RECHERCHE SUR LA POLLUTION MERCURIELLE DU MILIEU MARITIME DANS LA REGION DE MARSEILLE (MÉDITERRANÉE, FRANCE): PARTIE 1. DEGRE DE CONTAMINATION PAR LE MERCURE DE LA PHANEROGAME MARINE *POSIDONIA OCEANICA* DELILE A PROXIMITE DU COMPLEXE PORTUAIRE ET DANS LA ZONE DE REJET DU GRAND COLLECTEUR D'EGOUTS DE LA VILLE DE MARSEILLE

H. AUGIER

Laboratoire de Biologie Végétale Marine, UER des Sciences de la Mer et de l'Environnement de Marseille-Luminy, 13009 *France*

G. GILLES & G. RAMONDA

Laboratoire Vétérinaire de Marseille, 13006 *France*

RESUME

L'utilisation de la spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme a permis de déterminer le taux de mercure dans les racines, les rhizomes et les feuilles de la phanérogame marine Posidonia oceanica. *Les résultats obtenus révèlent une importante contamination mercurielle de cette plante dans la baie et les calanques de Marseille avec un maximum particulièrement inquiétant à proximité du rejet du grand collecteur d'égouts de Cortiou.*

ABSTRACT

The utilisation of flameless atomic absorption spectrophotometry enabled the concentration of mercury in the roots, rhizomes and leaves of the marine phanerogam Posidonia oceanica *to be determined. The results reveal serious mercury contamination of this plant in the bay and small bays of Marseilles with a particularly alarming level near the outflow of the Cortiou sewer.*

Environ. Pollut. (17) (1978)—© Applied Science Publishers Ltd, England, 1978
Printed in Great Britain

INTRODUCTION

En 1883, Marion publiait les résultats de ses recherches sur les peuplements marins de la région de Marseille en mettant en évidence leur richesse naturelle tout en signalant déjà que l'impureté des eaux des ports provoquait, dans leur voisinage, un appauvrissement notable de la faune. C'était le premier cri d'alarme lancé contre les méfaits de la pollution sur le littoral phocéen. Depuis, cette pollution n'a pas cessé de s'aggraver et son étude comprenant les conséquences sur le milieu et les organismes marins a donné lieu depuis à un nombre important de travaux.

Les nuisances se concentrent principalement dans deux zones distinctes: à l'est de l'agglomération, dans la région de Cortiou, au débouché en mer du grand émissaire d'égouts de la ville et à l'ouest, au niveau et au voisinage du grand complexe portuaire. A l'est, les eaux usées du réseau d'assainissement de l'agglomération marseillaise qui comprend 650 km de galeries sont 'enrichies' par les effluents de la vallée de l'Huveaune qui draine un nombre important de rejets domestiques et industriels. L'ensemble converge vers le grand émissaire qui débite, chaque jour, environ 500,000 m^3 d'eaux usées dans la calanque de Cortiou. Aux nuisances immanquablement liées aux activités portuaires intenses du secteur ouest s'ajoutent les effluents de nombreux émissaires chargés des rejets importants de matières toxiques industrielles.

La région de Marseille est devenue ainsi l'une des zones les plus polluées de la Méditerranée avec les régions Fos—delta du Rhône, Gênes, et Trieste.

A cause de la masse considérable d'eaux usées qui est déversée sur l'ensemble du littoral marseillais et à cause aussi de l'origine multiple des polluants rejetés (domestiques, portuaires et industriels), la pollution qui en résulte se présente sous une multitude de facettes.

L'eau de mer perd d'abord ses qualités naturelles; elle est perturbée dans son pH et souvent sous saturée en oxygène (Minas, 1960), ce qui conduit, dans certains secteurs, à une inexorable eutrophisation dont on connaît les conséquences néfastes sur la flore et sur la faune. A une distance de 50 à 100 m du débouché de l'égout de Cortiou, on note jusqu'à 10 ppm de détergents et 0·5 ppm à 2 milles (Arnoux & Bellan-Santini, 1972). Le long de la côte on dénombre couramment 20,000 coliformes par litre et 1,000,000 à proximité des ports et de l'émissaire de Cortiou (Bianchi & Marquet, 1965). Les eaux de l'Huveaune (petite rivière transformée en égout à ciel ouvert) contiennent, à leur arrivée à la mer, jusqu'à 20 μg/litre de DDT, 17 μg/litre de lindane et 16 μg/litre d'aldrine (Torres, 1969). Dans les eaux du Vieux Port on a relevé jusqu'à 16·12 ppm d'hydrocarbures (Ramirez, 1963) et 8·5 μg de benzo-3-4-pyrène par 100 g de sédiments dans la baie de Marseille (Mallet, 1965).

Les conséquences catastrophiques de cette pollution ont déjà été signalées par de nombreux auteurs, en particulier au niveau des peuplements benthiques (Gilet, 1960; Harmelin & True, 1964; Picard, 1965; Bellan-Santini, 1966, 1969; Bellan, 1967*a*,*b*; Augier & Boudouresque, 1971; Augier, 1976; Belsher, 1974, 1975).

En ce qui concerne la pollution mercurielle, les taux de mercure rencontrés dans les sédiments (Fig. 1) par Arnoux *et al.* (1974), qui passent de 16·5 à 0·78 ppm dans un rayon de 4 km, sont supérieurs à ceux trouvés dans bien d'autres régions méditerranéennes comme le delta du Rhône (Arnoux *et al.*, 1975), le golfe de Fos (SPPPI, 1972) et la côte Toscane (Renzoni, 1976). L'impact de la pollution mercurielle sur la faune et sur la flore n'a pour l'instant pas encore été étudié. Il nous a donc paru particulièrement intéressant, dans le cadre d'un programme général d'études de la pollution par le mercure du littoral méditerranéen (Augier *et al.*, 1976*a*,*b*, 1977*a*,*b*,*c*, 1978*a*,*b*) d'engager une série de travaux sur le degré de contamination mercurielle des organismes marins de la région de Marseille.

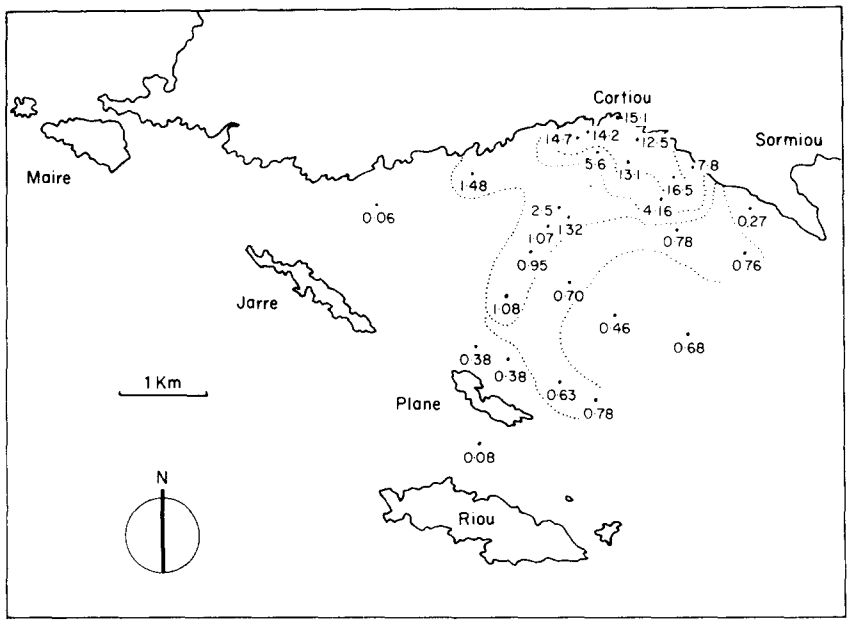


Fig. 1. Taux de mercure total dans les sédiments de la region de Cortiou (exprimé en ppm = 10 $^{-6}$), d'apres Arnoux & Bellan-Santini (1972).

