

# Treatment of Waste Sea Water in Calcium Carbide Industry

by

B. PETRIC\* and N. PETRIC\*\*

\*Faculty of Chemical Technology, Split (Yugoslavia)

\*\*Department of Inorganic Technology, University Split (Yugoslavia)

## Abstract

In the present paper it was studied the waste sludge separation and its use, with the purpose to prevent the sea water pollution.

\*  
\* \*

Afin d'empêcher la pollution de la mer, on a étudié la possibilité de séparer la boue des déchets, et de l'utiliser.

On a examiné la vitesse de sédimentation du résidu du déchet avec l'utilisation des différentes floculations, puis la séparation sélective des sels de magnésium, des sels de calcium et des poussières de coke par l'emploi du procédé de flottation, du procédé de dissolution et du procédé de bicarbonate. Par l'application du procédé de bicarbonate, il est possible de résoudre le problème de l'eau de déchet et, en même temps, par ce même procédé, d'obtenir de l'oxyde de magnésium d'une pureté de 99,5 % MgO.

## Experimental data and Discussion

The reaction gases from carbide furnace were purified in Theisen-plant for wet cleaning, by using sea water. The quantity of waste water was 170-250 m<sup>3</sup>/h with pH 9,5-10. To increase the sedimentation rate of the waste precipitate, we also tested the possibility of the usage of the following flocculators: FeSO<sub>4</sub> and « Flokal-B » (polyacrylamide).

The most favourable influence has 4g of « Flokal-B »/m<sup>3</sup> of waste water, and this quantity was used in all further experiments.

After sedimentation, the precipitate was washed with water and submit to further treatment.

1. Dissolution of the precipitate in hydrochloric acid (1:1). This procedure is considered non-economical, because too much of hydrochloric acid was used.

2. Flotation, as next procedure, with the use of different frothing agents and collectors, didn't give the satisfactory results for the selective separation of the components from waste precipitate. This was done in the floatation cell of laboratory-type.

3. By introduction of carbone dioxide into suspension, the quantitative separation of the components from the waste precipitate was obtained. It is also possible to use the waste smoke gases. The bicar-

bonate solution was of high purity. Carbon dioxide was dispersed through perforated tubes and the carbonisation process was attended by measuring pH (1,2).

The yield of the carbonisation process of the waste precipitate was 85 %.

After filtration, the bicarbonate solution was heated up to 70-90° C, to obtain the precipitation. The yield of the precipitation process depends of the starting concentration of magnesium bicarbonate and of the heating temperature. The left amount of magnesium bicarbonate recirculate again into process.

The precipitate was heated at 700° C and the obtained magnesium oxide has the following composition :

MgO = 99,49 %; CaO = 0,00 %; SiO<sub>2</sub> = 0,02 %; Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> = 0,06 %; Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> = 0,41 %.

Thus obtained magnesium oxide can be used like special filling, in pharmaceutical industry, in refractory and electro-isolation material and so on.

The bicarbonate procedure is representing a very satisfactory solution of the problem. The possibility of the waste smoke-gases usage, represents a good economical solution of the waste sea water in calcium carbide industry. By introduction of CO<sub>2</sub> with quoted working conditions into dense suspension of the waste sludge after sedimentation, it is possible to obtain magnesium oxide with 99,5 % of MgO and we also prevent the sea water pollution.

4. In these investigations carbone dioxide, or smoke gases were lead on the waste water till neutralisation, and without previous sedimentation of the waste precipitate. Thus Mg(OH)<sub>2</sub> from the waste precipitate converts quantitatively into Mg (HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>. The left over coke-dust together with calcium carbonate, can be used in the production process of calcium carbide, because has no Mg-salts, which are noxious.

Waste sea water, after filtration was discharged into sea, without dangerous concequences for pollution.

### Literature

- [1] Robert L. EVANS, Hillary V. St. Clair, Industrial and Engineering Chemistry, **41**, 2814 (1949).
- [2] Gene L. SMITHSON, NARENDRA N. BAKHSHI, Ind. Eng. Chem. Process. Des. Develop., **12**, 99, (1973).
- [3] W. CHAREWICZ and W. WALKOWIAK, Separation Science, **7**, 631, (1972).
- [4] YOUNG S. Kim and Harry ZEITLIN, Separation Science, **6**, 505, (1971).
- [5] YOUNG Sik Kim and Harry ZEITLIN, Separation Science, **7**, 1, (1972).

### III. 1. — Pollution chimique (métaux)

## Urban Areas as a source of lead in coastal waters\*

by

L. FAVRETTO, G. PERTOLDI MARLETTA and L. FAVRETTO GABRIELLI

*Istituto di Merceologia, Università di Trieste, (Italia)*

#### Summary

In the surface sea water of the harbour of Trieste, the pollution by particulate lead as a function of the distance from the principal sewer of the city is considered and the influence of the various sources is discussed. When conditions are favourable to the open sea dispersion, rainwaters and wastewaters collected by the sewer play the major rôle in the pollution of the sea water near the surface outfall. The direct convection of polluted atmosphere by eastern winds is important only in determining the concentration of particulate lead in open sea.

#### Résumé

La pollution par le plomb dans les particules en suspension dans l'eau marine superficielle du port de Trieste a été étudiée en considérant l'influence des diverses sources et de la distance du principal rejet d'eaux d'égout de la ville. En conditions favorables à la dispersion en pleine mer, la pollution la plus intense est déterminée par les eaux d'égout urbaines et pluviales. Le transport direct de l'atmosphère polluée joue un petit rôle et détermine la concentration du plomb en pleine mer.

\* \* \*

#### Introduction

In the Northern Adriatic Sea, the Gulf of Trieste is a protected water basin, in which the pollution from the coastal urban and industrial areas is particularly marked. Automobile exhaust gases are the main source of lead from the urban area of Trieste. Preliminary researchs on the lead content of the urban atmosphere of the city show that the level of lead in a quiet atmosphere can reach up to  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  of lead in air at normal conditions [1]. Under proper wind conditions, lead containing particles are directly

---

\* Research performed with the financial support of the National Research Council of Italy, Committee of Economical, Sociological and Statistical Sciences.

transported to the sea surface. Part of the lead particles can also be stored temporarily in street pavings and in other surfaces, and then mobilized by the first rain [2, 3]. Mixed and aggregated with other terrigenous particles, lead containing dusts finally reaches the sea through the municipal sewers.

In the surface waters (0.5 m under the sea level) of the harbour of Trieste, lead is mainly present in the  $> 0.8 \mu\text{m}$  particulate matter [3]. No significant difference has been observed in collecting particles with  $0.45 \mu\text{m}$  microporous filters [4]. This value is near to the modal value quoted for the particle size distribution of the aerosols [5]. Therefore the particulate nature of airborne lead is maintained also in the marine environment, although in very polluted areas chelating substances from urban waste waters have been suggested as possible solubilizing agents [3]. Particulate lead in the sea water of the harbour of Trieste ranges from 0.3 to 2.15 ng/g in 38 observations collected in a year in a site 400 m off the surface outfall of principal sewer (Chiave) of the city [4].

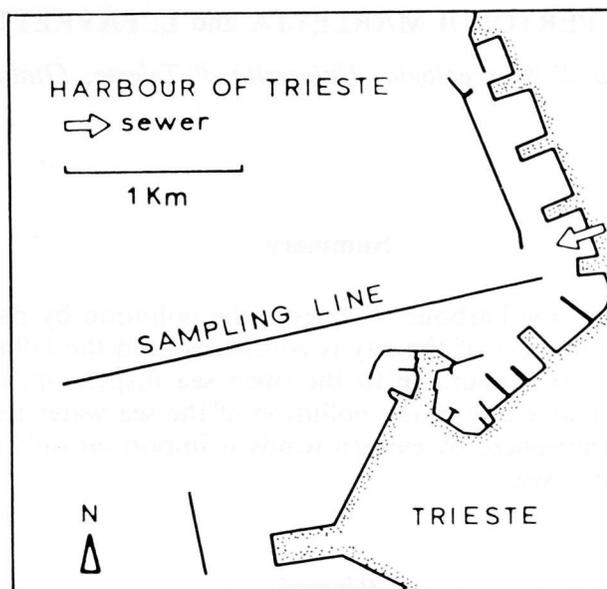


FIG. 1. — Sampling line in the harbour of Trieste.

Further researches were recently planned in order to define the extent of pollution arising in the best conditions of offshore dispersion. In order to increase the sample homogeneity in time, the sampling was carried out in one hour and restricted to a line starting about 400 m from the sewer and with the direction indicated in the figure 1. This direction approaches that of the eastern prevailing wind, locally called Bora, that disperses the pollutant of the atmosphere and of the surface sea water toward the open sea.

#### Sampling and analytical methods

All samples were collected during the great drought of June-July 1976, in order to define the contribution of terrigenous lead transported by the sewer. The first sampling was performed at June 25, 8 days after the last rain, and the second at July 6, 19 days after the last rain. In both cases the ENE-WSW dispersing wind was blowing at about 15 km/h, in the first case already for two days. Samples were collected from 8 to 9 a. m. at 0.5 m under the sea level.

Particulate matter was collected on  $0.8 \mu\text{m}$  microporous filters (Millipore). The analysis of lead was performed with atomic absorption spectroscopy with a reagent-free microsampling system [4]. Duplicate analysis was carried out on the samples, taking the mean for the further processing. Inorganic material was also evaluated by determining gravimetrically the ash at  $500^\circ\text{C}$ .

#### Results and discussion

Figure 2 shows the results obtained in the sampling events. In both cases, the concentration of particulate lead in surface sea water decreases with increasing the distance from the sewer and tends to

a limiting value. In order to evaluate this value, data were interpolated by an hyperbolic model function using a standard non-linear regression program [6] on the CDC processor of the Centro di Calcolo of the University of Trieste. In both cases the root-mean square deviation of the data around the interpolating line indicates that the empirical fitting is quite satisfactory. The analysis of residuals by the runs test agrees with the randomness hypothesis. The limiting value is given by the asymptote, that for the function  $y = a - (bx)/(1 - cx)$  is  $y_A = a - (b/c)$ , where  $x$  is the distance (m),  $y$  the lead content (ng/g).

In the sampled area the contribution of terrigenous lead is almost completely controlled by the particulate matter transported by the torrent Chiave with the rainwater. Near the outfall the contribution decreases gradually from the last rain and reaches a minimum during a prolonged drought, as in the case considered at July 6. This is also roughly shown by the value of the  $a$ -coefficient of the function, which would indicate, other conditions being the same, the concentration of lead at the source : in the first sampling,  $a$  is about ten times higher than that one calculated in the second. The lead content is significantly correlated with the inorganic residue (the linear correlation coefficient was found to be  $+ 0.85$  on 13 observations). The regression line, which has an intercept not significantly different from zero, indicates that lead represents about 0.2 mg/g of the ashed material. Obviously both the polluting airborne particulate lead deposited on the city surfaces and the natural lead from sediments, are included in the term "terrigenous lead". Note also that the latter increases when the artificial mobilization of soils occurs by the inland urban expansion.

In both cases the limiting offshore value is nearly the same (about 0.08 ng/g). As this value is unaffected by the terrigenous contribution, it probably represents mainly the atmospheric pollution to the surface sea water. Lead aerosols are likely transported far away [7] owing to very fine particle size, especially when the atmospheric conditions are favourable to the rapid dispersion of the pollutant over a large area. Further researches are planned in order to consider also cases with unfavourable dispersing conditions.

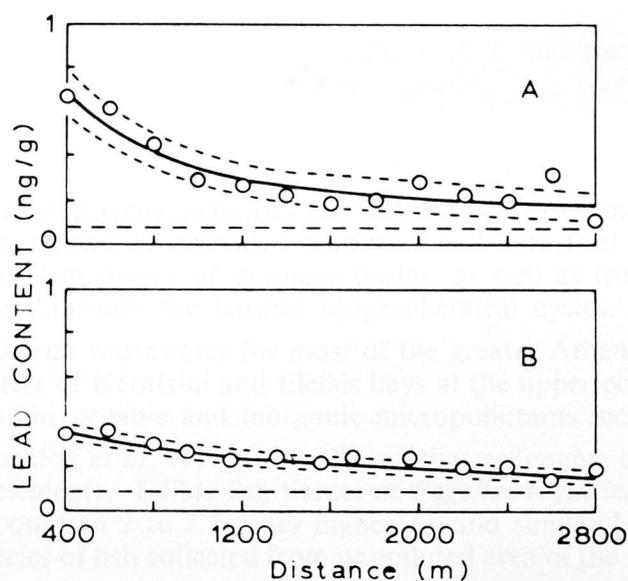


FIG. 2. — Content of particulate lead in sea water as a function of the distance from the sewer outfall. A - June 25, B - July 6, 1976. Observed values are interpolated by the continuous lines given by the following equations :

$$A - y = 4.347 - (0.06266x)/(1 + 0.001467x)$$

$$B - y = 0.511 - (0.0005974x)/(1 + 0.001403x)$$

where  $y$  is the concentration of particulate lead (ng/g) and  $x$  is the distance (m). The root mean square deviation of the observed values from the estimated values is graphically presented as broken lines above and below the interpolating line. The broken line parallel to the abscissa indicates the asymptote.

To conclude, in the surface sea waters of the harbour of Trieste, lead is present at levels less than one part per billion and only near the principal sewer up to 2 ng/g are sometimes observed [4]. As a part of the  $> 0.8 \mu\text{m}$  particulate matter, this lead is likely a settling material in the marine environment and so it is subtracted to an eventual toxic action toward the biosphere.

