59(suppl. 1): 21-29.
- BOUDOURESQUE C.F., 1996. Impact de l'homme et conservation du milieu marin en Méditerranée. 2^{ème} édition. GIS Posidonie publ. (ISBN 2 905-54-21-4): 1-243.
- BOUDOURESQUE C.F., VAN KLAVEREN M.C., VAN KLAVEREN P., 1996. Proposal for a list of threatened or endangered marine and brackish species (plants, invertebrates, fish, turtles and mammals) for inclusion in appendices I, II and III of the Bern Convention. *Council of Europe, Document S/TPVS96/TPVS48E, 96A*: 1-138.
- BOUDOURESQUE C.F., 2001. La restauration des écosystèmes à Phanérogames marines. In *Restauration des écosystèmes côtiers*, Dreves L., Chaussepied M. édits., Ifremer publ., 29: 65-85.
- BOUDOURESQUE C.F., CHARBONNEL E., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., CADIOU G., BERTRANDY M.C., FORET P., RAGAZZI M., RICO-RAIMONDINO V., 2000. A monitoring network based on the seagrass *Posidonia oceanica* in the northwestern Mediterranean Sea. *Biol. mar. medit.*, 7(2): 328-331.
- BOUDOURESQUE C.F., VERLAQUE M., 2001. Ecology of *Paracentrotus lividus*. Edible sea urchins: biology and ecology, Lawrence J. édité, Elsevier publ., Amsterdam: 177-216.
- BOUDOURESQUE C.F., 2002a. La restauration des herbiers. In: Drèves L., Chaussepied M. édits. *Restauration des écosystèmes côtiers*. Ifremer publ., Actes de Colloques, 29.
- BOUDOURESQUE C.F., 2002b. Concilier protection et usages du milieu marin : l'expérience du Parc national de Port-Cros. *Rev. Soc. anciens élèves Ecole polytechnique, Jaune Rouge*, 575: 31-35.
- BOUDOURESQUE C.F., 2002c. Protected marine species, prevention of species introduction and the national environmental agencies of Mediterranean countries: professionalism or amateurishness ? In: *Actes du congrès international "Environnement et identité en Méditerranée"*, Corte, 3-5 July 2002, Université de Corse Pascal Paoli publ., 4 : 75-85.
- BOUDOURESQUE C.F., 2003. The erosion of Mediterranean biodiversity. In: Rodríguez-Prieto C., Pardini G. eds. *The Mediterranean Sea : an overview of its present state and plans for future protection*. Servei de Publicacions de la Universitat de Girona: 53-112.
- BOUDOURESQUE C.F., 2004. Marine biodiversity in the Mediterranean : status of species, populations and communities. *Sci. Rep. Port-Cros natl Park* 20: 97-146.
- BOUDOURESQUE C.F., CADIOU G., GUERIN B., LE DIREACH L., ROBERT P., 2004. Is there a negative interaction between biodiversity conservation and artisanal fishing in a Marine Protected Area, the Port-Cros National Park (France, Mediterranean Sea). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park* 20: 147-160.
- BOUDOURESQUE C.F., CADIOU G., LE DIREACH L., 2005. Marine protected areas: a tool for coastal areas management. In: Levner E., Linkov I., Proth J.M. eds. *Strategic management of marine ecosystems*. Springer publ., Dordrecht: 29-52.
- BOUMAZA S., SEMROUD R., 1995. Variations saisonnières des biomasses (feuilles et épiphytes) de *Posidonia oceanica* (L.) Delile dans l'herbier de l'anse de Kouali (Tipaza) Algérie : données préliminaires. *Rapp. PV Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 34: 21.
- BOUMAZA S., SEMROUD S., 2000. Surveillance de l'herbier à *Posidonia oceanica* d'El Djamilia (Algérie). *Proceedings of the first Mediterranean symposium on marine vegetation*. RAC/SPA publ., Tunis: 110-114.
- BOURCIER M., 1979. Contribution à la connaissance des sédiments marins entre le cap Croisette et le cap d'Alon (Est de Marseille) et de leur évolution de 1966 à 1972. *Téthys* 9(1): 31-40.
- BOURCIER M., NODOT C., JEUDY DE GRISSAC A., TINE J., 1979. Répartition des biocénoses benthiques en fonction des substrats sédimentaires de la rade de Toulon (France). *Téthys* 9(2): 103-112.
- BOURCIER M., 1989. Régression des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile, à l'Est de Marseille, sous l'action conjuguée des activités humaines et des modifications climatiques. In: Boudouresque, C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. édits. *International workshop on Posidonia beds*. GIS Posidonie publ., Fr., 2: 287-293.
- BOYRA A., NASCIMENTO F.J.A., TUYA F., SANCHEZ-JEREZ P., HAROUN R.J., 2004. Impact of sea-cage fish farms on intertidal macrobenthic assemblages. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 84: 665-668.
- BRADLEY R., 2000. 1000 years of climate change. *Science* 288: 1353-1354.
- BRAUN-BLANQUET J., ROUSSINE N., NEGRE R., 1952. *Les groupements végétaux de la France méditerranéenne*. Macabet Frères publ., Vaison-la-Romaine: 1-297.
- BRIX H., LYNGBY J.E., SCHIERUP H.H., 1983. Eelgrass (*Zostera marina* L.) as an indicator organism of trace metals in the Limfjord, Denmark. *Mar. Environ. Res.* 8: 165-181.
- BROWN J.R., GOWEN R.J., MCLUSKY D.S., 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish Sea loch. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 109: 39-51.
- BRULARD A., 1885. *Monographie de l'île de Djerba*. Delagrangue publ., Besançon.
- BUIA M.C., GAMBI M.C., DAPPIANO M., 2003. I sistemi a Fanerogame marine. *Biol. mar. medit.* 10: 145-198.
- BUIA M.C., GAMBI M.C., DAPPIANO M., 2004. Seagrass systems. In: Gambi M.C., Dappiano M. eds. *Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study*. *Biol. mar. medit.* 11(suppl. 1): 133-183.

- BUROLLET P. F., CLAIREFOND P., WINNOCK E., 1979. La mer Pélagienne (étude sédimentologique et écologique du plateau tunisien et du golfe de Gabès). *Géol. méditerranéenne, Ann. Univ. Provence* 6(1): 1-345 + cartes.
- BUROLLET P. F., OUDIN J.L., 1979. La mer Pélagienne. IV. Les constituants lithologiques. G. Répartition de la matière organique. *Ann. Univ. Provence* 6(1): 139-142.
- CADIOU G., CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., BONHOMME P., BERNARD G., COTTALORDA J.M., GARCIA F., KRUCZEK R., BERTRANDY M.C., FORET P., BRICOUT P., MARRO C., 2004. Le Réseau de Surveillance Posidonies de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Résultats du suivi 2003. Région PACA, Agence de l'Eau, DDE & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-146.
- CALMET D., LEFÈVRE J.R., MEINESZ A., 1986. Evolution chimique des rhizomes de *Posidonia oceanica* en fonction de leur âge. *Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse, Fr.*, 2: 15-19.
- CALMET D., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., 1988. Memorization of nuclear atmospheric tests by rhizomes and scales of the mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. *Aquat. Bot.* 30(4): 279-294.
- CALMET D., CHARMASSON S., GONTIER G., A MEINESZ., BOUDOURESQUE C.F., 1991. Chernobyl radionucléides in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*, 1986-1987. *J. Environ. Radioactivity* 13: 157-173.
- CALOZ R., COLLET C., 1997. Geographic information systems (GIS) and remote sensing in aquatic botany: methodological aspects. *Aquat. Bot.* 58: 209-228.
- CALUMPONG H., FONSECA M., 2001. Seagrass transplantation and other seagrass restoration methods. In: Short F.T., Coles R.G. edits. *Global seagrass research methods*. Elsevier publ., Amsterdam: 425-443.
- CALVO S., FRADÀ-ORESTANO C., 1984. L'herbier à *Posidonia oceanica* des côtes siciliennes : les formations récifales du Stagnone. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 29-37.
- CAMBRIDGE M.L., BASTYAN G.R., WALKER D.I., 2000. Recovery of *Posidonia* meadows by rhizome growth and seedling recruitment in Oyster Harbour, South-Western Australia. *Biol. mar. Medit.* 7(2): 332-335.
- CAMPBELL M.L., 2000. A decision-based framework to increase seagrass transplantation success. *Biol. mar. Medit.* 7(2): 336-340.
- CAMPOS-VILLACA R., 1984. Données préliminaires sur l'éthologie alimentaire de l'oursin *Sphaerechinus granularis* dans l'herbier à *Posidonia oceanica* de la baie de Port-Cros. Diplôme Etudes Approfondies Océanologie Biologique, Univ. Aix-Marseille 2, Fr.: 1-47.
- CANCEMI G., DE FALCO G., PERGENT G., 2000. Impact of a fish farming facility on a *Posidonia oceanica* meadow. *Biol. Mar. Medit.* 7(2): 341-344.
- CANCEMI G., DE FALCO G., PERGENT G., 2003. Effects of organic matter input from a fish farming facility on a *Posidonia oceanica* meadow. *Est. Coast. Shelf Sci.* 56: 961-969.
- CANNON J.F.M., 1979. An experimental investigation of *Posidonia* balls. *Aquat. Bot.* 6(4): 407-410.
- CANNON J.F.M., 1985. Seaballs and lakeballs – An old Mediterranean theme with a new Irish variation. *Watsonia* 15: 177-181.
- CAPIOMONT A., SANDMEIER M., CAYE G., MEINESZ A., 1996. Enzyme polymorphism in *Posidonia oceanica*, a seagrass endemic to the Mediterranean. *Aquat. Bot.* 54: 265-277.
- CAPIOMONT A., PIAZZI L., PERGENT G., 2000. Seasonal variations of total mercury levels in foliar tissues of *Posidonia oceanica*. *J. mar. Biol. Ass. U.K.* 80(6): 1119-1123.
- CAR/ASP, 2003. Etat de mise en oeuvre du protocole ASP Plan d'action pour la Méditerranée. Sixième réunion des points focaux nationaux pour les ASP, UNEP(DEC)/MED WG. 232/3, Marseille, 17-20 juin 2003 : 1-89.
- CARLOTTI P., BOUDOURESQUE C.F., CALMET D., 1992. Mémorisation du cadmium et de radioéléments par les rhizomes et les écailles de *Posidonia oceanica* (Potamogetonaceae). *Trav. Sci. Parc nat. Rég. Rés. Nat. Corse* 36: 1-34.
- CARRILLO J.A., GIL RODRÍGUEZ M.C., 1980. *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson (Zannichelliaceae) y las praderas submarinas o "sebadales" en el archipiélago canario. *Vieaea* 8(2): 365-376.
- CATSIKI V.A., PANAYOTIDIS P., PAPATHANASSIOU E., 1987. Bioaccumulation of heavy metals by seagrasses in Greek coastal waters. *Posidonia Newsletter* 1(2): 21-30.
- CAYE G., 1980. Sur la morphogénèse et le cycle végétatif de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Thèse Doct., Univ. Aix-Marseille 2, Fr.: 1-121.
- CAYE G., MEINESZ A., 1984. Observations sur la floraison et la fructification de *Posidonia oceanica* dans la baie de Villefranche et en Corse du Sud. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 193-201.
- CAZZUOLA F., 1880. Le piante utili e nocive agli uomini e agli animali.
- CEBRIAN J., MARBÀ N., DUARTE C.M., 1994. Estimating leaf age of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile using the plastochrone interval index. *Aquat. Bot.* 49(1): 59-65.
- CEBRIAN J., DUARTE C.M., 2001. Detrital stocks and dynamics of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Spanish Mediterranean. *Aquat. Bot.* 70: 295-309.
- CECCHERELLI G., CINELLI F., 1997. Interazioni tra *Caulerpa taxifolia* e le Fanerogame *Cymodocea nodosa* e *Posidonia oceanica*. In: Cossu A., Meloni M.M. edits. *Atti del Convegno internazionale "Introduzione di nuove specie nel Mediterraneo e compatibilità con quelli presenti"*, Cagliari, 28 nov. 1996, Poseidon publ., Sardinia, Ital.: 48-49.
- CECCHERELLI G., CINELLI F., 1998. Contrasting effects of *Posidonia oceanica* on *Caulerpa taxifolia*. In: Boudouresque C.F., Gravez V., Meinesz A., Palluy F. edits. *Third international workshop on Caulerpa taxifolia*. GIS Posidonie publ., Fr.: 209-218.
- CECCHERELLI G., PIAZZI L., CINELLI F., 2000. Response of the non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh to the native seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: effect of density of shoot and orientation of edges of meadows. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 243: 227-240.
- CHARBONNEL E., 1993. Cartographie de l'herbier de Posidonie et des fonds marins environnants de Toulon à Hyères (Var, France). Reconnaissance par sonar latéral et photographie aérienne. Notice de présentation. Ifremer & GIS Posidonie publ., Fr.: 1-36 + 3 cartes h.t.
- CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., BERTRANDY M.C., FORET P., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RICO-RAIMONDINO V., VITIELLO P., 1993. Le Réseau de Surveillance Posidonies en Région de Provence-Alpes-Côte d'Azur (Méditerranée, France): les premiers résultats. In: *Symposium international sur la Protection du Milieu Marin contre la Pollution Urbaine*, Marseille, Fr., 3: 1-10.
- CHARBONNEL E., FRANCOUR P., 1994. Cartographie des fonds et de l'herbier à *Posidonia oceanica* entre la calanque du Mugel et l'île Verte (La Ciotat) pour le passage d'une canalisation d'alimentation en eau de l'île Verte. ADES, Conseil Général des Bouches-du-Rhône & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-65.
- CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., BERTRANDY M.C., MEINESZ A., PERGENT-MARTINI C., RICO (RAIMONDINO V.), FORET P., RAGAZZI M., LECCIA G., 1994a. Le Réseau de Surveillance Posidonies de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Rapport 1993 (3^{ème} phase, 3^{ème} année). GIS Posidonie publ., Fr.: 1-131.

- CHARBONNEL E., SINNASSAMY J.M., GRAVEZ V., 1994b. Réimplantation de la Phanérogame marine *Posidonia oceanica* dans le golfe de Marseille (Bouches-du-Rhône). Suivi 1993. Site du Prado: état après deux ans. Site de Morgiret: état après 1 an. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-55.
- CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., PERGENT-MARTINI C., RICO-RAIMONDINO V., BERTRANDY M.C., FORET P., RAGAZZI M., LECCIA G., 1995a. Le Réseau de Surveillance Posidonies de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Rapport 1994 (4^{ème} phase, 1^{ère} année). GIS Posidonie publ., Fr.: 1-167.
- CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., PERGENT-MARTINI C., RICO-RAIMONDINO V., SAN MARTIN G., BERTRANDY M.C., FORET P., RAGAZZI M., LECCIA G., 1995b. Le Réseau de Surveillance Posidonies de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Rapport 1995 (4^{ème} phase, 2^{ème} année). GIS Posidonie publ., Fr.: 1-193.
- CHARBONNEL E., FRANCOUR P., ABELLARD O., REMONNAY L., BOUDOURESQUE C.F., 1995c. Evaluation de l'impact de la protection d'un câble électrique au moyen de matériaux de ballast sur l'herbier de Posidonie entre la Tour Fondue et l'île de Porquerolles (Var, France). EDF & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-40.
- CHARBONNEL E., GRAVEZ V., ABELLARD O., BOUDOURESQUE C. F., REMONNAY L., 1995d. Surveillance de l'herbier à *Posidonia oceanica* du golfe de Giens (Var-France). Second suivi. Contrat Syndicat Intercommunal Hyères-Carqueiranne pour l'assainissement de la baie de Giens & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-106 + 8 p Ann.
- CHARBONNEL E., MOLENAAR H., GRAVEZ V., 1995e. Réimplantation de la Phanérogame marine *Posidonia oceanica* dans le golfe de Marseille (Bouches-du-Rhône). Rapport final 1991-1995. DEGT Ville de Marseille & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-93.
- CHARBONNEL E., VAUGELAS J. de, CHIAVERINI D., COTTALORDA J.M., GRAVEZ V., FRANCOUR P., ABELLARD O., REMONNAY L., MENAGER V., BOUDOURESQUE C.F., 1995f. Cartographie de l'herbier de Posidonie et autres types de fonds dans le secteur des îles d'Hyères (Var, France) pour le passage d'un câble Télécom à fibres optiques. Notice d'impact. France Télécom & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-124.
- CHARBONNEL E., 1996. Cartographie de l'herbier de Posidonie et évaluation de l'impact de la plaisance dans deux calanques de l'île de Riou (Marseille, France). Contrat Ville de Marseille, Direction de l'Environnement et des Déchets & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-54.
- CHARBONNEL E., BONHOMME P., BERNARD G., GRAVEZ V., 1996. Etude des herbiers de Posidonies et autres types de fonds de la quatrième anse du Mourillon au cap Brun et de la Grande Jetée au port Saint-Louis (Toulon, Var). Ville de Toulon, Direction Urbanisme & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-103.
- CHARBONNEL E., BERNARD G., GRAVEZ V., BONHOMME P., FRANCOUR P., BOUDOURESQUE C.F., 1997a. Surveillance de l'herbier à *Posidonia oceanica* du golfe de Giens (var-France). Rapport du troisième suivi. Contrat Syndicat intercommunal Hyères-Carqueiranne pour l'assainissement de la baie de Giens & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-98.
- CHARBONNEL E., BONHOMME P., BERNARD G., PALLUY F., LE DIREACH L., BOUDOURESQUE C.F., 1997b. Etude cartographique et diagnostic écologique du milieu marin en vue de la faisabilité de la restructuration des installations littorales et portuaires de la ville de Saint-Tropez (Var). Ville de Saint-Tropez, Service des Marchés et des Subventions des Affaires Maritimes et Portuaires & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-98.
- CHARBONNEL E., BERNARD G., BONHOMME P., GRAVEZ V., DIVETAIN N., 1998. Evaluation et suivi de l'impact de la pose d'une canalisation sur l'herbier de Posidonie. Canalisation "sous-marine" d'eau potable raccordant les îles de Ratonneau et d'If (rade de Marseille, Bouches-du-Rhône). Etat initial et mise en place des balisages. Ministère de la Culture et de la Communication, Société des Eaux de Marseille & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-42.
- CHARBONNEL E., BONHOMME P., VAUGELAS J. de, GRAVEZ V., COQUILLARD Y., BERNARD G., CADIOU G., BOUDOURESQUE C.F., 1999. Notice d'impact de la pose d'un câble Alcatel à fibres optiques sur le milieu marin. Cartographie des fonds et de l'herbier de Posidonie et recommandations sur les sites d'atterrage (Agde, Marseille, Lavandou et Nice). Rapport final. Contrat TRAVOCEAN & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-145.
- CHARBONNEL E., BERNARD G., BONHOMME P., ESCOFFIER B., 2000a. Evaluation et suivi de l'impact de la pose d'une canalisation sur l'herbier de Posidonie. Canalisation "sous-marine" d'eau potable raccordant les îles de Ratonneau et d'If (rade de Marseille, Bouches-du-Rhône). Rapport final. Contrat Ministère de la Culture et de la Communication, Société des Eaux de Marseille et GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-42.
- CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., BERNARD G., BONHOMME P., PATRONE J., KRUCZEK R., COTTALORDA J.M., BERTRANDY M.C., FORET P., RAGAZZI M., LE DIREAC'H L., 2000b. Le Réseau de Surveillance Posidonies de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Première partie : présentation et guide méthodologique. Année 2000. Région PACA, Agence de l'Eau RMC, GIS Posidonie, CQEL 13, CQEL 83, Conseil Général 06, GIS Posidonie publ. : 1-76.
- CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., BONHOMME P., BERNARD G., PATRONE J., KRUCZEK R., COTTALORDA J.M., BERTRANDY M.C., FORET P., BRICOUT P., RAGAZZI M., CADIOU G., LE DIREAC'H L., 2000c. Le Réseau de Surveillance Posidonies de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Seconde partie: résultats du suivi 1999. GIS Posidonie publ., Marseille, Fr.: 1-142.
- CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., BONHOMME P., BERNARD G., PATRONE J., KRUCZEK R., COTTALORDA J.M., BERTRANDY M.C., FORET P., BRICOUT P., RAGAZZI M., MARRO C., SERRE C., LE DIREAC'H L., 2001a. *Le Réseau de Surveillance Posidonies de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Résultats du suivi 2001*. Région PACA, Agence de l'Eau, DDE & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-119.
- CHARBONNEL E., RUITTON S., BACHET F., MAISONNEUVE DE L., DANIEL B., GEOFFRAY C., 2001b. Les peuplements de poissons des récifs artificiels du Parc Marin de la Côte Bleue. Suivi 2000 et évolution à moyen et long terme. Contrat Parc Marin de la Côte Bleue & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-92.
- CHARBONNEL E., BONHOMME P., BERNARD G., CADIOU G., BOUDOURESQUE C.F., 2002. Projet d'aménagement du port de la Madrague de Giens. Cartographie et état de vitalité des herbiers et du récif-barrière de Posidonie. Conseil Général du Var & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-62.
- CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., CADIOU G., BONHOMME P., COTTALORDA J.M., PATRONE J., KRUCZEK R., BERTRANDY M.C., FORET P., BRICOUT P., MARRO C., LE DIREACH L., 2003. Le Réseau de Surveillance Posidonies de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur : Résultats du suivi 2002. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-176.
- CHESSA L.A., FRESI E., SOGGIU L., 1983. Preliminary data on consumers food web in a *Posidonia oceanica* (L.) Delile bed. *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 28(3): 159-160.
- CHESSA L.A., FRESI E., 1994. Conservazione e gestione delle praterie di *Posidonia*. In: Monbailliu X., Torre A. edits. *La gestione degli ambienti costieri e insulari del Mediterraneo*. Edizione del Sole publ., Ital.: 103-127.
- CHESSA L.A., FUSTIER V., FERNANDEZ C., MURA F., PAIS A., PERGENT G., SERRA S., VITALE L., 2000. Contribution to the knowledge of "banquettes" of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Sardinia island. *Biol. Mar. Médit.* 7(2): 35-38.