La première étude est consacrée à la phanérogame marine *Posidonia oceanica* qui forme de vastes prairies sous-marines dans de nombreux secteurs de l'étage infralittoral. De nombreux travaux (cf. Molinier & Picard, 1951, 1952; Picard, 1953; Peres & Picard, 1958, 1964, 1975; Harmelin & True, 1964; Augier & Boudouresque, 1969*a*,*b*, 1970*a*,*b*, 1971, 1975; Maggi, 1973; Astier, 1972) ont montré l'importance fondamentale de l'herbier de posidonies dans la richesse et l'économie des fonds marins méditerranéens en même temps que l'exceptionnelle fragilité de cette formation climacique qui constitue actuellement le peuplement benthique méditerranéen le plus menacé par les nuisances littorales, en particulier dans la région de Marseille.

Des études semblables conduites dans d'autres secteurs du littoral présentant des degrés différents de pollution comme en rade d'Hyères (Augier *et al.*, 1977*c*) ou dans le golfe de Fos (Augier *et al.*, 1976*b*) vont permettre, avec le présent travail, de faire le point sur le comportement des posidonies en fonction du degré de pollution mercurielle.

METHODE

Collecte et préparation des échantillons

Le prélèvement des posidonies s'effectue en plongée en scaphandre autonome ou par dragage lorsque la pollution est trop intense. On a soin, dans chaque cas, de sélectionner les pieds de posidonies entiers et intacts, ayant tous à peu près la même taille et le même aspect.

La localisation des stations de prélèvement figure sur la carte générale de la région de Marseille (Fig. 2), tandis que les caractéristiques de chaque station (nom, profondeur, etc.) on été portées dans les tableaux des résultats (Tableaux 1 et 2).

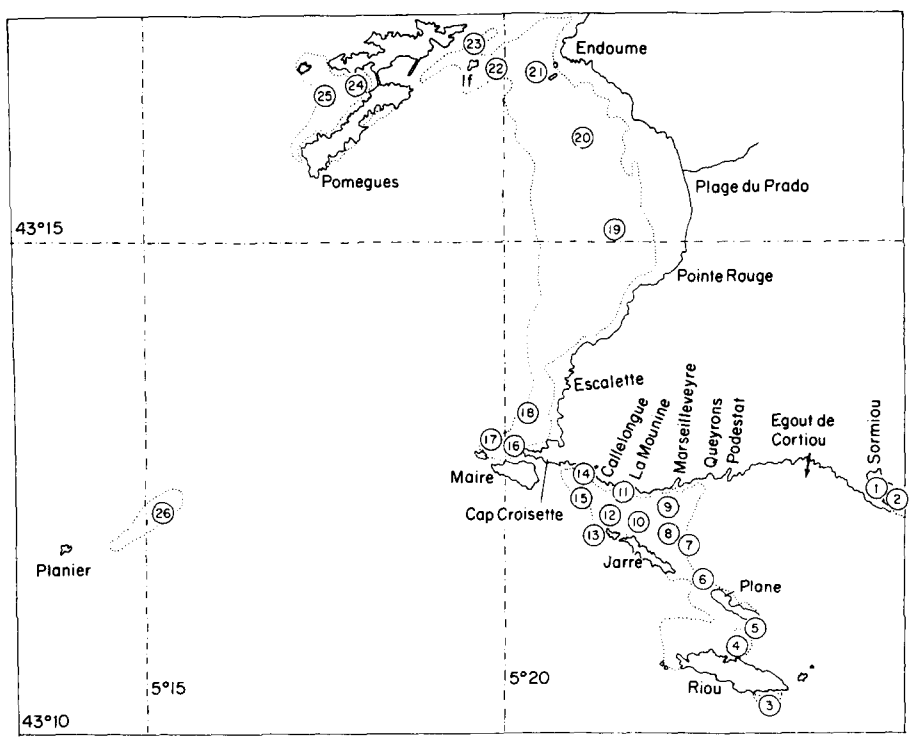


Fig. 2. Enplacement des stations étudiées (en pointillés: délimitation de l'herbier de *Posidonia oceanica* dégradé ou non).

TABLEAU I

TAUX DE MERCURE TOTAL DANS LES LYOPHILISATS DE FEUILLES (F), DE RHIZOMES (R) ET DE RACINES (r) DE POSIDONIES RÉCOLTÉES ENTRE LA CALANQUE DE SORMIOU ET LA CAP CROISETTE, À PLUSIEURS PROFONDEURS ET À DES DISTANCES DIFFÉRENTES DU GRAND ÉMISSAIRE DE CORTIOU (LES CONCENTRATIONS EN MERCURE SONT EXPRIMÉES EN PPM DE POUDRE LYOPHILISÉE)