## References

- [1] L. FAVRETTO, L. FAVRETTO GABRIELLI & G. PERTOLDI MARLETTA. — Determinazione rapida del piombo particellare nell'atmosfera mediante spettrofotometria di assorbimento atomico con un microcampionatore a capsula. *Conv. Metodologie Analitiche Avanzate, Roma* 29 Sept. — 1 Oct. 1976.
- [2] M. I. ABDULLAH & L. G. ROYLE. — The occurrence of lead in natural waters. Proc. Int. Symp. on Environ. *Health Aspects of Lead, Amsterdam* 2 — 6 Oct. 1972, 113-124.
- [3] L. FAVRETTO & L. FAVRETTO GABRIELLI. — Lead mobilization by detergent sequestering agents. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, **33**, 61-66, 1973.
- [4] L. FAVRETTO GABRIELLI, G. PERTOLDI MARLETTA & L. FAVRETTO. — Rapid determination of particulate lead in sea water by a reagent-free microsampling system. *At. Absorpt. Newsletter, in press.*
- [5] P. K. MUELLER, H. L. HELWIG, E. A. ALCOCER, W. K. GONG & E. E. JONES. — Concentration of fine particles and lead in car exhaust. Symp. on Air Pollution Measurement Methods. *Amer. Soc. for Testing and Materials, Special Techn. Publ. N. 352*, 1964.
- [6] D. W. MARQUARDT, T. BAUMEISTER, J. A. SHELDON & R. M. STANLEY. — Least-squares estimation of nonlinear parameters. *E. I. Du Pont de Nemours, Engineering Dept., Wilmington, Delaware*, 1964.
- [7] M. MOROZUMI, T. J. CHOW & C. C. PATTERSON. — Chemical concentrations of pollutant lead aerosols, terrestrial dusts and sea salts in Greenland and Antarctic snow strata. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **33**, 1247-1294, 1969.

# Trace elements in *Sargus annularis* and *Gobius Niger* from polluted and unpolluted areas of the Aegean Sea

by

A.P. GRIMANIS, D. ZAFIROPOULOS and MARIA VASSILAKI-GRIMANI

Department of Chemistry, Nuclear Research Center "Demokritos", Athens, Greece.

## Abstract

Ten trace elements (As, Cd, Cu, Hg, Sb, Se, Zn, Fe, Co and Rb) were determined by Neutron Activation Analysis in the flesh and liver of two edible fishes, *Sargus annularis* and *Gobius niger*, caught from polluted and unpolluted areas of the Aegean Sea. Increased levels of arsenic were found in the flesh of *Sargus annularis* and in the flesh and liver of *Gobius Niger* from polluted sea areas. Slightly elevated concentrations of mercury were also found in the flesh of *Sargus annularis* from the polluted area of Mytilene Harbor. No significant differences were found for all the other elements in flesh and liver of these two fish species between polluted and unpolluted areas. Elevated levels of arsenic and mercury found in these two species of edible fish from polluted areas are not high enough to render them dangerous from human consumption.

\* \* \*

## Introduction

Trace elements from anthropogenic activities and natural processes enter the marine environment. Increasing inputs from various treated or untreated municipal and industrial effluents, agricultural runoff or increased runoff due to the disturbance of drainage basins, as well as from the atmosphere, threaten to alter quantitatively and qualitatively the natural biogeochemical cycles.

The domestic and industrial wastewater for most of the greater Athens, Greece area is discharged into the relatively shallow waters of Keratsini and Elefsis bays at the upper end of Saronikos Gulf. These discharges are known to contain organic and inorganic micropollutants including toxic trace elements.

In a recent study [GRIMANIS *et al*, 1976] it was found that sediments of the upper Saronikos Gulf have elevated levels of trace elements. Edible fish tissues of *Pagellus erythrinus* collected from the Keratsini bay were also found to contain 2 to 2.5 times higher As and similar Hg concentrations compared to those found in the same species of fish collected from unpolluted area of the Aegean Sea [PAPADOPOULOU *et al*, 1973].

In this paper we present the results of a more intensive multielement study, by Neutron Activation Analysis, of the flesh and liver of two species of edible fish (*Sargus annularis* and *Gobius niger*) from polluted and unpolluted areas. These two demersal fish species were selected because they are commonly found and easily caught in the areas of interest.

The purpose of this study was to determine whether edible fish from polluted areas of the upper Saronikos Gulf and Mytilene Harbor have elevated concentrations of toxic elements and can thus become dangerous for human consumption.

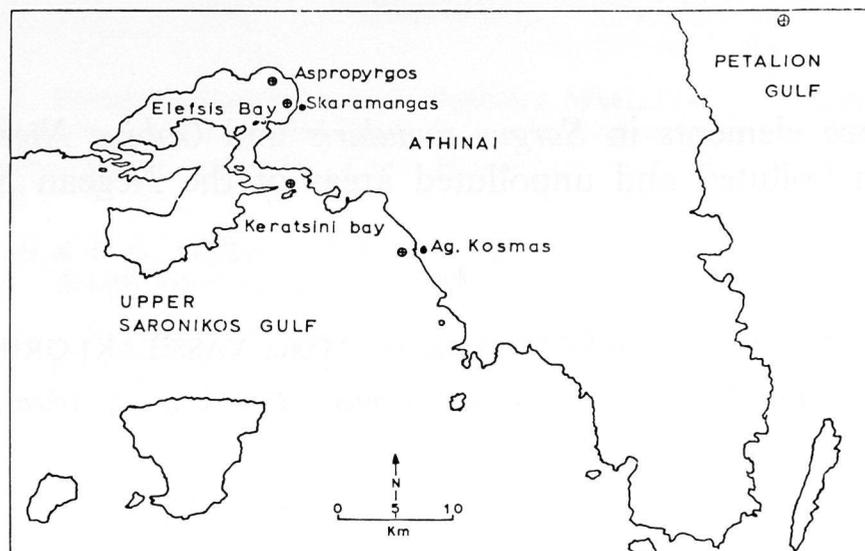


FIG. 1. — Upper Saronikos Gulf and Petalion Gulf Sampling areas.

## Analytical methods

### *Sampling*

The areas selected were :

1. Keratsini Bay. Heavily polluted. The bay receives industrial and domestic waste from the Athens sewage outfall.
2. Elefsis Bay. Polluted due to industrial activity. Two sampling stations were selected there.
3. Aghios Kosmas. This area is slightly affected by the Keratsini sewage outfall.
4. Mytilene Harbor. An area polluted only by domestic sewage and shipping activities.
5. Petalion Gulf. An unpolluted area.

*Sargus annularis* specimens were sampled from the above 6 areas whereas *Gobius niger* were caught only from Keratsini Bay and Mytilene Harbor.

Fish were caught by the authors with the aid of commercial fishermen during the months of October and November 1973. Fish from the Keratsini Bay and Petalion Gulf were caught in January 1974. Samples were kept frozen until analysis. Sampling sites are shown in figures 1 and 2.

Fish from each area were grouped together and their white fleshes and livers removed for analysis. The combined homogenates of individual specimens were used for analysis. Ages, determined by otolith examination, as well as lengths were recorded and shown in Table 1 along with the number of individual specimens in each group.

### *Neutron Activation Analysis (NAA)*

Neutron Activation Analysis (NAA) was used to determine concentrations of trace elements in the flesh and liver of the two fish species. Five trace elements (Co, Fe, Rb, Sb and Zn) were determined by instrumental NAA. For determination of the other five trace elements (As, Cd, Cu, Hg and Se) fast radiochemical separations based on solvent extractions or ion exchange techniques combined with NAA methods were used [GRIMANIS *et al*, 1973], [PAPADOPOULOU *et al*, 1973].

Prior to analysis flesh and liver samples were thawed, then lyophilized and subsequently homogenized by grinding. Approximately 0,25 g of dried samples and solutions of appropriate standards were placed in polyethylene tubes. For irradiations longer than 30 min samples and standards were placed into quartz tubes. Polyethylene or quartz tubes were heatsealed and irradiated at the "Demokritos" swimming pool Reactor of the Nuclear Research Center of Greece, using the rotation system (thermal

neutron flux density  $2.2 \times 10^{13}$  n.cm<sup>-2</sup>. sec<sup>-1</sup>). After irradiation samples and standards were counted either on a 37 cm<sup>3</sup> germanium-lithium drifted detector or on a 7.5 × 7.5 cm NaI(Tl) crystal connected with multichannel analyzers. The data were processed using the routine activation analysis Computer program of our Laboratory ACTANAL 6, [BOCK-WERTHMANN *et al*, 1974] with the aid of the CDC3300 Computer of the Demokritos Center. The experimental parameters used for the determination of trace elements in flesh and liver of the two fish species by NAA are summarized in Table 2.

## Results

Since Petalion Gulf is unpolluted it is assumed that fish from this area will have natural or background concentrations of trace elements in their flesh and livers.

Concentrations of trace elements in flesh and liver of *Sargus annularis* from 6 sampling stations are presented in Tables 3 and 4. Results are mean values (ppm dry weight) of at least duplicate analyses ± standard deviation.

Two times higher levels of As were found in the flesh of *Sargus annularis* from polluted areas than from Petalion Gulf (Table 3). However, this was not observed in liver of the same fish (Table 4).

Cadmium values in both flesh and liver are less than 0.3 ppm in all examined areas. Slightly increased levels of Hg in flesh of *Sargus annularis* were observed in Mytilene Harbor samples. However, no increased Hg levels were observed in either flesh or liver samples from all the other polluted areas relative to the unpolluted Petalion Gulf.

Peak values for Se in *Sargus annularis* liver were found in Petalion Gulf samples. However values in flesh were similar in all 6 areas. Increased values of Fe in *Sargus annularis* livers were observed in all five polluted areas compared to those in Petalion Gulf. Values of Fe in flesh do not show any appreciable variation.

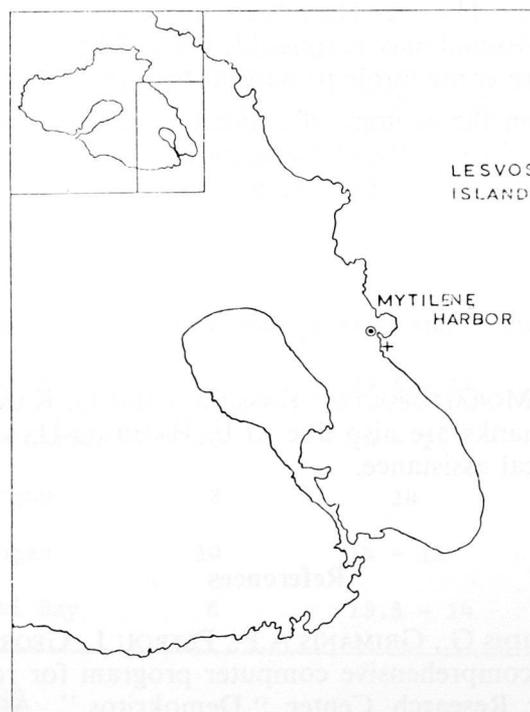


FIG. 2. — Lesvos Island and Sampling area.

No significant differences were found for Cu, Zn, Sb, Co and Rb in flesh and Cu and Zn in liver of *Sargus annularis* samples from all examined areas. Results for Co, Rb and Sb in livers are incomplete.

Concentrations of trace elements (ppm dry weight) in flesh and liver of *Gobius niger* from two polluted areas are shown in Table 5.

Arsenic concentrations in flesh and liver of *Gobius niger* samples from Keratsini Bay, are 8 times and 2 times higher than from Mytilene Harbor, respectively. Keratsini Bay specimens have also slightly increased concentrations of Se in both their flesh and liver. Mercury concentrations are again increased in both the flesh and liver of Mytilene Harbor samples. Cadmium levels are less than 0.3 ppm except in fish liver in Keratsini specimens. All other trace elements determined in flesh and liver of *Gobius niger* do not show any significant differences.

### Discussion

The industrial and urban activities in the upper Saronikos Gulf are reflected in the elevated concentrations of As in *Pagellus erythrinus* [PAPADOPOULOU *et al*, 1973] as well as in *Sargus annularis* and *Gobius niger* found in this study. However, these concentrations are within the range of natural background levels of As reported for edible fish from the West Greenland [BOHN, 1975].

Elevated levels of trace elements have been reported in sediments of the upper Saronikos Gulf. With the exception of As high trace element levels were not found in flesh and liver of the two species of edible fish analyzed in this study. Other investigators [GUINN & DE GOEIJ, 1973], [GUINN *et al*, 1974], [PRESTON, 1973], [HALLCROW *et al*, 1973], [EUSTACE, 1974] have also reported normal concentrations of trace elements in fish caught from polluted areas.

PRESTON, [1973] reports that the mobility of fish and the timescale of their element turnover smooth the temporal and spatial variations in seawater concentrations.

Differences in trace element concentrations found in this study reflect seasonal and geographical variations as well as differences in size, life histories and dietary habits [HARDISTY, *et al*, 1974a], [HARDISTY *et al*, 1974b], [CROSS *et al*, 1973].

*Sargus annularis* and *Gobius niger* from the upper Saronikos Gulf and Mytilene Harbor are not dangerous for human consumption. The max Hg value found in this study in Mytilene Harbor (0.57 ppm, wet weight) is lower than the provisional max permissible limit of 1 ppm (wet weight). On the other hand, As values for these two species are comparable to natural background levels.

More research is needed on the ecology of commercially important fish and on the mechanisms of trace element uptake (chemical form of the element, gill versus food uptake etc.) as well as the relation of trace elements with age or length and dietary habits.

### Acknowledgments

The partial financial support of this work by the National Research Institute is gratefully acknowledged.

We wish also to thank E. MORAITOPOULOU-KASSIMATI and G. KANIAS for fish species identification and age determination. Many thanks are also due to E. HADJELLI-HANDRINO and M. ARAVANTINO-DRAINA for their valuable technical assistance.

### References

- BOCK-WERTHMANN W., PAKAKOSTIDIS G., GRIMANIS A.P., PETROU J., GEORGHIOU D. & VASSILAKI-GRIMANI M. (1974). — *Actanal*. A comprehensive computer program for routine activation analysis using Ge(Li) detectors, Nuclear Research Center "Demokritos", Athens, Greece, Report DEMO 74/15.
- BOHN A. (1975). — Arsenic in marine organisms from West Greenland. *Mar. Poll. Bull.*, **6**, 87.
- CROSS F.A., HARDY L.H., JONES N.Y. & BARBER R.T. (1973). — Relation between total body weight and concentrations of manganese, iron, copper, zinc and mercury in white muscle of bluefish (*Pomatomus saltatrix*) and a bathy-demersal fish *Antimora rostrata*. *J. Fish. Res. Board Can.*, **30**, 1287.
- EUSTACE I.J. (1974). — Zinc, cadmium, copper and manganese in species of finfish and shellfish caught in the Derwent Estuary, Tasmania. *Aust. Jour. Mar. Freshwater Res.*, **25**, 209.

