



**HAL**  
open science

# STRUCTURE DES PEUPELEMENTS DE SPONGIAIRES AUTOUR DE L'ÉGOUT DE CORTIOU (MARSEILLE, FRANCE)

G Muricy

► **To cite this version:**

G Muricy. STRUCTURE DES PEUPELEMENTS DE SPONGIAIRES AUTOUR DE L'ÉGOUT DE CORTIOU (MARSEILLE, FRANCE). Vie et Milieu / Life & Environment, 1991, pp.205-221. hal-03039935

**HAL Id: hal-03039935**

**<https://hal.sorbonne-universite.fr/hal-03039935>**

Submitted on 4 Dec 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# STRUCTURE DES PEUPELEMENTS DE SPONGIAIRES AUTOUR DE L'ÉGOUT DE CORTIOU (MARSEILLE, FRANCE)

*Structure of sponge communities around the sewage outfall at Cortiou  
(Marseille, France)*

G. MURICY

Centre d'Océanologie de Marseille, Station Marine d'Endoume, CNRS-UA41,  
Rue de la Batterie-des-Lions, 13007 Marseille, France

Adresse actuelle : Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro,  
Cidade Universitária, CCS, bloco A. 21941 Rio de Janeiro, Brasil

PORIFERA  
POLLUTION  
STRUCTURE DES PEUPELEMENTS  
MÉDITERRANÉE  
NORD-OCCIDENTALE

**RÉSUMÉ** – Nous avons étudié l'influence de la pollution de l'égout de Cortiou sur la structure spatiale et taxinomique des peuplements de Spongiaires des parois rocheuses verticales infralittorales en mode battu. Trois types de peuplements ont été reconnus, qui caractérisent des zones dites « très polluée », « modérément polluée » et « sub-normale ». Les principaux changements observés dans la structure des peuplements de Spongiaires en fonction de l'intensité de la pollution sont une réduction du nombre d'espèces, de la diversité spécifique et de l'équitabilité de ces peuplements (= « rajeunissement »). Les variations du recouvrement global par contre ne sont pas corrélées avec la distance de l'égout. La transition entre la zone sub-normale et la zone modérément polluée est une transition douce (« continuum »), tandis que la transition entre celle-ci et la zone très polluée est très brusque (catastrophique). Vingt espèces de Spongiaires ont montré des possibilités d'utilisation comme espèces indicatrices, spécialement *Cliona celata* Grant. La structure taxinomique et spatiale des peuplements, représentée par des méthodes graphiques telles que les spectres de diversité et les diagrammes de distribution d'abondance (indicateurs écologiques), fournit pourtant des indications plus fiables sur l'état du milieu que des espèces indicatrices utilisées isolément.

PORIFERA  
POLLUTION  
COMMUNITY STRUCTURE  
MEDITERRANEAN SEA

**ABSTRACT** – The effects of the domestic and industrial pollution carried by the sewage outfall at Cortiou on the spatial and taxonomic structure of sponge communities on vertical infralittoral rocky shores were investigated by SCUBA. Three kinds of community structures were recognized, which characterize a « heavily polluted » zone, a « moderately polluted » zone and a « subnormal » zone. Pollution reduces the number of species, diversity and evenness but not the percentage cover of sponge communities. The spatial structure of the communities becomes homogeneous under increasing pollution levels. This changes represent a « rejuvenation » of the system. Transition between « subnormal » and « moderately polluted » zones is a gradual one, but between « moderately polluted » and « heavily polluted » zones it is much sharper. Twenty sponge species showed potential as indicator species, especially *Cliona celata* Grant. However, spatial and taxonomic structure of the communities, as represented by graphic methods like diversity spectra and abundance distribution diagrams (ecological indicators) seem to give a more reliable indication of the environmental state than indicator species considered alone.

## INTRODUCTION

Le développement urbain et industriel des sociétés humaines dans ce siècle, allié à un manque de conscience écologique, est responsable d'une

augmentation exponentielle qualitative et quantitative de ce qu'on appelle « pollution marine », c'est-à-dire l'introduction dans la mer par l'homme de substances potentiellement délétères pour l'environnement et les ressources marines

(Gerlach, 1981). Dans la deuxième moitié du siècle, une prise de conscience à l'échelle mondiale a rendu l'homme de plus en plus intéressé à connaître et à contrôler les effets de la pollution sur les ressources vivantes. La preuve en est l'énorme quantité et variété de travaux consacrés à ce sujet publiés dans les dernières années (e.g., Pearson et Rosemberg, 1978; Gerlach, 1981; Bellan, 1985; Blandin, 1986), ainsi que la création de périodiques spécialisés sur ce thème.

Une des voies de recherche les plus importantes dans ce domaine est l'étude des effets de la pollution sur la structure des communautés et la biologie des organismes marins; cette approche essentiellement descriptive présente aussi des objectifs appliqués tels que la bioévaluation du milieu marin et la recherche d'indicateurs biologiques de pollution (au niveau des espèces et des ensembles plurispécifiques - Blandin, 1986; Soule, 1988). La plupart de ces études sont concentrées sur le benthos de substrat meuble (Pearson et Rosemberg, 1978; Bellan, 1985), mais il y en a aussi sur le benthos de substrat dur (Bellan-Santini, 1966, 1969; Belsher, 1979; Bellan-Santini *et al.*, 1980) et, à moindre échelle, sur le plancton (Arfi, 1983).

D'une manière générale ces travaux soulignent une réduction de la diversité spécifique des communautés soumises à des eaux polluées. Près de la source polluante, des espèces tolérantes prolifèrent, parfois augmentant considérablement la biomasse totale de la communauté; lorsque l'intensité de la pollution est très importante il y a apparition d'une zone presque totalement dépourvue de macroorganismes. Des discussions subsistent encore pour savoir si dans les sédiments il y a formation de zones concentriques caractérisées par des assemblages particuliers d'espèces (Bellan, 1985) ou si la transition est faite en continuum (Pearson et Rosemberg, 1978). On considère aussi que les organismes benthiques reflètent plus fidèlement la qualité de l'environnement que les planctontes. Du fait de leur manque de motilité, les benthontes sont forcément adaptés à l'environnement où ils vivent, et dans un endroit donné ils intègrent l'ensemble des variations des conditions du milieu au cours du temps. Cette accumulation d'information écologique fait que leur distribution, leur biologie et la structure des communautés sont des bons indicateurs biologiques (Reish, 1972; Pearson et Rosemberg, 1978; Bellan, 1985; Alcolado, 1984).

La plupart des travaux d'écologie benthique sont limités à l'étude de taxocènes (taxocène : ensemble des membres d'un taxon supraspécifique qui forment une communauté écologique naturelle, ou en d'autres termes, qui représentent un segment taxinomique d'une communauté ou association (Legendre et Legendre, 1984). Les taxocènes sont plus simples à étudier que les communautés

complètes, et en général représentent en quelque sorte un « modèle miniature » de celles-ci (Frontier, 1985). Ainsi sont fréquents les travaux concernant les effets de la pollution sur la faune annélide (Bellan, 1980), les peuplements algaux (Belsher, 1979), les macro-échinodermes (Harmelin *et al.*, 1981), etc. Des espèces, des groupes d'espèces ou des rapports entre groupes d'espèces sont très souvent proposés comme indicateurs de pollution.

Les Eponges sont des animaux sessiles filtreurs (et donc très impliqués par la qualité de l'eau), avec une vaste distribution géographique et bathymétrique qui englobe pratiquement l'ensemble du domaine aquatique. Leur abondance et leur diversité souvent remarquables leur confèrent un rôle de premier plan dans beaucoup de biocénoses (Sarà et Vacelet, 1973). Ces qualités les rendent particulièrement appropriées pour la bioévaluation des milieux aquatiques comme proposé par Harrison (1974) et Alcolado (1984, 1985; Alcolado & Herrera, 1987). Les Spongiaires sont pourtant presque toujours oubliés dans ce contexte (Sarà et Vacelet, 1973; Harrison, 1974), en raison des difficultés taxinomiques et du faible nombre de spécialistes du groupe. Des études ont été faites sur les capacités des Eponges à accumuler des polluants tels que les hydrocarbures (Knutzen et Sortland, 1982; Sieben *et al.*, 1983) et les métaux lourds (Patel *et al.*, 1985; Verdenal, 1986). D'autres ont utilisé des cubes d'Eponges en régénération comme modèles indicateurs de pollution (Zahn *et al.*, 1975). La structure des peuplements de Spongiaires dans des eaux polluées reste pourtant très mal connue.

Des études sur les communautés benthiques en zones polluées montrent que les spongiaires sont parmi les animaux benthiques les plus sensibles à la pollution, avec une réduction notable du nombre d'espèces et d'individus (Bellan-Santini *et al.*, 1980). La notion la plus acceptée à ce sujet est que leur diversité est faible en eaux polluées (Sarà et Vacelet, 1973; Harrison, 1974). Cette hypothèse a été renforcée par des travaux récents sur ce sujet (Pansini et Pronzato, 1975; Muricy, 1989; Alcolado & Herrera, 1987). Si le degré de pollution est restreint on observe un nombre important d'individus de quelques espèces tolérantes (e.g., *Halichondria panicea*, *Hymeniacidon sanguinea*) (Sarà et Vacelet, 1973), mais il peut y avoir également une diminution générale du nombre d'individus (Pansini et Pronzato, 1975; Muricy, 1989). Ces résultats sont basés sur des observations semi-quantitatives ou sur des indices numériques synthétiques, considérés comme insuffisants pour décrire la structure des peuplements (Frontier, 1985; Legendre et Legendre 1984). L'état actuel des connaissances sur la structure des peuplements de Spongiaires en eaux polluées et sur leur possible utilisation pour la bioévaluation dépasse donc à peine un niveau

spéculatif. Une étude plus approfondie est nécessaire pour clarifier ces questions, et c'est ce que nous nous proposons de faire dans ce travail.

L'objectif de ce travail est d'analyser les changements structuraux subis par les peuplements de Spongiaires en fonction de la distance du débouché de l'égout de Cortiou (Marseille, France) et d'évaluer le potentiel d'utilisation des Spongiaires comme bio-indicateurs.

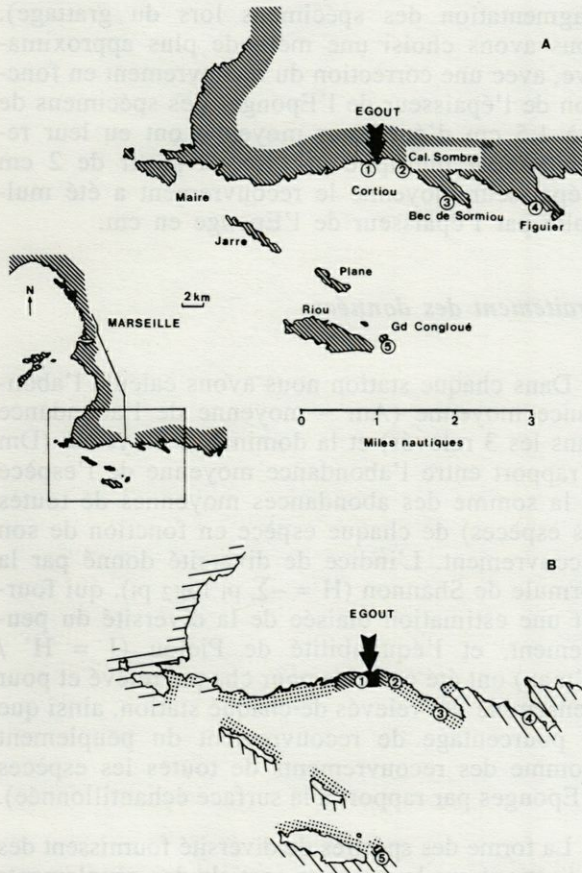


Fig. 1. - A, L'aire étudiée et localisation des stations de récolte. B, Diagramme schématisé des effets de la pollution sur le benthos des substrats rocheux de la côte Sud de Marseille (d'après plusieurs sources - voir texte). ■ zone de pollution maximale; ≡ zone très polluée; /// zone modérément polluée; ∴ zone subnormale à normale. Les chiffres encadrés représentent les 5 stations de prélèvement.