Numéro de la station (date de la récolte)	*Localisation géographique*	*Profondeur (m)*	*Longueur moyenne des feuilles (cm)*	*Numéro de code des échantillons*	*Concentration en mercure (ppm)*
1	Au centre de la calanque de			F 1	0·07
(14/6/1976)	Sormiou	−10	16	R 1	0·12
				r 1	0·28
2	A la sortie de la calanque de			F 2	0·07
(14/6/1976)	Sormiou	−20	26	R 2	0·20
				r 2	0·20
3	Entre l'île de Riou et les îlots			F 3	0·30
(23/2/1976)	des Empereurs	−20	12	R 3	0·43
				r 3	0·36
4	Entre l'île de Riou et			F 4	0·23
(23/2/1976)	l'île Plane	−20	11	R 4	0·45
				r 4	0·32
5	Entre l'île de Riou et			F 5	2·55
(23/2/1976)	l'île Plane	−10	9	R 5	0·20
				r 5	0·38
6	A 100 m de la pointe ouest			F 6	0·12
(14/6/1976)	de l'île Plane et dans son alignement	−30	28	R 6	0·26
				r 6	0·41
7	Au large de la calanque des			F 7	51·50
(16/2/1976)	Queyrons	−20	10	R 7	2·50
				r 7	0·63
8	A mi-chemin entre la pointe de l'île Jarre et les éboulis			F 8	0·29
(28/5/1976)	situés entre les calanques de Marseilleveyre et des Queyrons	−20	19	R 8	1·01
				r 8	0·51
9	Au large de la calanque			F 9	0·24
(16/2/1976)	de Marseilleveyre	−10	9	R 9	0·93
				r 9	0·84
10	A proximité de l'île de Jarre,			F 10	0·09
(28/5/1976)	dans l'alignement des calanques de la Cabre et de Marseilleveyre	−5	23	R 10	0·47
				r 10	0·41
11	Au large de la calanque de la			F 11	0·15
(28/5/1976)	Mounine, dans l'alignement de la calanque de la Mounine et de l'île Jarron	−5	19	R 11	1·06
				r 11	1·05
12	Au large de la calanque de la			F 12	0·31
(16/2/1976)	Mounine, dans l'alignement de la calanque de la Mounine et de l'île Jarron	−10	9	R 12	0·89
				r 12	1·07
13	Au large de la calanque de la			F 13	0·46
(16/2/1976)	Mounine, dans l'alignement de la calanque de la Mounine et de l'île Jarron	−20	9	R 13	1·20
				r 13	0·56
14	Au large de la calanque de			F 14	0·80
(16/2/1976)	Callelongue	−20	9	R 14	2·23
				r 14	1·05
15	Au large de la calanque de			F 15	0·27
(28/5/1976)	Callelongue	−30	22	R 15	1·64
				r 15	0·68

TABLEAU 2

TAUX DE MERCURE TOTAL DANS LES LYOPHILISATS DE FEUILLES (F), DE RHIZOMES (R) ET DE RACINES (r) DE POSIDONIES RÉCOLTÉES À DIFFÉRENTES PROFONDEURS DANS LA BAIE DE MARSEILLE ET AU VOISINAGE DE L'ÎLE DU PLANIER (LES CONCENTRATIONS EN MERCURE SONT EXPRIMÉES EN PPM DE POUDRE LYOPHILISÉE)

Numéro de la station (date de la récolte)	*Localisation géographique*	*Profondeur (m)*	*Longueur moyenne des feuilles (cm)*	*Numéro de code des échantillons*	*Concentration en mercure (ppm)*
16	Cap Croisette			F 16	0·24
(23/2/1976)		−10	10	R 16	0·75
				r 16	0·49
17	Entre le Cap Croisette et l'île			F 17	0·15
(28/5/1976)	Tiboulen de Maire	−20	28	R 17	0·75
				r 17	0·43
18				F 18	0·14
(28/5/1976)	Au large de l'anse des Goudes	−20	27	R 18	0·38
				r 18	0·57
19				F 19	0·35
(23/2/1976)	Au large de la Pointe Rouge	−20	10	R 19	0·77
				r 19	0·46
20				F 20	0·24
(23/2/1976)	Au large du Roucas Blanc	−20	10	R 20	0·73
				r 20	0·70
21				F 21	0·28
(23/2/1976)	Entre l'île d'If et l'île Gaby	−10	9	R 21	0·66
				r 21	0·50
22				F 22	0·17
(23/2/1976)	Entre l'île d'If et l'île Gaby	−20	11	R 22	0·53
				r 22	0·45
23	Entre l'île d'If et l'île	−20	30	F 23	0·15
(14/6/1976)	Ratonneau			R 23	0·40
24	Au centre de la baie du			F 24	0·12
(14/6/1976)	Grand Soufre, Iles Pomègues et Ratonneau	−20	18	R 24	0·17
				r 24	0·41
25	Au large de la baie du			F 25	0·11
(14/6/1976)	Grand Soufre, Iles Pomègues et Ratonneau	−40	18	R 25	0·15
				r 25	0·20
26	Haut fond des Veyrons, à			F 26	0·11
(23/2/1976)	proximité de l'île du Planier	−25	10	R 26	0·15
				r 26	0·19

Le transport des posidonies s'effectue dans des récipients en polyéthylène remplis d'eau de mer prélevée sur place. Au laboratoire, les échantillons sont triés, mesurés et débarrassés des épiphytes s'il y a lieu. Les feuilles, les rhizomes et les racines sont isolés à l'aide de ciseaux et réunis en trois lots différents qui sont immédiatement lyophilisés puis micropulvérisés selon une technique précédemment décrite (Augier, 1970).

Dosage du mercure

Principe utilisé: Le dosage du mercure est réalisé sur les poudres lyophilisées par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme sur un appareil IL 253, de 'Instrumentation Laboratory Incorporation' de Lexington et selon la méthode de

Uthe *et al.* (1970), perfectionnée par Cumont (1971) et Cumont *et al.* (1974).

Minéralisation: La minéralisation de l'échantillon s'effectue en milieu sulfonitrique, en présence d'oxyde de vanadium. La réaction est fortement exothermique, aussi les vapeurs de mercure qui pourraient être perdues sont condensées au contact d'un tube plongeant dans la fiole d'attaque. Ce tube est alimenté par de l'éthanol refroidi à $-75\,°C$ par de la neige carbonique.

Dans le ballon de minéralisation (Fig. 3) contenant l'échantillon de poudre lyophilisée (0·5 à 50 g selon l'expérience) on ajoute l'oxyde de vanadium, puis l'acide nitrique. L'ensemble est placé sur un agitateur magnétique chauffant. Au bout de deux minutes de chauffage, on commence à ajouter goutte à goutte, l'acide