- GRIMANIS A.P., PAKOSTIDIS G., PAPADOPOULOU C., VASSILAKI-GRIMANI M., PAPACHARALAMBUS N., PLASSARAS G. & KOTOULAS D. (1973). — Neutron activation methods for the determination of 14 trace elements in tissue samples. Results obtained with analytical reference materials. *IAEA, Technical Report 157, Vienna*, pp. 29-51.
- GRIMANIS A.P., VASSILAKI-GRIMANI M. & GRIGGS G.B. (1976). — Pollution studies of trace elements in sediments from the upper Saronikos Gulf, Greece. *Proceedings of 1976 International Conference on Modern Trends in Activation Analysis, München, F.R. Germany*, 13-17 Sept. 1976.
- GUINN V.P. & DE GOEIJ J.J.M. (1973). — Environmental/Oceanographic neutron activation analysis trace element studies. *IAEA, Technical Report 157, Vienna*, pp. 163-173.
- GUINN V.P., DI CASA M., DE GOEIJ J.J.M. & YOUNG D.R. (1974). — Neutron activation analysis studies of marine biological species and related marine sediments. *Proceedings, 2nd Int. Conference on Nuclear Methods in Environ. Research, Columbia, Missouri*, July 1974.
- HALLCROW M.W., MACKAY P.W., THORNTON I. (1973). — The distribution of trace metals and fauna in the firth of Clyde in relation to the disposal of sewage sludge. *Jour. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, **53**, 721.
- HARDISTY M.W., HUGGINS R.J., KARTAR S. & SAINSBURY M. (1974a.) — Ecological implications of heavy metal in fish from the Severn Estuary. *Mar. Poll. Bull.*, **5**, 12.
- HARDISTY M. W., KARTAR S. & SAINSBURY M. (1974b). — Dietary habits and heavy metal concentrations in fish from the Severn Estuary and Bristol Channel. *Mar. Poll. Bull.*, **5**, 61.
- PAPADOPOULOU C., GRIMANIS A.P. & HADJISTELIOS I. (1973). — Mercury and arsenic in a fish collected in polluted and nonpolluted sea waters. *Thalassia Yugoslavica*, **9**, 211.
- PRESTON A. (1973). — Heavy metals in British waters. *Nature*, **242**, 95.

NUMBER, LENGTH AND AGE OF FISHES  
ANALYZED FROM EACH SAMPLING AREA

	Number of individual specimens	Length (cm)	Age (years)
<u>Sargus annularis</u>			
1. Petalio Gulf	9	11 - 14	2 - 5
2. Aghios Kosmas	10	12.5 - 14	3
3. Mytilene Harbor	10	14 - 15	3 - 4
4. Aspropyrgos	3	14	1 - 2
5. Skaramangas	10	14 - 15	2
6. Keratsini Bay	6	13.5 - 14	2 - 3
<u>Gobius niger</u>			
3. Mytilene Harbor	20	12 - 13	1 - 2
6. Keratsini Bay	5	11 - 12	2

Table 1

T A B L E 2

EXPERIMENTAL PARAMETERS USED FOR THE DETERMINATION OF TRACE ELEMENTS  
IN FLESH AND LIVER OF SARGUS ANNULARIS AND GOBIUS NIGER BY NAA

Elements	Irradiation time	Cooling time	Method	Counting time	Detector used
As, Cu	30 min	2 d	R S <sup>a</sup>	10 min	NaI
Cd, Zn	8 h	12 d	R S	60 min	Ge(Li)
Se, Hg	2 h	12 d	R S	30 min	NaI
Co, Fe, Rb Sb and Zn	35 h	45 d	N D <sup>b</sup>	60 min	Ge(Li)

<sup>a</sup> R S = Radiochemical separations

<sup>b</sup> N D = Nondestructive method

T A B L E 3

CONCENTRATIONS OF TRACE ELEMENTS IN FLESH OF SARGUS ANNULARIS FROM 6 SAMPLING STATIONS (ppm dry weight)

ELE- MENT	UNPOLLUTED AREA	SLIGHTLY POLLUTED AREA	P O L L U T E D    S E A    A R E A S			
	PETALION GULF	AGHIOS KOSMAS	MYTILENE HARBOR	E L E F S I S ASPROPYRGOS	B A Y SKARAMANGAS	KERATSINI BAY
As	2.5 ± 0.5	4.8 ± 1.1	9.1 ± 2.3	6.4 ± 0.4	7.1 ± 0.9	7.3 ± 1.3
Cd	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3
Cu	1.7 ± 0.4	1.2 ± 0.3	1.7 ± 0.5	1.0 ± 0.3	1.2 ± 0.3	1.4 ± 0.4
Hg	0.86 ± 0.24	0.75 ± 0.19	1.9 ± 0.5	0.30 ± 0.04	0.39 ± 0.03	0.14 ± 0.02
Sb	0.02 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.04 ± 0.01	0.04 ± 0.01	0.04 ± 0.01
Se	1.4 ± 0.2	0.90 ± 0.22	1.1 ± 0.2	0.90 ± 0.09	1.1 ± 0.07	1.0 ± 0.2
Zn	71 ± 20	62 ± 10	70 ± 12	43 ± 9	37 ± 6	64 ± 2
Fe	28 ± 4	40 ± 10	29 ± 8	37 ± 4	26 ± 6	23 ± 2
Co	0.035 ± 0.004	0.05 ± 0.01	0.05 ± 0.01	0.03 ± 0.004	0.03 ± 0.007	0.03 ± 0.005
Rb	2.5 ± 0.7	—	1.9 ± 0.4	2.0 ± 0.3	2.9 ± 0.4	1.4 ± 0.3

T A B L E 4

CONCENTRATIONS OF TRACE ELEMENTS IN LIVER OF SARGUS ANNULARIS FROM 6 SAMPLING AREAS (ppm dry weight)

ELE- MENT	UNPOLLUTED AREA	SLIGHTLY POLLUTED AREA	P O L L U T E D S E A A R E A S			
	PETALION GULF	AGHIOS KOSMAS	MYTILENE HARBOR	E L E F S I S B A Y ASPROPYRGOS	SKARAMANGAS	KERATSINI BAY
As	30 ± 7	18 ± 5	26 ± 9	20 ± 4	18 ± 6	29 ± 10
Cd	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3
Cu	31 ± 7	33 ± 5	35 ± 4	22 ± 7	23 ± 4	25 ± 5
Hg	1.1 ± 0.1	1.2 ± 0.4	0.70 ± 0.37	1.2 ± 0.3	0.51 ± 0.12	0.36 ± 0.04
Se	6.6 ± 0.7	4.3 ± 0.2	4.5 ± 0.4	2.6 ± 0.4	2.9 ± 0.5	4.0 ± 0.2
Zn	83 ± 30	95 ± 19	111 ± 19	73 ± 17	52 ± 15	63 ± 11
Fe	1300	8600	3300	5200	6700	—

T A B L E 5

CONCENTRATIONS OF TRACE ELEMENTS IN FLESH AND LIVER  
OF GOBIUS NIGER FROM 2 POLLUTED AREAS (ppm dry weight)

ELE- MENT	MYTILENE HARBOR		KERATSINI BAY	
	FLESH	LIVER	FLESH	LIVER
As	18 ± 4	8.4 ± 2	142 ± 10	17 ± 5
Cd	<0.3	<0.3	<0.3	0.91 ± 0.06
Cu	1.3 ± 0.3	6.1 ± 1	0.89 ± 0.16	8.1 ± 2
Hg	0.33 ± 0.07	0.72 ± 0.12	0.08 ± 0.02	0.38 ± 0.02
Se	0.75 ± 0.08	1.6 ± 0.2	1.4 ± 0.1	2.6 ± 0.3
Zn	48 ± 5	15 ± 3	58 ± 6	22 ± 4
Sb	0.02 ± 0.005	—	0.01 ± 0.005	0.03 ± 0.002
Fe	15 ± 3	3500	25 ± 10	—
Rb	2.6 ± 0.3	—	2.6 ± 0.4	0.78 ± 0.02

# Trace Elements in *Acartia clausi* from Elefsis Bay of the Upper Saronikos Gulf, Greece

by

D. ZAFIROPOULOS and A.P. GRIMANIS

*Department of Chemistry Nuclear Research Center "Demokritos" Athens, Greece.*

## Summary

Twelve trace elements (antimony, arsenic, cadmium, chromium, cobalt, copper, iron, manganese, mercury, scandium, selenium and zinc) were determined by neutron activation analysis in *Acartia clausi* from Elefsis Bay of the Upper Saronikos Gulf, Greece. During the first cruise (January 1974) higher levels of most of these trace elements were found in this copepod collected from a polluted area of the bay. This trend however was not observed during the second cruise (February 1974) possibly due to the termination of the active vertical convection. Lower levels of cobalt, similar levels of iron and slightly increased levels of chromium were found in Elefsis Bay *Acartia clausi* from those reported in *Acartia clausi* from the Bay of Roquebrune. Slightly increased concentrations of antimony and zinc as well as lower concentrations of arsenic and cadmium were found in *Acartia clausi* than those reported in copepoda.

No significant differences were found for copper, manganese and mercury. More data are needed to confirm if higher levels of antimony, chromium and zinc found in *Acartia clausi* are due to the pollution of the bay.

\*  
\* \*

## Introduction

Elefsis Bay is a small semi-enclosed bay at the head of Saronikos Gulf. The bay receives effluents from at least 25 large industries including petroleum refineries, shipyards, steel works, foundries, chemical, electrochemical and cement factories, all of which are known to have heavy metal discharges [DEAN *et al*, 1972]. The bay also receives domestic sewage from the town of Elefsis. Trace elements and heavy metals entering the bay will be diluted by advection and removed by physical, chemical or biological processes. High concentrations of trace elements in the Elefsis Bay sediments have been recently reported [GRIMANIS *et al*, 1976] and suggest a possible removal of trace elements from the water column to the sediments.

MARTIN & KNAUER [1973] report that both phytoplankton and zooplankton play a major role in the biogeochemical cycles of trace elements not only because they can concentrate large quantities of heavy metals from sea water and pass it along the food chain, but also because they can redistribute trace elements by sinking of planktonic skeletal structures, organic detritus and fecal pellets, moulting of crustacean exoskeletons and vertical migrations.

During the winter months of 1973 zooplankton samples from Elefsis Bay were found to be practically monospecific, 99 % of the individuals being *Acartia clausi* [YANNOPOULOS & YANNOPOULOS, 1974]. *Acartia clausi* was also found to be the most abundant (30 % of the individuals) zooplankton species in Saronikos Gulf. The same authors report that recent observations elsewhere in the Mediterranean suggest

that *Acartia clausi* is very abundant in polluted waters. It seemed therefore worth while to investigate the levels of trace elements in *Acartia clausi* samples from Elefsis Bay since this copepod, being very abundant in polluted areas of the Mediterranean, may play an important role in the cycling and redistribution of trace elements in these ecosystems and may prove to be a useful trace element indicator organism.

In this preliminary study we report data obtained on the concentrations of As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Sb, Sc, Se, and Zn determined by Neutron Activation Analysis in *Acartia clausi* samples collected from Elefsis Bay during two winter cruises in 1974.

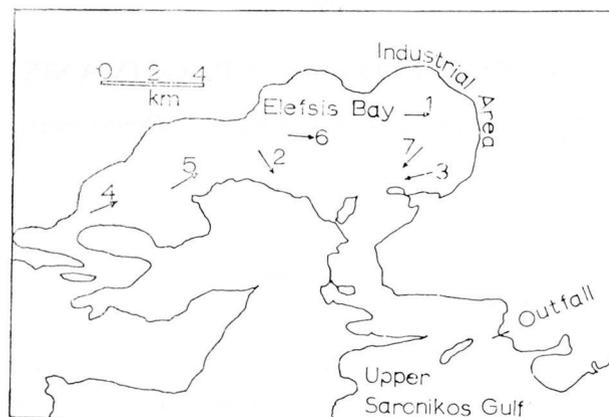


FIG. 1. — Sampling stations.

### Sampling methods

Zooplankton samples were obtained by oblique near surface tows on the 21st of January (stations 1, 2 and 3) and the 16th of February 1974 (stations 4, 5, 6 and 7) (Fig. 1). A 0.6 m diameter nylon net with a 250 $\mu$  mesh size was used. The net was equipped with a PVC cod end and a synthetic resin coated metal ring to prevent metal contamination of the sample. Samples consisted mainly (99%) of *Acartia clausi* [YANNOPOULOS, *personal communication*]. Samples were immediately frozen after collection. Prior to analysis samples were inspected under a stereoscope and foreign particles removed using an eyedropper and by successive filtration through nets of 1800 and 950 $\mu$  mesh size. Samples were lyophilized and subsequently homogenized by grinding.

### Analytical methods

Neutron activation analysis was used to determine the concentrations of trace elements in the zooplankton samples. Seven elements (Co, Cr, Fe, Mn, Sb, Se and Zn) were determined by instrumental neutron activation analysis. For the determination of the other five, fast radiochemical separation based on solvent extraction or ion exchange techniques combined with neutron activation analysis (NAA) methods were used [GRIMANIS *et al.*, 1973], [PAPADOPOULOU *et al.*, 1973].

Approximately 0.05 gr of dried sample and solutions of appropriate standards were placed in polyethylene tubes. For irradiations longer than 30 minutes samples and standards were placed into quart tubes. Polyethylene or quartz tubes were heat sealed and irradiated at the „Democritos” swimming pool reactor of the Nuclear Research Center of Greece, using the rotation system (thermal Neutron flux density  $2.2 \times 10^{13}$  ncm<sup>-2</sup> sec<sup>-1</sup>).