A, The study area and location of the collecting sites. B, Schematic diagram of the pollution effects on the hard bottom benthos at the South coast of Marseilles (from various authors - see text). ■ maximum pollution zone; ≡ heavily polluted zone; /// moderately polluted zone; ∴ subnormal to normal zone. Encircled numbers represent the 5 collecting sites.

## AIRE ÉTUDIÉE

Les eaux usées déversées par l'égout de Cortiou correspondent à une population de plus de 1,5 mil-

lion d'équivalent-habitants, et le matériel d'origine industrielle équivaut à plus de 500 000 éq-hab. (Arfi, 1983); cette charge polluante arrive en mer dans le secteur de Cortiou (fig. 1A) avec un débit moyen de 400 m<sup>3</sup> par jour (Verdenal, 1986). Elle comprend des polluants divers, dont l'apport moyen quotidien est de : détergents (Monaxol) - 4 à 5 T; phosphates (PO<sub>4</sub>) - 5 à 6 T; azote total (N) - 15 à 20 T; chlorures 40 à 50 T; sulfates (SO<sub>4</sub>) - 50 à 60 T; phénols - 30 kg; pesticides et organochlorés - 12,5 kg; zinc - 30 kg; nickel - 10 kg; manganèse - 200 kg; hydrocarbures - 1,5 T; matières décantables (2 h) - 1500 m<sup>3</sup> (Verdenal, 1986). Cette immense charge polluante arrivait normalement en mer sans aucun traitement à l'exception d'un dégrillage éliminant environ 10 m<sup>3</sup> de matières solides diverses par jour. Une usine d'épuration a été installée à Marseille fin 1987, mais elle est encore en phase d'implantation et fonctionne de façon intermittente; son action actuelle sur la pollution est donc faible (Bellan-Santini, comm.pers.). Malheureusement, on ne dispose pas d'assez de données sur ce sujet mais, malgré cela, on observe déjà une importante réduction de la quantité de matières solides (plastiques, etc.) dans le secteur, et la charge particulaire a été apparemment aussi réduite.

Lors de leur arrivée en mer dans la calanque de Cortiou, ces eaux douces très polluées se mélangent avec l'eau de mer d'une façon hétérogène. La densité et la solubilité des différents polluants déterminent leur avenir en mer, ainsi que les facteurs hydrologiques (courants, turbulence) de la région concernée (Weindemann et Sendner, 1972). Verdenal (1986) divise les polluants de l'égout de Cortiou dans les catégories suivantes : matériaux à sédimentation rapide, matériaux légers, matériaux de surface et eaux dessalées. Le système local de courants a pour composant principal la dérive liguro-provençale, parallèle au rivage dans les couches superficielles (en direction Ouest), compensée en profondeur par un retrait des eaux plus denses en sens opposé (Castelbon, 1972). Ce schéma simple est considérablement modifié par la topographie locale et surtout par le régime de vents, dont les dominants sont ceux de Nord et Nord-Ouest (Mistral) et ceux de Sud et Sud-Est.

La dispersion de ces polluants a été intensivement étudiée au moyen de mesures dans les sédiments (Arnoux *et al.*, 1980a), dans les organismes (Arnoux *et al.*, 1980b) et dans la colonne d'eau (Arfi, 1983). Leurs effets sur les organismes marins ont été analysés au niveau du plancton (Arfi, 1983), du benthos de substrat meuble (Bellan, 1967; Bellan *et al.*, 1980) et du benthos de substrat dur (Bellan-Santini, 1966, 1969; Belsher, 1974, 1979; Leung Tack Kit, 1975; Bellan, 1980; Bitar, 1982). Les renseignements fournis par ces travaux (et par Bellan-Santini, comm. pers.) permettent de tracer une cartographie approximative de la pol-

lution sur les substrats rocheux dans le secteur (fig. 1B).

## MÉTHODES

### Choix et localisation des stations

Deux critères principaux ont guidé le choix des stations : la distance par rapport à l'égout et l'homogénéité physique des lieux. Sur la côte (fig. 1A) : station 1 (Cortiou) à environ 80 m à l'Ouest du débouché de l'égout; vers l'Est, station 2 (Calanque Sombre) à 400 m, station 3 (Bec de Sormiou) à 1800 m, et station 4 (Figuier) à 3800 m de l'égout, station 5 (Grand Congloué) à 4200 m au Sud de Cortiou, dans l'archipel de Riou. Cette répartition des stations permet l'étude des peuplements selon différents degrés d'exposition aux eaux polluées.

Le critère d'homogénéité est très important pour dégager les effets de la pollution des autres facteurs écologiques susceptibles de modifier la structure des peuplements à Spongiaires tels que l'éclairement, l'hydrodynamisme, la profondeur, l'exposition et la pente des parois (Boury-Esnault, 1971; Sarà et Vacelet, 1973). Les stations et les relevés ont été situés dans des endroits présentant les conditions suivantes : parois verticales à exposition Sud; profondeur entre -10 et -12 m; mode battu. L'échantillonnage a donc été fait dans la Biocénose des Algues Photophiles (Péres et Picard, 1964), qui, malgré sa dominance algale, possède à la profondeur étudiée un peuplement de Spongiaires assez riche.

### Technique d'échantillonnage

Dans chaque station, 3 relevés de 900 cm<sup>2</sup>, subdivisés en 3 quadrats de 300 cm<sup>2</sup>, ont été effectués en avril, mai et juin 1989. La seule étude faite sur l'aire minimale spécifique (qualitative) d'un peuplement à Spongiaires propose une surface de 300 cm<sup>2</sup> par relevé (Pansini *et al.*, 1977); pour garantir un échantillonnage suffisant, nous avons choisi une surface 3 fois plus importante que celle proposée par Pansini *et al.* (loc.cit.), vu le caractère structural de notre étude.

Pour assurer le plus possible un échantillonnage aléatoire simple, la localisation des relevés de chaque station a été déterminée à l'aide d'une table de nombres au hasard. Après le repérage d'une paroi homogène dans les conditions précitées, les relevés ont été placés à différentes distances du bord gauche de la paroi. Ces distances ont été déterminées avant les plongées à l'aide de la table de nombres au hasard.

Les relevés ont été effectués en plongée par grattage intégral à l'aide d'un burin; le substrat a été cassé sur une épaisseur suffisante pour permet-

tre la récolte des Eponges perforantes. Le matériel récolté a été préservé au formol 10% et trié au laboratoire pour l'identification et la quantification des espèces. La biomasse serait le paramètre idéal pour évaluer l'importance des Spongiaires étant donnée la variabilité de la taille et des formes (encroutantes, massives, perforantes, dressées, etc.) des espèces. Du fait des difficultés techniques liées à la mesure de cette biomasse (problème des espèces perforantes et encroutantes, fragmentation des spécimens lors du grattage), nous avons choisi une méthode plus approximative, avec une correction du recouvrement en fonction de l'épaisseur de l'Eponge. Les spécimens de 1 à 1,5 cm d'épaisseur moyenne ont eu leur recouvrement multiplié par 1,5. A partir de 2 cm d'épaisseur moyenne le recouvrement a été multiplié par l'épaisseur de l'Eponge en cm.

### Traitement des données

Dans chaque station nous avons calculé l'abondance moyenne ( $A_m$  - moyenne de l'abondance dans les 3 relevés) et la dominance moyenne ( $D_m$  - rapport entre l'abondance moyenne de l'espèce et la somme des abondances moyennes de toutes les espèces) de chaque espèce en fonction de son recouvrement. L'indice de diversité donné par la formule de Shannon ( $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$ ), qui fournit une estimation biaisée de la diversité du peuplement, et l'équitabilité de Pielou ( $J = H' / H'_{\max}$ ) ont été calculés pour chaque relevé et pour l'ensemble des relevés de chaque station, ainsi que le pourcentage de recouvrement du peuplement (somme des recouvrements de toutes les espèces d'Eponges par rapport à la surface échantillonnée).

La forme des spectres de diversité fournissent des indications sur la structure spatiale des peuplements (Margalef, 1967, 1968; Pielou, 1975), et permettent une estimation de l'aire minimale d'échantillonnage (Pielou, 1975). Ces courbes ont été construites à partir des données brutes, arrondies à l'entier le plus proche. La diversité spécifique a été calculée à partir de la formule de Brillouin-Margalef

$$H = \frac{1}{N} \log_2 \frac{N!}{\pi N_i!}$$

où N est le recouvrement total des

Eponges dans l'échantillon et  $N_i$  est le recouvrement de chaque espèce. Cette formule fournit la diversité exacte de l'échantillon (Pielou, 1975). Pour construire des courbes moyennes, plus lisses, nous avons établi un système de combinaisons qui permet d'avoir plusieurs valeurs du nombre d'espèces et de la diversité pour chaque unité de surface : 9 valeurs pour 300 cm<sup>2</sup> (les 9 quadrats individualisés), 9 valeurs pour 600 cm<sup>2</sup> (3 combinaisons de 2 quadrats dans 3 relevés), 3 valeurs pour 900 cm<sup>2</sup> (les 3 relevés individualisés), 3 valeurs pour 1800 cm<sup>2</sup> (3 combinaisons de 2 relevés) et une valeur pour 2700 cm<sup>2</sup> (les 3 relevés ensemble).