- CHISHOLM J.R.M., FERNEX F.E., MATHIEU D., JAUBERT J.M., 1997. Waste-water discharge, seagrass decline and algal proliferation on the Côte d'Azur. *Mar. Pollut. Bull.* 34: 78-84.
- CINELLI F., 1980. Le Fanerogame marine: problemi di trapianto e di riforestazione. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr.*, Ital., suppl. 10: 17-25.
- CINELLI F., CORMACI M., FURNARI G., MAZZELLA L., 1984. Epiphytic macroflora of *Posidonia oceanica* (L.) Delile leaves around the island of Ischia (Gulf of Naples). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 91-99.
- CINELLI F., 1991. La riforestazione quale mezzo di ripristino e di controllo per le praterie di Fanerogame marine. In: *Parchi marini del Mediterraneo. Problemi e prospettive*. Atti del 2^{ème} convegno internazionale, San Teodoro. Icimar publ., Sardegna, Ital.: 78-82.
- CINELLI F., FRESI E., LORENZI C., MUCEDOLA A., 1995a. *Posidonia oceanica: a contribution to the preservation of a major Mediterranean marine ecosystem*. Revista marittima publ., Roma: 1-272.
- CINELLI F., PARDI G., PAPI I., 1995b. Plant biology. In: Cinelli F., Fresi E., Lorenzi C., Mucedola A. eds. *La Posidonia oceanica*. Revista Marittima Publ., Ital., 12(Suppl.): 17-27.
- CLAIREFOND P., JEUDY DE GRISSAC A., 1979. Description et analyse des structures sédimentaires en milieu marin: recensement de quelques exemples dans l'herbier de Posidonies autour de l'île de Port-Cros (Parc national). *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros* 5:79-104.
- CLARK P.U., ALLEY R.B., POLLARD D., 1999. Northern hemisphere ice-sheet influences on global climate change. *Science* 286: 1104-1111.
- CLARK R.B., 1986. *Marine pollution*. Clarendon Press publ., Oxford: i-xiii + 1-215.
- COCITO S., SGORBINI S., BIANCHI C.N., MORGIGNI M., 1994. Modificazioni ambientali indotte da sversamento di materiale di escavo rilevate con telecamera filoguidata. *Biol. mar. Medit.* 1(1): 275-276.
- COLANTONI P., GALLIGNANI P., FRESI E., CINELLI F., 1982. Patterns of *Posidonia oceanica* (L.) Delile beds around the island of Ischia (Gulf of Naples) and adjacent waters. *Mar. Eco.y PSZNI* 3 (1): 53-74 + 2 cartes.
- COLLART D., CHARBONNEL E., 1998. Impact des récifs artificiels de Marseillan et d'Agde sur le milieu marin et la pêche professionnelle. Bilan du suivi 1996/1997. Contrat Conseil Régional Languedoc-Roussillon & Conseil Général de l'Hérault. CEGEL & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-168.
- CONDE POYALES F., 1989. Ficogeografia del mar de Alborán en el contexto del Mediterráneo occidental. *An. Jard. bot. Madrid* 46(1): 21-26.
- CONNOLLY R.M., HINDELL J.S., GORMAN D., 2005. Seagrass and epiphytic algae support nutrition of a fisheries species, *Sillago schomburgkii*, in adjacent intertidal habitats. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 286: 69-79.
- CONRAD M., 1982. Les plantes sauvages dans la vie quotidienne des Corses. Essai d'éthnobotanique; U Patrimoni Corsu publ., Bastia, Fr.: 1-55.
- COOPER G., 1976. Jardinier de la Mer. Association-Fondation G. Cooper pour la reconquête des milieux naturels détruits. *Cahier* 1: 1-57.
- COOPER G., 1982. Réimplantation de *Posidonia oceanica*. Protection des implants. *Bull. Ecol.* 13(1): 65-73.
- CORREL D.S., JOHNSTON M.C., 1970. *Manual of the vascular plants of Texas*. Texas Res. Foundation publ., Texas: xv + 1-1881.
- CORREL D.S., CORREL H.B., 1975. *Aquatic and wetland plants of southwestern United States*. Stanford Univ. Press, California: xv + 1-1777.
- CORTEMIGLIA G.C., 1979. *Atti del Convegno Nazionale per la Difesa del Litorale di Chiavari, Lavagna e Sestri Levante dall'erosione marina*. Comune di Chiavari, Comune di Lavagna, Comune di Sestri Levante, C.N.R. Progetto Finalizzato Conservazione del suolo, Genova, F.C. 1099: 1-13.
- COSTANZA R., ARGE R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R.V., PARUELO J., RASKIN R.G., SUTTON P., VAN DEN BELT M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- COULON P., JANGOUX M., 1992. Rate and rhythm of feeding of the Holothuroid *Holothuria tubulosa* in the seagrass beds off the Island of Ischia (bay of Naples, Italy). In: Keegan B F. edit. *Space and time series. Data analysis in coastal benthic Ecology*. Commission of the European Communities publ.: 573-580.
- CREBASSA P., 1992. Evaluation des mesures de protection des herbiers à *Posidonia oceanica*. Rapp. stage Ecole Polytechnique: 1-41 + 5p. Ann.
- CRISTIANI G., 1980. Biomasse et répartition de l'herbier de *Posidonia oceanica* de la Côte Bleue (B. d. Rh. France) et pollution marine par les métaux lourds. Thèse Doct., Univ. Aix-Marseille 3, Fr.: 1-150 + ix pp + 1 carte h.t.
- CROUZET A., 1981. Mise en évidence de variations cycliques dans les écailles de *Posidonia oceanica* (Potamogetonaceae). *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, Fr. 7: 129-135.
- CROUZET A., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., PERGENT G., 1983. Evidence of the annual character of cyclic changes of *Posidonia oceanica* scale thickness (erect rhizomes). *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 28(3): 113-114.
- CROWLEY T.J., 2002. Cycles, cycles everywhere. *Science* 295: 1473-1474.
- CUENOD A., 1954. *Flore analytique et synoptique de la Tunisie*. S.E.F.A.N publ., Tunis : 1-267.
- CUOMO V., VANZANELLA F., FRESI E., MAZZELLA L., SCIPIONE M.B., 1982. Microflora delle Fanerogame marine dell'isola d'Ischia : *Posidonia oceanica* (L.) Delile e *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers. *Bol. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova* 50(suppl.): 162-166.
- CURIEL D., RISMONDO A., SOLAZZI A., MARZOCCHI M., SCATTOLIN M., 1994. Valutazione dello stato di qualità dei popolamenti a Fanerogame marine in Laguna di Venezia e sperimentazione di reimpianto a *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Zostera noltii*. *Biol. mar. Medit.* 1(1): 407-408.
- DAHDOUH-GUEBAS F., COPPEJANS E., VAN SPEYBROECK D., 1999. Remote sensing and zonation of seagrasses and algae along the Kenyan coast. *Hydrobiologia* 400: 63-76.
- DANCE C., SAVY S., 1987. Predation of *Paracentrotus lividus* by *Marthasterias glacialis*: an *in situ* experiment at Port-Cros (France, Mediterranean). *Posidonia Newsletter* 1(2): 35-41.
- DANIEL B., BACHET F., 2003. Concession d'endiguage et d'utilisation des dépendances du Domaine Public Maritime. Etude d'impact. Document d'incidence au titre du code de l'Environnement. Syndicat Mixte Parc Marin de la Côte Bleue, Fr.: 1-106 + Ann.
- DARMOUL B., HADJ ALI SALEM M., VITIELLO P., 1980. Effet des rejets industriels de la Région de Gabès (Tunisie) sur le milieu marin récepteur. *Bull. Inst. nat. sci. techn. Océanogr. Pêche Salambô* 7: 5-61.
- DARMOUL B., 1988. Pollution dans le golfe de Gabès (Tunisie). Bilan de six années de surveillance (1976-1981). *Bull. Inst. nat. sci. techn. Océanogr. Pêche Salambô* 15: 61-84.
- DARWIN C., 1859. *On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life*. John Murray publ., London: 1-502.
- DAVEAU J., 1896. La flore littorale du Portugal. *Bull. Herbière Boissier* 4: 209-228.
- DAVIS R.C., SHORT F.T., 1997. Restoring eelgrass, *Zostera marina* L., habitat using a new transplanting technique: the horizontal rhizome method. *Aquat. Bot.* 59: 1-15.

- DE GAULEJAC B., 1989. Ecologie de *Pinna nobilis*, mollusque eulamellibranche, en baie de Calvi. Etude de la coquille larvaire. Etude des possibilités de réimplantation de l'espèce. Mémoire Diplôme Etudes Approfondies Environnement Marin, Univ. Aix-Marseille 3, Fr.: 1-35.
- DE LA POMÉLIE C., 1991. Les productions de la filière Loup-Daurade de 1985 à 1990. *Equinoxe* 35: 13-16.
- DELGADO O., GRAU A., POU S., RIERA F., MASSUTI C., ZABALA M., BALLESTEROS E., 1997. Seagrass regression caused by fish cultures in Fornells Bay (Menorca, Western Mediterranean). *Oceanol. Acta* 20(3): 557-563.
- DELGADO O., RUIZ J., PEREZ M., ROMERO J., BALLESTEROS E., 1999. Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanol. Acta* 22(1): 109-117.
- DE LUMLEY H., PILLARD B., PILLARD F., 1969. L'habitat et les activités de l'homme du Lazaret. Une cabanne acheuléenne de la grotte du Lazaret (Nice). *Mém Soc. Préhist. Fr.* 7: 183-222.
- DeMENOCAL P., ORTIS J., GUILDERTSON T., SARNTHEIN M., 2000. Coherent high- and low-latitude climate variability during the Holocene warm periode. *Science* 288: 2198-1202.
- DENIS J., BERNARD G., BOUDOURESQUE C.F., CHARBONNEL E., BELSHER T., EMERY E., DENEUX F., CLABAUT P., 2001. Etude et cartographie des biocénoses de la rade de Toulon. Rapport méthodologique. Syndicat Intercommunal de l'Aire toulonnaise, Ifremer & GIS Posidonie, Ifremer publ., Fr.: 1-245.
- DENIS J., HERVÉ G., DENEUX F., SAUZADE D., BONHOMME P., BERNARD G., BOUDOURESQUE C.F., LERICHE A., CHARBONNEL E., LE DIREAC'H L., 2003. Guide méthodologique pour la cartographie des biocénoses marines. Volet n°1 : l'herbier à *Posidonia oceanica*. Guide méthodologique. Agence de l'Eau, Région Provence Alpes-Côte d'Azur et DIREN PACA. Ifremer, GIS Posidonie & Centre d'Océanologie de Marseille, GIS Posidonie publ.: 1-93.
- DENNISON W.C., ALBERTE R.S., 1986. Photoadaptation and growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) transplants along a depth gradient. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 98: 265-282.
- DESCAMP P., PERGENT G., BALLESTA L., FOULQUIÉ M., 2005. Underwater acoustic positioning systems as tool for *Posidonia oceanica* bed survey. *C.R. Biologies* 328: 75-80.
- DIMECH M., BORG J.A., SCHEMBRI P.J., 2000a. Structural changes in a *Posidonia oceanica* meadow exposed to a pollution gradient from a marine fish-farm in Malta (Central Mediterranean). *Biol. Mar. Médit.* 7(2): 361-364.
- DIMECH M., BORG J.A., SCHEMBRI P.J., 2000b. The effects of a marine fish-farm on the species richness and abundance of molluscs, decapods and echinoderms associated with a *Posidonia oceanica* meadow in Malta (Central Mediterranean). *Biol. mar. Médit.* 7(2): 357-360.
- DIVIACCO G., SPADA E., VIRNO-LAMBERTI C., 1999. Descrizione e cartografia delle praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile di Terracina (Lazio Meridionale). *Atti Associaz. Ital. Oceanol. Limnol.* 13(1): 241-249.
- DIVIACCO G., 2000. Indagine sui popolamenti bentici del tratto costiero tra Punta Vescovado e Spotorno (SV), con particolare riferimento alle Fanerogame marine. Regione Liguria, Ufficio Parchi e Aree Protette: 1-13 + 14 pl. h.t.
- DIVIACCO G., SPADA E., VIRNO-LAMBERTI C., 2001. Le Fanerogame marine del Lazio. Descrizione e cartografia delle praterie di *Posidonia oceanica* e dei prati di *Cymodocea nodosa*. ICRAM publ., Ital.: 1-113 + 14 cartes h.t.
- DOSDAT A., KEMPF M., MERCERON M., PAQUOTTE .P, 1994. L'aquaculture française en bref. Aquaculture et Environnement, Ifremer publ., *Actes de colloques* 16: 17-21.
- DOUMENGE F., 1992. Option pour rendre le tourisme compatible avec la protection de l'environnement marin. *Atti II Conv. Internaz. ICIMAR*, San Teodoro (Nuoro): 51-64.
- DREW E.A., JUPP B.P., 1976. Some aspects of the growth of *Posidonia oceanica* in Malta. In: Drew E.A., Lythgoe, Woods edits. *Underwater Research*. Academic Press publ., London: 357-367.
- DUARTE C.M., 1991. Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 77: 289-300.
- DUARTE C.M., CHISCANO C.L., 1999. Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquat. Bot.* 65: 159-174.
- DUARTE C.M., KIRKMAN H., 2001. Methods for the measurement of seagrass abundance and depth distribution. In: Short F.T., Coles R.G. edits. *Global seagrass research methods*. Elsevier Scientific publ., Amsterdam: 141-153.
- DUARTE C.M., KIRKMAN H., 2003. Methods for the measurement of seagrass abundance and depth distribution. In: Short F.T., Coles R.G. edits. *Global seagrass research methods*. Elsevier Scientific publ., Amsterdam: 141-154.
- DUARTE C.M., 2004. Las praderas de Fanerogamas marinas. El papel de las praderas en la dinámica costera. In: Luque A.A., Templado J. edits. *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía publ., Sevilla: 81-85.
- DREW E.A., JUPP B.P., 1976. Some aspects of the growth of *Posidonia oceanica* in Malta. In: *Underwater Research*. Academic Press publ., London: 357-367.
- DURAND C., MANUEL M., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., VERLAQUE M., LE PARCO Y., 2002. Molecular data suggest a hybrid origin for the invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea. *J. evol. Biol.* 15: 122-133.
- EL ASMÍ-DJELLOULI Z., DJELLOULI A.S., ABDELJAOUED S., 2000. Présentation des herbiers de la baie de Monastir (Tunisie). *Proceedings of the first Mediterranean symposium on marine vegetation*. RAC/SPA publ., Tunis: 132-135.
- ELKALAY K., 2002. Modélisation de l'écosystème de la baie de Calvi (Méditerranée Nord-occidentale). Doctorat Université de Liège: 1-195.
- ELKALAY K., FRANGOULIS C., SKLIRIS N., GOFFART A., GOBERT S., LEPOINT G., HECQ J.H., 2003. A model of seasonal dynamics of biomass and production of the seagrass *Posidonia oceanica* in the Bay of Calvi (Northwestern Mediterranean). *Ecol. Model.* 167: 1-18.
- ESPER J., COOK E.R., SCHWEINGRUBER F.H., 2002. Low-frequency signals in long tree-ring chronologies for reconstructing past temperature variability. *Science* 295: 2250-2253.
- EUGÈNE C., 1979. Epifaune des herbiers de Posidonies du littoral provençal dans des secteurs pollués et non pollués. *Rapp. P.V. Réunion. Commiss. internation. Explor. Sci. Médit.* 25-26(4): 213-214.
- FACCIOLI F., 1996. The morphological restoration of the Venice Lagoon. *Quaderni trimestrali, Consorzio Venezia Nuova*, Italie, suppl. 3-4: 1-24.
- FARGHALY M.S., DENIZOT M., 1984. *Posidonia oceanica* (L.) Delile on the eastern coast of Libya. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 419-422.
- FERGUSSON R.L., THAYER G.W., RICE T.R., 1980. Marine primary producers. In: *Functional adaptations of marine organisms*. Academic Press publ.: 9-69.
- FERNÁNDEZ-CASAS J., GAMARRA-GAMARRA R., MORALES-ABAD M.J., 1992. De flora iberica index Cartograficus. *Treb. Just. bot., Barcelona* 15: 5-422.
- FERRAT L., BINGERT A., ROMEO M., GNASSIA-BARELLI M., PERGENT-MARTINI C., 2002a. Mercury uptake and enzymatic response of *Posidonia oceanica* after an experimental exposure to organic and inorganic forms. *Environm. Toxicol. Chem.* 21(11): 2365-2371.
- FERRAT L., PERGENT-MARTINI C., FERNANDEZ C., ROMÉO M., 2002b. Is glutathione transferase (GST) activity in *Posidonia oceanica*