Samples were counted either on a 37 cm germanium-lithium drifted detector or on a 7.5 cm  $\times$  7.5 cm NaI (Te) crystal connected with multichannel analyzers.

The experimental parameters used for the determination of trace elements in zooplankton by N.A.A. are summarised in table 1.

### Results and discussion

Concentrations of As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Sb, Sc, Se and Zn in 7 *Acartia clausi* samples are presented in table 2. Results are mean values, in ppm dry weight, of duplicate analyses. Mean concen-

trations of samples taken during the same cruise as well as overall means are also shown. The  $\pm$  limits shown in the same table denote standard deviations among the individual values of the sample.

Samples taken during the first cruise (stations 1,2 and 3) show elevated concentrations for As, Co, Cu, Fe, Mn, Sb, Sc, Se and Zn compared to concentrations found in samples collected during the second cruise (stations 4,5,6 and 7). For Hg no significant differences were found between the two cruises whereas for Cd and Cr samples taken during the second cruise show higher concentrations. For most elements, concentrations during the first cruise increase towards the south east end of the bay (stations 2,1 and 3) However this trend was not repeated during the second cruise.

This small increase of concentrations of most elements in *Acartia clausi* samples, collected during the first cruise, infers pollution due to the effluents of industries which are situated at the eastern side of the bay and possibly the input of pollutants from the Athens sewage outfall through the eastern passage. COACHMAN *et al.* [1973] report a net circulation through Elefsis Bay from west to east in January 1973. This would have the effect of lowering trace element concentrations in the water column by mixing of Elefsis Bay water with the cleaner, incoming through the western passage water, and result in the observed lower concentrations in *Acartia clausi* towards the middle part of the Bay. On the other hand the net west to east circulation does not exclude at times, the input of pollutants from the Athens sewage outfall through the eastern channel. The absence of this trend during the February cruise could be the result of the observed termination of the active vertical convection by the end of January [COACHMAN *personal communication*] and the subsequent change of physical and chemical characteristics and circulation patterns of the bay. No seawater analyses were made in the present study to verify these conclusions. The differences observed between the two cruises are probably the results of a difference in the zooplankton moulting stage, which MARTIN & KNAUER [1973] report to affect trace element concentrations in zooplankton or reflect different trace element concentrations in seawater due to the changing physical conditions.

Concentrations of trace elements in Elefsis Bay *Acartia clausi* (range and overall mean  $\pm$  standard deviation) as well as in *Acartia clausi* and copepods from other areas, reported by other investigators are summarised in table 3. Lower values of Co, similar values of Fe and slightly increased values of Cr were found in Elefsis Bay *Acartia clausi* than those reported in *Acartia clausi* from the Bay of Roquebrune [FUKAI & BROQUET, 1965].

Since as far as we know data on the concentrations of trace elements in *Acartia clausi* are limited to the above elements, values for As, Cd, Cu, Hg, Mn, Sb, and Zn are compared with those reported for zooplankton samples consisting mainly of copepoda [BOHN, 1975] [LEATHERLAND *et al.*, 1973], [MARTIN, 1970], [MARTIN & KNAUER, 1973], [NICHOLLS *et al.*, 1959].

Slightly increased levels of Sb and Zn as well as lower levels of As and Cd were found in Elefsis Bay *Acartia clausi* compared to those in copepoda. No significant differences were observed for Cu, Hg and Mn.

The reasons for the differences between trace element concentrations found in this study and those reported in the literature are very complex. Species composition and environmental factors such as temperature, salinity and trace element concentrations in sea water will affect concentrations in zooplankton.

MARTIN [1970] assumes that the most important uptake mechanism of several trace elements, especially Zn, by copepoda, is surface adsorption on their exoskeletons. He concludes that moulting characteristics of copepoda, physical factors and concentrations of the elements available for uptake will affect the concentrations of trace elements in these organisms.

Thus the increased levels of Cr, Sb and Zn found in *Arcadia clausi* samples do not necessarily reflect increased trace element concentrations in sea water due to the input of industrial effluents in the bay.

It is interesting to note that although for the rest of the trace elements determined in *Acartia clausi* levels were similar or lower than those reported in the literature for copepods, industrial activities at the eastern part of the bay seem to result in trace element pollution as shown by the trend of increasing concentrations of most elements towards that part of the bay. This preliminary study suggests the need for further investigation on the geographical and seasonal patterns of trace element concentrations in both zooplankton and seawater from Saronikos Gulf and unpolluted areas of the Aegean Sea as well as polluted areas of the Mediterranean, where *Acartia clausi* has been reported to be abundant.

TABLE 1  
Experimental parameters used for the determination of trace elements in zooplankton by NAA

Elements	Irradiation time	Cooling time	Method of analysis	Detector used
Mn	1 min	2 hours	non destructive	Ge (L <sub>1</sub> )
As, Cu	30 min	2 days	destructive	NaI
Hg, Se	4 hours	12 days	destructive	Ge (L <sub>1</sub> )
Cd	15 hours	13 days	destructive	NaI
Co, Cr, Fe, Sc, Sb, Zn	30 hours	45 days	non destructive	Ge (L <sub>1</sub> )

TABLE 2

Trace element concentrations in Elefsis bay <i>Acartia clausi</i> (ppm dry weight)												
Irst cruise	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Sb	Sc	Se	Zn
St 1	—	0.55	0.30	1.51	—	766	0.38	18.6	0.32	0.05	1.74	1090
St 2	2.2	0.49	0.23	1.68	49.0	499	0.23	11.6	0.24	0.05	2.37	1190
St 3	4.0	—	0.51	5.25	107	2230	0.25	—	1.06	—	2.08	2500
Mean	3.1	0.52	0.35	2.81	77.9	1150	0.29	15.1	0.54	0.05	2.40	1600
2nd cruise												
St 4	—	0.74	0.25	1.97	—	420	0.28	5.60	0.07	0.04	1.62	1160
St 5	4.0	0.84	0.27	4.67	52.6	472	0.16	7.50	0.10	0.03	1.51	1200
St 6	1.6	—	0.20	4.45	34.9	495	0.32	10.5	0.29	0.02	1.01	800
St 7	2.5	0.57	0.19	3.75	33.5	332	0.44	1.90	0.06	0.03	1.09	970
Mean	2.7	0.72	0.23	3.71	40.3	430	0.30	6.40	0.13	0.03	1.31	1030
Overall mean	2.9 ± 0.5	0.61 ± 0.07	0.28 ± 0.04	3.26 ± 0.64	55.3 ± 12	73.8 ± 274	0.29 ± 0.04	9.3 ± 2.6	0.31 ± 0.14	0.04 ± 0.01	1.86 ± 0.3	1270 ± 230

TABLE 3

Trace element in *Acartia clausi* and copepoda  
(ppm dry weight, mean values in parenthesis)

Element	Elefsis bay <i>Acartia clausi</i>	Bay of Roquebrune <i>Acartia clausi</i>	Copepoda
As	1.6-4.0 (2.9)	—	6.0 - 14.5 (2), (3)
Cd	0.49-0.84 (0.61)	—	2 - 12 (4), (5), (6)
Co	0.19-0.30 (0.28)	1.3 (1)	—
Cr	1.51-5.25 (3.26)	1.5 (1)	—
Cu	34.0-107 (55.3)	—	9 - 90 (5), (6)
Fe	330-2230 (738)	1,040 (1)	—
Hg	0.16-0.44 (0.29)	—	0.04 - 0.50 (5), (6)
Mn	6.40-18.6 (9.3)	—	3-33 (4), (5)
Sb	0.06-1.1 (0.31)	—	0.04 (6)
Sc	0.02-0.06 (0.04)	—	—
Se	1.01-3.08 (1.86)	—	—
Zn	800-2500 (1270)	—	50 - 1200 (4), (5)

(1) Fukai and Broquet, 1965 (2) Bohn, 1975 (3) Leatherland *et al* 1973  
(4) Martin, 1970 (5) Martin and Knauer, 1973 (6) Nicholls *et al*, 1959

### Acknowledgements

The authors wish to thank the National Institute of Research of Greece for the financial support, C. YANNOPOULOS for his valuable help in preparing the sampling program and the Institut of the Oceanographic and Fisheries Research of Greece for providing a research vessel.

Many thanks are also due to E. HATZELI-HANDRINO and M. ARAVANTINO-DRAINA for their valuable technical assistance.

### References

- BOHN A. (1975). — Arsenic in marine organisms from West Greenland *Mar. Pollut. Bull.*, **6**, 87-89.
- COACHMAN L.K., HOPKINS T.S. & DUGDALE R.C. (1973). — Water masses of Saronikos Gulf in winter. *Proceedings, Symp. on the Biology of the Eastern Mediterranean, Malta*, Sept. 1973.
- DEAN J.D., BOSQUI F.L. & LANOUEE K.H. (1972). — Removing heavy metals from waste water. *Environ. Sci. Technol.*, **6**, 518-522.
- FUKAI R. & BROQUET D. (1967). — Distribution of chromium in marine organisms. *Bull. Inst. Oceanogr. Monaco*, **65**, n° 1336,3-19.
- GRIMANIS A.P., VASSILAKI-GRIMANI M., PAPA KOSTIDIS G., PAPADOPOULOU C., PAPACHARALAMBUS N., PLASSARAS G. & KOTOULAS D. (1973). — Neutron activation analysis methods for the determination of 14 trace elements in tissue samples. Results obtained with analytical reference materials. *IAEA, Technical Report 157, Vienna*, pp. 29-51.
- GRIMANIS A.P., VASSILAKI-GRIMANI M. & GRIGGS G.B. (1976). — Pollution studies of trace elements in sediments from the upper Saronikos Gulf, Greece. *Proceedings of 1976 International Conference on modern trends in activation analysis, München, F.R. of Germany*, Sept. 1976, accepted for publication.
- LEATHERLAND T.M., BURTON J.D., CULKIN F., MC CARTNEY M.J. & MORRIS R.J. (1973). — Concentrations of some trace metals in pelagic organisms and of mercury in North West Atlantic ocean water. *Deep Sea Research*, **20**, 679-685.
- MARTIN J.H. (1970). — The possible transport of trace metals via moulted copepod exoskeletons. *Limnol. Oceanogr.*, **15**, 756-761.
- MARTIN J.H. & KNAUER G.A. (1973). — The elemental composition of plankton. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **37**, 1639-1652.
- NICHOLLS G.D., CURE H. JR & BOWEN V.T. (1959). — Spectrographic Analyses of *Marine Plankton*. *Limnol. Oceanogr.*, **4**, 472-478.
- PAPADOPOULOU G., GRIMANIS A.P. & HADJISTELIOS I. (1973). — Mercury and arsenic in a fish collected in polluted and nonpolluted sea waters. *Thalassia Jugoslavica*, **9**, 211-218.
- YANNOPOULOS C. & YANNOPOULOS A. (1974). — Zooplankton biomass in the Saronikos Gulf. *Saronikos Systems Project, special Report No A 74-9*, Department of Oceanography, University of Washington, pp. 71-89.

Zinc content in otoliths  
of *Scober japonicus colias* from the Aegean Sea,  
versus age and total body length

by

C. PAPADOPOULOU, G. KANIAS and E. MORAITOPOULOU-KASSIMATI

*Nuclear Research Center "Demokritos", Athens (Greece)*  
*Greek Institute of Oceanographic and Fishing Research, Athens (Greece)*

**Abstract**

The zinc content in otoliths of *Scober japonicus colias* has been determined by instrumental neutron activation analysis. Six groups of twelve species of the same age selected from three areas of the Aegean sea have been analysed. The zinc content was found to be a linear function with a negative slope, in two cases, of the age and body length.

**Résumé**

Les teneurs en zinc dans les otolithes du poisson *Scober japonicus colias* ont été déterminées par l'analyse par activation instrumentale. Six groupes de douze poissons du même âge sélectionnés de trois régions de la mer d'Égée ont été analysés. La teneur en zinc trouvée est une fonction linéaire avec pente négative, dans les deux cas, de l'âge et de la longueur du poisson.

\*  
\* \*

**Introduction**

Chemical and physical conditions relatively constant, characterize the marine environment. Therefore, the marine organisms adapted to these conditions would hardly accept sudden changes in their environment caused by pollutants in general.

The unusual presence of new substances and trace elements, in high level in sea water, poses a problem for the development and survival of the marine population.

In order to reveal the extent of the hazard caused to the organisms from the effects of pollutants, a systematic study of the population dynamic parameters (i.e. growth rate, mortality etc.) or the behavioral pattern, should be undertaken for several cycles of life.

Zinc is a constituent of many metalloenzymes, proteins and structural cellular components, but is listed also among the high potential pollutant elements [BOWEN 1966]. High concentrations of zinc in the sea may occur from the discharge of industrial wastes (mining, electroplating, synthetic fibre production) [BRYAN 1971].

In addition to this, the radionuclide  $^{65}\text{Zn}$  deriving from radioactive waste discharge and fallout in the sea, has also been detected in various organisms [ROBERTSON, 1968, FOLSON *et al* 1963, MC CAWLY 1971].

Studies on the zinc content in marine species have been reported by VINOGRADOV, 1953, and GOLDBERG, 1963.

The research work on the chemical composition of skeletal formations is concerned mostly with the bones of the fish [VINOGRADOV 1953, *Radioecology*, PAPADOPOULOU *et al.* 1972].

Among the skeletal formations of fish, the otoliths are of a special importance because of their role in the balance, the movement and therefore the survival of fish population.

To the best of our knowledge data on the trace element content of the fish otoliths are limited only to the work dealing with the determination of certain element oxides given by VINOGRADOV, 1953.

This work is dealing with the determination of zinc content in otoliths of the fish *Scober japonicus colias*, and the correlation of this content with the age and total body length variation.

The analytical method applied was  $\gamma$ -spectrometry after activation of the samples by neutrons.

*Scober japonicus colias* belonging to the pseudo-migratory species has a commercial value for Greece. It takes his food (planktonic organisms and small fishes), from the bottom to the sea surface because of its vertical motion and this is essential for the study of the pollutant transport through the food chain in the sea.