ESPECES	Sta 1		Sta 2		Sta 3		Sta 4		Sta 5	
	Am	Dm	Am	Dm	Am	Dm	Am	Dm	Am	Dm
<i>Clathrina reticulum</i> (Schmidt)							6,00	1,30	3,30	0,50
<i>Clathrina cerebrum</i> (Haeckel)					3,70	0,60	44,30	9,40	53,30	8,60
<i>Clathrina contorta</i> (Bowerbank)	1,70	0,20	2,30	0,30	0,30	0,01	2,00	0,40		
<i>Clathrina spinosa</i> (Lendenfeld)					0,30	0,01			1,70	0,30
<i>Clathrina cf. primordialis</i> (Haeckel)							1,70	0,30		
<i>Clathrina sp. 1</i>							0,30	0,10		
<i>Clathrina sp. 2</i>									6,70	1,10
<i>Ascandra falcata</i> Haeckel							2,30	0,50		
<i>Sycon ciliatum</i> (Fabricius)					2,70	0,40	0,70	0,10		
<i>Sycon sp.</i>					6,70	1,00	3,30	0,70	2,00	0,30
<i>Ute sp.</i>					1,70	0,30				
<i>Leucosolenia sp.</i>	7,30	1,00	0,30	0,01	0,70	0,10	0,70	0,10		
<i>Oscarella lobularis</i> Schmidt	1,00	0,10			2,00	0,30	4,30	0,90	4,30	0,70
<i>Plakina dilopha</i> Schulze							0,70	0,10	1,30	0,20
<i>Plakortis simplex</i> Schulze							4,30	0,90		
<i>Corticium candelabrum</i> Schmidt							3,30	0,70		
<i>Dercius plicatus</i> (Schmidt)			56,70	7,80	70,30	11,10	17,70	3,70	6,30	1,00
<i>Geodia cydonium</i> (Jameson)									10,30	1,70
<i>Stelletta sp 1</i>									1,00	0,20
<i>Stelletta sp 2</i>			1,00	0,10					0,70	0,10
<i>Thrombus abyssis</i> (Carter)					0,70	1,10				
<i>Chondrosia reniformis</i> Nardo									33,30	5,40
<i>Jaspis jonhstoni</i> (Schmidt)					5,00	0,80			15,30	2,50
<i>Jaspis sp.</i>							1,00	0,20	2,30	0,40
<i>Holoxea furtiva</i> Topsent			51,30	7,10	2,00	0,30	9,70	2,00	18,30	3,00
<i>Cliona carteri</i> (Ridley)			5,00	0,70	50,00	7,90	9,30	2,00	11,30	1,80
<i>Cliona celata</i> Grant	443,00	63,00	231,00	32,00	105,00	16,60	18,00	3,80	31,00	5,00
<i>Cliona janitrix</i> Topsent					1,70	0,30				
<i>Cliona lobata</i> Hancock	0,70	0,10			4,70	0,70	3,00	0,60		
<i>Cliona vastifica</i> Hancock					50,80	7,00	50,70	8,00	5,70	1,20
<i>Cliona vermifera</i> Hancock	5,70	0,80			25,00	3,90	3,00	0,60	3,70	0,60
<i>Cliona viridis</i> (Schmidt)	11,70	1,60	78,00	10,80	103,00	16,30	84,00	17,80	79,70	12,90
<i>Cliona sp.</i>					5,00	0,80				
<i>Thoosa armata</i> Topsent									1,00	0,20
<i>Tethya citrina</i> Sarà et Melone							1,40	0,70		
<i>Prosuberites epiphytum</i> (Lamarck)	75,70	10,70	5,70	0,80	0,30	0,01				
<i>Raspaciona aculeata</i> (Jonhston)	3,30	0,50					1,70	0,30	16,30	2,60
<i>Rhabdermia minutula</i> (Carter)			60,30	8,30	20,70	3,30	3,70	0,80	7,30	1,20
<i>Lissodendoryx cavernosa</i> Topsent			17,70	2,40	8,00	1,30	36,00	7,60	26,70	4,30
<i>Lissodendoryx sp.</i>			10,00	1,40			6,70	1,40		
<i>Myxilla macrosigma</i> Boury-Esnault							1,30	0,30	2,00	0,30
<i>Myxilla prouhoi</i> (Topsent)			5,70	0,80	1,30	0,20	2,30	0,50	8,70	1,40
<i>Myxilla rosacea</i> (Lieberkühn)			20,30	2,80			9,00	1,90	26,70	4,30
<i>Tedania anhelans</i> (Lieberkühn)			7,70	1,10	3,30	0,50	8,00	1,30	3,70	0,60
<i>Pytheas sigmata</i> (Topsent)			4,70	0,60			2,70	0,60	10,00	1,60
<i>Leptolabis luciensis</i> (Topsent)			9,30	1,30	2,30	0,40	8,70	1,80	21,70	3,50
<i>Hymedesmia peachi</i> Bowerbank									0,30	0,01
<i>Hymedesmia sp.</i>									6,30	1,00
<i>Acarus tortilis</i> Topsent					3,00	0,50	4,70	1,00	1,70	0,30
<i>Microciona atrasanguinea</i> Bowerbank							3,30	0,70	1,00	0,20
<i>Anchinoe fictitius</i> (Bowerbank)			9,30	1,30						
<i>Mycale contarenii</i> (Martens)					1,30	0,20				
<i>Mycale macilenta</i> (Bowerbank)	16,70	2,40	8,30	1,10						
<i>Mycale massa</i> (Schmidt)					9,00	1,40	2,30	0,50		
<i>Paresperella serratala</i> (Sarà et Siribelli)							22,30	4,70	3,00	0,50
<i>Crambe crambe</i> (Schmidt)			9,00	1,20	70,70	11,10	10,00	2,10	17,30	2,80
<i>Batzella inops</i> (Topsent)					0,70	0,10	5,70	1,20	6,30	1,00
<i>Scopalina lophyropoda</i> Schmidt					19,00	3,00				
<i>Halichondria bowerbanki</i> Burton			3,00	0,40			5,30	1,10	7,30	1,20
<i>Topsentia genitrix</i> (Schmidt)									1,70	0,30
<i>Hymeniacion sanguinea</i> (Grant)	123,00	17,60	0,70	0,10					1,70	0,30
<i>Reniera cf. cratera</i> (Schmidt)			20,00	2,80	5,00	0,80	9,30	2,00	12,30	1,90
<i>Reniera sp 1</i>			1,70	0,20			2,00	0,40	4,00	0,60
<i>Reniera sp 2</i>			9,00	1,20	1,70	0,30	8,00	1,70	7,30	1,20
<i>Haliclona subtilis</i> Griessinger			15,30	2,10					0,70	0,10
<i>Haliclona cf. citrina</i> (Topsent)			2,30	0,30						
<i>Haliclona sp.</i>	2,30	0,30	1,30	0,20						
<i>Adocia cf. reptans</i> Griessinger	2,30	0,30	1,30	0,20						
<i>Pellina fistulosa</i> (Bowerbank)			0,30	0,01	5,70	0,90	4,00	0,80	3,70	0,60
<i>Gellius angulatus</i> (Bowerbank)	2,30	0,30	6,70	0,90			17,30	3,70	3,00	0,50
<i>Dysidea fragilis</i> (Montagu)	6,70	0,90	1,00	0,10					2,30	0,40
<i>Cacospongia scalaris</i> Schmidt					36,70	5,80	35,00	7,40	41,70	6,70
<i>Spongia nilens</i> (Schmidt)									11,70	1,90
<i>Spongia virgulosa</i> (Schmidt)			8,00	1,10	0,70	0,10	10,00	2,10	24,30	3,90
<i>Ircinia variabilis</i> Schmidt							7,70	1,60	3,30	0,50
<i>Sarcotragus spinosula</i> Schmidt							17,70	3,70	27,70	4,50
<i>Aplysilla sulfurea</i> (Schulze)			0,70	0,10			1,30	0,30	0,70	0,10
<i>Pleraplysilla spinifera</i> (Schulze)									1,30	0,20

Tabl. I. Abondance moyenne (Am) en cm<sup>2</sup> par relevé, et dominance (Dm) en pourcentage du recouvrement global, des espèces récoltées à chaque station.

Mean abundance (Am) expressed as cm<sup>2</sup> at each relevé, and dominance (Dm) expressed as the percentage of the total cover of the sponge species collected at each site.

L'analyse de groupement hiérarchique («Cluster Analysis») permet de dégager les discontinuités de la structure des données le long d'un gradient en fonction de la similitude spécifique des échantillons; elle a été faite en utilisant l'algorithme d'agglomération suivant la variance (Lebart *et al.*, 1977) à partir d'une matrice de distances du Khi-2 calculée sur le recouvrement total des espèces.

Des analyses de la variance ont été faites pour vérifier si les modifications de la diversité spécifique, du nombre d'espèces et du recouvrement moyen global des peuplements étaient significatives. Les données utilisées pour ces analyses sont celles des 3 relevés de chaque station pris isolément (surfaces de 900 cm<sup>2</sup>). Lorsque l'analyse de la variance a conduit au rejet de l'hypothèse nulle  $H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu_5$ , un test de comparaisons multiples a été utilisé pour chercher quelles sont les moyennes significativement différentes. Nous avons utilisé le test H.S.D. de Tukey qui permet de fixer le risque  $\alpha$  à un niveau choisi (Scherrer, 1984).

Les graphes de distribution d'abondances simplifient la comparaison de la structure des peuplements; ils ont été construits à chaque station de 2 façons: diagrammes rangs-fréquences en échelle log-log (log des rangs des espèces en ordre décroissant X log des fréquences des espèces) et diagrammes log-normaux en échelle log-linéaire (Legendre et Legendre, 1984). Ces diagrammes log-normaux portent en abscisse les classes géométriques de recouvrement formées par une progression géométrique de raison 2 (Classe 1 = 1 cm<sup>2</sup>, Cl.2 = 2-3 cm<sup>2</sup>, Cl.3 = 4-7 cm<sup>2</sup>, Cl.4 = 8-15 cm<sup>2</sup>, Cl.5 = 16-31 cm<sup>2</sup>, etc.), et en ordonnée le nombre d'espèces de chaque classe. Ces diagrammes permettent aussi la sélection objective de groupes d'espèces indicatrices de pollution (Gray et Pearson, 1982; Pearson *et al.*, 1983), au moyen d'une analyse qualitative des espèces présentes dans les classes 5 et 6 des diagrammes log-normaux. Si on considère que les peuplements sont composés par 3 (ou plus) groupes d'espèces (espèces «rares», espèces «communes» et espèces «abondantes»), les classes 5 et 6 forment le groupe d'espèces communes. Les espèces rares (classes 1 à 4) sont normalement mal échantillonnées, et leur rareté est très difficile à expliquer. Les espèces plus abondantes (à partir de classe 7) sont en général des espèces opportunistes et présentent des fluctuations importantes d'effectifs, ce qui rend difficile l'interprétation des données. Ainsi on est conduit à analyser les variations d'abondance des espèces communes (classes 5 et 6) pour la recherche d'espèces indicatrices de pollution (Ugland et Gray, 1982; Gray et Pearson, 1982; Pearson *et al.*, 1983).

## RÉSULTATS

### Aspects qualitatifs

Au total, 79 espèces d'Éponges ont été trouvées (tabl. I), dont 60 identifiées au niveau spécifique. La classe Demospongiae présente 67 espèces et la classe Calcarea, 12. Les ordres les mieux représentés sont les Poecilosclerida (17 spp) et les Hadromerida (12 spp). Le genre *Cliona* (Hadromerida) est représenté par 8 espèces dont *C. celata*, *C. viridis* et *C. carteri* comptent parmi les plus abondantes de la région. D'autres espèces très communes sont *Crambe crambe*, *Lissodendoryx cavernosa* et *Leptolabis luciensis* (Poecilosclerida), *Cacospongia scalaris* et *Spongia virgultosa* (Dictyoceratida), *Reniera cf. cratera* (Haplosclerida), *Clathrina cerebrum* (Calcarea), *Dercitus plicatus* (Astrophorida) et *Holoxea furtiva* (Epipolasida).

### Spectres de Diversité

Les spectres de diversité (fig. 2A) montrent 3 formes distinctes. A la station 1 la courbe est du type «rectangulaire», atteignant rapidement une asymptote aux environs de 600 cm<sup>2</sup>. Le nombre d'espèces et la diversité  $y$  sont faibles. Aux stations 4 et 5 les courbes sont «diagonales», c'est-à-dire qu'elles subissent une augmentation graduelle sans stabilisation apparente dans la surface étudiée (mais avec un début de stabilisation au niveau de 900 cm<sup>2</sup>). Le nombre d'espèces et la diversité spécifique  $y$  sont élevés. Les stations 2 et 3 présentent des courbes de forme intermédiaire.

### Analyse hiérarchique

L'analyse d'agglomération hiérarchique des relevés (fig. 2B) divise les échantillons en 3 groupes très nets: le groupe 1 comporte les relevés des stations d'eau propre (Sta. 4 et 5) et un relevé d'une station intermédiaire (relevé S1). Il est plus lointainement lié au groupe 2, qui réunit les autres relevés des stations intermédiaires (Sta. 2 et 3); le groupe 3 représente la station polluée (Sta. 1), très isolée des 2 autres. En général les groupes se forment d'abord par agrégation de relevés d'une même station (relevés B1-B2, S2-S3, F1-F2, C1-C2-C3, fig. 3B), ce qui reflète une homogénéité à l'intérieur de chaque station. Il y a 2 exceptions à cette règle: – les relevés de la station de référence au Grand Congloué (relevés G1, G2, G3) qui sont liés aux relevés du Figuier (nœuds 21, 23 et 26); ceci montre une similitude très forte entre les peuplements de ces 2 stations, ce qui suggère une qualité de l'eau équivalente; – le relevé

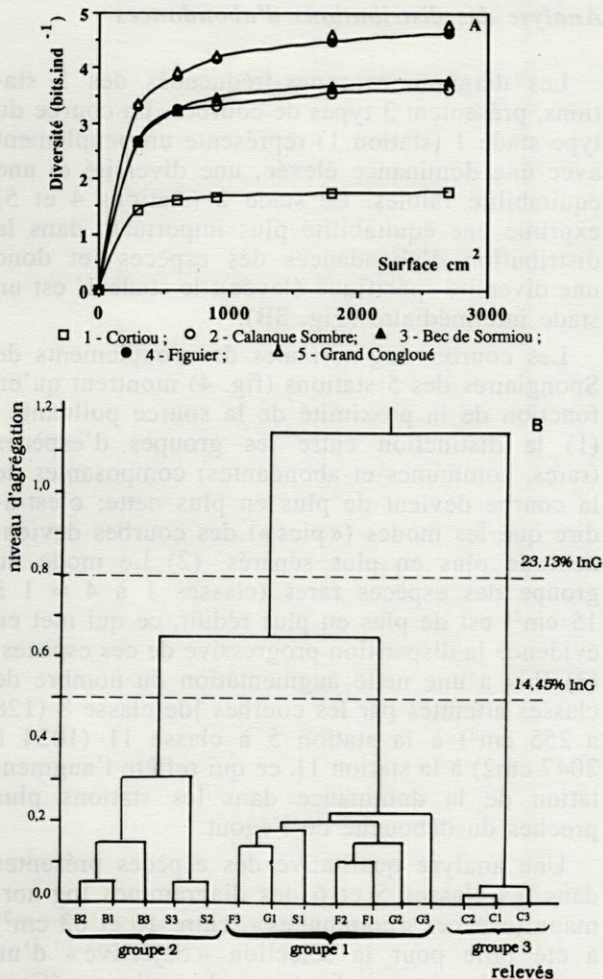


Fig. 2. - A, Spectres de diversité des peuplements de spongiaires des 5 stations de récolte. La diversité a été calculée par la formule de Brillouin - Margalef. B, Analyse d'agglomération hiérarchique des 15 relevés en utilisant l'algorithme d'agrégation suivant la variance à partir d'une matrice de distances du khi-2 (données brutes : recouvrement des espèces). Les relevés sont identifiés par une lettre (qui représente la station) et un chiffre pour distinguer les 3 relevés de chaque station. C - Cortiou (sta. 1), S - Calanque Sombre (sta. 2), B - Bec de Sormiou (sta. 3), F - Figuier (sta. 4), G - Grand Congloué (sta. 5). InG est la variance totale de l'ensemble des données (ici, InG = 3,46)