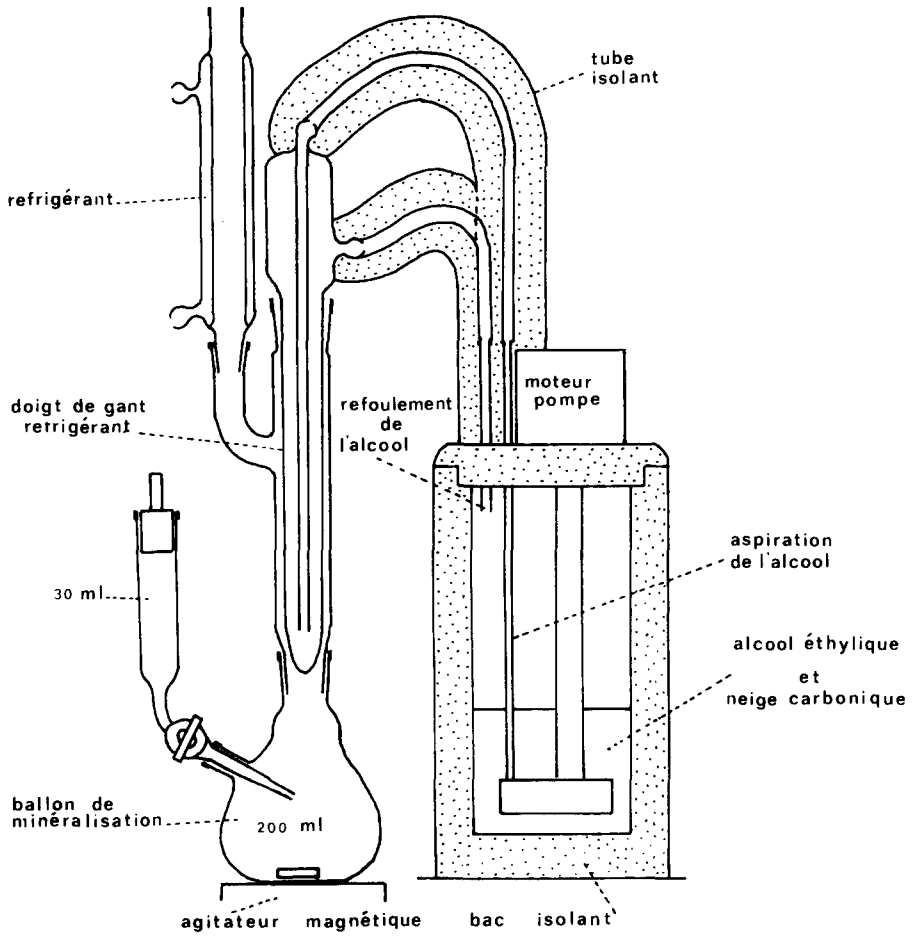


Fig. 3. Appareil de minéralisation (d'apres Cumont, 1971).

sulfurique par une ampoule latérale. Le réfrigérant est alors alimenté en éthanol refroidi. Dès que la réaction devient exothermique, le chauffage est arrêté. On assure une digestion douce en s'assurant que les vapeurs brunes et le vert bleu ne montent pas au-delà des 2/3 inférieurs du tube réfrigérant. On ajoute ensuite goutte à goutte de l'acide nitrique. Après cette addition on fait refluer en chauffant doucement pendant quelques minutes, puis on laisse refroidir en arrêtant l'agitation. L'ensemble de l'appareillage est soigneusement rincé. La solution est recueillie dans le ballon d'attaque, puis filtrée sur de la laine de verre au-dessus d'une fiole de 100 ml préalablement lavée à l'acide nitrique, pour éliminer les lipides qui n'ont pas été attaqués. La fiole jaugée est ajustée à 100 ml avec le dernier rinçage du ballon d'attaque.

Réduction et mesure: Cinq millilitres de la solution minéralisée sont versés dans l'erlenmeyer de l'appareil de réduction de Uthe modifié (Fig. 4) et 2 ml de la solution réductrice dans l'ampoule latérale. Par le jeu des robinets 3 et 4, ces solutions sont

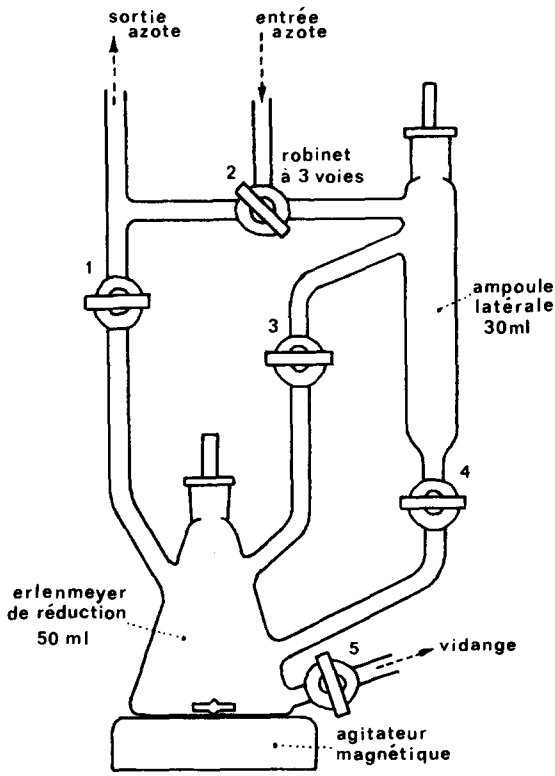


Fig. 4. Appareil de Uthe, réduit à 50 ml (d'apres Cumont, 1971).

mises en contact tandis qu'on déclanche, au même moment, l'agitation magnétique et le chronomètre. Deux minutes exactement après, on fait balayer l'ensemble de l'appareil par l'azote avec un débit de 1500 ml/min en ouvrant les robinets 1·4, puis 2. La vapeur du mercure réduit, qui se trouve dans l'atmosphère de l'erlenmeyer est chassée dans la cellule de mesure. La densité optique croît, passe par un maximum, puis revient à zéro. Les robinets sont inversés, l'appareil est vidé, rincé abondamment à l'eau déminéralisée.

La densité optique lue sur le compteur digital de l'appareil ou sur l'enregistreur, est comparée à une gamme d'étalonnage établie dans la journée et la concentration en mercure de l'échantillon analysé déterminée par simple calcul.

Valeur, sûreté et fidélité des mesures: De nombreux paramètres opératoires peuvent influencer les dosages:

le volume de la fiole de réduction
le volume de la solution minéralisée prélevée
la durée de l'agitation qui améliore le dégagement des vapeurs de mercure (2 min constituent un optimum)
le débit du gaz vecteur (la mesure augmente avec un débit croissant jusqu'à 1·5 à 2 litres par minute, puis décroit.

Pour connaître les possibilités de la méthode, Cumont *et al.* (1974) ont procédé:
à des essais de reproductibilité sur des solutions standards et par des dosages effectués sur des prélèvements, le jour même, et à plusieurs jours d'intervalle
à des essais de récupération à la suite d'ajouts de chlorure mercurique et de chlorure de methylmercure: avant la minéralisation pour éprouver l'efficacité de la technique et déterminer la récupération, après la minéralisation pour connaître la pente de la courbe de réponse au dosage par réduction et sa gamme de linéarité
à des essais de minéralisation de quantités variables de 1 à 10 g de produits.

Les résultats obtenus sont excellents dans l'ensemble et ont démontré la bonne fiabilité de la méthode utilisée.

RESULTATS ET DISCUSSION

Les résultats obtenus ont été rassemblés sous forme de tableaux (Tableaux 1 et 2) et portés, chaque fois, sur une carte de la région pour les racines (Fig. 5), les rhizomes (Fig. 6) et les feuilles (Fig. 7).