The features mentioned above led to the selection of this species.

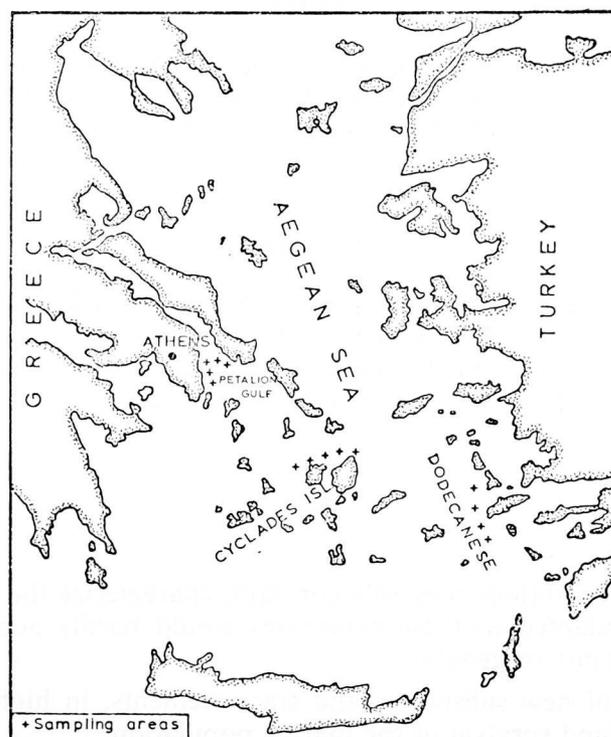


FIG. 1. — Sampling areas from the Aegean Sea.

## Experimental

### *Sampling*

The fish samples were collected from three areas of the Aegean Sea. (Dodecanese, Cyclades islands - Petalion Gulf), Fig. 1.

The collection was done in a seven month period from March to October 1969.

*Sea water salinity and temperature of the sampling areas was as follows :*

Sampling Area	S ‰	T (°C)
Dodecanese	38-39	12-24
Cyclades Islands	39	13-25
Petalion Gulf	38-39	12-24

Fish samples were grouped together according to the fishing areas, age and total body length.

Fish otoliths were taken out of the head very carefully and were used for the analytical work. Age determination, total body length, and some other biometrical parameters were recorded for each individual. Twelve animals were used from the zinc analysis from each group. From the Dodecanese sampling area one year old fish, as well as from the area of Petalion Gulf, two and three years old fish, were not found. Therefore 180 individuals of *Scober j. colias* were used for the determination of zinc in the otoliths.

### Apparatus

A Ge(Li) detector of 37 cm<sup>3</sup> connected with an Intertechnique 4000-channel pulse-height analyser (Model Didac 4000) was used for the determination of Zn in otoliths.

### Neutron Activation Analysis (NAA)

Instrumental neutron activation analysis was used for the determination of zinc in the fish otoliths. The dried, at 65° C for 48h, samples were placed in quartz tubes. An aliquot (0.2 ml) of the zinc standard solution was also placed in identical quartz tubes.

Samples and Standards were irradiated together in the Nuclear Research Center "Demokritos" reactor at a thermal flux  $2.2 \times 10^{13}$  n.cm<sup>-2</sup> sec<sup>-1</sup> for 100 hours.

After a 50 day cooling-time the  $\gamma$ -radiation spectrum of the <sup>65</sup>Zn was measured on the multi-channel analyser.

### Results

The results obtained from this study are listed in Table 1 where the mean values of the total body length of *Scober japonicus colias* and the zinc content in the fish otoliths versus age are given for samples collected from three sampling areas of the Aegean sea. The mean values are presented with a standard deviation derived from twelve individuals. The three sampling areas selected from the Greek waters are seeing in Fig. 1, while in Fig. 2 the variation of zinc content in the otolith samples versus age is presented for all the three areas mentioned above.

TABLE 1

Mean values\* of parameters indicating the total body length (L<sub>1</sub>) of *Scober J. colias* and the zinc content (ppm in dry matter) in the fish otoliths versus age, in samples collected from Aegean sea areas.

Sampling areas	Parameters	Age (years)					
		I	II	III	IV	V	VI
Dodecanese	L <sub>1</sub> (cm)	—	26.6	28.3	29.9	31.3	33.2
	Zn (ppm)	—	35±9.5	33±6.3	27±10	12±3.5	7.4±1.6
Petalion Gulf	L <sub>1</sub> (cm)	20.0	—	—	30.0	32.3	33.7
	Zn(ppm)	16±9.5	—	—	12±4.4	10±4	7.2±1.8
Cyclades Islands	L <sub>1</sub> (cm)	24.6	27.0	28.2	30.1	31.8	36.0
	Zn (ppm)	43±6.5	67±26	20±7.4	21±11	21±10	20±9

\* with stand. deviation from 12 samples.

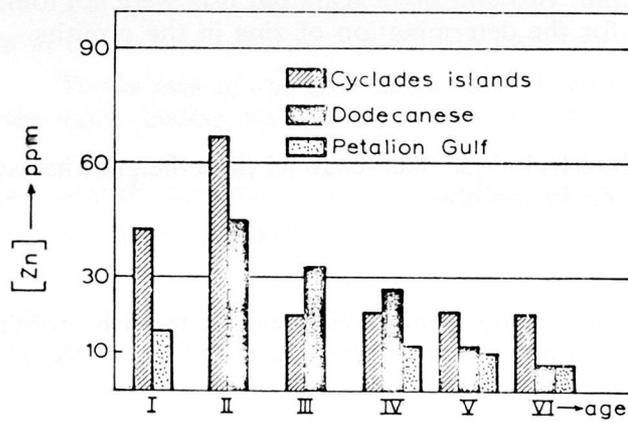


FIG. 2. — Variation of the Zn content in otoliths of the *Scober japonicus colias* versus the age from three representative areas of the Aegean sea.

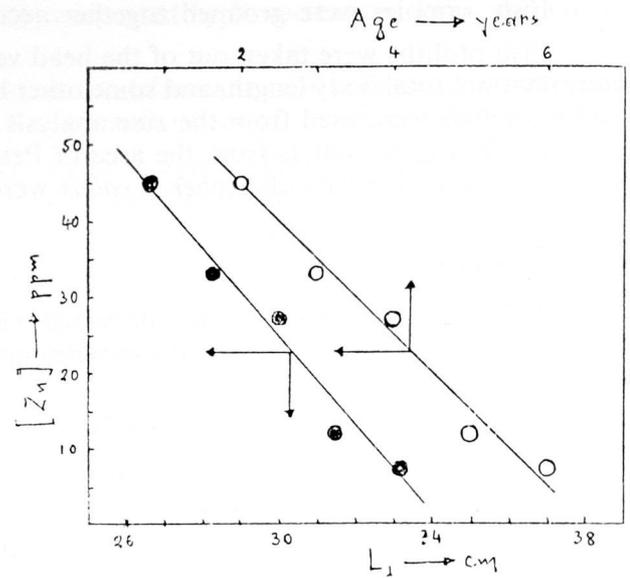


FIG. 3. — Correlation of the body length ( $L_1$ ) and age with the zinc content in otoliths of *Scober japonicus colias* collected from Dodecanese sea area.

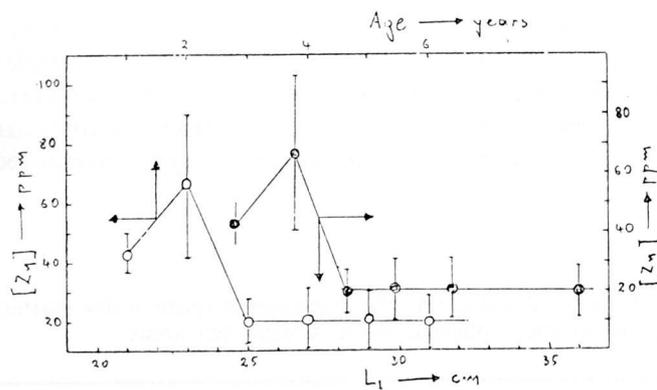


FIG. 4. — Correlation of the body length ( $L_1$ ) and age with the zinc content in otoliths of *Scober japonicus colias* collected from Cyclades islands area.

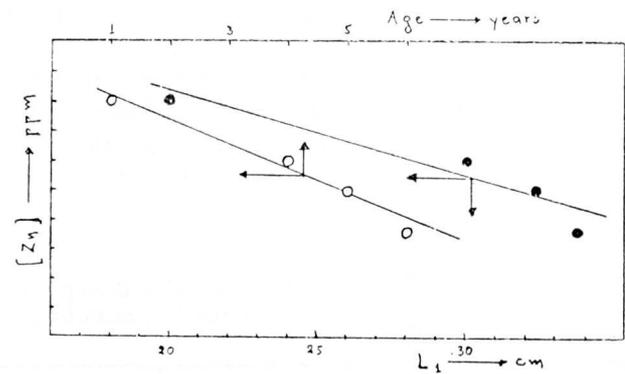


FIG. 5. — Correlation of the body length ( $L_1$ ) and age with the zinc content in otoliths of *Scober japonicus colias* collected from Petalion gulf area.

## Discussion

The content of zinc in the otoliths of *Scober japonicus colias* is formed to vary from about 7 to 70 ppm. Comparison with data from the literature is not feasible because they are lacking. The fact that organs and bones of marine animals are storage sites for certain metals even under normal conditions [BRYAN, 1971] led us to study systematically the role which fish otoliths play in the storage activity, especially for the biologically essential trace elements. It can be noted from Fig. 2 that the variation of the zinc concentration seems to follow the same general pattern in the three areas. Therefore the body length and age were plotted against the zinc content in otoliths of the fish from the areas studied (Fig. 3,4, 5). This correlation led in two cases (Fig. 3,5) to a linear variation of the element concentration having a negative slope. In the case of Fig. 2 the tail of the curve is also varying linearly but the slope is zero. The point of the measurements marked with their standard deviation range show that the uncertainty in tracing the initial part of the curve is important but however the zinc values are double and higher in the young and small fish than the older of three years which have a constant content.

The general conclusion from the figures discussed above is that the zinc content in otoliths is a function inversely proportional of the age and length of *Scober j. colias*. The decrease of the metal concentration in the older species could be attributed to metabolic factor differences, to food intake of larger fish or to the fish movement. These are possibly connected with the peculiarities encountered in Fig. 2.

The analytical and biometrical results of this work seems to be connected with the normal development and growth of certain fish populations. Therefore, the correlation of zinc content in otolith with morphological or biometrical parameters could be used for detecting in the right moment the harmful effects caused by this element to the organism, if the validity of this correlation is holding in many species. It is to be noted that a decrease of the zinc content in the tissues of *Platyichthyes flesus* with the age was found by HARDISTY *et al* (1974). The same relation of Zn was found in fish tissues by CROSS *et al.* (1973).

In order to understand the process which regulates the trace metal concentration in skeletal formations, a more extended study of the metal content in the tissues and organs of the fish species is needed.

## References

- [1] BOWEN H.J.M. (1966). — Trace elements in Biochemistry. *Academic Press*. London and New-York.
- [2] BRYAN G.W. (1971). — The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. *Proc. Roy. Soc. Lond. B.* **177**, 389-410.
- [3] CROSS F.A. *et al.* (1973). — Relation between total body weight and concentrations of manganese, iron, copper, zinc and mercury in white muscle of bluefish (*Pomatomus saltatrix*) and a bathyl-demersal fish *Antimora rostrata*. *J. Fish. Res. Board Can.* **30**, 1287-1291.
- [4] FOLSOM T.R. *et al.* (1963). — Manganese-54 and zinc-65 in coastal organisms of California. *Nature* **200**, p.p. 327-329.
- [5] GOLDBERG E. (1965). — Review of trace element concentrations in marine organisms. *Puerto Rico Nuclear Center*, Puerto Rico, 535, p.
- [6] HARDISTY M.W. *et al.* (1974a). — Ecological implications of heavy metal concentrations in fish from the Severn Estuary. *Mar. Poll. Bull.*, **5**, 12-15.
- [7] HARDISTY M.W. *et al.* (1974b). — Dietary habits and heavy metal concentrations in fish from the Severn Estuary and Bristol Channel. *Mar. Poll. Bull.* **5**, 61.
- [8] *Marine Radioecology*, 1971. — Proceedings of the second ENEA Seminar, Hamburg, 214 p.
- [9] PAPADOPOULOU C. *et al.* (1972.) — Schedule of elements distributions in the main organs of fish *Pagellus erythrinus*. *Hellen. Ocean & Limn.*, **11**, 600-608.
- [10] ROBERTSON D.E. *et al.* — Multielement analysis of seawater, marine organisms and sediments by neutron activation.
- [11] VINOGRADOV A.P. (1953). — The elementary Composition of Marine Organisms. *Sears Foundation*, New Haven, Conn. p. 500.

# Étude comparative de différents tests de toxicité d'un sel métallique vis-à-vis d'un Crustacé Décapode

par

JEAN-CLAUDE AMIARD

Commissariat à l'Energie Atomique, Saint-Paul-lez-Durance (France).

## Abstract

Four cobalt chloride toxicity tests have been carried out upon *Carcinus maenas* : lethal dose 50 % 4 days in the case of grown-up larvae, grown-up haemolymph composition in free amino-acids, larvae orientation and photokinetics. Organisms' response differs widely according to toxicity test chosen. Thus young grubs moving speed shall be disturbed for a dose 10° times weaker than the one which brings about death to 50 % of grown-up in four days.

## Zusammenfassung

Vier mit Chlorkobalt Vergiftungsversuchen sind gegen *Carcinus maenas* ausgeführt worden : tödliche Dosis 50 % 4 Tg. für Erwachsene und Larven, Zusammensetzung in freien Aminosäuren der Erwachsenenhaemolymph, Larven-orientierung und -Fotokinetik. Die Organismenantwort wurde sehr unterschiedlich und hängt var gewählter Vergiftungsversuch ab. Also, wird die Larvenbewegungsgeschwindigkeit mit 10° mal schwächere Dosen gestört als die, die den Tod mit 50 % Erwachsenen nach 4 Tagen bedeutet.