A, Diversity spectra of sponge communities at the 5 collecting sites. Diversity was calculated with the Brillouin - Margalef formula. B, Agglomerative hierarchical cluster analysis of the 15 relevés using the aggregation following the variance algorithm on a khi-2 distance matrix (primary data are species cover). Relevés are identified by a letter which represents the collecting site and by a number in order to distinguish the 3 relevés at each site. C - Cortiou (site 1), S - Calanque Sombre (site 2), B - Bec de Sormiou (site 3), F - Figuier (site 4), G - Grand Congloué (site 5). InG is the total variance of the data (here, InG = 3,46).

S1 de la station 2 (Calanque Sombre), situé au sein du groupe de relevés de la zone subnormale (groupe 1). La présence de ce relevé S1 parmi les

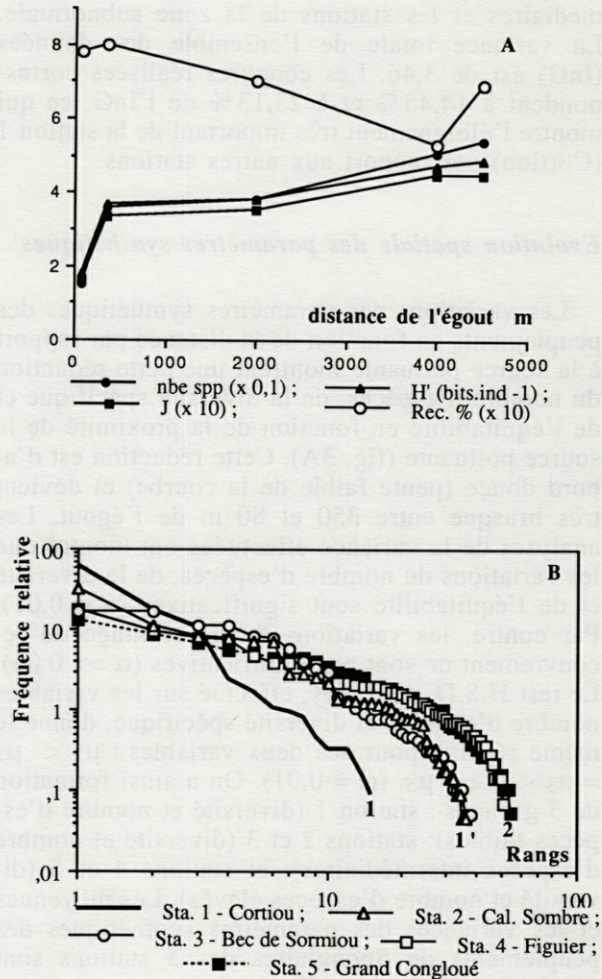


Fig. 3. - A, Variations des paramètres synthétiques des peuplements de Spongiaires en fonction de la distance de l'égout de Cortiou. Nbe spp = nombre d'espèces; H' = diversité de Shannon ( $-\sum p_i \log_2 p_i$ ), en bits.ind<sup>-1</sup>; J = équitabilité (H'/H' max); rec% = pourcentage de recouvrement (recouvrement total du peuplement de Spongiaires par rapport à la surface échantillonnée). B, Diagrammes rangs-fréquences des peuplements de spongiaires des 5 stations de récolte. Les espèces sont classées en ordre décroissant d'abondance, et la fréquence relative correspond à la dominance de chaque espèce à chacune des stations. Les chiffres 1, 1' et 2 se réfèrent aux différents stades de « succession ».

A, Fluctuations of synthetic parameters of sponge communities as a function of distance from the Cortiou sewer outfall. Nbe spp = number of species; H' = Shannon's diversity ( $-\sum p_i \log_2 p_i$ ), in bits.ind<sup>-1</sup>; J = percentage cover (the sponge communities' total cover over the total sampling surface at each site). B, Rank-frequency diagrams of sponge communities at the 5 collecting sites. Species are ranked in decreasing order of abundance, and relative frequencies correspond to species dominance at each station. Numbers 1, 1' and 2 refer to sequential stages of « succession ».

relevés « d'eau propre » témoigne d'une part d'une relative hétérogénéité à la station 2, et d'autre part d'une certaine similitude entre les stations inter-



médianes et les stations de la zone subnormale. La variance totale de l'ensemble des données (InG) est de 3,46. Les coupures réalisées correspondent à 14,45% et à 23,13% de l'InG, ce qui montre l'éloignement très important de la station 1 (Cortiou) par rapport aux autres stations.

### Evolution spatiale des paramètres synthétiques

Les variations des paramètres synthétiques des peuplements en fonction de la distance par rapport à la source polluante montrent une nette réduction du nombre d'espèces, de la diversité spécifique et de l'équitabilité en fonction de la proximité de la source polluante (fig. 3A). Cette réduction est d'abord douce (pente faible de la courbe) et devient très brusque entre 350 et 80 m de l'égout. Les analyses de la variance effectuées ont montré que les variations du nombre d'espèces, de la diversité et de l'équitabilité sont significatives ( $\alpha < 0,01$ ). Par contre, les variations du pourcentage de recouvrement ne sont pas significatives ( $\alpha \gg 0,05$ ). Le test H.S.D. de Tukey, effectué sur les variables nombre d'espèces et diversité spécifique, donne le même résultat pour ces deux variables :  $\mu_1 < \mu_2 = \mu_3 < \mu_4 = \mu_5$ . ( $\alpha = 0,01$ ). On a ainsi formation de 3 groupes : station 1 (diversité et nombre d'espèces faibles); stations 2 et 3 (diversité et nombre d'espèces intermédiaires); et stations 4 et 5 (diversité et nombre d'espèces élevés). Les moyennes et les variances des paramètres synthétiques des peuplements de Spongiaires des 5 stations sont réunis dans le tableau II.

Tabl. II. Moyenne ( $\bar{x}$ ) et variance ( $s^2$ ) des paramètres synthétiques des peuplements de Spongiaires dans les 5 stations (calculés sur 3 relevés de 900 cm<sup>2</sup> chacun par station), et valeurs des totaux (T) pour la somme des 3 relevés.

Mean ( $\bar{x}$ ) and variance ( $s^2$ ) of synthetic parameters of sponge communities at the 5 collecting sites (3 relevés of 900 cm<sup>2</sup> each per site), and totals (T) for the sum of the 3 relevés.

Stations	Sta. 1	Sta. 2	Sta. 3	Sta. 4	Sta. 5	
Variables						
nombre d'espèces	$\bar{x}$	12	25,30	26	36,70	38
	$s^2$	1	5,35	4	1,33	4,33
	T	15	32	36	51	54
Pourcentage de recouvrement	$\bar{x}$	0,78	0,80	0,70	0,53	0,69
	$s^2$	0,025	0,062	0,053	0,088	0,037
	T	0,78	0,80	0,70	0,53	0,69
Diversité H'	$\bar{x}$	1,68	3,32	3,47	4,17	4,21
	$s^2$	0,018	0,160	0,019	0,075	0,026
	T	1,78	3,68	3,84	4,73	4,90
Equitabilité J	$\bar{x}$	0,48	0,73	0,76	0,85	0,83
	$s^2$	0,0027	0,0057	0,0025	0,0056	0,0002
	T	0,46	0,71	0,73	0,83	0,85

### Analyse des distributions d'abondances

Les diagrammes rangs-fréquences des 5 stations, présentent 3 types de courbes. La courbe du type stade 1 (station 1) représente un peuplement avec une dominance élevée, une diversité et une équitabilité faibles. Le stade 2 (stations 4 et 5) exprime une équitabilité plus importante dans la distribution d'abondances des espèces (et donc une diversité spécifique élevée); le stade 1' est un stade intermédiaire (Fig. 3B).

Les courbes log-normales des peuplements de Spongiaires des 5 stations (fig. 4) montrent qu'en fonction de la proximité de la source polluante : (1) la distinction entre les groupes d'espèces (rares, communes et abondantes) composantes de la courbe devient de plus en plus nette; c'est-à-dire que les modes (« pics ») des courbes deviennent de plus en plus séparés. (2) Le mode du groupe des espèces rares (classes 1 à 4 = 1 à 15 cm<sup>2</sup>) est de plus en plus réduit, ce qui met en évidence la disparition progressive de ces espèces. (3) Il y a une nette augmentation du nombre de classes atteintes par les courbes [de classe 8 (128 à 255 cm<sup>2</sup>) à la station 5 à classe 11 (1024 à 2047 cm<sup>2</sup>) à la station 1], ce qui reflète l'augmentation de la dominance dans les stations plus proches du débouché de l'égout.

Une analyse qualitative des espèces présentes dans les classes 5 et 6 des diagrammes log-normaux (espèces « communes », entre 16 et 63 cm<sup>2</sup>) a été faite pour la sélection « objective » d'un groupe d'espèces indicatrices de pollution (Gray et Pearson, 1982; Pearson *et al.*, 1983) (tabl. III). Parmi les 35 espèces présentes dans ces 2 classes d'abondance, 15 n'ont pas montré de liaison entre leur abondance et l'intensité de la pollution (exemples fig. 5A). Ces espèces présentent 2 pics d'abondance, l'un dans des stations plus polluées et l'autre dans des stations moins polluées. Onze espèces ont leurs pics d'abondance dans les stations intermédiaires (fig. 5B et 6B), et 9 espèces ont une abondance maximale dans les extrêmes du gradient (fig. 5C et D). *A priori*, ces 20 espèces pourraient être considérées comme étant de possibles espèces indicatrices, soit d'eaux propres (*Batzella inops*, *Ircinia variabilis*, *Sarcotragus spinosula* et *Clathrina reticulum*), soit d'eaux modérément polluées (*Cliona viridis*, *Cliona carteri*, *Crambe crambe*, *Scopalina lophyropoda*, *Rhabdremia minutula*, etc.), soit d'eaux très polluées (*Cliona celata*, *Mycale macilenta*, *Prosuberites epiphytum*, *Dysidea fragilis*, *Leucosolenia sp.*). En particulier *Cliona celata*, l'espèce dominante à Cortiou, présente une corrélation négative très forte entre son abondance et le logarithme de la distance de la source polluante (fig. 6A).