- a stress response to mercury exposure?. *Bull. Mar. Sci.* 71(3): 1183-1190.
- FLAHAULT C., 1908. Gattung *Posidonia* Koenig. In: Kirchner O., Loew E., Schröter C. eds. *Lebengeschichte der Blütenpflanzen Mitteleuropas*. Band 1, Abteilung 1. Ulmer publ., Stuttgart: 537-543.
- FLORES-MOYA A., CONDE-POYALES F., 1998. *Praderas de Fanerógamas marinas en el litoral andaluz*. Consereja de Medio Ambiente, Junta de Andalucía publ.: 1-127.
- FONSECA M.S., KENWORTHY W.J., HOMZIAK J., THAYER G.W., 1979. Transplanting of eelgrass and shoalgrass as a potential means of economically mitigating a recent loss of habitat. In: Cole D.P. edit. *Proc. 7th ann. Conf. Wetlands Restor.* Creation publ., USA: 279-326.
- FONSECA M.S., FISHER J.S., ZIEMAN J.C., THAYER G.W., 1982a. Influence of the seagrass *Zostera marina* L. on current flow. *Est. Coast. Shelf Sci.* 15: 351-364.
- FONSECA M.S., KENWORTHY W.J., PHILLIPS R.C., 1982b. A cost-evaluation technique for restoration of seagrass and other plant communities. *Environm. Cons.* 9(3): 237-241.
- FONSECA M.S., KENWORTHY W.J., THAYER G.W., 1982c. A low-cost planting technique for eelgrass (*Zostera marina* L.). National marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center, Beaufort Laboratory publ., USA: 1-15.
- FONSECA M.S., KENWORTHY W.J., THAYER G.W., 1987. Transplanting of the seagrasses *Halodule wrightii*, *Syringodium filliforme* and *Thalassia testudinum* for sediment stabilisation and habitat development in the southeast Region of the United States. Dept. of Army, U.S. Army Corps of Engineers, Technical Report EL87-8: 1-59.
- FONSECA M.S., KENWORTHY W.J., THAYER G.W., 1996. Draft guidelines for mitigation and restoration of seagrass in the United States and adjacent waters. National Fisheries Service, NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Seris, USA: 1-222.
- FONSECA M.S., KENWORTHY W.J., THAYER G.W., 1998. Guidelines for conservation and restoration of sea grasses in the United States and adjacent waters. National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, Maryland, Analysis Series 12.
- FONT-QUER P., 1990. *Plantas medicinales. El Dioscórides renovado*. Labor publ., Barcelona: cxi + 1-1033.
- FOUCHER M., 1975. Herbiers de Phanérogames marines et aménagement du littoral méditerranéen. Mémoire de Diplôme Etudes Approfondies Environnement Marin, Institut d'Aménagement régional, Univ. Aix-Marseille 3, Fr.: 1-68.
- FOULQUIE M., DUPUY DE LA GRANRIVE R., 2003. Site Natura 2000 FR 910 1414 "Posidonies du cap d'Agde". Document d'objectifs. Inventaire de l'existant et analyse écologique. ADENA publ., Agde : 1-301.
- FOURQUREAN J.W., MOORE T.O., FRY B., HOLLIBAUGH J.T., 1997. Spatial and temporal variation in C:N:P ratios, delta N-15 and delta C-13 of eelgrass *Zostera marina* as indicators of ecosystem processes, Tomales Bay, California, USA. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 157: 147-157.
- FRANCOUR P., 1984. Biomasse de l'herbier à *Posidonia oceanica* : données préliminaires pour les compartiments "matte", échinodermes et poissons. Mémoire Diplôme Etudes Approfondies Océanologie Biologique, Université Pierre et Marie Curie, Paris: 1-72.
- FRANCOUR P., PAUL O., 1987. Densité, biomasse et relation taille-poids chez l'oursin *Psammechinus microtuberculatus* de l'herbier à *Posidonia oceanica* de Port-Cros (France, Méditerranée). In: Boudouresque C.F. edit. *Colloque international sur Paracentrotus lividus et les oursins comestibles*. GIS Posidonie publ., Fr.: 169-181.
- FRANCOUR P., MARCHADOUR M., 1989. Les fonds marins, et en particulier l'herbier à *Posidonia oceanica*, aux alentours du port de la Pointe Rouge (Marseille). Ville de Marseille & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-48.
- FRANCOUR P., 1990. Dynamique de l'écosystème à *Posidonia oceanica* dans le Parc national de Port-Cros. Analyse des compartiments "matte", litière, faune vagile, échinodermes et poissons. Thèse Doct. Océanol., Univ. Paris VI, Fr.: 1-373.
- FRANCOUR P., GRAVEZ V., 1990. Les fonds marins, et en particulier l'herbier à *Posidonia oceanica*, entre les ports de la Pointe Rouge et de La Madrague (Marseille, Méditerranée). Ville de Marseille & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-32.
- FRANCOUR P., NIÉRI M., URSCHELER F., 1991. Les structures anti-chalut du golfe de Beauduc (Camargue). Campagne de suivi 1991. Rapport préliminaire. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-42.
- FRANCOUR P., SINNASSAMY J.M., URSCHELER F., FLEURY M.C., 1992. Cartographie des fonds et des herbiers à *Posidonia oceanica* entre la presqu'île de Giens et l'île de Porquerolles (Var) pour le passage d'un sea-line. Ville d'Hyères & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-72.
- FRANCOUR P., CHARBONNEL E., ABELLARD O., BOUDOURESQUE C.F., 1995. Cartographie de la limite supérieure de l'herbier de Posidonie au droit du port de l'Agade (Var) et état initial des fonds – expertise du site. BETEREM & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-27.
- FRANCOUR P., 1997. Fish assemblages of *Posidonia oceanica* beds at Port Cros (France, NW Mediterranean): Assessment of composition and long-term fluctuations by visual census. *Mar. Ecol., PSZNI* 18(2): 157-173.
- FRANCOUR P., POULAIN M., BERNARD G., BONHOMME P., CHARBONNEL E., 1997. Impact des mouillages forains sur l'herbier à *Posidonia oceanica* dans le Parc national de Port-Cros (Méditerranée Nord-occidentale). Contrat Parc national de Port-Cros & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-51.
- FRANCOUR P., BERASATEGUI C., BOUDOURESQUE C.F., LE DIREAC'H L., ARRIGHI F., DOMINICI J.M., FINELLI F., 1998. Impact des mouillages forains sur l'herbier à *Posidonia oceanica* dans la Réserve naturelle de Scandola (Méditerranée Nord-occidentale, Corse, France). GIS Posidonie publ., Fr.: 1-31.
- FRANCOUR P., GANTEAUME A., POULAIN M., 1999. Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (Northwestern Mediterranean Sea). *Aquatic Conserv.: mar. freshw. Ecosyst.* 9: 391-400.
- FRANCOUR P., SOLTAN D., 2000. Suivi des ancrages de type "Harmony" dans les herbiers à *Posidonia oceanica* de la rade d'Agay et du Parc national de Port-Cros (Var, Méditerranée Nord-occidentale). SMAT & Laboratoire Environnement Marin Littoral, LEML publ., Fr.: 1-33.
- FRANCOUR P., HARMELIN J.G., POLLARD D., SARTORETTO S., 2001. A review of marine protected areas in the Northwestern Mediterranean Region: siting, usage, zonation and management. *Aquatic Conserv.: mar. freshw. Ecosyst.* 11: 155-188.
- FREDJ G., BELLAN-SANTINI D., MEINARDI M., 1992. Etat des connaissances sur la faune marine méditerranéenne. *Bull. Inst. océanogr. Monaco*, num. spécial 9: 133-145.
- FRESI E., CHESSA L.A., SCARDI M., IMPAGLIAZZO C., 1984. Feeding ecology of *Palaemon xiphias* Risso, from a *Posidonia oceanica* meadow near Alghero (Sardinia). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 331-334.
- GACIA E., GRANATA T.C., DUARTE C.M., 1999. An approach to measurement of particule flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Aquat. Bot.* 65: 255-268.
- GACIA E., DUARTE C.M., 2001. Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Est. Coast. Shelf Sci.* 52: 505-514.
- GALAN C., LOPEZ-IBOR A., TEMPLADO J., 1982. Primera cita en la peninsula ibérica de *Asterina panzerii* (Gasco, 1870) (Asteroidea, Asterinidae). *Actas Simp. ibérico Est. Bentos mar.* 3: 267-269.
- GALLARATI-SCOTTI G., 1968. Primi risultati di prove di alimentazione con farina di *Posidonia oceanica*. *Avicoltura* 3: 85-93.

- GAMBI M.C., BUIA M.C., CASOLA E., SCARDI M., 1989. Estimates of water movement in *Posidonia oceanica* beds: a first approach. In: Boudouresque, C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. eds. *International workshop on Posidonia beds*. GIS Posidonie publ., Fr., 2: 101-112.
- GAMBI M.C., NOWELL A.R.M., JUMARS P.A., 1990. Flume observations on flow dynamics in *Zostera marina* (eelgrass) beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61: 159-169.
- GAMBI M.C., GUIDETTI P., 1998. Morphological observations on seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile germinated *in situ*. *Biol. mar. Medit.* 5(1): 549-552.
- GAMULIN-BRIDA H., POZAR A., SIMUNOVIC A., SPAN A., 1973. Les conséquences biologiques de la pollution des eaux marines sur les biocénoses benthiques. Groupement des biocénoses benthiques de la mer Adriatique du point de vue de pureté des eaux. *Atti Coll. internazion. Oceanogr. medif.* 5: 137-159.
- GAMULIN-BRIDA H., 1974. Biocénoses benthiques de la mer Adriatique. *Acta Adriatica* 15(9): 1-102 + 1 carte.
- GANTEAUME A., BONHOMME P., HERVÉ G., EMERY E., BOUDOURESQUE C.F., 2004. Détermination d'une zone d'amarrage pour les paquebots de croisière face au port de Portquerolles. Préconisations techniques. GIS Posidonie publ., Fr.: 1-47.
- GANTEAUME A., BONHOMME P., BERNARD G., POULAIN M., BOUDOURESQUE C.F., 2005. Impact de l'ancrage des bateaux de plaisance sur la prairie à *Posidonia oceanica* dans le Parc national de Port-Cros (Méditerranée Nord-occidentale). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 21: 147-162.
- GARDNER W.D., 1980. Sediment map dynamics and calibration: a laboratory evaluation. *J. mar. Res., USA*, 38: 17-39.
- GELIN A., ARIGONI S., FRANCOUR P., HARMELIN J.G., HARMELIN-VIVIEN M., 1998. Réponse des populations de certains poissons Serranidae et Labridae à la colonisation des fonds par *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée. In: Boudouresque C.F., Gravez V., Meinesz A., Palluy F. eds. *Third international workshop on Caulerpa taxifolia*. GIS Posidonie publ., Fr.: 197-208.
- GENOT I., CAYE G., MEINESZ A., ORLANDINI M., 1994. Role of chlorophyll and carbohydrate contents in survival of *Posidonia oceanica* cuttings planted to different depths. *Mar. Biol.* 119: 23-29.
- GERMAIN DE SAIN-PIERRE E., 1857. Sur la germination et le mode de développement de *Posidonia caulini*. *Bull. Soc. bot. Fr.* 4: 575-577.
- GESAMP, 1975. Scientific criteria for the selection of sites for dumping of wastes into the sea. IMCO / FAO / UNESCO / WMO / WHO / IAEA / UN Joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution (GESAMP). *Rep. Stud. GESAMP* 3: 1-21.
- GESAMP, 1982. Scientific criteria for the selection of waste disposal sites at sea. IMCO / FAO / UNESCO / WMO / WHO / IAEA / UN / UNEP Joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution (GESAMP). *Rep. Stud. GESAMP* 16: 1-60.
- GIACCONE G., CALVO S., 1980. Restaurazione del manto vegetale mediante trapianto di *Posidonia oceanica* (Linneo) Delile. Risultati preliminari. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr., Ital., suppl.* 10: 207-211.
- GIACCONE G., COSSU A., DE LORENZO R., DRAGO D., MUSCETTA P.N., 1988. Studio dell'impatto ambientale nell'area portuale antistante lo stabilimento industriale EniChem di Porto Torres. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.* 26: 43-67.
- GIGLIO Y., 1985. Action des peintures antifouling sur l'herbier de Posidonies. Mémoire Diplôme d'Etudes Approfondies en Ecologie méditerranéenne, option Ecologie Littorale, Univ. Aix-Marseille III, Fr.: 1-57.
- GIORGI J., THELIN I., 1983. Phénologie, biomasse et production primaire de *Posidonia oceanica* (feuilles et épiphytes) dans la baie de Port-Cros. Mémoire Diplôme d'Etudes Approfondies en Ecologie méditerranéenne, Univ. Aix-Marseille III, Fr.: 1-126.
- GIRAUD G., 1977a. *Contribution à la description et à la phénologie des herbiers de Posidonia oceanica* (L.) Delile. Thèse Doct. Spécialité, Univ. Aix-Marseille II, Fr.: 1-150.
- GIRAUD G., 1977b. Essai de classement des herbiers de *Posidonia oceanica* (Linné) Delile. *Bot. Mar.* 20(8): 487-491.
- GIRAUD G., 1977c. Recensement des floraisons de *Posidonia oceanica* (Linné) Delile en Méditerranée. *Rapp. P.V. Réunion. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 24(4): 126-130.
- GIRAUD G., 1979. Sur une méthode de mesure et de comptage des structures foliaires de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille*, Fr., 39: 33-39.
- GIRAUD G., BOUDOURESQUE C.F., CINELLI F., FRESI E., MAZZELLA L., 1979. Observations sur l'herbier de *Posidonia oceanica* (L.) Delile autour de l'île d'Ischia (Italie). *G. bot. ital.* 113(4): 261-274.
- GOBERT S., BELKHIRIA S., DAUBY P., HAVELANGE S., SOULLARD M., BOUQUEGNEAU J.M., 1995. Variations temporelles de la phénologie et de la composition biochimique de la Phanérogame marine *Posidonia oceanica* en baie de Calvi. *Bull. Soc. Royale Sci. Liège* 64(4-5): 263-284.
- GOBERT S., 2002. Variations spatiales et temporelles de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Thèse Doctorat Université de Liège: 1-207.
- GOBERT S., LEJEUNE P., LEPOINT G., BOUQUEGNEAU J.M., 2005. C, N, P concentrations and requirements of flowering *Posidonia oceanica* shoots. *Hydrobiologia* 533: 253-259.
- GONGORA-GONZALEZ E., IMMORDINO F., PEIRANO A., STOPPELLI N., 1996. Granulometric and geomorphologic features of the bay of Monterosso al Mare (Ligurian Sea) and their relationship with the evolution of *Posidonia oceanica* meadow. in: Albertelli G., De Malo A., Picazzo M. eds. *Atti 11° Congresso dell'Associazione italiana di Oceanologia e Limnologia*. 26-28 Ottobre 1994, Genova: 395-404.
- GOWEN R.J., BRADBURY N.B., 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: A review. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 25: 563-575.
- GRAVEZ V., MARCHADOUR M., FRANCOUR P., BOUDOURESQUE C.F., BOULADIER E., SOURENIAN B., 1988. L'herbier à *Posidonia oceanica* du golfe de Giens. Rejets des effluents urbains dans le golfe de Giens, analyse de l'état initial. BCEOM & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-113.
- GRAVEZ V., NIERI M., BOUDOURESQUE C.F., 1992. Surveillance de l'herbier de Posidonie de la baie du Prado (Marseille). Rapport de synthèse 1986-1992. Direction Générale des Services techniques de la Ville de Marseille & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-80.
- GRAVEZ V., BOISSERY P., FRANCOUR P., SINNASSAMY J.M., BOUDOURESQUE C.F., 1993. Surveillance de l'herbier à *Posidonia oceanica* du golfe de Giens (Var, France). Premier suivi. Syndicat Intercommunal Hyères-Carqueiranne pour l'assainissement de la baie de Giens & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-59.
- GRAVEZ V., GÉLIN A., CHARBONNEL E., FRANCOUR P., ABELLARD O., EEMONNAY L., 1995. Surveillance de l'herbier de Posidonie de la baie du Prado (Marseille). Deuxième phase. Suivi 1995. Ville de Marseille & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-56.
- GRAVEZ V., BERNARD G., BONHOMME P., PALLUY F., 1997. Surveillance de l'herbier de Posidonie de la baie du Prado (Marseille). Deuxième phase. Suivi 1997. Ville de Marseille & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-46.
- GRAVEZ V., BERNARD G., BONHOMME P., CADIOU G., COQUILLARD Y., DIVETAIN N., 1999. Surveillance de l'herbier de Posidonie de la baie du Prado (Marseille) - Suivi 1999. Ville de Marseille, Direction de l'Environnement et des Déchets & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-45.
- GRENIER C., 1860. Recherches sur *Posidonia caulini* Koenig. *Bull. Soc. bot. Fr.* 7(5-6): 362-367.