## Résumé

Quatre tests de toxicité du chlorure de cobalt à l'égard de *Carcinus maenas* ont été mis en œuvre : dose létale 50 % 4 jours pour les adultes et les larves, composition en acides aminés libres de l'hémolymph des adultes, orientation et photocinétique des larves. La réponse des organismes varie considérablement selon le test de toxicité retenu. Ainsi la vitesse de déplacement des jeunes larves sera perturbée à des doses 10° fois plus faibles que celle qui provoquent la mort de 50 % des adultes en quatre jours.

\*  
\* \*

## Introduction

La toxicité des sels métalliques vis-à-vis de la flore et de la faune aquatiques est universellement reconnue. Cependant la majorité des scientifiques ont tendance à considérer comme négligeable la nocivité de certains sels sur la biosphère du fait que la léthalité apparaît chez les organismes aquatiques pour de fortes concentrations de ces sels dans le milieu.

Notre but est de montrer qu'à côté de la léthalité survenant rapidement (4 jours) il existe d'autres manifestations de la toxicité d'un sel métallique (tel que le chlorure de cobalt) et que certains méfaits apparaissent à des concentrations nettement inférieures aux concentrations léthales.

Nous avons choisi d'étudier ce problème pour le cobalt qui est utilisé fréquemment en électroplastique et rentre dans la composition des verres, céramiques et émaux comme pigment et trouve de nombreuses applications en métallurgie. De ce fait, si les rejets de cobalt dans le milieu naturel ne manifestent actuellement aucun effet néfaste, il ne faut pas négliger le risque potentiel qu'ils représentent pour l'avenir.

### Protocoles expérimentaux

Quatre tests de toxicité du chlorure de cobalt ( $\text{CoCl}_2$ ) à l'égard du Crustacé Décapode *Carcinus maenas* L. ont été employés :

- dose létale 50 % 4 jours;
- orientation des individus;
- composition en acides aminés libres et
- variation de la photokinétique.

Le détail de chacun des protocoles expérimentaux a été décrit antérieurement [AMIARD, 1976a; 1976b et AMIARD *et al.*, 1976].

### Élevage

Les larves de *C. maenas* étaient élevées à raison de 30 par cristalliseur d'un litre rempli d'eau de mer. Les adultes de *C. maenas* étaient placés deux par deux dans les seaux contenant 2 litres d'eau de mer et munis d'un dispositif d'aération. Des témoins subissent les mêmes conditions d'élevage à l'exception de la surcharge en chlorure de cobalt. Tous les élevages sont effectués dans une salle régulée à  $15 \pm 1^\circ\text{C}$ . L'eau de mer prélevée en Manche contient d'après ROBERTSON [1970] de  $10^{-5}$  à  $5.10^{-5}$  mg/l de cobalt.

### Tests de toxicité utilisés

#### *Toxicité aiguë*

Nous avons retenu l'un des tests le plus utilisé : la dose létale 50 % après 96 heures d'exposition aux polluants (DL 50; 4 jours) c'est-à-dire la dose pour laquelle 50 % des individus en expérimentation meurent en 4 jours. Ce test a été employé à la fois pour les adultes et les zoés I [AMIARD, 1976b].

#### *Orientation des larves zoés I vers la lumière*

Après agitation de l'eau des cristalliseurs suivie de 5 min de repos nous comptons le nombre et calculons le pourcentage de zoés I qui s'étaient dirigées positivement vers le seul côté éclairé [AMIARD, 1976a].

#### *Composition en acides aminés libres*

Nous avons mesuré la composition en acides aminés libres dans l'hémolymphe de *C. maenas* adulte au stade  $C_4$  [DRACH, 19-39] à l'aide d'un auto-analyseur " Technicon " selon la technique décrite par HARDUIN [1971]. Deux groupes de 15 individus ont été utilisés; l'un servant de témoins et l'autre ayant vécu pendant 8 jours dans une eau de mer polluée par une surcharge de 10 mg/l de chlorure de cobalt [AMIARD *et al.*, 1976].

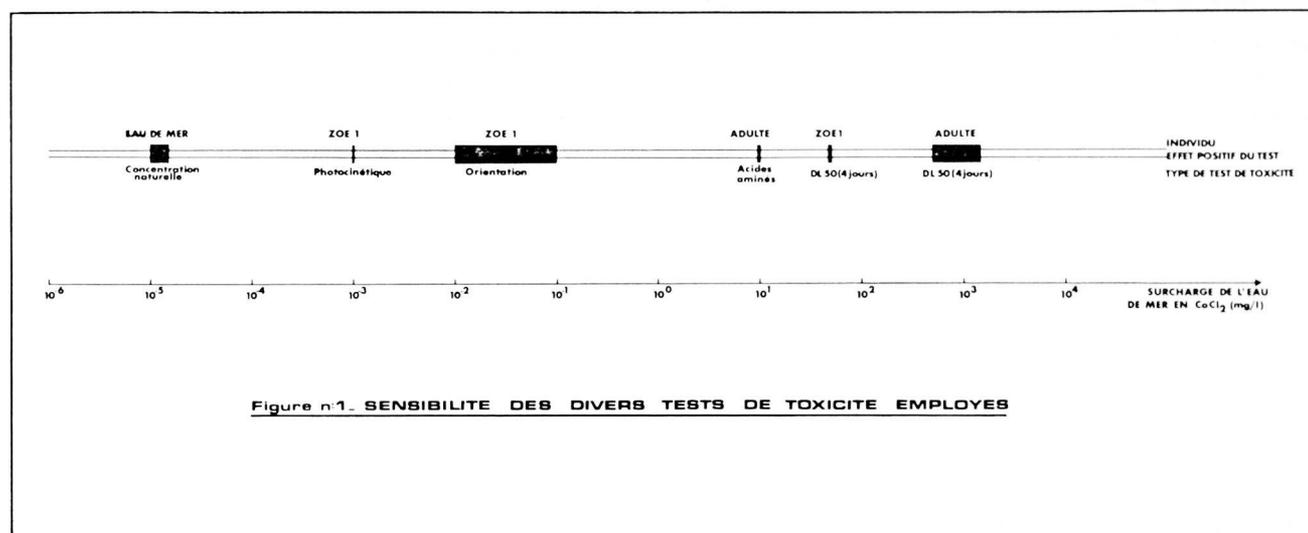
#### *Variations de la photokinétique*

Un cristalliseur recevait une lumière de 100 Lux par une seule fente et nous mesurons le temps en seconde que mettrait chaque zoé I de *C. maenas* pour parvenir dans la zone lumineuse [AMIARD, 1976a].

### Résultats

Les résultats sont résumés par la figure n° 1. La première constatation est la grande différence (de l'ordre de  $10^8$ ) entre la concentration naturelle du cobalt dans l'eau de mer ( $10^{-5}$  mg/l) et l'apparition

d'un effet positif pour le test de toxicité le moins sensible (dose létale 50 % pour les adultes :  $10^3$  mg/l). De même nous constatons une différence de  $10^6$  entre les doses utilisées pour le test le plus sensible (photocinétique des larves :  $10^{-3}$  mg/l) et celles utilisées pour le test le moins sensible (DL 50 % 4 jours des adultes :  $10^3$  mg/l). Pour un test identique (DL 50 % 4 jours) les larves de *C. maenas* se révèlent environ 10 à 30 fois plus sensibles au polluant que les adultes. Signalons que nous n'avons pas encore effectué de mesures de la composition en acides aminés libres de l'hémolymphe du crabe à des surcharges de l'eau de mer inférieures à 10 mg/l. Il est donc possible que ce test soit plus sensible qu'il n'apparaît sur la figure n° 1.



## Discussion et conclusion

Nous constatons une variation considérable ( $10^6$ ) de la gamme de toxicité d'un sel métallique selon le test envisagé. Les jeunes sont plus sensibles au polluant que les adultes, ce qui se vérifie fréquemment [FONTAINE, 1972]. Nous retenons l'extrême sensibilité des tests de comportement (photocinétique, orientation) des jeunes animaux. Ce type de tests est intéressant à plusieurs titres : sensibilité, rapidité, économie et simplicité. Aussi chaque fois qu'un comportement animal bien caractéristique d'une espèce pourra être facilement et précisément quantifiable il devra être retenu comme test de toxicité. En effet, il ne faut pas négliger l'influence de certains comportements instinctifs (fuite, orientation, recherche de nourriture, d'une niche écologique...) sur la survie de certaines espèces. D'autres comportements plus complexes permettent aux espèces d'assurer les grandes fonctions indispensables à la vie : nutrition, reproduction... Aussi la modification ou la perturbation d'un comportement quelconque pourra avoir de graves conséquences pour la faune.

Il s'avère donc important, comme nous l'avons déjà recommandé [AMIARD & AMIARD-TRIQUET, 1974], de multiplier les tests de toxicité vis-à-vis de la flore et de la faune en recherchant les tests les plus sensibles et de diversifier les « espèces indicatrices » de façon à détecter les espèces les plus sensibles à tel polluant.

## Références bibliographiques

- AMIARD J.C. 1976a — Les variations de la phototaxie des larves de Crustacés sous l'action de divers polluants métalliques : mise au point d'un test de toxicité sublétale. *Marine Biology* **34** (3) 239-245.
- AMIARD J.-C., 1976b — Étude expérimentale de la toxicité aiguë de sels de cobalt, d'antimoine, de strontium et d'argent chez quelques Crustacés et leurs larves et chez quelques Téléostéens. *Revue Internationale d'Océanographie Médicale* **43**.

- AMIARD J.-C. & AMIARD-TRIQUET C., 1974. — The different methods for studying the biological consequences of metallic pollutions in the aquatic environment. *1st World Congress of Environmental Medicine and Biology, 1-5 juillet 1974, Paris, UNESCO.*
- AMIARD J.-C., HARDUIN J.C. & ODILON G., 1976. — Étude de l'influence d'une surcharge en chlorure de cobalt sur la composition en acides aminés libres de l'hémolymphe du Crustacé Décapode : *Carcinus maenas* L. *Cahiers de Biologie Marine (sous presse).*
- DRACH P., 1939. — Mue et cycles d'intermue chez les Crustacés Décapodes. *Annales de l'Institut Océanographique, Monaco, 19, 103-391.*
- FONTAINE M., 1972. — L'action des polluants sur la vie marine. Du choix de critères expérimentaux. *Marine Pollution and Sea Life, M. Ruivo, ed., Fishing News Ltd, 194-203.*
- HARDUIN J.-C. 1971. — Surveillance biotoxécologique des travailleurs exposés à un risque de saturnisme. Etude systématique des amino-acides urinaires et plasmatiques. *Rapport CEA-R- 4249, 190 pp.*
- ROBERTSON D.E., 1970. — The distribution of cobalt in oceanic waters. *Geochimica and Cosmochimica Acta 34, 553-567.*

# Combined cadmium-zinc toxicity on embryonic development of *Mytilus galloprovincialis* Lam. (Mollusca, Mytilidae)\*

by

JASENKA PAVIČIĆ

Center for Marine Research, "Rudjer Boskovic" Institute, Rovinj (Yugoslavia)

## Abstract

Sublethal effects of Cd and Zn were examined separately and using several combinations of their mixture during embryonic development of the blue mussel *M. galloprovincialis*. Zinc was found to be much more toxic than cadmium producing a smaller percentage of normal straight-hinge veligers. Embryos show a significant increase of resistance to Cd-Zn mixture compared to the effects of a single metal.

\*  
\* \*

Cadmium and zinc are considered highly toxic and persistent pollutants of marine ecosystems, possibly affecting the marine life by their joint action. Combined effects of Cd and Zn on aquatic animals have been poorly studied. The aim of the present study was to determine if the mixture of Cd and Zn affects the embryonic development of blue mussel following the simple model of additive toxicity or interact differently from this model. The fertilized eggs have been exposed to the different concentrations of Cd and Zn or their mixtures in the form of their salts ( $ZnSO_4$ ,  $CdCl_2 \times 2\frac{1}{2}H_2O$ ) in the natural sea water (37-38 ppt S). The results of single effects and Cd-Zn mixtures are expressed as median effective concentrations ( $EC_{50}$ ) in ppb and toxic units. They are summarized in Table below, showing that zinc is many times more toxic cadmium to the embryo of bivalve molluscs as it was first reported in the American oyster, *Crassostrea virginica* [CALABRESE, *et al.*, 1973].

Temperature	Exposure time (hr)	$EC_{50}$ (Zn) (concentration ppb)	$EC_{50}$ (Cd)	$EC_{50}$ (single) (toxic units)	$EC_{50}$ (combined) (toxic units)
16° C	60	155	5000	(1.00 (0.84, 1.16)*	1.49 (1.21, 1.77)*
20° C	48	144	5920	0.97 (0.78, 1.16)*	1.35 (1.20, 1.50)*

\* 95 % confidence limit

The comparison of single and combined effects by means of their  $EC_{50}$  in toxic units show a significant difference between 0.3 and 1.8 toxic units. It has also been reported that an interaction of Cd and Zn may be less than additive in freshwater shrimp, *Paratya tasmaniensis* Rick. [THORP & LAKE, 1974] at concentrations below 1 toxic unit. Each toxicant tested separately shows a remarkable reduction of growth with increasing concentrations. At 20° C addition of 2750 ppb Cd to the each zinc preated culture

\* Communication non présentée.

(between 45 ppb and 180 ppb Zn) shows a small protective effect against reduction of growth while higher (4130 ppb Cd) and lower (1370 ppb Cd) concentrations affect the growth according to the principle of additive toxicity.

References

CALABRESE A. *et al.* — The toxicity of heavy metals to embryos of the American oyster *Crassostrea virginica*. *Mar. Biol.* **18** (1973) 162. —  
 THORP V.J. & LAKE P.S. — Toxicity Bioassays of Cadmium on selected Freshwater Invertebrates and the Interaction of Cadmium and Zinc on the Freshwater Shrimp *Paratya tasmaniensis* Rick. *Aust. J. mar. Freshwat. Res.*, **25** (1974) 97.