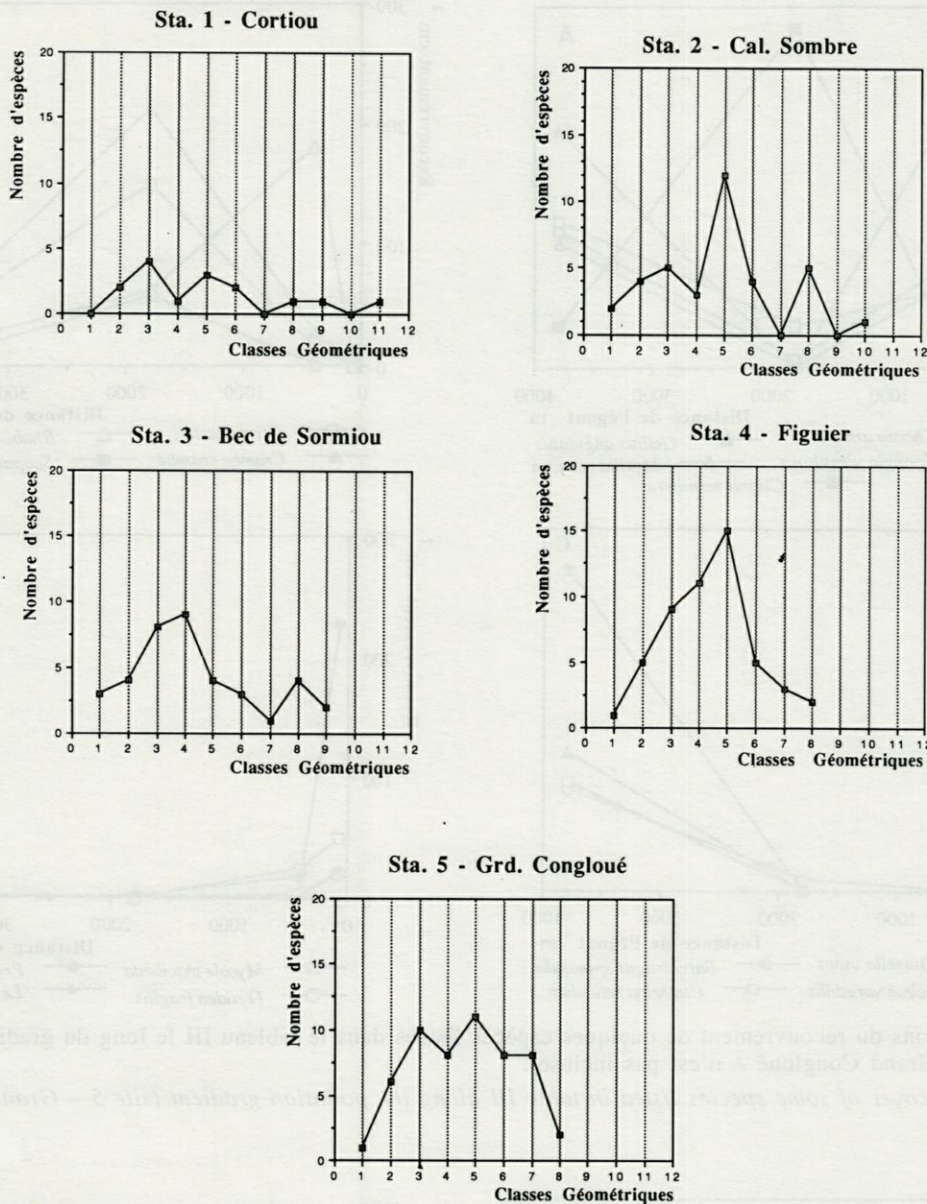


Fig. 4. — Diagrammes log-normaux des peuplements de Spongiaires des 5 stations de récolte représentés par le nombre d'espèces présentes dans chaque classe géométrique (raison 2) d'abondance (mesurée ici par le recouvrement absolu en  $\text{cm}^2$ ). Classe 1 =  $1 \text{ cm}^2$ ; Classe 2 =  $2-3 \text{ cm}^2$ ; Classe 3 =  $4-7 \text{ cm}^2$ ; Classe 4 =  $8-15 \text{ cm}^2$ , ..., cl. 11 =  $1024-2047 \text{ cm}^2$ .

*Log-normal diagrams of sponge communities at the 5 collecting sites, represented as the number of species in each geometric ( $\times 2$ ) abundance class (abundance is measured here by cover). Class 1 =  $1 \text{ cm}^2$ ; Class 2 =  $2-3 \text{ cm}^2$ ; Class 3 =  $4-7 \text{ cm}^2$ ; Class 4 =  $8-15 \text{ cm}^2$ , Class 11 =  $1024-2047 \text{ cm}^2$ .*

## DISCUSSION

Les résultats obtenus dans ce travail suggèrent que le principal effet de la pollution de l'égout de Cortiou sur les peuplements de Spongiaires est une simplification de la structure taxinomique et spatiale de ces peuplements. Cette simplification est comparable à un «rajeunissement» des peuplements («rejuvenation» au sens de Frontier, 1985). Ceci est spécialement visible dans l'analyse

des spectres de diversité (fig. 2A) et des diagrammes rangs-fréquences (fig. 3B). Les spectres de diversité du type « diagonale » (fig. 2A, stations 4 et 5) représentent des peuplements complexes, très hiérarchisés spatialement, tandis qu'un spectre « rectangulaire » (fig. 2A, sta. 1) caractérise des peuplements simples, à structure spatiale homogène (Margalef, 1967, 1968). En effet, une des caractéristiques du peuplement à Cortiou est sa monotonie physionomique. Les diagrammes rangs-fréquences (fig. 3B) mettent en évidence la sim-

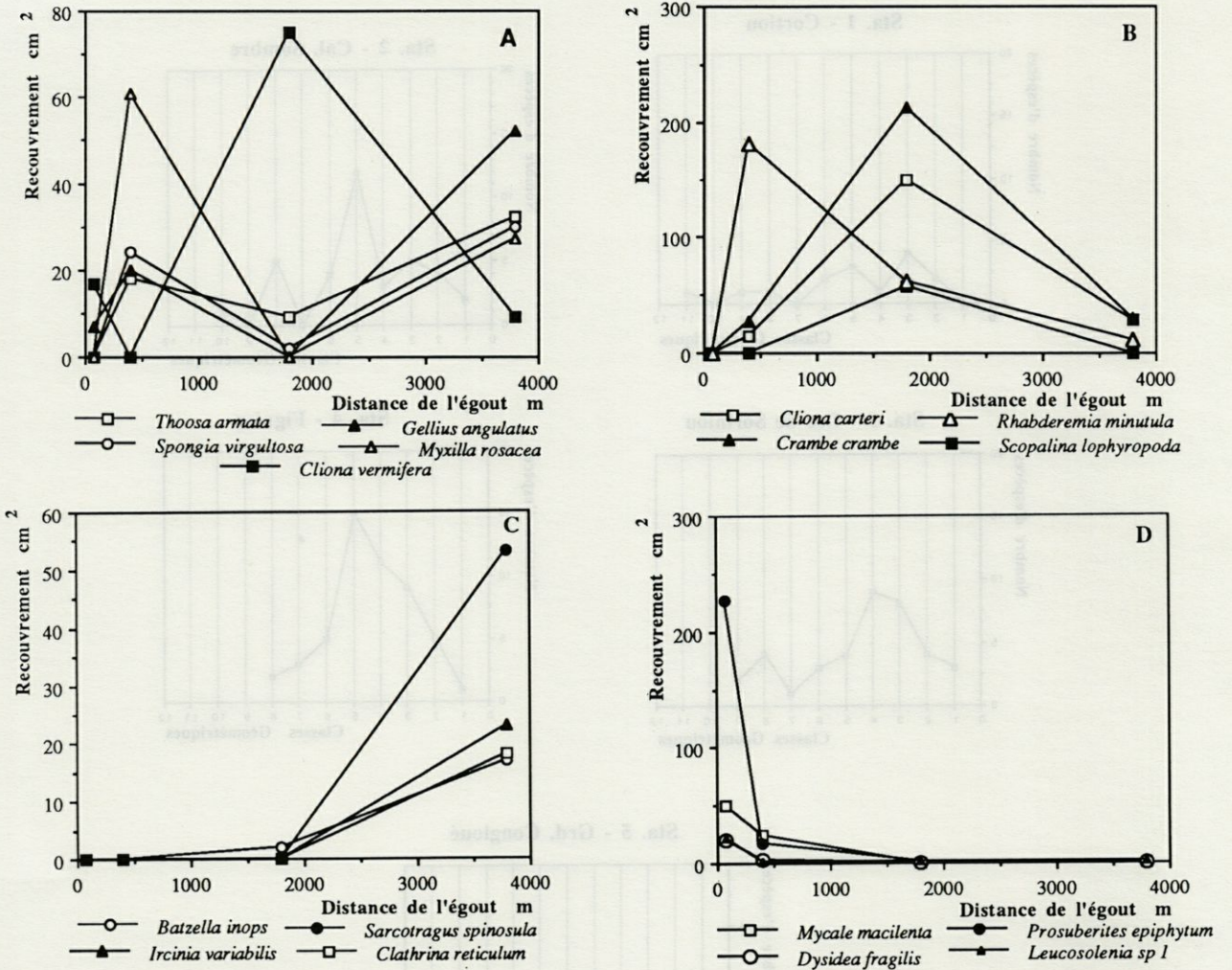


Fig. 5. – Variations du recouvrement de quelques espèces listées dans le tableau III le long du gradient de pollution (la station 5 – Grand Congloué – n'est pas incluse).

Fluctuations of cover of some species listed in table III along the pollution gradient (site 5 – Grand Congloué – is not considered).

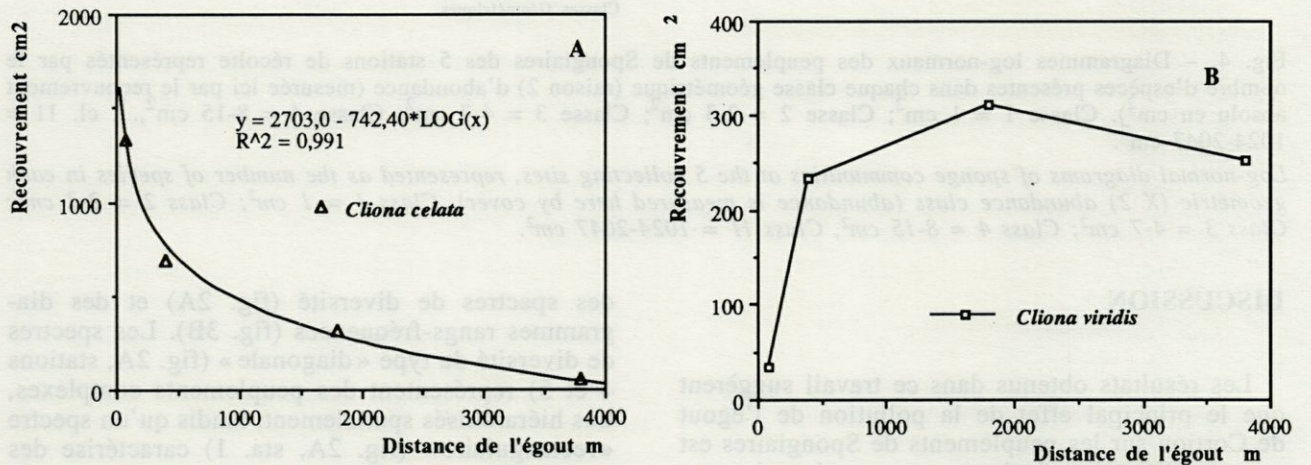


Fig. 6. – Variations du recouvrement de *Cliona celata* (A) et *Cliona viridis* (B) le long du gradient de pollution (la station 5 – Grand Congloué – n'est pas incluse).

Fluctuations of cover of *Cliona celata* (A) and *Cliona viridis* (B) along the pollution gradient (site 5 – Grand Congloué – is not represented).

plification des peuplements au niveau de leur structure taxinomique : le stade 1 (station 1) est caractéristique de peuplements en début de succession ou dans des eaux polluées (Frontier, 1985). La forme de la courbe témoigne de la dominance d'une ou deux espèces sur l'ensemble du peuplement. Le stade 2 par contre (stations 4 et 5) représente des peuplements mûrs, complexes, et reflète le développement d'un réseau complexe d'interactions et de l'augmentation du nombre de niches. La pente faible du début de la courbe met en évidence l'équitabilité de la distribution d'abondances entre les espèces. La pollution aurait ainsi pour effet d'inverser la succession « normale » des peuplements benthiques (Frontier, loc. cit.). Cette analogie entre « succession inverse » et influences humaines est soulignée aussi par Margalef (1968) au sujet de l'exploitation des ressources naturelles (e.g., dans l'agriculture). Les activités humaines semblent bloquer la succession des peuplements dans un stade pionnier ou « jeune », lequel n'est cependant pas identique à l'état pionnier d'une succession naturelle.