- GUÉNA A., THOMAS C., 1997a. Ces "macrodéchets" qui ruinent notre littoral. 1^{er} volet, Atlantique. *Mer et Littoral*, Fr., 23: 65-70.
- GUÉNA A., THOMAS C., 1997b. Ces "macrodéchets" qui ruinent notre littoral. 2^{ème} volet, Manche-Mer du Nord. *Mer et Littoral*, Fr., 24: 49-54.
- GUÉROUT M., 1981. Le combat de la flûte du Roi "La Baleine" à Port-Cros le 4 août 1710. *Trav. Sci. Parc nation. Port-Cros*, Fr., 7: 147-175.
- GUIDETTI P., 2001. Detecting environmental impacts on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: the use of reconstructive methods in combination with "beyond BACI" designs. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 260: 27-39.
- GUILLEN J., RAMOS A., MARTINEZ L., SÁNCHEZ-LIZASO J., 1994. Antitrawling reefs and the protection of *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in the Western Mediterranean Sea: demands and aims. *Bull. mar. Sci.* 55: 645-650.
- HAMOUTENE D., MATHIEU A., HOFMANN P., SALAUN J.P., LAFAURIE M., 1995. Preparation and characterization of subcellular fractions suitable for studies of xenobiotic metabolism from leaf sheaths of a marine seagrass: *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. *Mar. Environ. Res.* 39(1-4): 249-253.
- HANDY R.D., POXTON M.G., 1993. Nitrogen pollution in mariculture – toxicity and excretion of nitrogenous compounds by fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 33: 205-241.
- HARME LIN J.G., 1964. Etude de l'endofaune des "mattes" d'herbiers de *Posidonia oceanica* Delile. *Rec. Trav. Stat. mar. Endoume* 35(51): 43-106.
- HARME LIN J.G., TRUE M.A., 1964. Délimitation cartographique de l'extension actuelle des herbiers de *Posidonia oceanica* (Delile) dans le golfe de Marseille. *Rec. Trav. Stn. mar. Endoume* 34(50): 157-160.
- HARME LIN J.G., 1976. L'herbier de Posidonies de Port-Cros régresse-t-il ? Mise en place de jalons témoins à sa limite. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, Fr., 2: 189-190.
- HARME LIN J.G., LABOREL J., 1976. Note préliminaire sur la morphologie de l'herbier profond de Posidonies *Posidonia oceanica* (Linné) Delile, à Port-Cros. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, Fr., 2: 105-113.
- HARME LIN J.G., 1977. Evolution de l'herbier de Posidonies de Port-Cros au niveau de jalons témoins. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, Fr., 3: 210-211.
- HARME LIN J.G., BOUCHON C., HONG J.S., 1981. Impact de la pollution sur la distribution des échinodermes des substrats durs en Provence (Méditerranée Nord-occidentale). *Téthys* 10(1): 13-36.
- HARME LIN J.G., 1993. Invitation sous l'écume. *Parc national Port-Cros, Cahier découverte* 10: 1-83.
- HARME LIN J.G., SARTORETTO S., FRANCOUR P., 1996. Patrimoine biologique marin de l'archipel de Riou: première évaluation. Ville de Marseille, Direction de l'Environnement et des Déchets, Fr.: 1-86.
- HARME LIN-VIVIEN M., 1982. Ichtyofaune des herbiers de Posidonies du Parc national de Port-Cros: I. Composition et variations spatio-temporelles. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, Fr., 8: 69-92.
- HARME LIN-VIVIEN M.L., 1983. Ichtyofaune des herbiers de Posidonies des côtes provençales françaises. *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 28(3): 161-163.
- HARME LIN-VIVIEN M.L., 1984. Ichtyofaune des herbiers de Posidonies du Parc naturel régional de Corse. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 291-301.
- HARME LIN-VIVIEN M.L., KAIM-MALKA R.A., LEDOYER M., JACOB-ABRAHAM S.S., 1989. Food partitioning among scorpaenid fishes in Mediterranean seagrass beds. *J. Fish Biol.* 34: 715-734.
- HARME LIN-VIVIEN M.L., FRANCOUR P., 1992. Trawling or visual censuses ? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. *Mar. Ecol., PSZN* 13(1): 41-51.
- HARME LIN-VIVIEN M., FRANCOUR P., HARME LIN J.G., 1999. Impact of *Caulerpa taxifolia* on Mediterranean fish assemblages: a six year study. In: *Proceedings of the workshop on invasive Caulerpa in the Mediterranean*. Heraklion, Crete, Greece, 18-20 March 1998. UNEP publ., Athens, Greece: 127-138.
- HARTOG C. den, 1970. *The sea-grasses of the world*. North Holland publ. Co, Amsterdam, Pays-Bas: 1-275 + 63 pl. h.t.
- HARTOG C. den, 2000. Procedures for the restoration of lost seagrass beds. *Biol. mar. Médit.* 7(2): 353-356.
- HAVELANGE S., LEPOINT G., DAUBY P., BOUQUEGNEAU J.M., 1997. Feeding of the sparid fish *Sarpa salpa* in a seagrass ecosystem : Diet and carbon flux. *Mar. Ecol., PSZNI* 18(4): 289-297.
- HECK K.L., WETSTONE G.S., 1977. Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows. *J. Biogeogr.* 4: 135-142.
- HEIP C., 1998. Un océan de diversité. *Biofutur* 179: 12-17.
- HEMMINGA M.A., 1998. The root/rhizome system of seagrasses: an asset and a burden. *J. Sea Res.* 39: 183-196.
- HEVIA M., ROSENTHAL H., GOWEN R.J., 1996. Modelling benthic deposition under fish cages. *J. Appl. Ichthyol.* 12: 71-74.
- HURRELL J.W., KUSHNIR Y., VISBECK M., 2001. The North Atlantic Oscillation. *Science* 291: 603-604.
- ISSEL R., 1912. Il benthos animale delle foglie di *Posidonia* studiato dal punto di vista bionomico. *Zool. Jahrb.*, 33: 379-420.
- ISSEL R., 1918a. La vita nelle paraterie di *Posidonia*. *Biologia marina, capitolo XIV, XV*: 405-457.
- ISSEL R., 1918b. *Biologia marina*. Hoepli publ., Milano: 1-607.
- IZZO G., NICOLAI P., 1993. Etat actuel des connaissances sur l'état du fleuve Tibre. *Rencontres de l'Agence régionale pour l'Environnement Provence-Alpes Côte d'Azur*, Fr., 5: 34-44.
- JEUDY DE GRISSAC A., 1984. Effets des herbiers à *Posidonia oceanica* sur la dynamique marine et la sédimentologie littorale. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 437-443.
- JEUDY DE GRISSAC A., 1984. Essais d'implantations d'espèces végétales marines: les espèces pionnières, les Posidonies. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 431-436.
- JEUDY DE GRISSAC A., AUDOLY G., 1985. Etude préliminaire des banquettes de feuilles mortes de *Posidonia oceanica* de la Région de Marseille, France. *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Mer Médit.* 29(5): 181-182.
- JEUDY DE GRISSAC A., BOUDOURESQUE C.F., 1985. Rôle des herbiers de Phanérogames marines dans les mouvements de sédiments côtiers : les herbiers à *Posidonia oceanica*. *Colloque franco-japonais d'Océanographie*, Marseille, Fr., 1: 143-151.
- JIMENEZ S., CANO R., BAYLE J., RAMOS A., SANCHEZ LIZASO J.L., 1996. Las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile como zona de protección de juveniles de especies de interés comercial. *Real Soc. esp. Hist. nat.*, tomo extraordinario: 375-378.
- JIMENEZ S., BAYLE J.T., RAMOS ESPLA A.A., SANCHEZ LIZASO J.L., 1997. Ictiofauna de dos praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 con distinto grado de conservación. *Publ. espec. Inst. esp. Oceanogr.*, 23: 255-264.
- JUPP B.P., 1977. The effects of organic pollution on benthic organisms near Marseille. *Internation. J. Environm. Studies* 10: 119-123.
- KAISER M.J., 1998. Scraping the bottom: are towed fishing gears a threat to benthic biodiversity ? *Océanis* 24(4): 258-270.
- KARAKASSIS I., 1998. Aquaculture and coastal marine biodiversity. *Océanis* 24(4): 271-286.

- KARAKASSIS I., TSAPAKIS M., HATZIYANNI E., PAPADOPOULOU K.N., PLAITI W., 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming : a series of successes and catastrophes. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 184: 205-218.
- KARAKASSIS I., TSAPAKIS M., HATZIYANNI E., PAPADOPOULOU K.N., PLAITI W., 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES J. mar. Sci.* 57: 1462-1471.
- KARAKASSIS I., TSAPAKIS M., SMITH C.J., RUMOHR H., 2002. Fish farming impacts in the Mediterranean studied through sediment profiling imagery. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 227: 125-133.
- KAWASAKI Y., IITUKA T., GOTO H., TERAWAKI T., WATANABE Y., KIKUTI K., 1988. Study on the technique for *Zostera* bed creation. *Central Res. Inst. electric Power Industry, Japon, Rep. n° U-14: 1-231.*
- KENDRICK G.A., AYLWARD M.J., HEGGE B.J., CAMBRIDGE M.L., HILLMAN K., WYLLIE A., LORD D.A., 2002. Changes in seagrass coverage in Cockburn Sound, Western Australia between 1967 and 1999. *Aquat. Bot.* 73: 75-87.
- KENWORTHY W.J., FONSECA M.S., HOMZIAK J., THAYER G.W., 1980. Development of a transplanted seagrass (*Zostera marina* L.) meadow in Back Sound, Carteret County, North Carolina. In: Cole D.P. edit. *Proc. 7th ann. Conf. Wetlands Restor.* Creation publ., USA: 175-193.
- KITTING C.L., FRY B., MORGAN M.D., 1984. Detection of inconspicuous epiphytic algae supporting food webs in seagrass meadows. *Oecologia* 62: 145-149.
- KNOCHE H., 1923. *Flora balearica. Etude phytogéographique sur les îles baléares. III. Partie générale.* Roumegous and Dehan publ., Montpellier: 1-411.
- KOMATSU T., 1996. Influence of a *Zostera* bed on the spatial distribution of water flow over a broad geographic area. In: Kuo J., Phillips R.C., Walker D.I., Kirkman H. edits. *Seagrass biology: proceedings of an international workshop:* 111-116.
- KRIJGSMAN W., HILGEN F.J., RAFFI I., SIERRA F.J., WILSON D.S., 1999. Chronology, causes and progression of the Messinian salinity crisis. *Nature* 400: 652-655.
- KUO J., HARTOG C. den, 2001. Seagrass taxonomy and identification key. In: Short, Coles, Short edits. *Global seagrass research methods.* Elsevier publ., Amsterdam: 31-58.
- LABOREL-DEGUEN F., LABOREL J., 1977. Broutage des Posidonies à la plage du Sud. *Trav. Sci. Parc national de Port-Cros, Fr.*, 3: 213-214.
- LAMBINON J., 1994. L'introduction et la réintroduction d'espèces vivantes: remède à la perte de biodiversité, ou bien déviation des objectifs et de l'éthique de la conservation de la nature ? *Ann. Gembloux* 99: 71-95.
- LAMI R., 1941. L'utilisation des végétaux marins des côtes de France. *Rev. Bot. appl. Agric. tropic.* 21(243-244): 653-670.
- LAMY M., 1999. *La biosphère, la biodiversité et l'homme.* Ellipses publ., Paris: 1-191.
- LARKUM A.W.D., 1976. Ecology of Botany Bay. 1. Growth of *Posidonia australis* (Brown) Hook f. in Botany Bay and other bays of the Sidney Basin. *Austr. J. Mar. Freshwater Res.* 27: 117-127.
- LARKUM A.W.D., WEST R.J., 1990. Long-term changes of seagrass meadows in Botany Bay, Australia. *Aquat. Bot.* 37: 55-70.
- LAWTON J.H., 1994. What do species do in ecosystems ? *Oikos* 71: 367-374.
- LECOINTRE G., LE GUYADER H., 2001. *Classification phylogénétique du vivant.* Bélin publ., Paris: 1-543 + 15 pl. h.t.
- LE DIREACH L., FRANCOUR P., 2001. Recrutement des poissons dans les herbiers de Posidonie de Port-Cros. GIS Posidonie & Parc national de Port-Cros, GIS publ., Fr.: 1-40.
- LEFÈVRE J.R., VALERIO C., MEINESZ A., 1984. Optimisation de la technique de la photographie aérienne pour la cartographie des herbiers de Posidonies. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds,* GIS Posidonie publ., Fr., 1: 49-55.
- LE FLOCH E., 1983. *Contribution à une étude ethnobotanique de la flore tunisienne.* Ministère de l'Education Nationale et de la Recherche Scientifique publ., Tunis: xv + 1-402.
- LEHMANN A., LACHAVANNE J.B., 1997. Geographic information systems and remote sensing in aquatic botany. *Aquat. Bot.* 58: 195-207.
- LEJEUNE P., 1985. Le comportement social des Labridés méditerranéens. *Cah. Ethol. appl.* 5(2): I-xii + 1-208.
- LEPOINT G., HAVELANGE S., GOBERT S., BOUQUEGNEAU J.M., 1999. Fauna vs flora contribution to the leaf epiphytes biomass in a *Posidonia oceanica* seagrass bed (Revellata Bay, Corsica). *Hydrobiologia* 394: 63-67.
- LERICHE A., 2004. La structure à méga-, méso- et micro-échelles des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile fournit-elle des outils pour leur gestion ? Thèse Doctorat, Univ. Aix-Marseille II, Fr.: 1-232.
- LERICHE A., BOUDOURESQUE C.F., BERNARD G., BONHOMME P., DENIS J., 2004. A one century suite of seagrass bed maps: can we trust ancient maps? *Est. Coast. Shelf Sci.* 59: 353-362.
- LERICHE-GUICHARD A., 2001. Mise en place d'un outil de surveillance de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile: le SIG Posidonie. Application à la Côte Bleue (B.d.R., Fr.). Mémoire Diplôme d'Etudes Approfondies en Biosciences de l'Environnement, Chimie et Santé, Univ. Aix-Marseille II, Fr.: 1-45.
- LEWIS R.R., 1987. The restoration and creation of seagrass meadows in the Southeast United States. *Florida Mar. Res. Publ.* 4: 153-173.
- LEWIS R.R., PHILLIPS R.C., 1980. Experimental seagrass mitigation in the Florida keys. In: Cole D.P. edit. *Proc. 7th ann. Conf. Wetlands Restor.* Creation publ., USA: 155-173.
- LIBES M., 1984. Production primaire d'un herbier à *Posidonia oceanica* mesurée *in situ* par la méthode du carbone 14. Thèse Doctorat Spécialité Ecologie, Univ. Aix-Marseille II, Fr.: 1-199.
- LOQUES F., BELLONE E., CAYE G., MEINESZ A., 1989. Transplantation de boutures de *Posidonia oceanica* sur "matte morte". Laboratoire Environnement Marin Littoral, Université de Nice-Sophia Antipolis, Fr.: 1-31.
- LORENTI M., FRESI E., 1983. Grazing of *Idotea baltica basteri* on *Posidonia oceanica*: preliminary observations. *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 28(3): 147-148.
- LUQUE A.A., TEMPLADO J., 2004. *Praderas y bosques marinos de Andalucía.* Conserejía de medio ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 1-334.
- Mac ARTHUR R.H., WILSON E.O., 1967. *The theory of Island biogeography.* Princeton Univ. Press publ., USA.
- MACHIAS A., KARAKASSIS I., LABROPOULOU M., SOMARAKIS S., PAPADOPOULOU K.N., PAPAConstantinou C., 2004. Changes in wild fish assemblages after the establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. *Est. Coast. Shelf Sci.* 60: 771-779.
- MACHIAS A., KARAKASSIS I., GIANNOULAKI M., PAPADOPOULOU K.N., SMITH C.J., SOMARAKIS S., 2005. Response of demersal fish communities to the presence of fish farms. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 288: 241-250.
- MAGGI P., 1973. Le problème de la disparition des herbiers à Posidonies dans le golfe de Giens (Var). *Sci. Pêche, Fr.*, 221: 7-20.
- MAGGIONCALDA D., 2002. Analisi storica dell'evoluzione dell'ambiente marino costiero in relazione agli usi antropici in un tratto di costa ligure : Noli - Spotorno (SV). Tesi di laurea.
- MAKKAVEEVA E.B., 1968. Rapports entre les composants végétaux et animaux dans les biocoenoses d'herbier des mers du bassin méditerranéen. *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 19(2): 101-102.
- MARION A.F., 1883. Esquisse d'une topographie zoologique du golfe de Marseille. *Ann. Mus. Hist. nat. Marseille, Fr.*, 1: 6-108 + 1 carte.
- MARIOTTI M., ARILLO A., PARISI V., NICOSIA E., DIVIACCO G., 2002. Biodiversità in Liguria. La rete Natura 2000. Assessorato Ambiente