Les dosages réalisés sur des échantillons prélevés dans un secteur exempt de pollution du Parc National sous-marin de Port-Cros, nous ont permis de déterminer, dans un précédent travail, la teneur 'naturelle' en mercure des posidonies (Augier *et al.*, 1977*c*). Les concentrations enregistrées s'échelonnent de

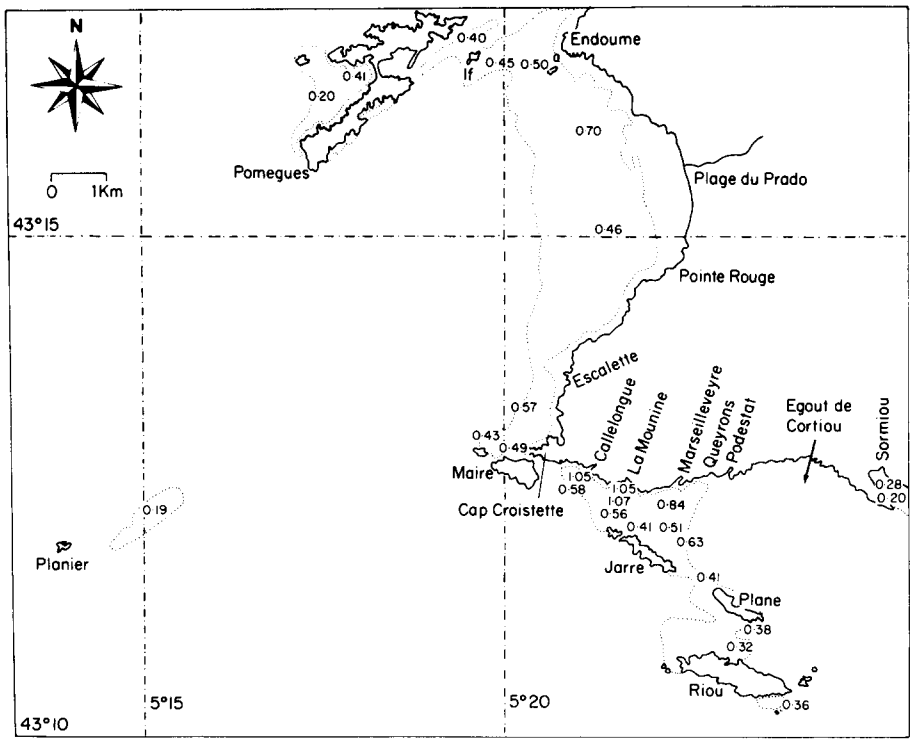


Fig. 5. Taux de mercure total dans les racines de posidonies (exprimé en ppm = 10^{-6}).

0·05 à 0·09 ppm dans les feuilles, de 0·09 à 0·12 ppm dans les rhizomes et de 0·12 à 0·14 ppm dans les racines (Tableau 3). Ces résultats montrent que si la concentration 'naturelle' en mercure des posidonies est relativement faible, elle n'est cependant pas négligeable. Les résultats montrent également qu'en milieu non pollué les parties enfouies dans les sédiments (les rhizomes et, à un degré légèrement plus élevé, les racines) présentent une concentration en mercure plus élevée que celle des feuilles. Il n'en est cependant pas toujours ainsi en milieu pollué où les feuilles peuvent présenter des taux beaucoup plus élevés que les rhizomes et les racines (Tableaux 1 et 3). En milieu non pollué, l'influence de la profondeur n'est pas tellement significative surtout pour les racines et les rhizomes; chez les feuilles on a enregistré des écarts réguliers qui semblent établir un gradient de concentration progressif avec la profondeur mais de très faible amplitude.

Si l'on compare maintenant les taux de mercure enregistrés dans les posidonies prélevées à Marseille (Tableaux 1 et 2) avec celles de Port-Cros (Tableau 3), on note des écarts parfois considérables:

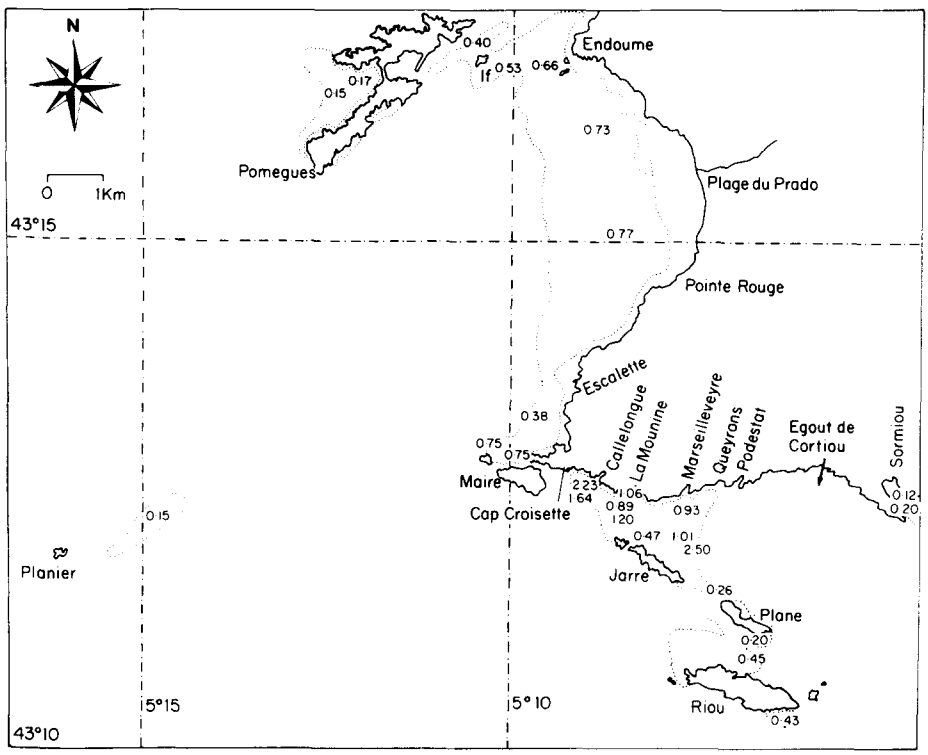


Fig. 6. Taux de mercure total dans les rhizomes de posidonies (exprimé en ppm = 10^{-6}).

pour les racines: 1·07 ppm à Cortiou (station 12) contre 0·12 ppm à Port-Cros (environ 10 fois plus)
pour les rhizomes: 2·50 ppm à Cortiou (station 7) contre 0·09 ppm à Port-Cros (30 fois plus)
pour les feuilles: 51·50 ppm à Cortiou (station 7) contre 0·05 ppm à Port-Cros (1000 fois plus).

Dans l'état actuel de nos investigations, le record absolu de concentration maximum de mercure total dans les feuilles de posidonies est détenu par l'herbier de Cortiou qui dépasse largement même celui du golfe de Fos (Tableau 3), région pourtant considérée comme un haut lieu de la pollution industrielle en Méditerranée.