Il n'est donc pas étonnant que, parmi les 15 espèces d'Eponges des environs immédiats du débouché de l'égout, plus de la moitié (*Cliona celata*, *Cliona viridis*, *Prosuberites epiphytum*, *Hymeniacidon sanguinea*, *Mycale macilenta*, *Oscarella lobularis*, *Dysidea fragilis*, *Gellius angulatus*) soient des espèces connues des salissures biologiques ou « biofouling » (Sarà, 1974). Les espèces des salissures présentent une stratégie « r » (« pionnières », « opportunistes »), et sont caractérisées par des taux élevés de reproduction et par une faible spécialisation écologique (espèces euryèces). Lorsque ces espèces sont aussi tolérantes à des taux élevés de pollution, elles prolifèrent sur des surfaces étendues, créant ainsi des relations de dominance au sein du peuplement. Dans les écosystèmes non perturbés, par contre, le nombre de niches et les interactions inter- et intraspécifiques (prédation, compétition, etc.) augmentent avec le nombre d'espèces, le développement de boucles de rétro-action limite les effectifs des populations et les résultats sont une distribution plus équitable des abondances des espèces et une diversité spécifique élevée (Margalef, 1968). La plupart des espèces présentes dans ce type de peuplement sont à stratégie « K », c'est-à-dire plus spécialisées écologiquement, à durée de vie plus longue, avec une capacité de reproduction plus faible et plus compétitives à long terme (Pearson et Rosenberg, 1978).

La réduction du nombre d'espèces et de la diversité spécifique des peuplements de Spongiaires vis-à-vis de la pollution semble être un phénomène général, puisqu'on le retrouve aussi sur les côtes d'Italie (Pansini et Pronzato, 1975), du Brésil (Muricy, 1989) et de Cuba (Alcolado & Herrera, 1987). En effet, la diversité spécifique décroît

lorsque le peuplement subit des « stress » ou perturbations physiques importantes, tels que des éclaircissements, un hydrodynamisme ou un taux de sédimentation trop élevés, des réductions brusques de la salinité ou lorsque le substrat est trop instable (Alcolado, 1978, 1985). C'est d'ailleurs le cas tantôt pour les Spongiaires, tantôt pour d'autres taxa et pour l'ensemble de la communauté benthique (Bellan 1985). Dans ce contexte, la « pollution » n'est qu'un type particulier de perturbation du milieu.

Un autre aspect important dégagé par nos résultats est la distinction, dans toutes les analyses, de 3 types de peuplements : des peuplements complexes et diversifiés aux stations 4 et 5, des peuplements intermédiaires aux stations 2 et 3, et un peuplement simple et à faible diversité dans la station 1. Si l'on se réfère au schéma des zones définies par la plupart des études sur le benthos de substrat dur dans la région de Cortiou (Bellan-Santini, 1969, et comm. pers.; Arnoux et Bellan-Santini, 1972; Belsher, 1979; Bitar, 1982), on peut classer les environs immédiats de la calanque de Cortiou comme une « zone très polluée »; les stations 2 et 3 seraient dans une « zone modérément polluée » et les stations 4 et 5 dans une « zone subnormale à normale » (fig. 1B). Une zone « normale » *sensu stricto* semble ne plus exister dans la région, en raison de l'industrialisation et de l'urbanisation très développées sur les côtes de Méditerranée Nord-Occidentale. L'existence d'une zone azoïque dans la calanque de Cortiou (zone de pollution maximale) est très invraisemblable (Belsher, 1974, 1979; Leung Tack Kit, 1975).

On remarque aussi la similitude frappante entre les stations 2 et 3 dans presque toutes les analyses effectuées, malgré la distance qui les sépare (environ 1400 m). La transition entre les peuplements de la zone subnormale et de la zone polluée est plutôt douce, et la transition entre la zone polluée et la zone de pollution maximale est au contraire très brusque, « catastrophique ». Cette évolution catastrophique est en accord avec l'hypothèse présentée par Frontier (1985), selon qui la « maturité est longue à acquérir et rapide à perdre ». Cela justifie en partie l'utilisation des termes « jeune » et « mûr » pour caractériser les stades de succession des peuplements, et une évolution catastrophique semble être la règle plutôt que l'exception dans un cadre de « rajeunissement » d'un système écologique (Frontier, loc. cit.).

Les Eponges se nourrissent par filtration, et sont capables d'ingérer des particules organiques jusqu'à 50 µm de diamètre, y compris des bactéries (Claus *et al.*, 1967), et de la matière organique dissoute (Reiswig, 1971). Leur rôle trophique dans les écosystèmes benthiques est celui de détritivores *sensu lato* (Vacelet, 1978). On pourrait donc considérer que la pollution organique serait favorable au développement de certaines espèces en

augmentant la quantité de nourriture disponible, ce qui paraît être parfois le cas (Harrison, 1974). D'autre part les Spongiaires semblent être assez résistants à la pollution par les métaux lourds et par les hydrocarbures, qu'ils accumulent sans dommage apparent pour leur physiologie (Knutzen et Sortland, 1982; Sieben *et al.*, 1983; Patel *et al.*, 1985; Verdenal, 1986). Les détergents semblent être nuisibles pour les Eponges (Harrison, 1974). Ceux-ci se concentrent normalement à la surface de la mer du fait de leur caractère tensioactif, mais l'agitation des eaux crée une dilution non négligeable en profondeur dans la région (Arnoux et Bellan-Santini, 1972). Nous ne négligeons pas les possibles effets toxiques des détergents et d'autres substances toxiques sur les Eponges (e.g., phénols, pesticides), mais la sédimentation élevée associée aux rejets de l'égout apparaît comme un des principaux responsables de la simplification des peuplements de Spongiaires dans des eaux polluées (Verdenal, 1986).

La sédimentation est reconnue actuellement comme le principal ennemi des Eponges car elle bloque leur système aquifère, en empêchant les échanges nutritionnels et respiratoires avec le milieu (Sarà et Vacelet, 1973). Les rejets urbains comportent en général une importante charge particulaire, laquelle à Cortiou était de l'ordre de  $83 \text{ T.d}^{-1}$  (Arfi, 1983). Ces particules sédimentent à plus ou moins grande vitesse (c'est-à-dire plus au moins près de la source) en fonction de leur taille, de leur densité, et de l'hydrodynamisme local (Weindemann et Sendner, 1972). La fraction la plus lourde de ces particules sédimente dans l'anse de Cortiou et ses environs immédiats (Verdenal, 1986). Cette « pluie de particules » très intense forme à la station 1 une couche de vase épaisse de 1 à 3 cm sur les substrats rocheux, y modifiant énormément la physiologie du peuplement. On y trouve même, malgré leur faible nombre, des espèces de substrat meuble réputées indicatrices de pollution, telles que la Polychète *Andouinia tentaculata* (Bellan, 1980). Entre environ 400 m et 2000 m de distance de l'égout, tout le long du Bec de Sormiou, cette pluie de particules devient graduellement moins forte, du fait de son caractère sporadique et de la taille plus faible des particules. Les Eponges apparemment sont peu sensibles à ce gradient doux, ce qui expliquerait la similitude structurelle entre les stations 2 et 3. Des différences relativement faibles entre ces 2 peuplements sont pourtant mises en évidence par les diagrammes log-normaux (fig. 4), ce qui suggère que des changements au niveau de la structure taxinomique accompagnent le gradient de pollution, même s'ils sont difficiles à détecter. Au Figuier et au Grand Congloué, la topographie de la côte et spécialement la distance de l'égout (3800 et 4200 m respectivement) rendent cette

pluie négligeable, et les peuplements présents ne semblent pas être modifiés par la pollution de l'égout de Cortiou.

Il faut d'autre part considérer le rôle des interactions biologiques au sein de la communauté benthique dans la structuration des peuplements de Spongiaires. Une façon de réduire la compétition pour le substrat est la répartition en strates, et les peuplements de Spongiaires les plus structurés spatialement présentent 4 strates : perforante, hypobionte, basale et épibionte (Sarà, 1970). Dans la zone subnormale, la communauté benthique spatialement très complexe permet l'établissement des Spongiaires dans ces 4 strates, rendant possible la présence d'un nombre d'espèces considérable et provoquant une diversité élevée. En plus, la strate arborescente fortement développée du macrobenthos crée un micro-environnement sciaphile très favorable aux Eponges. Dans la station 3 (Bec de Sormiou) et spécialement à la station 2 (Calanque Sombre), le substrat des parois verticales est recouvert pratiquement en totalité par une croûte d'algues calcaires, dont la vitalité est matérialisée par la formation de bourrelets relativement friables, non-consolidés (Leung Tack Kit, 1975). Les Oursins *Paracentrotus lividus* et *Arbacia lixula* sont très abondants. La strate arborescente du macrobenthos est très réduite, et cette réduction est probablement liée (au moins en partie) au broutage des algues molles par *Paracentrotus lividus*. Les Eponges épibiontes sont donc pratiquement absentes et il ne reste que les Clionides perforantes et quelques espèces de la strate basale (*Crambe crambe*, *Batzella inops*, *Spongia virgultosa*, *Sarcotragus spinosula*), qui peuvent être à leur tour consommées par *Arbacia lixula* (Harmelin *et al.*, 1981). La plupart des Eponges dans ces stations se protègent de la sédimentation et du fort éclaircissement en vivant sous les bourrelets non-consolidés des algues calcaires (strate hypobionte). Plus près du débouché de l'égout, à la station de Cortiou, la présence d'un peuplement macrophytobenthique relativement dense (Belsher, 1974, 1979) n'est pas suffisante pour permettre une stratification complexe du peuplement de Spongiaires. Les Corallinacées encroûtantes accusent un développement assez faible, ne formant pas de bourrelets, et l'on n'y observe pas de strate arborescente du macrobenthos. Ainsi, les 15 espèces d'Eponges trouvées à la station 1 se partagent entre la strate basale (11 spp) et la strate perforante (4 spp). Ces interactions entre les Spongiaires et les autres éléments de la communauté benthique sont un exemple très simplifié de la façon par laquelle un sous-système naturel (le taxocène « Spongiaires ») peut agir comme un modèle miniature du système principal (Frontier, 1985), dans ce cas la communauté benthique.

On remarque ainsi que la structure des peuplements de Spongiaires est bien reliée à l'intensité de la pollution, même si le principal facteur responsable de cette relation est un facteur physique (sédimentation). Des taux élevés de sédimentation existent dans la nature indépendamment de la pollution marine, mais celle-ci est très souvent associée à des taux de sédimentation importante (Gerlach, 1981). D'autre part, la structure spatiale et taxinomique de ce taxocène est profondément liée à la structure de l'ensemble de la communauté benthique, et constitue donc un bon indicateur écologique de l'état général de cette communauté.