- e Territorio, Dipartimento Tutela dell'Ambiente e Territorio, Dipartimento Tutela dell'Ambiente e Edilizia, Serrone Politiche e Programmi Ambientali, Microart's S.p.A., Recco (GE): 1-300 + CD.
- MARTIN M.A., SANCHEZ-LIZASO J.L., RAMOS-ESPLÀ A.A., 1997. Cuantificación del impacto de las artes de arrastre sobre la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.* 23: 243-253.
- MASERTI B.E., FERRARA R., PATERNO P., 1988. *Posidonia* as an indicator of mercury contamination. *Mar. Poll. Bull.* 19(8): 381-382.
- MASSÉ H., 1962. Cartographie bionomique de quelques fonds meubles de la partie Sud orientale du golfe de Marseille. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume* 27(42): 221-259.
- MATEO, M.A., SABATE, S., 1993. Wet digestion of vegetable tissue using a domestic microwave oven. *Analytica Chimica Acta* 279: 273-279.
- MATEO M.A., ROMERO J., 1996. Evaluating seagrass leaf litter decomposition : An experimental comparison between litter-bag and oxygen-uptake methods. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 202 (2) : 97-106.
- MATEO M.A., ROMERO J., PEREZ M., LITTLER M.M., LITTLER D.S., 1997. Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Est. Coast. Shelf Sci.* 44(1): 103-110.
- MATEO-MINGUEZ M.A., 1995. El compartimento detrítico en ecosistemas de Fanerógamas marinas mediterráneas. Tesis Doctoral, Univ. Barcelona, Esp.: 1-190.
- MATTEUCCI G., 2000. Studio e controllo degli effetti dello scarico di materiali di dragaggio portuali sui fondali di un'area marina: un caso di studio in Adriatico. In: *Dragaggi portuali: qualità e gestione dei materiali*, Atti Giornata 18 febbraio 1998. ICRAM publ.: 75-90.
- MAUVAIS J.L., 1990. Ports de plaisance. Conséquences sur le milieu marin. Outils de prévision. *Equinoxe*, Fr., 30: 8-13.
- MAYOT N., BOUDOURESQUE C.F., LERICHE, 2005 Unexpected response of the seagrass *Posidonia oceanica* to a warm Water episode in the Northwestern Mediterranean Sea. *C.R. Biologies* 328: 291-296.
- MAZZELLA L., GAMBI M.C., RUSSO G.F., WITTMAN J.K., 1983. Flowering in *Posidonia oceanica* (L.) Delile prairies around the Island of Ischia (Gulf of Naples). *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 28(3): 117-119.
- MAZZELLA L., GAMBI M.C., RUSSO G.F., BUIA M.C., 1984. Deep flowering and fruiting of *Posidonia oceanica* beds around the Island of Ischia (Gulf of Naples). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 203-209.
- MAZZELLA L., OTT J.A., 1984. Seasonal changes in some features of *Posidonia oceanica* (L.) Delile leaves and epiphytes at different depths. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 119-127.
- MAZZELLA L., SCIPIONE M.B., GAMBI M.C., FRESI E., BUIA M.C., RUSSO G.F., DE MAIO R., LORENTI M., RANDO A., 1986. *Le praterie sommerse del Mediterraneo*. Stazione zoologica di Napoli publ.: 1-63.
- MAZZELLA L., BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., RUSSO G., SCIPIONE M.B., ZUPO V., 1992. Plant-animal trophic relationships in the *Posidonia oceanica* ecosystem of the Mediterranean Sea: a review. In: Jangoux M., Mazzella L. et al. edits. *Plant-animal interactions in marine benthos*. Systematic Association special volume 46, Clarendon Press publ.: 165-187.
- MAZZELLA L., BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., RUSSO G., SCIPIONE M.B., ZUPO V., 1995. A review of the trophic organization in the *Posidonia oceanica* ecosystem. In: Cinelli F., Fresi E., Lorenzi C., Mucedola A. edits. *La Posidonia oceanica*, Revista marittima publ., Ital., 12(suppl.): 31-47.
- MAZZOLA A., MIRTO S., LA ROSA T., FABIANO M., DANOVARO R., 2000. Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofaunal recovery. *ICES J. mar. Sci.* 57: 1454-1461.
- McDERMOTT F., MATTEY D.P., HAWKESWORTH C., 2001. Centennial-scale Holocene climate variability revealed by a high-resolution speleothem ¹⁸O record from SW Ireland. *Science* 294: 1328-1330.
- McKENZIE J.A., 1999. From desert to deluge in the Mediterranean. *Nature* 400: 613-614.
- McKENZIE L.J., FINKBEINER M.A., KIRKMAN H., 2001. Methods for mapping seagrass distribution. In: Short F.T., Coles R.G. edits. *Global seagrass research methods*. Elsevier publ., Amsterdam: 101-121.
- McMILLAN C., LIPKIN Y., BRAGG L.H., 1975. The possible origin of peculiar *Thalassia testudinum* from Texas as *Posidonia oceanica*. *Contrib. mar. Sci.* 19: 101-106.
- McCREA J.E., GREENE H.G., O'CONNELL V.M., WAKEFIELD W.W., 1999. Mapping marine habitats with high resolution sidescan sonar. *Oceanol. Acta* 22(6): 679-686.
- McROY C.P., McMILLAN C., 1977. Production ecology and physiology of seagrasses. In: McRoy C.P., Helfferich C. edits. *Seagrass ecosystem: a scientific perspective*. Marcel Dekker publ., New York: 53-87.
- McROY C.P., HELFFERICH C., 1980. Applied aspects of seagrasses. In: Phillips R.C., McRoy C.P. edits. *Handbook of seagrass biology: an ecosystem perspective*. Garland STPM Press publ., New York: 297-343.
- MEINESZ A., 1976. Note préliminaire concernant le repiquage de végétaux marins, en particulier de l'algue *Caulerpa prolifera*. *Rapp. P.V. Réun. Comm. internation. Explor. sci. Médit.* 24(4): 169-170.
- MEINESZ A., LEFÈVRE J.R., 1976a. Inventaire des restructurations et impacts sur la vie "sous-marine" littorale. Alpes-Maritimes et Principauté de Monaco. DDE-CIPALM & Université de Nice publ.: 1-67 + 17 pl. h. t.
- MEINESZ A., LEFÈVRE J.R., 1976b. L'aménagement de la côte entre Menton et Théoule (Alpes Maritimes et Monaco). Inventaire des restructurations du rivage et impacts sur la vie sous marine littorale. *SOS Vie Nature Environnement* 1 (num. spéc.): 1-35.
- MEINESZ A., 1977. Balisage de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica* en rade de Villefranche-sur-Mer (Alpes-Maritimes, France). *Rapp. Comm. int. Explor. Mer Médit.* 24(6): 143-144.
- MEINESZ A., LAURENT R., 1977. Compte-rendu de l'opération "Poséidon 1977": Deuxième campagne de cartographie de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica* dans les Alpes-Maritimes. Cellule d'Intervention contre la Pollution dans les Alpes-Maritimes: 1-9 + 1 carte h.t.
- MEINESZ A., 1978. Etude expérimentale de bouturage de certains végétaux sous-marins dans les ports et les plages artificielles. 15^{ème} Journées de l'Hydraulique, *Rev. Soc. Hydrotechnique Fr.* 5(9-1): 4.
- MEINESZ A., LAURENT R., 1978. Cartographie et état de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica* dans les Alpes-Maritimes. Campagne Poséidon 1976. *Bot. mar.* 21(8): 513-526.
- MEINESZ A., LEFÈVRE J.R., 1978. Destruction de l'étage infralittoral des Alpes-Maritimes (France) et de Monaco par les restructurations de rivage. *Bull. Ecol.* 9(3): 259-276.
- MEINESZ A., VERLAQUE M., 1979. Note préliminaire concernant quelques expériences de repiquage de *Caulerpa prolifera* et de *Zostera noltii* dans la zone de rejet de l'effluent thermique de la centrale électrique de Martigues-Ponteau (golfe de Fos, France). *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internat. Explor. sci. Médit.* 25-26: 209-212.
- MEINESZ A., LAURENT R., 1980. Cartes de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica* dans les Alpes-Maritimes (France). Campagne Poséidon 1976. *Ann. Inst. Océanogr.* 56(1): 45-54.

- MEINESZ A., ASTIER J.M., LEFEVRE J.R., 1981a. Impact de l'aménagement du domaine maritime sur l'étage infralittoral du Var, France (Méditerranée occidentale). *Ann. Inst. océanogr.* 57(2): 65-77.
- MEINESZ A., CUVELIER M., LAURENT R., 1981b. Méthodes récentes de cartographie et de surveillance des herbiers de Phanérogames marines. Leurs applications sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Vie Milieu* 31 (1): 27-34.
- MEINESZ A., ASTIER J.M., BODOY A., CRISTIANI G., LEFEVRE J.R., 1982. Impact de l'aménagement du domaine maritime sur l'étage infralittoral des Bouches-du-Rhône (France, Méditerranée occidentale). *Vie Milieu* 32(2): 115-124.
- MEINESZ A., LEFEVRE J.R., 1984. Régénération d'un herbier à *Posidonia oceanica* quarante années après sa destruction par une bombe dans la rade de Villefranche (Alpes-Maritimes). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 39-44.
- MEINESZ A., BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., LAMARE J.P., LEFÈVRE J.R., MANCHE A., 1985. Aménagement et préservation du milieu marin littoral en Région Provence-Alpes-Côte d'Azur: bilan et perspectives. *Colloque franco-japonais d'Océanographie*, Marseille, Fr., 1: 133-142.
- MEINESZ A., BOUDOURESQUE C.F., BIANCONI C.H., SIMONIAN M., 1987. Cartographie de la limite inférieure de l'herbier de Posidonies de la baie d'Elbo. *Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse* 13: 27-37.
- MEINESZ A., BOUDOURESQUE C.F., LEFEBVRE J.R., 1988. A map of the *Posidonia oceanica* beds of Marina d'Elbu (Corsica, Mediterranean). *Mar. Ecol., PS.Z.N.* 9(3): 243-252.
- MEINESZ A., 1989. Impact d'un aménagement portuaire sur le domaine maritime de la Réserve des îles Lavezzi. Laboratoire Environnement Marin Littoral, Université de Nice-Sophia Antipolis, Fr.: 1-15.
- MEINESZ A., BELLONE E., 1989. Localisation des herbiers à *Posidonia oceanica* sur le parcours du câble EDF à immerger dans les eaux du Parc national de Port-Cros. EDF & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-6 + 2 pl. h.t.
- MEINESZ A., BELLONE E., ASTIER J.M., LEFÈVRE J.R., VITIELLO P., 1990a. Impact des aménagements construits sur le domaine maritime de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Délégation régionale à l'Architecture et à l'Environnement publ., Fr.: 1-38.
- MEINESZ A., CAYE G., LOQUES F., MACAUX S., 1990b. Analyse bibliographique sur la culture des Phanérogames marines. *Posidonia Newsletter*, Fr., (1): 1-67.
- MEINESZ A., GENOT I., HESSE B., 1990c. Données quantitatives sur les biocénoses littorales marines de Corse et impact de l'aménagement du littoral. Laboratoire Environnement Marin, Université de Nice-Sophia Antipolis, Fr.: 1-22.
- MEINESZ A., HESSE B., 1991. Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée Nord-occidentale. *Oceanologica Acta* 14(4): 415-426.
- MEINESZ A., CAYE G., LOQUES F., MOLENAAR H., 1991a. Restoration of damaged areas with transplantation of seaweeds and seagrasses in the Mediterranean : review and perspectives. *Oebalia* 17(1 suppl.): 131-142.
- MEINESZ A., LEFEVRE J.R., ASTIER J.M., 1991b. Impact of coastal development on the infralittoral zone along the Southern Mediterranean shore of continental France. *Mar. Poll. Bull.* 23: 343-347.
- MEINESZ A., MOLENAAR H., BELLONE E., LOQUES F., 1992. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. I. Effects of rhizome length and transplantation season in orthotropic shoots. *Mar. Ecol., PSZNI* 13(2): 163-174.
- MEINESZ A., CAYE G., LOQUES F., MOLENAAR H., 1993. Polymorphism and development of *Posidonia oceanica* transplanted from different parts of the Mediterranean into the national Park of Port-Cros. *Bot. mar.* 36: 209-216.
- MEINESZ A., BELSHER T., THIBAUT T., ANTOLIC B., BEN MUSTAPHA K., BOUDOURESQUE C.-F., CHIAVERINI D., CINELLI F., COTTALORDA J.M., DJELLOULI A., EL ABED A., ORESTANO C., GRAU A.M., IVESA L., JAKLIN A., LANGAR H., MASSUTI-PASCUAL E., PEIRANO A., TUNESI L., DE VAUGELAS J., ZAVODNIK N., ZULIEJEVIC A., 2001a. The introduced green alga *Caulerpa taxifolia* continues to spread in the Mediterranean. *Biol. Inv.* 3: 201-210.
- MEINESZ A., COTTALORDA J.M., CHIAVERINI D., VAUGELAS J. de, 2001b. Représentation cartographique de l'abondance de quelques algues et invertébrés du littoral de l'îlot Bagaud (Parc national de Port-Cros). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park* 18: 123-141.
- MENDEZ S., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., 1997. Impact of fish farming facilities on coastal ecosystems in the Mediterranean. In: Ozhan E. edit. *Third International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 97*. MEDCOAST Secretariat, Middle East Technical University publ., Turkey: 197-211.
- MERCERON M., KEMPF M., 1995. Environmental quality of a salmonid farm site in a flushed area (Cherbourg, France). In: *Quality in aquaculture*. European Aquaculture Soc. Publ. 23: 258-259.
- MINER M.C., KEMPF M., 1999. Aquaculture et Environnement : Réglementation et pratique des élevages de poissons marins. Ifremer publ., *Actes de Colloques* 23: 1-188.
- MILAZZO M., BADALAMENTI F., RAGGIO S., CHEMELLO R., 2002. Effetti degli ancoraggi sulla prateria a *Posidonia oceanica* della riserva marina Isola di Ustica: dati preliminari. *Biol. Mar. Medit.* 9(1): 686-689.
- MILAZZO M., BADALAMENTI F., CECCHERELLI G., CHEMELLO R., 2004. Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, Western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 299: 51-62.
- MILLET B., BLANC F., MORHANGE C., 2000. Modélisation numérique de la circulation des eaux dans le Vieux-Port de Marseille vers 600 ans avant J.-C. *Méditerranée* 1(2): 61-64.
- MODIGH M., LORENTI M., MAZZELLA L., 1998. Carbon assimilation in *Posidonia oceanica*: Biotic determinants. *Bot. Mar.* 41(3): 249-256.
- MOLENAAR H., CAYE G., LOQUES F., MEINESZ A., 1989. Transplantations de *Posidonia oceanica* réalisées à Cannes en juin 1989. Méditerranée 2000 & Laboratoire Environnement Marin Littoral, Univ. Nice-Sophia Antipolis, Fr.: 1-23.
- MOLENAAR H., MEINESZ A., 1991. Transplantations de la Phanérogame marine *Posidonia oceanica* à Cannes et analyse architecturale des rhizomes plagiotropes. Laboratoire Environnement Marin Littoral, Univ. Nice-Sophia Antipolis, Fr.: 1-37.
- MOLENAAR H., 1992. Etude de la transplantation de boutures de la Phanérogame marine *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Modélisation de l'architecture et du mode de croissance. Thèse Doct. Sci. Vie, Univ. Nice Sophia Antipolis, Fr.: 1-221.
- MOLENAAR H., MEINESZ A., 1992a. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. II. Effects of depth changes on transplanted orthotropic shoots. *Mar. Ecol., PSZNI* 13(2): 175-185.
- MOLENAAR H., MEINESZ A., 1992b. Transplantations de *Posidonia oceanica* (L.) Delile à Cannes. Méditerranée 2000 & Laboratoire Environnement Marin Littoral, Univ. Nice-Sophia Antipolis, Fr.: 1-27.
- MOLENAAR H., MEINESZ A., 1992c. Valorisation biologique des fonds marins des Alpes-Maritimes. 1. Transplantation de *Posidonia oceanica* à Nice. Laboratoire Environnement Marin Littoral, Univ. Nice-Sophia Antipolis, Fr.: 1-25.
- MOLENAAR H., MEINESZ A., 1992d. Valorisation biologique des fonds marins des Alpes-Maritimes. 2. Transplantation de *Posidonia oceanica* à Cannes. Laboratoire Environnement Marin Littoral, Univ. Nice-Sophia Antipolis, Fr.: 1-12.
- MOLENAAR H., MEINESZ A., 1993. (1) Suivi de 2000 boutures de *Posidonia oceanica* transplantées à l'Est de la baie de Cannes. (2) Transplantations de *Posidonia oceanica* au centre de la baie de Cannes: effets de la disposition des boutures et incidence du substrat.

- Modélisation de l'architecture et du mode de croissance. Méditerranée 2000 & Laboratoire Environnement Marin Littoral, Univ. Nice-Sophia Antipolis, Fr.: 1-270.
- MOLENAAR H., MEINESZ A., CAYE G., 1993. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. Survival and development in different morphological types of transplanted cuttings. *Bot. mar.* 36: 481-488.
- MOLENAAR H., 1994. Suivi de l'évolution de l'herbier de *Posidonia oceanica* endommagé lors de la pose de conduites "sous-marines" entre la pointe de la Croisette et l'île Sainte Marguerite (baie de Cannes). Méditerranée 2000 & Laboratoire Environnement Marin Littoral, Univ. Nice-Sophia Antipolis, Fr.: 1-53 + 55 Ann.
- MOLENAAR H., 1995. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica* : survival and development of transplanted cuttings according to different spacings, arrangements and substrates. *Bot. mar.* 38: 313-322.
- MOLENAAR H., 2001. Impact de *Caulerpa taxifolia* sur les espèces et les écosystèmes méditerranéens : la compétition avec *Posidonia oceanica*. In: Gravez V., Ruitton S., Boudouresque C.F., Le Direac'h L., Meinesz A., Scabbia G., Verlaque M. eds. *Fourth international workshop on Caulerpa taxifolia*. GIS Posidonie publ., Fr.: 220-231.
- MOLINIER R., PICARD J., 1952. Recherches sur les herbiers de Phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Ann. Inst. océanogr.* 27(3): 157-234.
- MOLINIER R., PICARD J., 1953. Notes biologiques à propos d'un voyage d'études sur les côtes de Sicile. *Ann. Inst. océanogr.* 28(4): 163-187 + 4 pl. h.t.
- MOLINIER R., PICARD J., 1954. Eléments de bionomie marine sur les côtes de Tunisie. *Bull. Stat. Océanogr. Salammbo* 48: 3-47.
- MOLINIER R., PICARD J., 1956. Aperçu bionomique sur les peuplements marins littoraux des côtes rocheuses méditerranéennes de l'Espagne. *Bull. Trav. publ. Stat. Aquic. Pêche Castiglione* 8: 251-268.
- MOLINIER R., 1960. Etude des biocénoses marines du Cap-Corse. *Vegetatio* 9: 121-132.
- MOLINIER R., PELLEGRINI M., 1966. Contribution à l'étude chimique des Phanérogames marines: composition en acides aminés des feuilles de Posidonies (*Posidonia oceanica* Delile). *Médecine tropicale* 26(4): 1-15.
- MORENO D., AGUILERA PA., CASTRO H., 2001. Assessment of the conservation status of seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows: implications for monitoring strategy and the decision-making process. *Biol. Conservation* 102: 325-332.
- MORRI C., 1991. Présentation d'un indice synthétique pour l'évaluation de l'épiphytisme foliaire chez *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Posidonia Newsletter* 4(1): 33-37.
- MUNDAY B.W., ELEFThERIOU A., KENTOURI M., DIVANACH P., 1994. Quantitative statistical analysis of the literature concerning the interaction of the environment and aquaculture - Identification of gaps and lacks. *J. Appl. Ichthyol.* 10(4): 319-325.
- NÉDÉLEC H., BEDHOMME A.L., BOUDOURESQUE C.F., THÉLIN I., 1981. Prolongation du transect permanent de la baie de Port-Cros. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros* 7: 197-201.
- NÉDÉLEC H., VERLAQUE M., 1984. Alimentation de l'oursin *Paracentrotus lividus* (Lamarck) dans un herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile en Corse (Méditerranée - France). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 349-364.
- NIÉRI M., BOUDOURESQUE C.F., AUGIER H., GRAVEZ V., 1986. Mise en place du système de surveillance de l'herbier de Posidonies de la baie du Prado (Marseille). Observations initiales. SOMICA & GIS Posidonie publ., Fr.: 1-64.
- NIÉRI M., MEINESZ A., MOLENAAR H., SLOECK O., 1991. Réimplantation de la Phanérogame *Posidonia oceanica* dans le golfe de Marseille (Bouches-du-Rhône). Ville de Marseille & GIS Posidonie publ., Fr.: 1-35.
- NIÉRI M., CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., BERTRANDY M.C., FORET P., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RICO-RAIMONDINO V., 1993a. Les objectifs du Réseau de Surveillance Posidonies mis en place en Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. In: Boudouresque C.F., Avon M., Pergent-Martini C. eds. *Qualité du milieu marin - Indicateurs biologiques et physico-chimiques*. GIS Posidonie publ., Fr.: 73-87.
- NIÉRI M., GRAVEZ V., BOUDOURESQUE C.F., SINNASSAMY J.M., 1993b. Le système de surveillance de l'herbier à *Posidonia oceanica* de la baie du Prado (Marseille, France). Les carrés permanents. In: *Colloque international sur la pollution marine*. Ville de Marseille publ., Fr.: 1-10.
- NODOT C., ASTIER J.M., TAILLIEZ P., TINÉ J., 1978. Etude d'impact des aménagements littoraux du Mourillon sur l'herbier de *Posidonia oceanica* de la rade des Vignettes (Toulon, Var). *Ann. Soc. Sci. nat. Archéol. Toulon Var* 30: 118-133.
- NOTEN T.M.P.A., 1983. Detached shoots of *Zostera noltii* Hornem. as a means of dispersal: a transplantation experiment. In: *Proceedings internat. Symp. aquat. Macrophytes*. Nijmegen, Netherlands: 161-164.
- OLIVER G., 1993. "Touristification" du littoral Languedoc-Roussillon. In: *Pour qui la méditerranée au 21^{ème} Siècle - Le système littoral méditerranéen*. Actes du colloque scientifique Okeanos, Maison de l'Environnement de Montpellier publ., Fr.: 187-189.
- ORTH R.J., 2000. Protection and restoration of seagrasses: addressing global concerns from a local perspective in Chesapeake Bay, USA. *Biol. mar. Medit.* 7(2): 401-404.
- OTT J., MAURER L., 1977. Strategies of energy transfer from marine Macrophytes to consumer levels: the *Posidonia oceanica* example. In: Keegan B.F., O'Ceidigh P., Boaden P.J.S. eds. *Biology of benthic organisms*. UK: 493-502.
- OTT J.A., 1980. Growth and production in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Mar. Ecol., PZSN* 1(1): 47-64.
- PAILLARD M., GRAVEZ V., CLABAUT P., WALKER P., BLANC J.J., BOUDOURESQUE C.F., BELSHER T., URSCHELER F., POYDENOT F., SINNASSAMY J.M., AUGRIS C., PEYRONNET J.P., KESSLER M., AUGUSTIN J.M., LE DREZEN E., PRUDHOMME C., RAILLARD J.M., PERGENT G., HOAREAU A., CHARBONNEL E., 1993. Cartographie de l'herbier de Posidonie et des fonds marins environnants de Toulon à Hyères (Var, France). Reconnaissance par sonar latéral et photographie aérienne. Notice de présentation. Ifremer & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-36 + 3 cartes h.t.
- PALING E.I., VAN KEULEN M., WHEELER K., PHILLIPS J., DYHRBERG R., 2001a. Mechanical seagrass transplantation on Success Bank, Western Australia. *Ecol. Engineering* 16: 331-339.
- PALING E.I., VAN KEULEN M., WHEELER K., PHILLIPS J., DYHRBERG R., LORD D.A., 2001b. Improving mechanical seagrass transplantation. *Ecol. Engineering* 18: 107-113.
- PALING E.I., VAN KEULEN M., WHEELER K.D., 2003. The influence of spacing on mechanically transplanted seagrass survival in a high wave energy regime. *Restor. Ecol.* 11: 56-61.
- PANAYOTIDIS P., BOUDOURESQUE C.F., MARCOT-COQUEUGNIOT J., 1981. Microstructure de l'herbier à *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. *Bot. mar.* 24(3): 115-124.
- PANAYOTIDIS P., GIRAUD G., 1981. Sur un cycle de renouvellement des feuilles de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile dans le golfe de Marseille. *Vie Milieu* 31(2): 129-136.
- PAP/CAR, 1996. Approche pour l'aménagement de zones côtières en relation avec l'aquaculture en Méditerranée. PAP-10/EAM/GL.1, Split, Croatie: 1-38.