The present study was designed to determine the toxicity of Zn and Cd to the embryos of the American oyster *Crassostrea virginica*. The results of the bioassays are presented in Table 1. The results show that the toxicity of Zn and Cd to the embryos of *Crassostrea virginica* is dose-dependent. The results also show that the toxicity of Zn and Cd to the embryos of *Crassostrea virginica* is additive. The results of the bioassays are presented in Table 1. The results show that the toxicity of Zn and Cd to the embryos of *Crassostrea virginica* is dose-dependent. The results also show that the toxicity of Zn and Cd to the embryos of *Crassostrea virginica* is additive.

Temperature (°C)	Exposure time (hr)	EC <sub>50</sub> (ppb)	EC <sub>10</sub> (ppb)	EC <sub>90</sub> (ppb)
16°C	60	128	380	1000
	48	144	320	1000
20°C	60	128	380	1000
	48	144	320	1000

\* 95% confidence limit

The comparison of single and combined effects by means of their EC<sub>50</sub> in toxic tests show a significant difference between 0.5 and 1.5 toxic units. It has been reported that an interaction of Cd and Zn may be less than additive in freshwater shrimp *Paratya tasmaniensis* Rick. (Lake & Lake, 1974) at concentrations below 1 toxic unit. Each toxic unit tested separately show a noticeable reduction of growth with increasing concentrations. At 20°C addition of 1500 ppb Cd to the cells that showed culture

# Heavy Metal distribution related to sedimentological features in bottom sediments of the Adriatic sea between Ancona and the Po river delta.

by

M. FRIGNANI\*, F. FRASCARI\*, P. GIORDANI\*, S. GUERZONI\*,  
F. MARABINI\*, R. POLETTI\*\*

\**Laboratorio per la Geologia Marina del CNR, Bologna (Italy)*

\*\**Laboratorio di Biochimica Marina, Cesenatico (Italy)*

## Summary

Chemical and grain size analytical data obtained for 105 bottom samples coming from the Adriatic sea and some rivers between Chioggia and Ancona have been studied by Q-mode and R-mode factor analyses. Three different groups came out distinguished, the first one containing the most properly polluting metals (Pb, Cd, Hg, Zn, Cr and Cu). The comparison with sedimentological data pointed out, with few interesting exceptions, that higher heavy metal contents are associated with finer grain sizes. The most polluted areas were found in the Po delta lagoons and in the sea before.

## Résumé

A l'aide de l'analyse factorielle (mode Q et R) on a étudié les données chimique et granulométrique de 105 échantillons du fond de la mer Adriatique et de quelque rivières parmi Chioggia et Ancona. On peut distinguer trois groupes différents, dont le premier présente les métaux les plus polluants (Pb, Cd, Hg, Zn, Cr, Cu). La corrélation avec les données sédimentologiques souligne, avec peu d'exceptions, que les teneurs les plus hautes en métaux sont associées avec les granulométries les plus fines. Les régions les plus polluées se trouvent dans les lagunes du delta du Po et dans la mer environnante.

\*  
\* \*

Chemical and sedimentological analyses were carried out on 105 samples collected in the Northern Adriatic sea between Ancona and Chioggia up to 13 nm off-shore, in the Po river delta and in the mouths of some important rivers. Grain size, heavy metal (Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn), and carbonate contents were determined. Heavy metals were analyzed by atomic absorption spectrophotometry, after acid extraction. Q-mode and R-mode factor analyses were applied, chemical data having been standardized in the range between the maximum and minimum values for each element.

From the Q-mode factor analysis of grain size unstandardized data, three factors were obtained, which explained 94,2 % of the total variance and their combination gave nearly all of the present grain size patterns. According to SHEPARD's lithological classification [1954], the samples closest to factor 1 are silty clays, characteristic of a sedimentation environment mainly determined by gravity. The samples closest to factor 2 are sands and clayey sands mainly distributed where wave motions and streams are

effective. The third factor, typical of a transition zone, is prevalently made of loam and clayey silts. The Q-mode factor analysis of our chemical data gave three factors which accounted for 95,8 % of the total variance. Factor 1 is characterized by high loadings of Pb, Cu, Zn, Hg, Cd, Cr, Co, Ni in order of importance; the second one for which a real " end member " does not exist, contains Mn, Co and, in less extent, Ni; the third one is clearly characterized by a high carbonate loading. The samples closest to factor 1 are obviously those showing a higher accumulation of polluting metals; this accumulation is maximum in the delta and in the sea area before from about 2-3 nm. The way and direction it decreases points out the pollution effect of the Po and stream transport. Some remarkable values are found also at few river-mouths. Factor 2 represents those elements which are probably of terrigenous origin, whilst factor 3 indicates calcareous loose skeletal sediments.

TABLE 1. — Heavy metal concentrations (ppm/dry weight) in all bottom samples.

	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Max.	2.02	18.0	84.7	68.8	1.05	900	96.0	80.7	237.5
Min.	0.01	4.7	4.5	0.4	0.01	166	7.9	3.7	14.1

TABLE 2. — Heavy metal concentrations (ppm/dry weight) in off-shore samples (5nm from the coast seaward).

	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Max.	1.15	15.5	48.2	38.8	0.97	598	52.6	74.7	153.5
Min.	0.16	4.7	10.6	1.4	0.05	166	7.9	14.4	21.2

The same Q-mode factor analysis was also applied to the samples collected from 5 nm from the coast seaward. In this case the reliability is increased to 97.6 % and the composition of the three factors does not change qualitatively, but is better differentiated. R-mode factor analyses were applied both to all the samples and to those coming from off-shore areas. In the former case 94.8 % of the total variance was explained by four factors giving correspondently four groups of correlated elements. From this analysis it turned out that there are probably diversified pollution sources, mainly for Hg and Pb, which have not been localized. From the latter R-mode factor analysis for off-shore samples, three groups of strongly correlated components came out : 1) Pb, Cd; Hg, Zn, Cr, Cu and, less, Ni; 2) Mn, Co, Ni; 3) CaCO<sub>3</sub>. The carbonate content shows a low negative correlation with Mn, Co and Ni. This might be explained by different origins, the former being biogenic, the latter terrigenous. The results obtained for our off-shore samples are surely more reliable, since the provenance area is more homogenous both from a dynamic and sedimentological point of view and less affected by the variableness of the sources. Q-mode factor analyses both for chemical and sedimentological data gave very similar results. It is interesting, however, to point out that a same grain size distribution can show different pollution degrees, on going south from the area before the Po delta. Only few samples show remarkable metal contents together with a coarser grain size.

# Écologie et biologie des ports de la mer Ligurienne et Haute Tyrrhénienne.

par

R. CAPELLI, V. CONTARDI et G. ZENICCHI

*Institut de Chimie Générale, Université de Gênes (Italie)*

Enquête explorative sur la teneur en métaux lourds (Cd-Co-Cu-Cr-Mn-Ni-Pb) dans des échantillons de moules (*Mytilus galloprovincialis* Lamark).

## Introduction

Des phénomènes naturels et des écoulements polluants domestiques ou industriels ont comme conséquence un apport continu de métaux qui viennent augmenter la quantité qu'en contient l'eau de mer.

Pour un certain nombre d'éléments l'action de l'homme intervient d'une façon plus marquante par rapport aux phénomènes naturels, tandis que pour d'autres les phénomènes d'érosion l'emportent sur ceux qui proviennent des écoulements polluants.

On connaît la faculté des mollusques d'accumuler les métaux lourds. A ce propos une attention particulière doit être réservée aux moules, car, en raison de leurs caractéristiques [1, 2] elles peuvent être avantageusement utilisées comme indicateurs biologiques de pollution.

En partant de ces considérations et vu la rareté des éléments concernant le golfe de Gênes et la mer Tyrrhénienne septentrionale [3], nous avons pensé faire une première enquête explorative sur la teneur en métaux lourds chez les moules.

Notre attention s'est portée en particulier sur les mollusques qui vivent dans les ports, c'est-à-dire en des zones où, étant donné le grand nombre d'écoulements polluants, l'eau est vraisemblablement plus polluée qu'ailleurs.

En même temps que des échantillons de moules nous avons prélevé également des échantillons d'eau dans lesquels nous avons dosé certains des métaux considérés, afin d'avoir éventuellement des renseignements sur le mécanisme d'accumulation chez ces organismes marins.

## Echantillonnage

L'échantillonnage a été effectué dans les ports de Gênes, Rapallo, La Spezia, Viareggio, Livourne, San Remo, Imperia et Savona et à proximité de l'île de Palmaria, au cours des deux campagnes océanographiques d'octobre 1974 et de mai 1975, organisées par le Groupe de Recherches Océanographiques de Gênes.

Des échantillons de moules ont été prélevés également au voisinage de l'île de la Capraia, afin de disposer de mollusques qui, vivant dans un milieu probablement moins détérioré, pouvaient servir de terme de comparaison.

Les mollusques prélevés en des lieux divers étaient immédiatement sélectionnés suivant leurs dimensions (30 - 40 mm), nettoyés de leurs incrustations, lavés dans l'eau douce. Après avoir ouvert le mollusque en coupant le muscle adducteur, la partie interne était lavée plusieurs fois à l'eau distillée, puis extraite des valves à l'aide d'un couteau de corne.

Ces opérations terminées, les moules, séchées sur du papier filtre étaient placées dans un récipient en matière plastique (lavé au préalable avec  $\text{HNO}_3$  dilué) et conservées à une température de  $-25^\circ\text{C}$  jusqu'au moment de l'analyse.

### Analyse

Chaque échantillon (constitué par environ 25 à 30 exemplaires) convenablement homogénéisé et partagé en deux parties, était desséché au four à une température de  $95^\circ\text{C}$ , pendant 24 heures environ. Le rapport poids sec/poids humide qui a été constaté peut varier de 0,224 à 0,242.

Nous avons envisagé diverses méthodes d'attaque reportées dans la bibliographie [4, 5]; et d'autres encore ont été prises en considération. Parmi les différents procédés nous rapportons celui qui a donné les résultats les plus satisfaisants.

Environ 4 grammes de substance sèche sont traités par 10 ml de  $\text{HNO}_3$  à 65 %; on laisse digérer à froid pendant quelques heures dans un ballon à deux cols muni de réfrigérant. Puis on ajoute 10 ml de  $\text{HNO}_3$  fumant qu'on laisse réagir à froid pendant 3 à 4 heures.

Quand la partie organique est complètement détruite, on chauffe pendant environ une heure; après refroidissement on ajoute 20 ml d'eau distillée et l'on chauffe à ébullition jusqu'à ce que disparaissent les vapeurs rouges.

Toutes les opérations sont effectuées sans reflux.

En certains cas on constate la présence d'une petite quantité de matière cireuse que l'on élimine par filtrage. Cette matière, dissoute dans le méthyle-iso butyle cétone, a été examinée plusieurs fois au spectrophotomètre d'absorption atomique et, comme l'ont fait remarquer d'autres auteurs [2], aucune présence de métaux n'y a été trouvée.

Sur la solution limpide, portée au volume de 100 ml avec de l'eau distillée, a été effectuée la détermination de la teneur en Cd, Co, Cu, Cr, Ni, Mn et Pb, à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique (Shandon Southern A.3400), en employant une flamme air-acétylène.

Parallèlement à ces échantillons a été faite la lecture sur un témoin préparé en utilisant les mêmes réactifs.

Afin de réduire les possibilités d'erreurs dues à la diversité des réponses de l'instrument, qui dépendent de l'instabilité de la flamme et de la source de lumière, ainsi que de celles qui sont dues aux effets de la matrice, on a estimé opportun, pour déterminer les métaux considérés, d'utiliser la méthode des additions.

En outre, pour éliminer les erreurs dues à l'absorption moléculaire, on a employé une lampe au deutérium.

Pour ce qui concerne l'analyse de l'eau de mer, la méthode employée a été celle qu'ont suggérée J.P. RILEY et D. TAYLOR [6, 7], modifiée par LA MEUR-COURTAT [8].

Chaque échantillon, d'un volume de 10 litres a été au préalable filtré sur micro-filtre ( $0,45\mu$ ), puis concentré par passage sur résines chélatées Dawex-As (Fluka).

La matière éluée a été chélatée avec Na D D T C; puis extraite avec 10 ml de M I B C; dans la phase organique a été effectuée la détermination des métaux Ni, Cu, Co, Cd par spectrophotométrie d'absorption atomique.

### Eléments expérimentaux

Les résultats figurent dans les tableaux I, II et III.

Dans la première et dans la deuxième sont indiqués les lieux de prélèvement, les valeurs obtenues pour les échantillons prélevés au cours des deux campagnes de recherches concernant les métaux dans les organismes et dans l'eau au milieu de laquelle ils vivent et les valeurs obtenues par d'autres auteurs [3] dans les mêmes localités.

TABLEAU I

Valeurs obtenues pour les échantillons prélevés au cours des deux campagnes des recherches concernant les métaux dans les moules (ppm poids sec 95°C)

Lieux de prélèvement	Cd		Co		Cr		Cu		Mn		Ni		Pb	
GENOVA	0.9	2.75*	—	1.9*	4.0	2.4*	9.9	8.3*	15.5	17.4*	5.5	3.6*	14.0	12.4*
	4.7		—		4.2		18.5		—		7.0		22.6	
RAPALLO	0,7		2.3		8.0		12.7		9.2		11.5		23.1	
	2.5		2.2		9.7		9.8		—		4.8		32.0	
PALMARIA	2.0		1.0		11.8		9.4		6.3		2.6		—	
	2.1		2.7		8.2		9.3		—		3.8		18,4	
LA SPEZIA	1.5		1.3		11.1		8.0		9.2		—		—	
	2.3		—		9.5		12.3		12.0		3,6		31.1	
VIAREGGIO	2.0		5.3		—		26.7		—		10.7		17.3	
	—		1.8		14.3		22.0		40.0		6.8		22.1	
LIVORNO	—		—		9.8		14.5		15.4		—		—	
	—		2.1		24.3		25.2		31.3		8,9		19.9	
CAPRAIA	—		—		6.9		9.7		5.6		—		—	
SAN REMO	—	1.93*	—	2.4*	8.5	2.3*	17.0	8.1*	15.9	26.4*	—	2.6*	—	15.1*
	2.5		—		2.0		—		5.9		4.4		—	
IMPERIA	0.2		2.3		5.7		—		14.3		6.3		—	
SAVONA	—	3.43*	1.9	3,2*	16.1	5,4*	14.3	8.2*	—	39.5*	6.8	4.3*	27.7	29.6*

\* Valeurs obtenues par S.W. Fowler, B. Oregioni, J. La Rosa et W.C. Renfro (ppm poids sec 60°C).