La baie de Marseille est par contre moins polluée par le mercure puisque les taux maximums enregistrés (respectivement 0·70, 0·77 et 0·43 pour les racines, les rhizomes et les feuilles) sont nettement plus faibles que ceux de Fos et de Cortiou

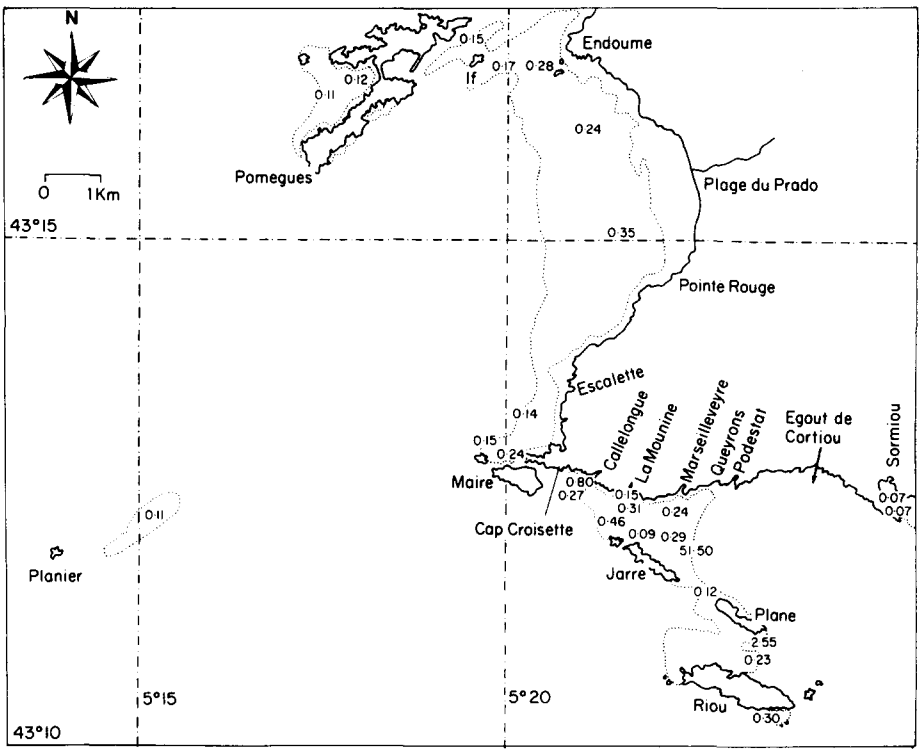


Fig. 7. Taux de mercure total dans les feuilles de posidonies (exprimé en ppm = 10^{-6}).

(Tableau 3). Il est certain qu'on ne peut pas généraliser cette constatation à l'ensemble de la baie de Marseille puisque les secteurs les plus pollués (Grand port de Commerce, l'Estaque et la Vieux Port et leur voisinage, l'embouchure de l'Huveaune, etc.) ont perdu depuis longtemps l'herbier de posidonies qui y prospérait d'après Marion (1883).

Les zones d'herbier les plus polluées de la baie de Marseille sont situées au large de la Pointe Rouge et du Roucas Blanc (Tableau 2), c'est-à-dire dans un secteur plus directement soumis à l'influence des eaux de l'Huveaune et de l'activité du port de plaisance de la Pointe Rouge.

Dans les calanques ce sont évidemment les zones d'herbier les plus directement soumises à l'influence des eaux de l'émissaire de Cortiou (calanque des Queyrons, île Plane) qui sont les plus contaminés. Il convient néanmoins de souligner que dans un rayon de prés de 2 km autour de l'émissaire de Cortiou, l'herbier des posidonies a complètement disparu et que c'est dans cette zone que Arnoux *et al.* (1974) ont relevé les concentrations les plus fortes en mercure dans les sédiments. Si les posidonies pouvaient encore vivre à cet endroit, le dosage du mercure dans les feuilles

TABLEAU 3

TAUX DE MERCURE TOTAL DANS LES LYOPHILISATS DE RACINES, DE RHIZOMES ET DE FEUILLES DE *Posidonia oceanica* RÉCOLTÉS DANS DIFFÉRENTES RÉGIONS DU LITTORAL MÉDITERRANÉEN FRANÇAIS (LES CONCENTRATIONS SONT DONNÉES EN PPM DE POUDRE LYOPHILISÉE. D'APRÈS AUGIER *et al.*, 1978*b*(1) ET AUGIER *et al.*, 1976*c*(2))

Localisation géographique	*Degré de pollution mercurielle*	*Taux de mercure*	*Concentration en mercure (ppm)*		
			Racines	*Rhizomes*	*Feuilles*
Pointe de La Galère à Port-Cros, Iles d'Hyères (1) (Var)	Exempt	Minimum	0·12	0·05	0·05
		Maximum	0·14	0·12	0·09
Baie de Port-Cros Iles d'Hyères (Var) (1)	Faible	Minimum	0·12	0·12	0·07
		Maximum	0·21	0·22	0·20
Calanque de Sormiou Massif des calanques (Bouches-du-Rhône)	Faible	Minimum	0·20	0·12	0·07
		Maximum	0·38	0·20	0·07
Baie du Grand Soufre, Iles Pomègues et Ratonneau, au large de la baie de Marseille (Bouches-du-Rhône)	Faible	Minimum	0·20	0·15	0·11
		Maximum	0·41	0·17	0·12
Baie de Marseille (Bouches-du-Rhône) (Ports exceptés)	Moyen	Minimum	0·19	0·38	0·15
		Maximum	0·70	0·77	0·43
Golfe de Fos (2) (Bouches-du-Rhône)	Fort	Minimum	0·60	0·42	0·41
		Maximum	0·84	1·26	4·58
Calanques et îles au voisinage du grand collecteur d'égout de la ville de Marseille (Bouches-du-Rhône)	Faible à très fort	Minimum	0·32	0·20	0·09
		Maximum	1·07	2·50	51·50

présenterait certainement des concentrations phénoménales puisque déjà, en quelques centaines de mètres, elles passent de 0·29 ppm à la station 8 à 51·50 ppm à la station 7! Des investigations en cours confirmeront certainement cette hypothèse par l'étude d'autres espèces animales et végétales prélevées à des distances plus rapprochées de l'émissaire.

L'examen des résultats obtenus sur les différents organes des posidonies prélevées dans une même station permet de constater (Tableaux 1 et 2) que ce sont le plus souvent les rhizomes qui sont les plus contaminés (Stations 3, 4, 8, 9, 10, 13, 14, 15, 16, 17, 19, 20, 21 et 22), puis les racines (Stations 1, 6, 12, 18, 24, 25 et 26) et enfin les feuilles (Stations 5 et 7). Un examen plus attentif des résultats permet de s'apercevoir que la composition des différents organes est en réalité fonction du degré de pollution:

> En milieu pas ou peu pollué (Port-Cros, stations 1, 2, 3, 6, 12, 18, 24, 25 et 26 de Marseille) ce sont les racines qui présentent les taux de mercure les plus élevés.
>
> En milieu moyennement pollué, il apparaît que les racines sont débordées et que les composés mercuriques vont s'accumuler dans le rhizome qui joue chez cette espèce le rôle d'organe de réserve (Stations 3, 4, 8, 9, 10, 13, 14, 15, 16, 17, 19, 20, 21 et 22).

Enfin, en milieu très pollué (Fos, station 5 et 7 de Cortiou) les composés mercuriques se concentrent préférentiellement dans les feuilles où les taux enregistrés peuvent parfois être considérablement plus élevés (51·50 ppm) que dans les rhizomes (2·50 ppm) et les racines (0·63 ppm).