Nous avons tenté d'utiliser dans ce travail la méthode objective de sélection d'espèces indicatrices de pollution proposée par Gray et Pearson (1982). D'après Ugland et Gray (1982), les distributions d'abondances d'un bon nombre de peuplements présentent une distribution log-normale parce que ces peuplements sont composés par 3 (ou plus) groupes chevauchés d'espèces, qui ont eux-mêmes une distribution log-normale ou binomiale. Avec les effets de la pollution, ces groupes deviendraient plus distincts, et les diagrammes log-normaux pourraient mettre ce fait en évidence. En plus, les espèces présentes dans les classes 5 et 6 de ces diagrammes seraient les premières à augmenter ou diminuer leurs abondances et seraient donc appropriées à des études de bioévaluation à plus petite échelle (Gray et Pearson, 1982; Pearson *et al.*, 1983). L'analyse des diagrammes log-normaux (fig. 4) permet effectivement l'observation nette des effets de la pollution sur les peuplements de Spongiaires, et l'on y peut remarquer, avec l'augmentation de la pollution, les mêmes changements que dans le modèle proposé par ces auteurs : les groupes composants de la courbe (« espèces rares », « espèces modérément communes » et « espèces abondantes ») deviennent de plus en plus distincts (apparition des pics sur la courbe); le mode du groupe des espèces rares (le plus proche de l'abscisse) diminue au fur et à mesure que ces espèces sont éliminées; et la courbe atteint des classes d'abondance de plus en plus élevées (de Classe 8 aux stations 4 et 5 à Classe 11 à la station 1), témoignant de l'abondance excessive des espèces dominantes. Cette méthode est donc efficace pour mettre en évidence des changements globaux de la structure taxinomique de ce type de peuplement, et semble être une des plus sensibles puisqu'elle a montré des différences structurelles entre les stations 2 et 3 qui n'ont pas été mises en évidence par les autres méthodes utilisées ici. L'analyse qualitative du groupe des espèces modérément communes (Classes 5 et 6) par contre, fournit des résultats difficiles à interpréter. Parmi les 35 espèces présentes dans ces classes d'abondance (Tabl. III), 15 présentent 2 pics d'abondance le long du gradient de pollution, l'un dans des eaux « propres » et l'autre dans des eaux plus polluées (exemples dans la

figure 5A). Onze autres espèces ont leurs pics d'abondance dans des stations intermédiaires, et pourraient en principe être considérées comme étant « caractéristiques d'eaux moyennement polluées ». Parmi ces 11 espèces, pourtant, il y en a 4 qui ne sont présentes qu'à une seule station, et d'autres ont des variations d'abondance très faibles (fig. 5B). Il y a aussi 9 espèces dont les pics d'abondance sont, soit dans les stations d'eau « propre » (fig. 5C), soit dans la station la plus polluée (fig. 5D). Ces espèces pourraient être appelées, respectivement, indicatrices d'eau propre et indicatrices de pollution, mais on remarque qu'au moins 2 parmi ces espèces ne sont représentées qu'à une seule station (*Ircinia variabilis* et *Clathrina reticulum*). Une de ces espèces, *Cliona celata* (Classe 6 à la station 4 et en classes supérieures dans les autres stations) a son abondance positivement corrélée avec la proximité de l'égout (fig. 6A). L'affinité de *C. celata* pour la pollution a déjà été observée

Tabl. III. Espèces présentes dans les classes 5 et 6 des diagrammes log-normaux le long du gradient de pollution (la station de référence – Grand Congloué – n'est pas représentée).

*Species present on geometric abundance classes 5 and 6 of the log-normal diagrams along the pollution gradient (site 5 – Grand Congloué – is not considered).*

Station	Classe 5 (16-31 cm <sup>2</sup> )	Classe 6 (32-63 cm <sup>2</sup> )
	<i>Leptolabis luciensis</i> <i>Myxilla rosacea</i> <i>Reniera cf. cratera</i> <i>Tedania anhelans</i> <i>Spongia virgultosa</i> <i>Cliona carteri</i> <i>Cliona vastifica</i> <i>Halichondria bowerbanki</i>	<i>Dercitus plicatus</i> <i>Cliona celata</i> <i>Gellius angulatus</i> <i>Sarcotragus spinosula</i>
4	<i>Thoosa armata</i> <i>Crambe crambe</i> <i>Batzella inops</i> <i>Reniera sp.2</i> <i>Ircinia variabilis</i> <i>Clathrina reticulum</i> <i>Holoxea furtiva</i> <i>Lissodendoryx carvermosa</i>	
3	<i>Lissodendoryx carvermosa</i> <i>Sycon sp.</i> <i>Pellina fistulosa</i> <i>Mycale massa</i>	<i>Rhabdermia minutula</i> <i>Scopalina lophyropoda</i>
2	<i>Leptolabis luciensis</i> <i>Gellius angulatus</i> <i>Tedania anhelans</i> <i>Spongia virgultosa</i> <i>Thoosa armata</i> <i>Myxilla prouhoi</i> <i>Crambe crambe</i> <i>Reniera sp.2</i> <i>Lissodendoryx sp.</i> <i>Mycale macilenta</i> <i>Prosuberites epiphytum</i> <i>Anchinoe fictitius</i>	<i>Lissodendoryx carvermosa</i> <i>Myxilla rosacea</i> <i>Reniera cf. cratera</i> <i>Haliclona subtilis</i>
1	<i>Cliona vermifera</i> <i>Dysidea fragilis</i> <i>Leucosolenia sp.</i>	<i>Mycale macilenta</i> <i>Cliona viridis</i>

par Vacelet et Verheij (comm. pers.). *Cliona viridis* est aussi considérée comme ayant des affinités pour la pollution (Vacelet et Verheij, comm. pers., Harmelin, 1981), mais dans notre analyse son abondance ne présente pas de liaison directe avec la proximité de l'égout (fig. 6B). L'abondance d'une autre Eponge du même genre, mais des Caraïbes, *C. delitrix*, augmente aussi dans des eaux polluées organiquement (Rose et Risk, 1985). Il semble que les *Cliona* sont en général sensibles à la pollution et préfèrent les eaux polluées, mais les autres espèces de ce genre étudiées dans ce travail ne montrent pas de corrélation entre leur abondance et le degré de pollution (fig. 5, A et B). Mise à part *Cliona celata*, dont l'affinité pour la pollution a été effectivement mise en évidence par cette méthode, les autres espèces du tableau III ne peuvent pas être suggérées comme espèces indicatrices. A la limite, ces espèces qui ont leur pic d'abondance dans les extrêmes du gradient (fig. 6) peuvent être suggérées comme ayant de bonnes possibilités d'être utilisées comme indicatrices, sous réserve d'études plus détaillées.

Il existe quelques différences fondamentales entre l'application de cette méthode objective de sélection d'espèces indicatrices dans la publication originale (Gray et Pearson, 1982) et dans notre étude. Tout d'abord, notre analyse a été faite dans un cadre de comparaison spatiale, tandis que Gray et Pearson ont proposé leur méthode à partir d'une étude temporelle. Dans un travail postérieur, Pearson *et al.* (1983) ont pourtant appliqué la méthode le long de gradients spatiaux de pollution avec de bons résultats. Une différence plus importante semble être la variable utilisée pour mesurer l'abondance des espèces : nombre d'individus par ces auteurs et « recouvrement corrigé » par nous. Le recouvrement corrigé s'approche beaucoup plus d'une mesure de biomasse que du nombre d'individus, et les variations importantes de taille parmi les Spongiaires empêchent n'importe quelle corrélation entre ces deux paramètres. Ainsi, par exemple, un individu de 20 cm<sup>2</sup> appartient à la classe 5 (16 à 31 cm<sup>2</sup>), de même que 10 individus de 2 cm<sup>2</sup>. Cela peut changer complètement la position de chaque espèce dans cette classification, ce qui rend l'analyse difficile au niveau spécifique, mais au niveau global du peuplement les courbes log-normaux continuent à indiquer nettement l'influence de la pollution (Gray et Pearson, 1982, et Pearson *et al.*, 1983, pour une comparaison). Un dernier point est que cette méthode a été proposée et testée sur des communautés de substrat meuble, tandis que nous avons essayé de l'appliquer sur des substrats durs. Les variations locales d'abondance des espèces sont liées aux relations substrat-hydrodynamisme-éclairage-organismes, qui sont plus complexes en substrat solide qu'en substrat meuble (Bellan, 1984). Nous avons tenu compte le plus possible de ces relations dans le plan d'échantillonnage, au moyen d'une

restriction très forte des biotopes étudiés (*cf.* méthodes), mais les causes des variations locales d'abondance d'une espèce donnée dans un biotope « homogène » en substrat dur sont encore loin d'être bien connues. Un exemple est la formation de faciès dans une biocenose, dominés par une espèce isolée, tandis que les facteurs écologiques ne montrent pas de changements apparents (R. Plante, comm. pers.). L'autoécologie des espèces peut conduire à la formation d'agrégats en raison du comportement larvaire et d'interactions entre les espèces (Jackson, 1986). En plus, des synergismes entre les interactions biotiques et les facteurs abiotiques le long d'un gradient écologique peuvent déterminer la distribution des espèces d'une façon encore mal connue (Pielou, 1975). Leung Tack Kit (1975) et Bellan (1980) avaient déjà souligné la rareté relative d'espèces indicatrices sur les substrats durs par rapport aux substrats meubles. Il semble donc que la méthode de Gray et Pearson a de faibles possibilités d'être appliquée en substrats solides, au moins pour les groupes où le dénombrement d'individus est impossible ou écologiquement dépourvu de sens (e.g., Eponges, Coraux, macrophytobenthos). Ce problème mérite des études plus détaillées. On pourrait proposer un indice de pollution fondé sur le rapport entre le nombre (ou la dominance) d'espèces à stratégie r et de celles à stratégie K, mais la méconnaissance de la biologie des espèces chez les Spongiaires empêche totalement son utilisation pratique, au moins pour le moment.

En tout cas, il se dégage un consensus dans la littérature, selon lequel des indicateurs plurispécifiques sont préférables à des espèces indicatrices utilisées isolément (Blandin, 1986). Soule (1988) est encore plus incisive et affirme que « aucune espèce isolée ne peut être utilisée pour remplacer toutes les autres recherches en bioévaluation ». Dans l'état actuel de nos connaissances, l'étude comparative de la structure taxinomique et/ou spatiale des communautés ou taxocènes benthiques est la méthode la plus fiable pour la bioévaluation des milieux marins côtiers. Les indications fournies par les spectres de diversité et par l'étude des distributions d'abondances semblent être particulièrement intéressantes et applicables dans le cadre de la bioévaluation (Frontier, 1985; Blandin, 1986). Malgré cela, les bases théoriques concernant la structure des assemblages d'espèces sont encore fort modestes (Gray, 1985; Blandin, 1986), et des recherches sur les relations causales entre la pollution marine et les changements de la structure des communautés marines se font nécessaires et urgentes.

## CONCLUSIONS

Dans le biotope étudié dans ce travail (parois verticales à environ - 10 m de profondeur en mode battu), les peuplements de Spongiaires d'eau « propre » de la région de Marseille sont très riches, avec un nombre d'espèces et une diversité spécifique élevés (plus de 50 spp., H' 4,8). L'effet principal de la pollution de l'égout de Cortiou sur ces peuplements est une simplification de leur structure ou « rajeunissement » : on passe des peuplements « mûrs », complexes et spatialement hiérarchisés des stations d'eau « propre » aux peuplements « jeunes », simples et spatialement monotones (homogènes) dans la calanque de Cortiou. Les espèces à stratégie K des peuplements complexes sont remplacées à Cortiou par des espèces à stratégie r (opportunistes), trouvées fréquemment dans les salissures biologiques ou « biofouling ». Parmi elles les plus abondantes sont *Cliona celata*, *Prosuberites epiphytum*, *Mycale macilenta* et *Hymeniacion sanguinea*. Parallèlement, il y a une forte réduction du nombre d'espèces, de la diversité spécifique et de l'équitabilité due à l'influence de la pollution. Par contre, le recouvrement global des peuplements ne subit pas d'altérations liées au degré de pollution.

La transition entre les peuplements complexes d'eau propre et les peuplements simples d'eau polluée ne semble pas se faire graduellement (continuum) mais plutôt d'une façon catastrophique : à partir de certains degrés de pollution, la diminution graduelle des paramètres synthétiques des peuplements (à l'exception du recouvrement) fait place à une chute drastique de ces paramètres, qui reflète les altérations brusques de la structure spatiale et taxinomique des peuplements.

Les modifications de la structure taxinomique des peuplements de Spongiaires en fonction de la pollution reflètent (dans le sens d'un modèle) celles d'autres taxocènes benthiques (Crustacés, Mollusques, zoobenthos, phytobenthos) et de la communauté benthique en général, étudiés dans la même région. Les peuplements de Spongiaires sont donc un bon modèle pour la bioévaluation des milieux côtiers, du moins aussi bon que ces autres compartiments du benthos.

La notion d'espèce indicatrice qui suffirait pour caractériser à elle seule l'état d'une communauté ou d'un écosystème ne semble pas être assez fiable, du moins pour les substrats solides. Dans l'état actuel de nos connaissances, c'est plutôt la structure spatiale et taxinomique des peuplements qui donne les indications les plus claires sur la qualité du milieu. L'analyse de ces structures (indicateurs écologiques) semble donc être préférable à l'utilisation d'espèces indicatrices pour la bioévaluation des milieux côtiers. Des recherches sur les relations de causalité entre les facteurs écolo-

giques et la structure des communautés dans des conditions naturelles et perturbées sont nécessaires pour fournir une base théorique plus importante aux études empiriques sur les effets de la pollution sur la vie marine.