- PASKOFF R., 1993. *Côtes en danger*. Masson publ., Paris, Fr.: 1-250.
- PASQUALINI V., PERGENT G., 1993. Mise en place d'un câble "sous-marin" entre Piantarella et Cala di Greco (Corse du Sud). Retour sur site 1993. CODIL & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-23 + Ann.
- PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 1995. Etude de la formation récifale de Saint-Florent (Haute-Corse). Cartographie et évolution. DIREN Corse & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-49.
- PASQUALINI V., 1997. Caractérisation des peuplements et types de fonds le long du littoral Corse (Méditerranée, France). Thèse Doct., Univ. Corse, Fr.: 1-190.
- PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., FERNANDEZ C., PERGENT G., 1997a. The use of airborne remote sensing for benthic cartography: advantages and reliability. *International J. Remote Sensing* 18(5): 1167-1177.
- PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 1997b. Mediterranean coastal resources management : the example of the Island of Corsica. In: *Proceedings of the Fourth International Conference: Remote sensing for marine and coastal environments, technology and applications*. Orlando, Florida, USA, 1: 632-640.
- PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 1999. Environmental impacts identification along corsican coasts (Mediterranean Sea) using image processing. *Aquat. Bot.* 65: 311-320.
- PASQUALINI V., CLABAUT P., PERGENT G., BENYOUSSE L., PERGENT-MARTINI C., 2000. Contribution of side scan sonar to the management of Mediterranean littoral ecosystems. *Internat. J. Remote Sensing* 21(2): 367-378.
- PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., CLABAUT P., MARTEEL E., PERGENT G., 2001. Integration of aerial remote sensing, photogrammetry, and GIS technologies in seagrass mapping. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67(1): 99-105.
- PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., AGREIL M., SKOUFAS G., SOURBES L., TSIRIKA A., 2005. Use of SPOT 5 for mapping seagrasses : an application to *Posidonia oceanica*. *Remote Sensing Environment* 94: 39-45.
- PAUL O., VERLAQUE M., BOUDOURESQUE C.F., 1984. Etude du contenu digestif de l'oursin régulier *Psammechinus microtuberculatus* dans l'herbier à *Posidonia oceanica* de la baie de Port-Cros (Var, France). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 365-371.
- PEARCE F., 1996. L'enjeu de l'eau. La Tour du Valat publ., Fr.: 1-82.
- PEIRANO A., BIANCHI N.C., 1995. Decline of the seagrass *Posidonia oceanica* in response to environmental disturbance: a simulation-like approach off Liguria (NW Mediterranean Sea). In: *Proc. 30th European marine biological Symposium*, Southampton: 87-95.
- PELLEGRINI D., 2000. I riferimenti internazionali e le linee di indirizzo per una revisione del D.M.24.01.96. In: *Atti Giornata 18 febbraio 1998, Dragaggi portuali : qualità e gestione dei materiali*. ICRAM publ.: 19-37.
- PELLISSIER E., 1853. Description de la régence de Tunis. In: *Exploration scientifique de l'Algérie pendant les années 1840, 1841, 1842*. Imprimerie impériale, Paris.
- PÉRÈS J.M., PICARD J., 1963. Aperçu sommaire sur les peuplements marins benthiques entourant l'île de Port-Cros. *Terre Vie* 110(4): 336-448.
- PÉRÈS J.M., PICARD J., 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. mar. Endoume* 31(47): 3-137.
- PÉRÈS J.M., PICARD J., 1975. Causes de la raréfaction et de la disparition des herbiers de *Posidonia oceanica* sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Aquat. Bot.* 1(2): 133-139.
- PÉRÈS J.M., 1984. La régression des herbiers à *Posidonia oceanica* In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 445-454.
- PERGENT G., BOUDOURESQUE C.F., CROUZET A., 1983. Variations cycliques dans les écailles des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica*. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros* 9: 107-148.
- PERGENT G., 1985. Floraison des herbiers à *Posidonia oceanica* dans la Région d'Izmir (Turquie). *Posidonia Newsletter* 1(1): 15-21.
- PERGENT G., BOUDOURESQUE C.F., VADIER B., 1985. Etude préliminaire des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la côte des Albères (Pyrénées-Orientales, France). *Ann. Inst. océanogr.*, N.S., 61(2): 97-114.
- PERGENT G., PERGENT C., 1985. Cartographie de l'herbier à *Posidonia oceanica* de la baie d'Urla-Iskele (Turquie). *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 29(6): 231-234.
- PERGENT G., PERGENT C., 1988. Localisation et état de l'herbier de Posidonies sur le littoral PACA : Bouches-du-Rhône. DRAE PACA & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-53.
- PERGENT G., PERGENT C., FRANCOUR P., 1988. Cortiou état zéro. Reconnaissance des herbiers, mise en place d'un balisage. Ville de Marseille & GIS Posidonie publ., Fr.: 1-107.
- PERGENT G., BEN MAIZ N., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., 1989a. The flowering of *Posidonia oceanica* over the past fifty years : a lepidochronological study. In: Boudouresque, C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. edits. *International workshop on Posidonia beds*. GIS Posidonie publ., Fr., 2: 69-76.
- PERGENT G., BOUDOURESQUE C.F., CROUZET A., MEINESZ A., 1989b. Cyclic changes along *Posidonia oceanica* rhizomes (lepidochronology): present state and perspectives. *Mar. Ecol. PSZN* 10(3): 221-230.
- PERGENT G., 1990a. Lepidochronological analysis of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: a standardized approach. *Aquat. Bot.* 37: 39-54.
- PERGENT G., 1990b. Evaluation of *Posidonia oceanica* primary production using lepidochronological analysis : preliminary results. *Rapp. P.V. Réun. Comm. internation. Explor. sci. Médit.* 32(1) B17: 6.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., 1990. Some applications of lepidochronological analysis in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Bot. mar.* 33: 299-310.
- PERGENT G., 1991a. La protection légale de la Posidonie en France: Un outil efficace. Nécessité de son extension à d'autres pays méditerranéens. In: Boudouresque C.F., Avon M., Gravez V. edits. *Les Espèces Marines à Protéger en Méditerranée*, Rencontres scientifiques de la Côte Bleue. GIS Posidonie publ., Fr., 2: 29-34.
- PERGENT G., 1991b. Les indicateurs écologiques de la qualité du milieu marin en Méditerranée. *Oceanis* 17(4): 341-350.
- PERGENT G., BOUDOURESQUE C.F., THÉLIN I., MARCHADOUR M., PERGENT-MARTINI C., 1991. Map of benthic vegetation and sea-bottom types in the harbour at Banyuls-sur-Mer (P.-O., France). *Vie Milieu* 41(2-3): 165-168.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., 1991. Leaf renewal cycle and primary production of *Posidonia oceanica* in the bay of Lacco Ameno (Ischia, Italy) using lepidochronological analysis. *Aquat. Bot.* 42: 49-66.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RICO-RAIMONDINO V., 1992. Evaluation of past primary production of *Posidonia oceanica* using lepidochronological data. *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 33: 47.
- PERGENT G., ZAOUALI J., 1992. Analyse phénologique et lépidochronologique de *Posidonia oceanica* dans une lagune hyperhaline du Sud tunisien. *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 33: 48.

- PERGENT G., KEMPF M., 1993. L'environnement marin côtier en Tunisie. 1. Rapport de synthèse. 2. Etude documentaire. 3. Ann. Agence Nationale pour la Protection de l'Environnement (Tunisie), Ifremer & GIS Posidonie, Fr.: 1-55 + 1-395 + 1-173.
- PERGENT G., SEMROUD R., BABA AHMED R., DELBAL F., KHATAL Y., REMILI A., ROBERT P., BOUDOURESQUE C.F., 1993. Données préliminaires sur la répartition et l'état de l'herbier à *Posidonia oceanica* de la Région d'El Kala (Algérie). *Sci. Rep. Port-Cros nation. Park* 15: 253-263.
- PERGENT G., ROMERO J., PERGENT-MARTINI C., MATEO M.A., BOUDOURESQUE C.F., 1994. Primary production, stocks and fluxes in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 106: 139-146.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., 1995. Indicateurs biologiques : Posidonies. In: *Etat des connaissances opérationnelles sur la contamination et les indicateurs de pollution chimique toxique du milieu marin. Résumé des contributions*. IARE publ., Fr.: 123-135.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., BOUDOURESQUE C.F., 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée* 54: 3-29.
- PERGENT G., RICO-RAIMONDINO V., PERGENT-MARTINI C., 1997. Fate of primary production in *Posidonia oceanica* meadows of the Mediterranean. *Aquat. Bot.* 59: 307-321.
- PERGENT G., MENDEZ S., PERGENT-MARTINI C., PASQUALINI V., 1999. Preliminary data on the impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows in the Mediterranean. *Oceanol. Acta* 22(1): 95-107.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., 1999. Mercury levels and fluxes in *Posidonia oceanica* meadows. *Environ. Poll.* 106: 33-37.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., 2000. Mission d'étude en Libye. Etude des formations végétales de la lagune de Frawà. Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées et Université de Corse publ.: 1-48 + Ann.
- PERGENT G., DJELLOULI A., HAMZA A.A., ETAYEB K.S., EL MANSOURI A.A., TALHA F.M., HAMZA M.A., PERGENT-MARTINI C., PLATINI F., 2002a. Characterization of the benthic vegetation in the Farwà lagoon (Libya). *J. Coastal Conservation* 8: 119-126.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., MIMAULT B., PASQUALINI V., 2002b. Impacts et tracés potentiels d'un câble d'alimentation électrique entre la Corse et la Sardaigne. Expertise biologique. EDF & Seagrass 2000, Seagrass 2000 publ., Fr.: 1-34.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., PASQUALINI V., 2003. Mise en place d'un câble sous-marin dans la Cala Sciumara : incidence des travaux et propositions pour réduire les impacts sur le milieu naturel. EDF & Seagrass 2000, Seagrass 2000 publ., Corte, Fr.: 1-22.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., ABIVEN T., BOISSERY P., FILMONT P., HAUDEN S., MIMAULT B., PASQUALINI V., PATRONE J., sous presse. Use of *Posidonia* Meadows to Monitor the Mediterranean Coastline: The Corsican Monitoring Network. In: *Medcoast 05 International Conference*, Kusadasi (Turkie).
- PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 1990. Suivi de l'évolution de l'herbier à *Posidonia oceanica* après la mise en service de la station d'épuration de Marseille. LBMEB & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-58.
- PERGENT-MARTINI C., CENTENE L., FERNANDEZ C., PERGENT G., 1992a. Etude de site entre Piantarella et Cala di Greco (Corse du Sud) en vue de la mise en place d'un câble sous-marin. CODIL & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-41.
- PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., ROMERO J., 1992b. The litter in the *Posidonia oceanica* ecosystem: preliminary results. In: Keegan B F. edit. *Space and time series. Data analysis in coastal benthic Ecology*. Commission of the European Communities publ.: 541-547.
- PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 1993. Impact of the Marseille sewage treatment plant after four years operation. In: *Symposium international protection du milieu marin contre les pollutions urbaines*, 20-22 octobre 1993, Marseille, Fr., 3: 1-3.
- PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., RICO-RAIMONDINO V., 1993. *Posidonia oceanica* beds, a biological indicator of the marine environment quality. In: *Pour qui la méditerranée au 21^{ème} Siècle - Le système littoral méditerranéen*. Actes du colloque scientifique Okeanos, Maison de l'Environnement de Montpellier publ., Fr.:207-212.
- PERGENT-MARTINI C., 1994. Impact d'un rejet d'eaux usées urbaines sur l'herbier à *Posidonia oceanica*, avant et après la mise en service d'une station d'épuration. Thèse Doctorat, Univ. Corté, Fr.: 1-191.
- PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 1994. Lepidochronological analysis in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: state of the art and future developments. *Oceanol. Acta* 17(6): 673-681.
- PERGENT-MARTINI C., RICO-RAIMONDINO V., PERGENT G., 1994. Primary production of *Posidonia oceanica* in the Mediterranean basin. *Mar. Biol.* 120: 9-15.
- PERGENT-MARTINI C., PASQUALINI V., PERGENT G., 1995a. Monitoring of *Posidonia oceanica* meadows near the outfall of the sewage treatment plant at Marseilles (Mediterranean – France). *EARSeL Advances in Remote Sensing* 4(1): 128-134.
- PERGENT-MARTINI C., RICO-RAIMONDINO V., PERGENT G., 1995b. Nutrient impact on *Posidonia oceanica* seagrass meadows: preliminary data. *Mar. Life* 5(2): 3-9.
- PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 1996. Spatio-temporal dynamics of *Posidonia oceanica* beds near a sewage outfall (Mediterranean - France). In: Kuo J., Phillips R.C., Walker D.L., Kirkman H. edits. *Seagrass Biology: Proceedings of an International Workshop*. Univ. Western Australia publ.: 299-306.
- PERGENT-MARTINI C., RICO-RAIMONDINO V., PERGENT G., 1996. Impact des nutriments sur les herbiers à *Posidonia oceanica*. Données préliminaires. *J. Rech. océanogr.* 21(1-2): 35-39.
- PERGENT-MARTINI C., 1998. *Posidonia oceanica*: a biological indicator of past and present mercury contamination in the Mediterranean Sea. *Mar. Environm. Res.* 45(2): 101-111.
- PERGENT-MARTINI C., CAMUGLIO V., PERGENT G., 1998. Impact des anciennes exploitations minières sur la contamination en métaux-traces du littoral Corse. *Rapp. P.V. Réun. Comm. Int Explor. sci. Médit.* 35: 572-573.
- PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., FERNANDEZ C., FERRAT L., 1999. Value and use of *Posidonia oceanica* as a biological indicator. In: *Land-ocean interactions: managing coastal ecosystems*. Proc. MEDCOAST 99 - EMECS 99 Joint Conference. MEDCOAST, Middle East Technical Univ. Publ, Turkey, 1: 73-90.
- PERGENT-MARTINI C., 2000. Protection des habitats d'herbiers de Phanérogames marines de Méditerranée. Les études d'impacts en milieu marin. CAR/ASP Tunis & EqEL publ.: 1-49 + Ann.
- PERGENT-MARTINI C., PASQUALINI V., 2000. Seagrass population dynamics before and after the setting up of a wastewater treatment plant. *Biol. mar. Medit.* 7(2): 405-408.
- PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 2000. Are marine phanerogams a valuable tool in the evaluation of marine trace-metal contamination : example of the Mediterranean Sea ? *Int. J. environm. Poll.* 13(1-6): 126-147.
- PERGENT-MARTINI C., PASQUALINI V., PERGENT G., 2000. Impact de la station d'épuration de la ville de Marseille sur l'herbier à *Posidonia oceanica* du secteur de Cortiou. Contrat Ville de Marseille & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-36.
- PERGENT-MARTINI C., PASQUALINI V., PERGENT G., FERRAT L., 2002. Effect of a newly set up wastewater-treatment plant on a marine Phanerogam seagrass bed – a medium term monitoring program. *Bull. mar. Sci.* 71(3): 1227-1236.
- PERGENT-MARTINI C., LEONI V., PASQUALINI V., ARDIZZONE G.D., BALESTRI E., BEDINI R., BELLUSCIO A., BELSHER T., BORG J., BOUDOURESQUE C.F., BOUMAZA S., BOUQUEGNEAU J.M., BUIA M.C., CALVO S., CEBRIAN J., CHARBONNEL E., CINELLI F.,