Ce phénomène traduit certainement des propriétés physiologiques propres à chacun des organes de la posidonie mais il peut également s'expliquer par des différences d'apport mercuriel par le milieu environnant l'herbier. Nous avons démontré, en effet, que dans un milieu peu pollué comme celui de la baie de Port-Cros (Augier *et al.*, 1977*a*), la concentration en mercure était considérablement plus élevée dans les sédiments (de 0·24 à 0·35 ppm) que dans l'eau (0·00047 à 0·00068 ppm). On peut donc supposer que dans des milieux peu ou moyennement pollués, ce sont les organes enfouis dans les sédiments (et en particulier les racines qui sont chargées de collecter les matières nutritives) qui concentrent le plus le mercure, la teneur de l'eau de mer en cet élément étant trop faible pour que les feuilles puissent le concentrer à des taux importants. Par contre, dans un milieu très pollué comme celui de Cortiou, ce ne sont plus seulement les sédiments qui sont contaminés mais également l'eau de mer au contact de laquelle les feuilles vont concentrer à forte dose les composés mercuriques, se révélant par là beaucoup plus douées que les rhizomes et les racines pour capter le mercure.

Il convient de remarquer que dans les secteurs relativement éloignés de l'agglomération marseillaise ou du débouché de l'émissaire de Cortiou, le taux de mercure dans les posidonies est assez voisin de celui trouvé à Port-Cros (Tableaux 1, 2 et 3). C'est le cas de la calanque de Sormiou (0·07 ppm dans les feuilles), du haut fond des Veyrons (0·11 ppm dans les feuilles) et de la baie du Grand Soufre aux îles du Frioul (0·12 ppm dans les feuilles). La jonction linéaire de ces points circonscrit une surface sur la carte qui permet de mesurer l'ampleur de la contamination mercurielle du littoral marseillais.

Dans de nombreuses stations (Stations 5, 7, 8, 9, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 19, 20, 21 et 22) les taux de mercure enregistrés dans les feuilles, dans les rhizomes ou dans les racines (quelquefois dans les deux organes à la fois) dépassent, et parfois très largement, la limite de sécurité de 0·5 ppm assez souvent proposée par différents organismes comme l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) ou la SPPPI (Secrétariat Permanent pour les Problèmes de Pollution Industrielle de la zone Fos—Etang de Berre). Ces chiffres prouvent indéniablement que la côte d'alerte est largement dépassée en certains points du littoral Marseillais, notamment à la sortie de l'émissaire de Cortiou.

Il convient toutefois de préciser que ce premier bilan intéresse uniquement le mercure total disponible dans l'environnement. Sur le plan de la toxicologie nous pensons que seule l'étude des phénomènes de méthylation et la détermination du rapport méthyl mercure/mercure total peuvent permettre une évaluation des conséquences sanitaires de cette situation. L'orientation actuelle de nos recherches

vise à déterminer la quantité de dérivés mercuriques organiques dans le mercure total des échantillons les plus contaminés de ce secteur côtier méditerranéen, et le degré de toxicité de ces composés sur les êtres vivants.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à exprimer nos biens vifs remerciements à l'équipage de l'Antedon, navire océanographique de la Station Marine d'Endoume, pour son précieux concours pour la collecte des échantillons analysés.

BIBLIOGRAPHIE

ARNOUX, A. & BELLAN-SANTINI, D. (1972). Relations entre la pollution du secteur de Cortiou par les détergents anioniques et les modifications des peuplement de *Cystoseira stricta*. *Journ. Etud. Pollut., Comm. Int. Expl. Sci. Mer Médit.*, 121–3.

ARNOUX, A., GILLES, G. & AUCLAIR, D. (1974). Indice de pollution chimique dans les sédiments de la zone de rejet en mer d'un effluent urbain (Marseille). *Bull. Soc. Pharm. Ouest*, **16**, 385–92.

ARNOUX, A., GILLES, G. & RAMONDA, G. (1975). Pollution par le mercure des sédiments superficiels du golfe du lion. *C.r. hebd. Seanc. Acad. Sci., Paris*, **281**, 743–6.

ASTIER, J. M. (1972). Régression de l'herbier de posidonies en rade des Vignettes, à Toulon. *Annls Soc. Sci. nat. archeol., Toulon et Var*, **24**, 97–103.

AUGIER, H. (1970). La lyophilisation, son utilisation en phycologie. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille*, **30**, 229–51.

AUGIER, H. (1976). Excursion sous-marine au Cap Croisette. Guide écologique de la France. *Sélection du Reader's Digest Edit. Paris*, 460–2.

AUGIER, H. & BOUDOURESQUE, C. F. (1969*a*). L'île de Port-Cros: Enjeu et bilan d'un parc national sous-marin. *Annls Soc. Sci. nat. Archeol. Toulon et Var*, **21**, 110–33.

AUGIER, H. & BOUDOURESQUE, C. F. (1969*b*). Le paradis reconquis. *Plongées*, **51**, 24–9.

AUGIER, H. & BOUDOURESQUE, C. F. (1970*a*). 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**, 135–64.

AUGIER, H. & BOUDOURESQUE, C. F. (1970*b*). Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National). VI. Le récif-barrière de posidonies. *Bull. Mus. Hist. nat., Marseille*, **30**, 221–8.

AUGIER, H. & BOUDOURESQUE, C. F. (1971). Notions d'écobiocénotique marine, excursions en Méditerranée. *Centre Région. Docum. Pédagog. Marseille*, 1–109.

AUGIER, H. & BOUDOURESQUE, C. F. (1975). Dix ans de recherches dans la zone marine du parc national de Port-Cros (France). Troisième partie. *Annls Soc. Sci. nat. archeol., Toulon et Var*, **27**, 133–70.

AUGIER, H., GILLES, G. & RAMONDA, G. (1976*a*). Recherches sur la pollution mercurielle en rade d'Hyères et dans l'archipel des Stoechades (Méditerranée, France). 1. Teneur en mercure des eaux, des sédiments et des phanérogames marines de milieu lagunaire dans l'anse de Port-Cros (Parc National). *Trav. Sci. Parc Nat. de Port-Cros*, **2**, 23–8.

AUGIER, H., GILLES, G. & RAMONDA, G. (1976*b*). Recherche sur la pollution par le mercure dans le Golfe de Fos: Comportement des phanérogames marines de deux stations-tests par rapport à celles du Parc National de Port-Cros. *XXVe Congrès—Assemblée plen. Comm. int. Explor. Sci. Mer Méditerr., Split* 22–30 octobre 1976, 2 pp.

AUGIER, H., GILLES, G. & RAMONDA, G. (1977*a*). L'algue rouge *Ceramium ciliatum* var. *robustum* (J. Ag.) G. Mazoyer est un remarquable indicateur biologique de la pollution mercurielle littorale. *C.r. hebd. Seanc. Acad. Sci. Paris*, **284**, 445–7.

AUGIER, H., GILLES, G. & RAMONDA, G. (1977*b*). Recherches sur la pollution mercurielle en rade d'Hyères et dans l'archipel des Stoechades (Méditerranée, France). 2. Teneur en mercure des eaux,

des sédiments, des algues et des animaux benthiques du port de Port-Cros. *Trav. Sci. Parc Nation. Port-Cros*, **3**, 9–25.