REMERCIEMENTS - Je remercie très vivement M<sup>me</sup>. N. Boury-Esnault et M. J. Vacelet, qui ont dirigé ce travail. J'exprime également mes remerciements à M. J.G. Harmelin, M. R. Plante, M. J. P. Reys, M. J. Le Campion, M<sup>me</sup>. D. Bellan-Santini et M. G. Bellan pour leur aide compétente et amicale. Ce travail a été réalisé avec le concours de la CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brésil).

## BIBLIOGRAPHIE

- ALCOLADO P.M., 1978. Ecological structure of the sponge fauna in a reef profile of Cuba. Coll. Intern. CNRS, 291 (Biologie des Spongiaires) : 297-302.
- ALCOLADO P.M., 1984. Utilidad de algunos indices ecologicos estructurales en el estudio de comunidades marinas de Cuba. *Ciencias Biologicas* 11 : 61-77.
- ALCOLADO P.M., 1985. Estructura ecologica de las comunidades de esponjas en Punta del Este, Cuba. *Rep. Invest. Inst. Ocean. Acad. Sci. Cuba* 38 : 1-65
- ALCOLADO P.M. & A. HERRERA, 1987. Efectos de la contaminacion sobre las comunidades de esponjas en el litoral de la Habana, Cuba. *Rep. Invest. Inst. Ocean. Acad. Sci. Cuba* 68 : 1-23.
- ARFI R., 1983. Dynamique structurelle et fonctionnelle du plancton en aires perturbées (secteur de Cortiou - darses de Fos). Traitement des données. Thèse Doct., Univ. Aix-Marseille II : 357 p.
- ARNOUX A. et D. Bellan-Santini, 1972. Relations entre la pollution du secteur de Cortiou par les détergents anioniques et les modifications des peuplements de *Cystoseira stricta*. *Téthys* 4 (3) : 583-586.
- ARNOUX A., A. Blanc, A. Jorajuria, J.L. Monod et J. Tatossian, 1980a. Etat actuel de la pollution sur les fonds du secteur de Cortiou (Marseille). *Ves. Journées Etud. Pollutions, Cagliari, C.I.E.S.M.* : 459-470.
- ARNOUX A., J. Tatossian, J.L. Monod et A. Blanc, 1980b. Etude des teneurs en métaux lourds et composés organochlorés dans des organismes marins prélevés dans le secteur de Cortiou (Marseille). *Ves. Journées Etud. Pollutions, Cagliari, C.I.E.S.M.* : 471-482.
- BELLAN G., 1967. Pollution et peuplements benthiques sur substrats meubles dans la région de Marseille. Première partie. Le secteur de Cortiou. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.* 6-7 : 53-87.
- BELLAN G., 1980. Annélides polychètes des substrats solides de trois milieux pollués sur les côtes de Provence (France) : Cortiou, Golfe de Fos, Vieux-Port de Marseille. *Téthys* 9 (3) : 267-278.



- BELLAN G., 1984. Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. *Bull.Ecol.* 15 (1) : 13-20.
- BELLAN G., 1985. Effets of pollution and man-made modifications on marine benthic communities in the Mediterranean : a review. In : *Mediterranean Marine Ecosystems*, éd. M. Anapoulos et V. Kiortsis, Plenum Publishing Corporation : 163-194.
- BELLAN G., JORAJURIA-OLIVARI, A. et PICARD, J., 1980. Le peuplement des substrats meubles dans le couloir d'écoulement des eaux usées de la ville de Marseille. *Ves. Journées Etud. Pollutions, Cagliari, C.I.E.S.M.* : 649-650.
- BELLAN-SANTINI D., 1966. Influence des eaux polluées sur la flore et la faune marines benthiques dans la région marseillaise. *Sc.Techn.Municip.* 61 : 285-289.
- BELLAN-SANTINI D., 1969. Contribution à l'étude des peuplements infralittoraux sur substrat rocheux (étude qualitative et quantitative de la frange supérieure). *Rec.Trav.Sta.Mar.Endoume* 63 (47) : 1-294.
- BELLAN-SANTINI D., J.G. HARMELIN et J.S. HONG, 1980. Influence d'un gradient de pollution à dominance industrielle sur la faune des fonds de concrétionnement de type coralligène. *Ves. Journées Etud. Pollutions, Cagliari, C.I.E.S.M.* : 771-778.
- BELSHER T., 1974. Présence d'un peuplement macrophytobenthique dense au débouché en mer de l'égout de Cortiou (région de Marseille, France). *Rapp.Comm.Intern.Mer Médit.* 23 (2) : 91-92.
- BELSHER T., 1979. Analyse des répercussions du rejet en mer du grand collecteur de Marseille sur la fraction algale des peuplements photophiles de l'infralittoral supérieur. *Téthys* 9 (1) : 1-16.
- BITAR G., 1982. Influence d'un grand émissaire urbain sur la distribution du zoobenthos de substrat dur dans la région de Marseille (Méditerranée nord-occidentale). *Téthys* 10 (3) : 200-210.
- BLANDIN P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull.Ecol.* 17 (4) : 215-257.
- BOURY-ESNAULT N., 1971. Spongiaires de la zone rocheuse littorale de Banyuls-sur-Mer. 1 - Ecologie et répartition. *Vie Milieu* 22 (1), sér. B : 159-192.
- CASTELBON C., 1972. Etude de la circulation des masses d'eau dans le golfe de Marseille. *Téthys* 4 (2) : 269-312.
- CLAUS G., P. MADRI et S. KUNEN, 1967. Removal of microbial pollutants from waste effluents by the redbear sponge. *Nature* 216 (5116) : 712-714.
- FRONTIER S., 1985. Diversity and structure in aquatic ecosystems. *Oceanogr.Mar.Biol. Ann.Rev.* 23 : 253-312.
- GERLACH S.A., 1981. *Marine Pollution : Diagnosis and therapy.* Springer-Verlag, Berlin : 259 pp.
- GRAY J.S., 1985. Ecological theory and marine pollution monitoring. *Mar.Poll.Bull.* 16 (6) : 224-227.
- GRAY J.S. et T.H. PEARSON, 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced changes in benthic communities. I - Comparative methodology. *Mar.Ecol.Progr.Ser.* 9 : 111-119
- HARMELIN J.G., C BOUCHON et J.S. HONG, 1981. Impact de la pollution sur la distribution des échinodermes des substrats durs en Provence (Méditerranée nord-occidentale). *Téthys* 10 (1) : 13-36.
- HARRISON F.W., 1974. Sponges (Porifera : Spongillidae). In : *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates.* Academic Press, New York : 29-66
- JACKSON J.B.C., 1986. Modes of dispersal of clonal benthic invertebrates : consequences for species' distributions and genetic structure of local populations. *Bull.Mar.Sci.* 39 (2) : 588-606.
- KNUTZEN J. et B. SORTLAND, 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some algae and invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. *Water Res.* 16 : 421-428.
- LEBARTL., A. MORINEAU et N. TABARD, 1977. Techniques de la distribution statistique. Méthodes et logiciels pour l'analyse des grands tableaux. Dunod Ed., Paris : 351 pp.
- LEGENDRE L. et P. LEGENDRE, 1984. Ecologie numérique. 1 - Le traitement multiple des données écologiques. Collection d'Ecologie, vol. 12. Masson et Cie., Ed., Paris : 260 pp.
- LEUNG TACK KIT D., 1975. Etude de la faune marine de substrat rocheux dans la zone de rejet des eaux résiduaires de la ville de Marseille (France). *Téthys* 7 (2-3) : 191-212.
- MARGALEF R., 1967. Some concepts relative to the organization of plankton. *Oceanogr. Mar.Biol. Ann. Rev.* 5 : 257-289.
- MARGALEF R., 1968. Perspectives in ecological theory. The University of Chicago Press, Chicago : 111 p.
- MURICY G., 1989. Sponges as pollution-biomonitoring at Arraial do Cabo, southeastern Brazil. *Rev.Bras.Biol.* 49 (2) : 347-354.
- PANSINI M. et R. PRONZATO, 1975. Analisi preliminare sulla distribuzione dei poriferi in aree sottoposte a differenti tipi di inquinamento. *Boll.Mus.Ist.Biol.Univ. Genova* 43 : 21-32.
- PANSINI M., R. PRONZATO et E. LEONE, 1977. Area minima in un popolamento di poriferi infralittorali. *Atti Congr.Soc.Ital.Biol.Mar.* 9 : 331-335.
- PATEL B., M.C. BALANI et S. PATEL, 1985. Sponges 'sentinel' of heavy metals. *Sci.Tot. Environ.* 41 : 143-152.
- PEARSON T.H. et R. ROSEMBERG, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr.Mar.Biol. Ann.Rev.* 16 : 229-311.
- PEARSON T.H., J.S. GRAY et P.J. JOHANESSEN, 1983. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced changes in benthic communities. 2 - Data analyses. *Mar.Ecol.Progr.Ser.* 12 : 237-255.
- PERÈS J.M. et J. PICARD, 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec.Trav.Sta.Mar.Endoume* 31 (47) : 1-137.
- PIELOU E.C., 1975. Ecological diversity. Wiley and Sons, New York : 165 pp.
- REISH D.J., 1972. The use of marine invertebrates as indicators of varying degrees of marine pollution. In : *Marine Pollution and Sea Life*, éd. M. Ruivo.

- F.A.O. Fishing News (Books) Ltd., London : 203-207.
- REISWIG H.M., 1971. Particle feeding in natural populations of three marine demosponges. *Biol.Bull.* **141** (3) : 568-591.
- ROSE C.S. et M.J. RISK, 1985. Increase in *Cliona* Delitrix Infestation of *Montastrea cavernosa* heads on an organically polluted portion of the Grand Cayman fringing reef. *Mar.Ecol.* **6** (4) : 345-363.
- SARA M., 1970. Competition and cooperation in sponge populations. In : *The Biology of the Porifera*, W.G. Fry.(ed.) Symp.Zool.Soc.London **25** : 273-284.
- SARA M., 1974. Spongiaires. In : *Catalogue des principales salissures marines*, Comité Intern. Perm. Rech. Préserv. Matériaux en Milieu Marin.**5** : 1-42.
- SARÀ M. et J. VACELET, 1973. Ecologie des Démospouges. In : *Traité de Zoologie*, éd. P.P. Grassé. **3** (1) : Spongiaires. Masson et Cie., Ed., Paris : 462-576.
- SCHERRER B., 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin, Ed., Québec : 850 p.
- SIEBEN B., N. BIHARI, B. KURELEC et R.K. ZAHN, 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbon levels in waters and sponges of the northern Adriatic. *Rapp.Comm.int. Mer Médit.***28** (7) : 133-134.
- SOULE D.F., 1988. Marine organisms as indicators : reality or wishful thinking? In : *Marine Organisms as Indicators*, édité par D.F. Soule et G.S. Kleppel. Springer-Verlag, New York : 1-11.
- UGLAND K.I. et J.S. GRAY, 1982. Lognormal distributions and the concept of community equilibrium. *Oikos* **39** : 171-178.
- VACELET J., 1978. La place des spongiaires dans les écosystèmes trophiques marins. Coll.Intern.C.N.R.S., **291** (Biologie des Spongiaires) : 259 - 270.
- VERDENAL B., 1986. Spongiculture en Méditerranée nord-occidentale : aspects cultureux, molysmologiques et économiques. Thèse Doct. ès Sci., Univ. Aix-Marseille II : 161 pp.
- WEINDEMANN H. et H. SENDNER, 1972. Dilution and dispersal of pollutants by physical processes. In : *Marine Pollution and Sea Life*, édité par M. Ruivo. F.A.O. Fishing News (Books) Ltd., London : 115-121.
- ZAHN G., W.E. G. MÜLLER, B. KURELEC, M. RIJAVEC et R.K. ZAHN, 1975. Regenerating sponge cubes as a model in the impact evaluation of intermittent city and factory waste pollution. *Sci. Tot.Environ.* **4** : 299-309.

Reçu le 31 mai 1990; received May 31, 1990

Accepté le 5 février 1991; accepted February 5, 1991