- COSSU A., DI MAIDA G., DURAL B., FRANCOUR P., GOBERT S., LEPOINT G., MEINESZ A., MOLENAAR H., MANSOUR H.M., PANAYOTIDIS P., PEIRANO A., PERGENT G., PIAZZI L., PIRROTTA M., RELINI G., ROMERO J., SANCHEZ-LIZASO J.L., SEMROUD R., SHEMBRI P., SHILI A., TOMASELLO A., VELIMIROV B., 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: use and application. *Ecol. Indicators* 5: 213-230.
- PHILLIPS D.J.H., 1994. Macrophytes as biomonitors of trace metals. *Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries*: 85-103.
- PHILLIPS R.C., 1980a. Responses of transplanted and indigenous *Thalassia testudinum* Banks ex Königs and *Halodule wrightii* Aschers. to sediment loading and cold stress. *Contrib. Mar. Sci.* 23: 79-87.
- PHILLIPS R.C., 1980b. Transplanting methods. In: Phillips R.C., McRoy K.P. eds. *Handbook of seagrass biology: an ecosystem perspective*. Garland STMP press publ., New York, 4: 41-56.
- PIAZZI L., CINELLI F., 1995. Restoration of the littoral sea bottom by means of transplantation of cuttings and sprouts. In: Cinelli F., Fresi E., Lorenzi C., Mucedola A. eds. *Posidonia oceanica, a contribution to the preservation of a major Mediterranean marine ecosystem*. Revista marittima publ., Italy: 69-71.
- PIAZZI L., ACUNTO S., BALESTRI E., CINELLI F., 1996. Osservazioni preliminari sulla germinazione di semi e sviluppo *in situ* di piantine di *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Inform. bot. ital.* 28: 61-66.
- PIAZZI L., BALESTRI E., MAGRI M., CINELLI F., 1998. Experimental transplanting of *Posidonia oceanica* (L.) Delile into a disturbed habitat in the Mediterranean Sea. *Bot. mar.* 41: 593-601.
- PIAZZI L., ACUNTO S., CINELLI F., 1999. *In situ* survival and development of *Posidonia oceanica* (L.) Delile seedlings. *Aquat. Bot.* 63: 103-112.
- PIAZZI L., BALESTRI E., BALATA D., CINELLI F., 2000. Pilot transplanting experiment of *Posidonia oceanica* (L.) Delile to restore a damaged coastal area in the Mediterranean Sea. *Biol. mar. Medit.* 7(2): 409-411.
- PIAZZI L., CECCHERELLI G., MEINESZ A., VERLAQUE V., AKÇALI B., ARGYROU M., BALATA D., BALLESTEROS E., CINELLI F., D'ARCHINO R., JAVEL J., MIFSUD C., PALA D., PANAYOTIDIS P., PEIRANO A., PERGENT G., PETROCELLI A., RUITTON S., ZULJEVIC A., 2005. Invasion of *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: the balance of thirteen years of spread. *Cryptogamie, Agologie* 26: 189-202.
- PICARD J., 1965a. Importance, répartition et rôle du matériel organique issu des prairies de Posidonies. *Rapp. P.V. Réunion. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 18(2): 91-92.
- PICARD J., 1965b. Recherches qualitatives sur les biocoenoses marines des substrats meubles dragables de la Région marseillaise. Thèse Doct., Univ. Aix-Marseille II, Fr.: 1-160 + 1 carte.
- PIOVETTI L., SERVE L., COMBAUT G., GADEL F., 1984. Analyse des substances phénoliques des restes de *Posidonia oceanica* (L.) Delile provenant de sédiments holocènes et de dépôts actuels. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 137-144.
- PIRC H., 1983. Belowground biomass of *Posidonia oceanica* (L.) Delile and its importance to the growth dynamics. In: *International Symposium aquatic macrophytes*, Nijmegen: 177-181.
- PIRC H., WOLLENWEBER B., 1988. Seasonal changes in nitrogen, free amino acids, and C/N ratio in Mediterranean seagrasses. *Mar. Ecol., PSZNI.* 9(2): 167-179.
- PLATINI F., 2000. La protection des habitats aux herbiers en Méditerranée. Rapport PNUÉ, PAM, CAR/ASP publ.: 1-65.
- PNUÉ, 1999. Rapport de l'atelier sur le tourisme et le développement durable en Méditerranée. UNEP, MCSD - Blue Plan. *MAP Technical Reports* 126: 1-255 + Ann.
- PONT D., 1993. Les charges polluantes véhiculées par le Rhône et ses conséquences locales: de la nécessité d'un dispositif de suivi pérenne. *Rencontres de l'Agence Régionale pour l'Environnement Provence-Alpes Côte d'Azur*, Fr., 5: 9-12.
- POR F.D., 1978. *Lessepsian migrations. The influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez canal*. Springer Verlag publ., Berlin: x + 1-228.
- PORCHER M., 1984. Impact des mouillages forains sur les herbiers à *Posidonia oceanica*. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 145-148.
- PORCHER M., JEUDY DE GRISSAC A., 1985. Inventaire des mouillages forains autour de l'île de Porquerolles (Var, France). *Posidonia Newsletter* 1(1): 23-30.
- PORCHER M., 1987. Un exemple de technique de chantier visant à limiter les apports de sédiments fins sur les fonds marins sensibles. *Posidonia Newsletter* 1(2): 31-33.
- POTTIER J., 1929. Etude sur les possibilités d'utilisation des plantes marines tunisiennes pour la nourriture du bétail. *Ann. Inst. océanogr.* 6(3): 321-362 + 8 pl. h.t.
- POULAIN M., 1996. Le mouillage forain dans le Parc national de Port-Cros. Impact sur les herbiers à *Posidonia oceanica*. Mémoire DESS Ecosystèmes méditerranéens, Univ. Corse, Fr.: 1-62.
- PRAT N., 1993. Ecosystèmes perturbés du littoral méditerranéen espagnol et notes sur les conséquences éventuelles des transferts d'eau prévus pour leur écologie. *Rencontres de l'Agence Régionale pour l'Environnement Provence-Alpes Côte d'Azur*, Fr., 5: 56-61.
- PROCACCINI G., BUIA M.C., GAMBI M.C., PEREZ M., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., ROMERO J., 2003. Seagrass status and extent along the Mediterranean coasts of Italy, France and Spain. In: Green E.P., Short F.T., Spalding M.D. eds. *World Atlas of Seagrass: Present status and future conservation*. University of California Press publ.
- PRUVOT G., 1894. Essai sur la topographie et la constitution des fonds sous-marins de la Région de Banyuls-sur-Mer, de la plaine du Roussillon au golfe de Rosas. *Arch. Zool. exp. gén.* 3: 599-672.
- RAC/SPA, 1999. Action plan for the conservation of marine vegetation in the Mediterranean Sea. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan publ., Tunisia: 1-48.
- RAMOGE, 2002. La défense des plages contre l'érosion dans la zone RAMOGE. RAMOGE publ., Monaco: 1-43.
- RAMOS A.A., 1990. The marine reserve of Nueva Tabarca island (Alicante, Spain). Management aspects. In: *Atti del 1^{er} Convegno internazionale "Parchi marini del Mediterraneo, Aspetti naturalistici e gestionali"*, San Teodoro, 28-30 avril 1989, Italy: 107-117.
- RAMOS-ESPLÁ A.A., 1984. Cartografía de la pradera superficial de *Posidonia oceanica* en la Bahía de Alicante (SE, España). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 57-61.
- RAMOS-ESPLÁ A.A., MARTINEZ-PEREZ L., ARANDA A., GUILLEN J.E., SANCHEZ-JEREZ P., SANCHEZ-LIZASO J.L., 1993. Protección de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile mediante arrecifes artificiales disuasorios frente a la pesca de arrastre ilegal; el caso de El Campello (SE ibérico). *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr* 11: 431-439.
- RAMOS-ESPLÁ A.A., ARANDA A., GRAS D., GUILLEN J.E., 1994. Impactos sobre las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile en el SE español: necesidad de establecer herramientas de ordenamiento y gestión del litoral. In: *Pour qui la méditerranée au 21^{ème} Siècle - Villes des rivages et environnement littoral en Méditerranée*. Actes du colloque scientifique Okeanos, Maison de l'Environnement de

- Montpellier publ., Fr.: 64-69.
- RAMOS-ESPLÁ A.A., McNEILL S.E., 1994. The status of marine conservation in Spain. *Ocean and coastal Management* 24: 125-138.
- RAMOS-ESPLÁ A.A., SEVA A.M., SANCHEZ LIZASO J.L., BAYLE J.T., 1997. Megabentos asociado a dos praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 del sureste ibérico con diferente grado de conservación. *Publ. espec. Inst. esp. Oceanogr.* 23: 265-271.
- RAMOS-ESPLÁ A.A., GUILLEN J.E., BAYLE J.T., SANCHEZ-JÉREZ P., 2000. Artificial anti-trawling reefs off Alicante, South-Eastern Iberian Peninsula : evolution of reef block and set designs. In: Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. eds. *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic publ.: 195-218.
- RAMOS-MARTOS A., RAMOS-ESPLÁ A.A., 1989. Utilization of acoustic methods in the cartography of the *Posidonia oceanica* bed in the bay of Alicante (SE Spain). *Posidonia Newsletter* 2(1): 17-19.
- RANIELLO R., PROCACCINI G., 2002. Ancient DNA in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 227: 169-173.
- REGIONE LIGURIA, 2000. Piano Territoriale di Coordinamento della Costa.
- RELINI G., 1972. Degradazione dell'ambiente marino ad opera di scarichi di corpi solidi. Alcune conseguenze economiche, estetiche ed ecologiche. In: *Atti del II Simposio Nazionale sulla conservazione della natura*, Bari, 26-30 Aprile 1972: 133-143.
- RELINI G., PEIRANO A., TUNESI L., ORSI-RELINI L., 1986. The artificial reef in the Marconi Gulf (Eastern Ligurian Riviera). *FAO Fish. Rep.* 357: 95-103.
- RELINI G., 1992. Depauperamento e protezione della fauna marina italiana. *Boll. Mus. Ist. biol. Univ. Genova* 56-57: 9-52.
- RELINI G., RELINI M., TORCHIA G., 1995. La barriera artificiale di Loano. *Biol. Mar. Medit.* 2(1): 21-64.
- RELINI G., 2000. The Loano artificial reef. In *Artificial Reefs in European Seas*. In: Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. eds. *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic publ.: 129-149.
- REUSCH T.B.H., 2001. New markers – old questions : population genetics of seagrasses. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 211: 261-274.
- RIBERA G., COLOREU M., RODRIGUEZ-PRieto C., BALLESTEROS E., 1997. Phytobenthic assemblages of Addaia bay (Menorca, Western Mediterranean): composition and distribution. *Bot. mar.* 40(6): 523-532.
- RICO-RAIMONDINO V., 1995. Contribution à l'étude des stocks et flux d'éléments dans les herbiers à *Posidonia oceanica*. Thèse Doctorat Ecologie, Univ. Aix-Marseille II, Fr.: 1-248.
- RISMONDO A., CURIEL D., SOLAZZI A., MARZOCCHI M., CHIOZZOTTO E., SCATTOLIN M., 1995. Sperimentazione di trapianto di *Fanerogame marine* in Laguna di Venezia: 1992-1994. In: *SITE Atti*, Ital., 16: 699-701.
- RIVOIRE G., CERUTI C., 1989. Les dépôts de dragages. La législation sur la Posidonie et les sites de dumping ne sont pas respectés. L'exemple de la baie de La Ciotat. Rapport inédit: 1-9.
- ROBERT P., 1983. Dégradation de l'herbier de Posidonies dans la zone de mouillage organisé de la baie de Port-Cros. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros* 9: 195-197.
- ROBERT P., 1988. Etude du régime thermique des principales biocénoses marines benthiques du Parc national de Port-Cros (Var, France). Diplôme de Recherche universitaire, Univ. Aix-Marseille II, Fr.: 1-209.
- ROMÉO M., GNASSIA-BARELLI M., JUHEL T., MEINESZ A., 1995. Memorization of heavy metals by scales of the seagrass *Posidonia oceanica*, collected in the NW Mediterranean. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 120: 211-218.
- ROMERO J., 1986. Note sur une méthode d'évaluation de la densité des faisceaux dans les herbiers de Posidonies. *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 30(2): 1-266.
- ROMERO J., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., MATEO M.A., REGNIER C., 1992. The detritic compartment in a *Posidonia oceanica* meadow : litter features, decomposition rates and mineral stocks. *Mar. Ecol., PSZN* 13(1): 69-83.
- ROMERO J., PEREZ M., ALCOVERRO T., MATEO M.A., SANCHEZ-LIZASO J.L., 1998. Production ecology of *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in Nueva tabarca marine Reserve: growth, biomass and nutriment stocks along a bathymetric gradient. *Oecologia aquatica* 11: 111-121.
- ROMERO J., 1999. Els herbassars submarins de la Mediterrània. *Butlletí de la Secció de Ciències naturals del Museu de Mataró, L'Atzavara* 8: 5-8.
- ROMERO J., 2004a. Las praderas de *Fanerógamas marinas*. La producción primaria y su destino. Características de los restos de la planta. In: Luque A.A., Templado J. eds. *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía publ., Sevilla: 74-81.
- ROMERO J., 2004b. Posidonia: els prats del fons del mar. La mirada del biòleg a un ecosistema mediterrani. Escola del Mar, Centre d'Estudis Marins de Badalona publ., Spain:1-159.
- ROMERO J., ALCOVERRO T., MARTÍNEZ-CREGO B., PÉREZ M., 2005. The seagrass *Posidonia oceanica* as a quality element under the Water Framework Directive: POMI, a multivariate method to assess ecological status of Catalan coastal waters. Working document of the POMI group, Univ. Barcelona and Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CSIC), Spain: 1-14.
- ROMERO-MARTINENGO J., 1985. Estudio ecológico de las *Fanerógamas marinas* de la costa catalana: producción primaria de *Posidonia oceanica* (L.) Delile en las islas Medes. Tesis Doct., Univ. Barcelona, Spain: 1-261.
- ROS J., 1994. La santé de la Méditerranée. *Pour la Science* 202: 80-88.
- ROS J., 2003. The state of health of the Mediterranean Sea : study cases and considerations from the ecological point of view. In: Rodríguez-Prieto C., Pardini G. eds. *The Mediterranean Sea: an overview of its present state and plans for future protection*. Servei de Publicacions de la Universitat de Girona publ.: 13-39.
- ROY D., DIVETAIN N., BERNARD G., COQUILLARD Y., BONHOMME P., GRAVEZ V., 1999. Prospection de trois systèmes de mouillage en rade d'Hyères – Analyse et recommandations pour une éventuelle installation en baie de Port-Cros. Parc national de Port-Cros & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-32.
- RUITTON S., BOUDOURESQUE C.F., 1994. Impact de *Caulerpa taxifolia* sur une population de l'oursin *Paracentrotus lividus* à Roquebrune-Cap Martin (Alpes-Maritimes, France). In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Gravez V. eds. *First international workshop on *Caulerpa taxifolia**. GIS Posidonie publ., Fr.: 371-378.
- RUITTON S., CHIAVERINI D., 1997. Cartographie des fonds et de l'herbier de Posidonies entre les îles Sainte-Marguerite et Saint-Honorat pour le passage d'une canalisation d'eau potable (Alpes-Maritimes, France). Lyonnaise des Eaux & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-69 + 1 carte.
- RUITTON S., BOUDOURESQUE C.F., BONHOMME P., BERNARD G., CADIOU G., ESCOFFIER B., 2001a. Compétition entre l'algue introduite *Caulerpa taxifolia* et la *Fanerogame marine* *Posidonia oceanica* en Méditerranée Nord-occidentale: suivi pluriannuel de deux carrés permanents. Conseil Régional PACA & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-45.
- RUITTON S., CHARBONNEL E., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., BONHOMME P., BERNARD G., PATRONE J., KRUCZEK R., COTTALORDA J.M., BERTRANDY M.C., FORET P., BRICOUT P., RAGAZZI M., CADIOU G., THIBAUT T., 2001b. Le Réseau de Surveillance Posidonies de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Seconde partie: résultats du suivi 2000. Région PACA, Agence de l'Eau, DDE

- & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-129.
- RUIZ J.M., PEREZ M., ROMERO J., 2001. Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis. *Mar. Poll. Bull.* 42(9): 749-760.
- RUIZ J.M., ROMERO J., 2001. Effects of *in situ* experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 215: 107-120.
- RUIZ J.M., ROMERO J., 2003. Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Mar. Poll. Bull.* 46: 1523-1533.
- RUIZ-FERNANDEZ J.M., 2000. Respuesta de la Fanerógama marina *Posidonia oceanica* (L.) Delile a perturbaciones antrópicas. Mem. Doct. Biol., Univ. Murcia, Spain: 1-212.
- RUSSO G.F., VINCI D., 1991. The hand towed net method in *Posidonia oceanica* beds: 1. A preliminary study on the sample size for gatsropod taxocene in a shallow stand. *Posidonia Newsletter* 4(1): 27-31.
- SAIDANE A., DE WAELE N., VAN DE VELDE R., 1979. Contribution a l'étude du compostage de plantes marines en vue de la préparation d'un amendement organique et d'un substrat horticole. *Bull. Inst. Nation. Sci. Techn. Océanogr. Pêche Salammbô* 6(1-4): 133-150.
- SALAT J., PASCUAL J., 2002. The oceanographic and meteorological station at L'Estariit (NW Mediterranean). In: *Tracking long-term hydrological change in the Mediterranean Sea. CIESM Workshop Series*, 16: 29-32.
- SALEN-PICARD C., BELLAN G., BELLAN-SANTINI D., ARLHAC D., MARQUET R., 1997. Changements à long terme dans une communauté benthique d'un golfe Méditerranée (golfe de Fos). *Oceanologica Acta* 20(1): 299-310.
- SANDULLI R., 2004. Il ruolo degli indicatori biologici nella valutazione dello stato dell'ambiente marino. *Biol. mar. Medit.* 11 (2): 185-192.
- SANCHEZ-JEREZ P., 1994. Degradación de las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile por la pesca de arrastre en El Campello (SE ibérico): influencia sobre la estructura de la comunidad animal asociada. Tesis Licenciatura, Univ. Alicante, Spain: 1-123.
- SANCHEZ-LIZASO J.L., GUILLEN-NIETO J.E., RAMOS-ESPLA A.A., 1990. The regression of *Posidonia oceanica* meadows in El Campello (SE Spain). *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 32(1): 7.
- SÁNCHEZ-LIASO J.L., RAMOS-ESPLÁ A.A., 1994. Incidencia de los herbívoros sobre la Fanerógama marina *Posidonia oceanica* en la reserva marina de Tabarca, España. *Inv. mar. CICIMAR, Mex.*, 9(2): 103-108.
- SÁNCHEZ-LIASO J.L., 2004. Las praderas de Fanerógamas marinas. Estructura de las praderas. In: Luque A.A., Templado J. eds. *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía publ., Sevilla: 71-73.
- SAUVAGEAU C., 1890. Observations sur la structure des feuilles des plantes aquatiques (suite). *J. Bot. Paris* 4(10): 181-192.
- SAUVAGEAU C., 1920. *L'utilisation des algues marines*. Doin publ., Paris, Fr.: 1-400.
- SAUVAGEAU C., 1927. Sur les problèmes du *Giraudya*. *Bull. Stat. biol. Arcachon* 24: 1-74.
- SAPORTA G. de, MARION A.F., 1878. Révision de la flore heersienne de Gelingen. *Mém. Soc. roy. Sci. Lettres Belg.* 41: 1-108 + 14 pl. h.t.
- SAVY S., 1987. Les prédateurs de *Paracentrotus lividus* (Echinodermata). In: Boudouresque C.F. edit. *Colloque international sur Paracentrotus lividus et les oursins comestibles*. GIS Posidonie publ., Fr.: 413-423.
- SCHEMBRI P.J., 1995. The state of *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in the Maltese Islands (Central Mediterranean). *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 34: 1-123.
- SDAGE, 2003. Connaissance et gestion de l'érosion du littoral. Guide technique n°9. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, Fr.: 1-53.
- SEMROUD R., VERLAQUE M., CROUZET A., BOUDOURESQUE C.F., 1992. On a broad-leaved form of the seagrass *Posidonia oceanica* (Posidoniaceae) from Algiers. *Aquat. Bot.* 43: 181-198.
- SEMROUD R., BOUMAZA S., BOUKORTI R., 1998. Surveillance de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile au large de la grande plage d'El Djamilia (baie de Bou-Ismaïl, Algérie). Secrétariat d'Etat à l'Environnement & ISMAL, Algeria: 1-49 + 13 pl. h.t.
- SERI F., DE GARA L., CARETTO S., LEO L., SANTAMARIA P., 2004. Influence of an increased NaCl concentration on yield and quality of cherry tomato grown in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *J. Sci. Food Agric.* 84: 1885-1890.
- SHEPHERD S.A., MCCOMB A.J., BULTHUIS D.A., NEVERAUSKAS V., STEFFENSEN D.A., WEST R., 1989. Decline of seagrasses. In: Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. eds. *Biology of Seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian Region*. Elsevier, Amsterdam: 346-393.
- SHERIDAN P., MCMAHAN G., HAMMERSTROM K., PULICH W., 1998. Factors affecting restoration of *Halodule wrightii* to Galveston Bay, Texas. *Restor. Ecol.* 6.
- SHORT F.T., WOLF J., JONES G.E., 1989. Sustaining eelgrass to manage a healthy estuary. In: *Proc. Sixth Symp. Coastal and Ocean Management / ASCE*. July 11-14, 1989, Charleston, SC: 3689-3706.
- SIEGEL S., 1956. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill book company inc. publ., New York: xvii + 1-312.
- SILBERSTEIN K., CHIFFINGS A.W., MCCOMB A.J., 1986. The loss of seagrass in Cockburn Sound, Western Australia. III. The effect of epiphytes on productivity of *Posidonia australis* Hook f. *Aquat. Bot.* 24: 355-371.
- SMAT NEPTUNE ENVIRONNEMENT, 2000. Protection des fonds marins. Ancrages spécifiques Harmony. Smat Neptune Environnement, Fr.: 1-25.
- SOLIS-WEISS V., ALEFFI F., BETTOSO N., ROSSIN P., 2004. Gli indicatori biologici nel benthos del Golfo di Trieste. *Biol. mar. Medit.* 11(2): 351-354.
- SOLTAN D., VERLAQUE M., BOUDOURESQUE C.F., FRANCOUR P., 2001. Changes in macroalgal communities in the vicinity of a Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plant. *Mar. Poll. Bull.* 42(1): 59-70.
- SOMASCHINI A., GRAVINA M.F., ARDIZZONE G.D., 1994. Polychaete depth distribution in a *Posidonia oceanica* bed (rhizome and "matte" strata) and neighbouring soft and hard bottoms. *Mar. Ecol. PS.Z.N.I.* 15(2): 133-151.
- SORDINA J.B., 1951. Marine plants of Greece and their use in agriculture. *Prak. Hell. Hydrobiol. Inst.* 5: 73-124.
- SOUGY A., 1996. Les Posidonies face aux attaques de la mer. *Mer et Littoral* 15: 45-47.
- SPINA E., 2003. Le CTSN et l'environnement du CETACE. Centre Technique des Systèmes Navals, Direction des Centres d'Expertise et d'Essais, Fr.: 1-6.
- STANBURY K.B., STARR R.M., 1999. Applications of Geographical Information Systems (GIS) to habitat assessment and marine resource management. *Oceanol. Acta* 22(6): 6999-703.
- STANLEY D.J., 1993. Nile delta: recent geological evolution and human impact. In: *Pour qui la méditerranée au 21^{ème} Siècle - Le système littoral méditerranéen*. Actes du colloque scientifique Okeanos, Maison de l'Environnement de Montpellier publ., Fr.: 231-234.
- STONER A.W., 1980. The role of seagrass biomass in organization of benthic macrofaunal assemblages. *Bull. Mar. Sci.* 30(3): 531-551.
- STOPPELLI N., PEIRANO A., 1996. Continuous flowering of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Bay of Monterosso al Mare (SP) (Northwestern Mediterranean Sea). *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova* 60-61: 31-40.
- TÄCKHOLM V., DRAR M., 1954. Flora of Egypt. Vol. III. Angiospermae, part Monocotyledones: Liliaceae-Musaceae. *Bull. Fac. Sci., Egypte*, 30: i-xiv + 1-648.

- TAVIANI M., 2002. The Mediterranean benthos from late Miocene up to present : ten million years of dramatic climatic and geologic vicissitudes. *Biol. mar. Medit.* 9(1): 445-463.
- TAVOSO M.A., 1997. La convention de Barcelone pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et le développement durable. UNEP publ., Athens. *MAP technical reports Series*, 117: 1-102.
- TCHERNIA A., POMEY P., HESNARD A., COUVERT M., GIACOBBI M.F., GIRARD M., HAMON E., LAUBENHEIMER F., LECAILLE F., 1978. L'épave romaine de la Madrague de Giens (Var) (Campagnes 1972-1975). Fouilles de l'Institut d'archéologie méditerranéenne. *Gallia*, suppl.24: 1-122 + 42 pl. h.t.
- TEINTURIER B., 1993. Aménagement du littoral : uniformité ou diversité ? *Equinoxe* 45: 26-32.
- TEMPLADO J., 1984. Las praderas de *Posidonia oceanica* en el sureste español y sus biocénosis. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 159-172.
- TEMPLADO J., 2004. Las praderas de Fanerógamas marinas. Introducción. In: Luque A.A., Templado J. eds. *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía publ., Sevilla: 57-59.
- TEMPLADO-GONZALEZ J., 1982. Moluscos de las formaciones de Fanerogamas marinas en las cosatas de Cabo de Palos (Murcia). Tesis doctoral, Universidad Complutense Madrid, Spain: 1-351.
- TERRADOS J., DUARTE C.M., 2000. Experimental evidence of reduced particle resuspension within a sagrass (*Posidonia oceanica* L.) meadow. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 243: 45-53.
- THÉBAUDIN F., CADEAU L., 1987. Une prairie sous-marine, la Posidonie. *Bibliothèque de Travail*, Fr., 989: 1-28.
- THÉLIN I., BEDHOMME A.L., 1983. Biomasse des épiphytes des feuilles de *Posidonia oceanica* dans un herbier superficiel. *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 28(3): 125-126.
- THÉLIN I., BOUDOURESQUE C.F., 1983. Longévité des feuilles de *Posidonia oceanica* dans un herbier de la baie de Port-Cros (Var, France). *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 28(3): 115-116.
- THÉLIN I., BOUDOURESQUE C.F., 1985.
- THOMAS C., 1997. Les "macrodéchets" du littoral. *Bull. Inform. Cedre* 9 (1): 12-14.
- THORHAUG A., 1974. Transplantation of the seagrass *Thalassia testudinum* König. *Aquaculture* 4: 177-183.
- THORHAUG A., AUSTIN C.B., 1976. Restoration of seagrass with economic analysis. *Environm. Conserv.* 3: 259-367.
- THORHAUG A., 1979. The flowering and fruiting of restored *Thalassia* beds: a preliminary note. *Aquat. Bot.* 6: 189-192.
- TIMOSHENKO A., 1996. From Stockholm to post-Rio : evolving towards sustainable development. *Naturopa* 80: 6-7.
- TOCCI C., 1996. Champs récifaux formant obstacle aux arts trainants. *J. Rech. océanogr.* 21(1-2): 42-44.
- TOMAS-NASH F., 2004. Herbivory in seagrass ecosystems. Population dynamics and trophic interactions in a *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadow. Doctoral thesis, Univ.t Barcelona, Spain: 1-175.
- TORCHIA G., PALANDRINI G., CIMA C., RELINI M., RELINI G., 2000. La cartografia nello studio dell'invasione dell'alga *Caulerpa taxifolia*. *Biol. mar. Medit.* 7(1): 517-527.
- TOURRE Y., 2002. The North Atlantic Oscillation and the Arctic Oscillation. *Medias Newsletter* 13: 8-10.
- TRAER K., 1979. The consumption of *Posidonia oceanica* Delile by Echinoids at the isle of Ischia. In: *Proc. Eur. Colloquium on Echinoderms*, Brussels, 3-8 Sept. 1979: 241-244.
- TUNESI L., DIVIACCO G., MO G., 2001. Observations by submersible on the biocoenosis of the deep-sea corals off Portofino Promontory (Northwestern Mediterranean Sea). In: Martin Willison J.H. et al. eds. *Proc. of First international. Symposium on Deep-sea Corals*. Ecology Action Centre and Nova Scotia Museum, Halifax, Nova Scotia: 76-87.
- TUNESI L., PICCIONE M.E., AGNESI S., 2002. Progetto pilota di cartografia bionomica dell'ambiente marino costiero della Liguria. Proposta di un Systema Informativo Geografico per la gestione di cartografie bionomiche e sedimentologiche. *Quaderno ICRAM* 2: 1-112.
- UNEP, 1996. Etat du milieu marin et littoral de la Région méditerranéenne. UNEP, MAP *Technical reports* 101: 1-148.
- UOTILA J., 1991. Metal contents and spread of fish farming sludge in Southwestern Finland. In: Mäkinen T. edit. *Main aquaculture and environment*: 121-126.
- VADON C., 1981. Les Brachyours des herbiers de Posidonies dans la Région de Villefranche-sur-Mer: biologie, écologie et variations quantitatives des populations. Thèse Doctorat, Univ. Pierre Marie Curie, Fr.: 1-227 + i-xii + 4 pl. h.t.
- VADON C., 1984. Ecologie et polychromatisme de *Sirpus zariquieyi* Gordon, 1953 (Crustacea, Brachyura, Pirimelidae) du littoral méditerranéen. *Ann. Inst. océanogr.*, N.S., 60(1): 95-99.
- VAN KEULEN M., BOROWITZKA M.A., 2002. Comparison of water velocity profiles through morphologically dissimilar seagrasses measured with a simple and inexpensive current meter. *Bull. mar. Sci.* 71 (3): 1257-1267.
- VAUGELAS J. de, TRASTOUR L., 2002. Cartographie des biocénoses marines de la Réserve du Larvotto, Monaco. Laboratoire Environnement Marin Littoral, Université de Nice-Sophia Antipolis, Fr.: 1-14.
- VELIMIROV B., WALENTA-SIMON M., 1992. Seasonal changes in specific growth rates, production and biomass of a bacterial community in the water column above a Mediterranean seagrass system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 80(2-3): 237-248.
- VERLAQUE M., 1981. Preliminary data on some *Posidonia* feeders. *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 27(2): 201-202.
- VERLAQUE M., NÉDÉLEC H., 1983. Biologie de *Paracentrotus lividus* (Lamarck) sur substrat rocheux en Corse (Méditerranée, France): alimentation des adultes. *Vie Milieu* 33(3-4): 191-201.
- VERLAQUE M., 1987. Relations entre *Paracentrotus lividus* (Lamarck) et le phytobenthos de Méditerranée occidentale. In: Boudouresque C.F. edit. *Colloque international sur Paracentrotus lividus et les oursins comestibles*. GIS Posidonie publ., Fr.: 5-36.
- VERLAQUE M., 1990. Relations entre *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) (Téléostéen, Sparidae), les autres poissons brouteurs et le phytobenthos algal méditerranéen. *Oceanol. Acta* 13(3): 373-388.
- VERLAQUE M., BERNARD G., 1997. Inventaire de la flore marine de la Principauté de Monaco. Rapport intermédiaire. Service Environnement, Ministère d'Etat de la Principauté de Monaco & GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Fr.: 1-37.
- VERLAQUE M., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., GRAVEZ V., 2000. The *Caulerpa racemosa* complex (Caulerpales, Ulvophyceae) in the Mediterranean Sea. *Botanica marina* 43: 49-68.
- VERLAQUE M., DURAND C., HUISMAN J.M., BOUDOURESQUE C.F., LE PARCOY., 2003. On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta). *Eur. J. Phycol.* 38: 325-339.
- VERLAQUE M., AFONSO-CARRILLO J., GIL-RODRIGUEZ M.C., DURAND C., BOUDOURESQUE C.F., LE PARCOY., 2004. Blitzkrieg in a marine invasion : *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Bryopsidales, Chlorophyta) reaches the Canary Islands (NE Atlantic). *Biol. Inv.* 6: 269-281.
- VELIMIROV B., 1984. Grazing of *Sarpa salpa* L. on *Posidonia oceanica* and utilization of soluble compounds. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 381-387.
- VERNEAU N., THOMASSIN B., VIALE D., 1995. Modifications de l'herbier de Posidonies et des populations de poissons dans l'ombre

- portée sur le fond par des radeaux aquacoles installés dans le golfe d'Ajaccio (Corse-du-Sud, Méditerranée Nord-occidentale). *J. Rech. Océanogr.* 20(1-2): 33-41.
- VIDEAU C., MERCERON M., 1992. Impact de la pisciculture marine intensive sur l'environnement. Revue bibliographique. Direction de l'Environnement et de l'aménagement littoral, Ifremer publ., Fr.: 1-106.
- VIGLIOLA L., 1998. Contrôle et régulation du recrutement des Sparidae (poissons, Téléostéens) en Méditerranée: importance des processus pré- et post-installation benthique. Thèse Doctorat Océanologie, Univ. Aix-Marseille II, Fr.: i-vii + 1-268.
- VIGLIOLA L., HARMELIN-VIVIEN M.L., BIAGI F., GALZIN R., GARCIA-RUBIES A., HARMELIN J.G., JOUVENEL J.Y., LE DREACH-BOURSIER L., MACPHERSON E., TUNESI L., 1998. Spatial and temporal patterns of settlement among sparid fishes of the genus *Diplodus* in the Northwestern Mediterranean. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 168: 45-56.
- VILLELE X. de, VERLAQUE M., 1995. Changes and degradation in a *Posidonia oceanica* bed invaded by the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia* in the Northwestern Mediterranean. *Botanica marina* 38: 79-87.
- VIRNO-LAMBERTI C., 2000. Aree di sversamento e monitoraggio : un caso di studio nel Tirreno. In: Dragaggi portuali: qualità e gestione dei materiali. Atti Giornata 18 febbraio 1998, ICRAM publ.: 91-98.
- WALKER D.I., PERGENT G., FAZI S., 2001. Seagrass decomposition. In: Short F.T., Coles R.G. eds. *Global seagrass research methods*. Elsevier Scientific Publishers B.V., Amsterdam: 313-324.
- WARD T.J., 1987. Temporal variation of metals in the seagrass *Posidonia australis* and its potential as a sentinel accumulator near a lead smelter. *Mar. Biol.* 95: 315-321.
- WARD T.J., 1989. The accumulation and effects of metals in seagrass habitats. In: Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. eds. *Biology of seagrasses, Aquatic Plant Studies 2*. Elsevier publ.: 797-820.
- WARD D.H., MARKON C.J., DOUGLAS D.C., 1997. Distribution and stability of eelgrass beds at Izembek Lagoon, Alaska. *Aquat. Bot.* 58: 229-240.
- WAYCOTT M., LES D.H., 2000. Current perspectives on marine Angiosperm evolution. *Biol. mar. Medit.* 7(2): 160-163.
- WEDDEL, 1877. Note sur les aegagropiles de mer. *Actes Congr. internation. Bot.*, Amsterdam: 58-62.
- WELLMAN C.H., OSTERLOFF P.L., MOHUDDIN U., 2003. Fragments of the earliest land plants. *Nature* 425: 282-285
- WEST R.J., LARKUM A.W.D., KING R.J., 1989. Regional studies - seagrasses of Southeastern Australia. In: Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. eds. *Biology of Seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian Region*. Elsevier publ., Amsterdam: 230-260.
- WILLSIE A., 1987. Structure et fonctionnement de la macrofaune associée à la "matte morte" et d'herbier vivant de *Posidonia oceanica* (L.) Delile: influence des facteurs abiotiques et biotiques. Thèse Océanologie, Univ. Aix-Marseille II, Fr.: 1-387.
- WITTMANN K., SCIPIONE M.B., FRESI E., 1981. Some laboratory experiments on the activity of the macrofauna in the fragmentation of detrital leaves of *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 27(2): 205-206.
- WITTMANN K.J., OTT J.A., 1982. Effects of cropping on growth in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Mar. Ecol. PSZN* 3(2): 151-159.
- WOLFF, T., 1976. Utilization of seagrass in the deep sea. *Aquat. Bot.* 2: 161-174.
- WU R.S.S., 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. *Mar. Poll. Bull.* 31(4-12): 159-166.
- ZALOKAR M., 1942. Les associations "sous-marines" de la côte adriatique au-dessous de Velebit. *Bull. Soc. bot. Genève* 33: 171-195.
- ZUPI V., FRESI E., 1984. A study of the food web of the *Posidonia oceanica* ecosystem : analysis of the gut contents of Echinoderms. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. eds. *International Workshop on Posidonia oceanica beds*, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 373-379.