AUGIER, H., GILLES, G. & RAMONDA, G. (1977*c*). Recherches sur la pollution mercurielle en rade d'Hyères et dans l'archipel des Stoechades (Méditerranée, France). 3. Teneur en mercure de la phanérogame marine *Posidonia oceanica* Delile en fonction de la profondeur et du degré de pollution dans l'île de Port-Cros. Comparaison avec d'autres régions du littoral méditerranéen français. *Trav. Sci. Parc Nat. Port-Cros*, **3**, 27–38.

AUGIER, H., GILLES, G. & RAMONDA, G. (1978*a*). Impact de la pollution par le mercure sur divers organismes végétaux et animaux au niveau des biocénoses se succédant de la zone halophile à l'étage infralittoral supérieur, à l'Auguette (Golfe de Fos, Méditerranée, France). *95e Congrès de l'Association française pour l'avancement des Sciences, Expansion et qualité de la vie*, 5–10 juillet 1976, Marseille (in press).

AUGIER, H., GILLES, G. & RAMONDA, G. (1978*b*). Recherches sur la pollution littorale dans les Alpes Maritimes (Méditerranée, France): Teneur en mercure de quelques organismes benthiques de la zone infralittorale supérieure au Cap d'Antibes. *Bull. Ecol.* (in press).

BELLAN, G. (1967*a*). Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. Première partie. *Rev. int. Oceanogr. Med.*, **6**/7, 53–87.

BELLAN, G. (1967*b*). Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. Deuxième partie. L'ensemble portuaire marseillais. *Rev. Intern. Oceanogr. Med.*, **8**, 51–95.

BELLAN-SANTINI, D. (1966). Influence des eaux polluées sur la faune et la flore marines benthiques dans la région marseillaise. *Techn. Sci. munic.*, **61**(7), 285–92.

BELLAN-SANTINI, D. (1969). Contribution à l'étude des peuplements infralittoraux sur substrat rocheux (Etudes qualitative et quantitative de la frange supérieure). *Recl Trav. Stn mar. Endoume*, **63**, 5–294.

BELSHER, T. (1974). Séquence des effets d'un égout urbain, en fonction de l'éloignement de la source de pollution, sur les peuplements photophiles de mode battu (fraction algale); premiers résultats. *Soc. Phycol. Fr.*, **19**, 158–63.

BELSHER, T. (1975). Présence d'un peuplement macrophytobenthique dense au débouché en mer de l'égout de Cortiou (région de Marseille, France). *Rapp. et Proc.-v. Reun. Commn int. Explor. scient. Mer Méditerr.*, **23**(2), 91–2.

BIANCHI, A. & MARQUET, R. (1965). Etude de la pollution du golfe de Marseille. I. Note préliminaire: étude de la diffusion des eaux polluées en fonction de la répartition de certains germes intestinaux. *Symp. Pollut. Mar. par Microorg. et Prod. Petrol., Commn int. Explor. Scient. Mer Méditerr.*, Monaco, avril 1964, 59–66.

CUMONT, G. (1971). Dosage du mercure par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme. *Chim. analyt.*, **53**, 634–45.

CUMONT, G., DAGORN, M. B. & LELIEVRE, H. (1974). Dosage du mercure dans les produits biologiques par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme. *Actes Symposium. International des Communautés Européennes Luxembourg*, 3–5 juillet 1973, 221–30.

GILET, R. (1960). Water pollution in Marseilles and its relation with fauna and flora. In *Proc. int. Conf. on Waste Disposal in the Mar. Environ. 1st*, University of California, Berkeley, 22–25 July 1959, ed. by E. A. Pearson, London, Pergamon Press. 39–56.

HARMELIN, J. G. & TRUE, M. A. (1964). Délimitation cartographique de l'extension actuelle des herbiers de *Posidonia oceanica* Delile dans le golfe de Marseille. *Recl Trav. Stn mar. Endoume*, **34**(50), 157–60.

MAGGI, P. (1973). Le problème de la disparition des herbiers à posidonies dans le golfe de Giens (Var). *Bull. Inst. Pêches marit.*, **221**, 7–20.

MALLET, L. (1965). Pollution par les hydrocarbures en particulier du type benzo-3-4-pyrène des rivages méditerranéens français et plus spécialement de la baie de Villefranche. Dans: *Sympos. Pollut. Mar. par Microorg. et Prod. Petrol. Commn int. Explor. Scient. Mer Méditerr.*, Monaco, avril 1964, 325–30.

MARION, A. F. (1883). Esquisse d'une topographie zoologique du golfe de Marseille. *Ann. Mus. Hist. nat. Marseille*, **1**(1), 5–108.

MINAS, H. J. (1960). Etude comparée de quelques facteurs physico-chimiques des eaux portuaires et des eaux du golfe de Marseille. *Recl Trav. Stn mar. Endoume*, **34**(21), 5–58.

MOLINIER, R. & PICARD, J. (1951). Biologie des herbiers de Zostéracées des côtes françaises de la Méditerranée. *C.r. hebd. Seanc. Acad. Sci., Paris*, **233**, 1212–14.

MOLINIER, R. & PICARD, J. (1952). Recherches sur les herbiers de phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Annls Inst. Océanogr.*, nouvelle série, **27**, 157–234.

PERES, J. M. & PICARD, J. (1958). Manuel de bionomie benthique de la mer méditerranée. *Recl Trav. Stn mar. Endoume*, **23**, 5–122.

PERES, J. M. & PICARD, J. (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer méditerranée. *Recl Trav. Stn mar. Endoume*, **31**(47), 1–137.

PERES, 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. *Aquatic Botany*, **1**, 133–9.

PICARD, J. (1953). Les herbiers de Posidonies, importants facteurs de l'élévation des fonds littoraux. *Rev. Gémorph. dyn.*, **2**, 83–4.

PICARD, J. (1965). Recherches qualitatives sur les biocénoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Recl Trav. Stn mar. Endoume*, **52**(36), 1–160.

RAMIREZ, J. (1963). *Sur le dosage par spectrophotométrie des hydrocarbures de l'eau de mer et des organismes marins.* Diplome d'Etude Superieure, Faculté de Science de Marseille, juin 1965.

RENZONI, A. (1976). A case of mercury abatement along the Tuscan coast. *Congrès Assemblée plén., 25e Commn int. Explor. Sci. Mer. Méditerr., Split* 22–30 octobre 1976, 7 pp.

SPPPI (1972). *Bulletin d'Information*, octobre 1972.

TORRES, J. P. (1969). *Contribution à l'étude des lipides et biocides dissous dans l'eau de mer. Thèse Faculté de Science de Marseille*, 19 décembre 1969 (AO CNRS, 3811).

UTHE, J. F., ARMSTRONG, F. A. J. & STAINTON, M. P. (1970). Mercury determination in fish samples by wet digestion and flameless atomic absorption spectrophotometry. *J. Fish. Res. Bd Can.*, **27**, 805–11.