Dans le troisième tableau figurent les valeurs du facteur de concentration (rapport entre la concentration du métal dans les mollusques\* et dans l'eau qui les environne) concernant les métaux Cd, Cu et Ni.

### Discussion

Après examen des éléments obtenus il est possible de faire les considérations suivantes :

— la teneur en métaux chez les moules est supérieure dans les zones caractérisées par une plus grande densité urbaine et industrielle, et en particulier dans les ports où, en raison de la conformation de ceux-ci, les échanges avec la haute mer sont plus lents.

— le facteur de concentration n'est pas seulement fonction du type de métal, mais il varie aussi, pour ce même élément, d'une zone à l'autre. En tous les cas il est très supérieur à celui que l'on observe

TABLEAU II

Valeurs obtenues pour les échantillons prélevés au cours des deux campagnes de recherches concernant les métaux dans l'eau au milieu de laquelle les moules vivent (ppb)

Lieux de prélèvement	Cd		Co		Cu		Ni	
GENOVA	0,28	0.2	1.5*		2.8	0.2*	—	1.1
	0.1				—			
RAPALLO	—		—		1.9		0.6	
					1.7		1.1	
PALMARIA	—		—		—		—	
	0.2				0.1		1.8	
LA SPEZIA	—		0.13		1.5		1.0	
	0.3				—		2.9	
VIAREGGIO	0.12		—		1.4		—	
	—				5.0		2.7	
LIVORNO	—		—		1.7		5.7	
	—				3.8		2.0	
CAPRAIA	—		—		0.9		0.6	
SAN REMO	—		—		0.8	0.4*	—	
	0.1				3.0		1.3	
IMPERIA	—		—		—		—	
	0.1				4.0		2.0	
SAVONA	—	0.1*	—		—	3.9*	—	

\* Valeurs obtenues par S. W. Fowler, B. Oregioni, J. La Rosa et W. C. Renfro (ppb)

dans des expériences faites sur des moules élevées dans des bassins dans lesquels sont ajoutées des quantités connues de métaux polluants.

Si l'on tient compte des hypothèses formulées par ROMERIL qui prévoit 3 mécanismes différents [9] pour le processus d'accumulation des métaux lourds dans les organismes marins, ce que nous avons dit plus haut devient évident. Selon, cette hypothèse une partie des métaux qui viennent des moules est due essentiellement à l'échange eau  $\leftrightarrow$  animal et en partie à l'ingestion d'aliments. Cette dernière est, rien moins que négligeable : il est même probable qu'elle joue le rôle le plus important dans le processus d'accumulation.

Il y a lieu en outre de remarquer que si l'analyse de l'eau de mer n'est pas effectuée d'une façon continue, elle peut être le reflet d'une situation momentanée, alors que l'analyse des moules fournit une donnée moyenne qui traduit mieux l'état ambiant.

De plus la méthode que nous avons adoptée pour analyser l'eau de mer permet le dosage de la seule partie soluble des métaux (formes ioniques et ensembles faibles), alors que n'en ressort pas la portion de particules insolubles qui se trouvent dans le résidu organique et inorganique éliminé par filtrage.

TABLEAU III

Valeurs du facteur de concentration (rapport entre la concentration du métal dans les mollusques et dans l'eau qui les environne), poids sec 95°C

Lieux de prélèvement	Cd	Co	Cu	Ni
GENOVA	13.900		3.500	6.360
RAPALLO	—		6.700 5.700	4.360
PALMARIA	10.000	27.000	5.200	3.200
LA SPEZIA	6.300	10.000	5.300 4.200	2.600
VIAREGGIO	16.000		19.000 4.400	2.500
LIVORNO	—		8.500 6.600	4.400
CAPRAIA	—		10.700	—
SAN REMO	25.000		20.000	3.400
IMPERIA	2.000		3.600	3.200
SAVONA	—			

Enfin ce qu'ont exposé BITTEL & LANCOUREY [1] pour les éléments radioactifs est probablement valable aussi pour les éléments non radioactifs.

Il y a lieu en effet de remarquer que la valeur momentanée du facteur de concentration dépend en grande partie de questions cinétiques.

L'importance des mollusques en tant qu'instruments de concentration biologique des métaux lourds est donc confirmée; mais de ces considérations ressort la nécessité d'arriver à une meilleure définition du facteur accumulation, de façon à ne pas avoir seulement, par l'analyse des mollusques, des indications uniquement qualitatives quant à la teneur de l'eau en métaux.

### Résumé

Dans cette communication ont été reportés les résultats obtenus par l'examen des mollusques prélevés en divers points du Golfe de Gênes et de la Mer Tyrrhénienne septentrionale, au cours des campagnes océanographiques des mois d'octobre 1974 et de mai 1975.

Dans les mollusques on a dosé les métaux suivants :

Cd - Co - Cu - Cr - Ni - Mn - Pb, et dans l'eau prélevée au voisinage des mollusques : Ni - Cu - Co - Cd.

Les résultats obtenus ont été discutés et certaines remarques ont été faites au sujet du facteur de concentration.

### Remerciements

Les auteurs expriment leurs remerciements au Prof. FERRO, Directeur de l'Institut de Chimie Générale et au Prof. DELLA CROCE, Directeur de l'Institut d'Hydrobiologie de l'Université de Gênes, pour les suggestions données au cours de ce travail.

En outre ils remercient le Commandant et le Personnel des deux navires océanographiques *Bannock* et *Marsili* pour la collaboration qu'ils ont bien voulu apporter durant la récolte des échantillons.

### Bibliographie

- [1] R. BITTEL & G. LACOURLY, 1968. — Discussion sur le concept de facteur de concentration entre les organismes marins et l'eau en vue de l'interprétations des mesures. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, **11**, pp. 107-128.
- [2] L. MAJORI & F. PETRONIO, 1973. — Marine pollution by metals and their accumulation by biological indicators. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, **31-32**.
- [3] S.W. FOWLER, B. OREGIONI, J. LA ROSA & W.C. RENFRO, 1974. — Trace element concentrations in mussels of the Ligurian Sea. *Activities of International Laboratory of Marine Radioactivity - Monaco 1974 Report*.
- [4] M.G. ROMERIL, 1974. — Trace Metals in sediments and bivalve mollusca in Southampton water and the Solent. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, **33**.
- [5] M. AUBERT, R. BITTEL, F. LAUMOND, M. ROMEO, B. DONNIER & M. BARELLI, 1974. — Utilisation d'une chaîne trophodynamique de type néritique à mollusque pour l'étude des transferts des polluants métalliques. *Revue Intern. Océanogr. Méd.*, **33**.
- [6] J.P. RILEY & D. TAYLOR, 1968. — Chelating resins for the concentration of trace elements from sea water and their analytical use in conjunction with atomic absorption spectrophotometry. *Anal. Chim. Acta*, **40**, 400-485.
- [7] J.P. RILEY & D. TAYLOR, 1972. — The concentration of cadmium, copper, iron, manganese, molybdenum, nickel, vanadium and zinc in part of tropical north-east Atlantic Ocean. *Deep-Sea Res. Oceanogr. Abstr.*, **19**.
- [8] J.F. LE MEUR & J. COURTAT-COUJEZ, 1973. — Dosage de traces d'éléments lourds dissous dans l'eau de mer par spectrophotométrie d'absorption atomique et redissolution anodique sur électrode d'argent amalgamé. *Bull. Chem. Soc. Fr.* **3**, 929-935.
- [9] M. G. ROMERIL, 1971. — The uptake and distribution of <sup>65</sup>Zn in oysters. *Mar. Biol.*, **9**, 347-354.

# Méthyl-Mercure dans les moules de la côte Nord-Ouest méditerranéenne : observations préliminaires\*

par

MICHEL MARCHAND

Centre Océanologique de Bretagne, CNEXO, Brest (France)

## Summary

A coastal survey in the Northwestern Mediterranean region was initiated to measure existing levels of methyl mercury in mussels. The highest values were found in samples from port cities and areas in the vicinity of the mouth of the Rhône.

## Résumé

Une première étude côtière a été entreprise dans la région nord-ouest méditerranéenne pour mesurer la teneur de méthyl-mercure dans les moules. Les valeurs les plus élevées ont été trouvées dans les échantillons provenant de zones urbaines et dans ceux prélevés à proximité de l'embouchure du Rhône.

\* \* \*

La toxicité du mercure dépend essentiellement de ses formes chimiques. Parmi celles-ci le méthyl-mercure est le plus toxique. La plupart des études en cours ou publiées montrent qu'une fraction importante du mercure total est sous forme de méthyl-mercure dans les poissons et les coquillages contaminés. En outre, on connaît à présent des processus naturels par lesquels le mercure inorganique peut être converti en méthyl-mercure [JENSEN & JERNELOV, 1969; OLSON & COOPER, 1976]. Le méthyl-mercure représente ainsi une source d'inquiétude particulière pour qui s'occupe de l'environnement.

Il a été procédé à une première étude (A.I.E.A. 1976) pour déterminer les niveaux de concentration du méthyl-mercure dans la moule (*Mytilus galloprovincialis*) prélevée sur la côte Nord-Ouest Méditerranéenne en décembre 1974, de Sète (France) à Gênes (Italie) (fig. 1) et à deux stations, Diana et Urbino, en Corse.

## Matériel et méthodes

Les échantillons de moules, conservés par congélation avant analyse, sont desséchés par lyophilisation et broyés finement dans un mortier. Nous avons adopté la méthodologie décrite par UTHE *et al.* [1972]. Pour déterminer la concentration de méthyl-mercure dans les échantillons, quelques modifications ont été apportées : les échantillons sont lyophilisés et non humides; le benzène est utilisé à la place du toluène; enfin, la phase stationnaire de Carbowax 20M (10 %) sur support Gas Chrom Q (80/100 mesh) est employée pour l'analyse par chromatographie en phase gazeuse.

---

\* Communication non présentée.

Le principe de la méthode consiste à libérer le mercure de l'échantillon à l'aide d'une solution acide ( $H_2SO_4$  - NaBr). Le méthyl-mercure est ensuite extrait dans le benzène. La purification de l'extrait organique est opérée par complexation du méthyl-mercure par une solution eau-alcool de thiosulfate et transfert vers la phase aqueuse. Après acidification de la solution complexante, le méthyl-mercure est extrait de nouveau dans une phase benzénique et analysé par chromatographie gazeuse.

TABLEAU I  
Concentrations de méthyl-mercure dans les moules  
(*Mytilus galloprovincialis*)  
de la côte Nord-Ouest Méditerranéenne

Stations	Méthyl-mercure (ppb/poids sec)
Sète .....	43
Grau du Roi.....	182
Port St Louis .....	136
Marseille.....	148
Toulon .....	81, 90, 94
Cap Camarat .....	16
St Tropez .....	39
St Raphaël.....	46
Cannes .....	232
Antibes .....	83
Monaco .....	125
San Remo .....	84
Savona .....	47
Gênes .....	37
Diana (Corse) .....	24
Urbino (Corse) .....	18, 22

Bien qu'il soit possible que quelques pertes de méthyl-mercure se soient produites durant la conservation et la lyophilisation des échantillons, il a été montré [BENEDICT *et al.*, 1972] que celles-ci sont inférieures à 10 % après 9 mois de conservation d'échantillons de poissons congelés. LA FLEUR [1973] a montré que la lyophilisation entraîne des pertes de méthyl-mercure inférieures à 5 % dans des échantillons d'organes de rats et de cobayes.

La reproductibilité et le rendement d'extraction de la méthode analytique ont été déterminés sur deux séries d'un échantillonnage d'huître homogénéisée. A chaque échantillon (2,0 g) de la première série sont ajoutées des quantités connues de méthyl-mercure (40, 80, 100, 200, 300, 400 et 800 ng respectivement), tandis que la deuxième série de cinq échantillons (1,0; 2,0; 3,0; 4,0; et 5,0 g) n'est pas dopée. Les résultats analytiques des échantillons non dopés sont reproductibles dans la limite de  $\pm 10\%$ . La concentration moyenne de méthyl-mercure est alors utilisée pour calculer la quantité théorique de méthyl-mercure contenue dans chacun des échantillons dopés (ng de méthyl-mercure ajouté + valeur moyenne en ng mesurée). La quantité de méthyl-mercure analysée pour chaque échantillon dopé, divisée par la valeur théorique détermine le rendement d'extraction pour chacune des sept analyses. Les rendements d'extraction varient de 81 à 105 %.

Les résultats de ces expérimentations indiquent la nécessité d'améliorer la technique analytique utilisée. De plus, il n'est pas certain que le méthyl-mercure accumulé dans la moule soit extrait avec la même efficacité que le méthyl-mercure additionné dans l'échantillon lyophilisé.

## Résultats et discussion

La plupart des travaux concernant le mercure dans les moules expriment des concentrations de mercure total [cf. THIBAUD, 1973, pour le littoral méditerranéen]. Nous n'avons trouvé qu'une seule valeur de méthyl-mercure dans un échantillon de moules prélevé sur la côte méditerranéenne, à Nice (60 ppb) donnée par AUBERT & DONNIER [1973], comparable à celle que nous avons trouvée à une station voisine, Antibes (83 ppb). Il est difficile de ce fait de pouvoir comparer nos résultats à d'autres pour essayer de déterminer dans quelle mesure les sites de prélèvement de nos échantillons sont ou ne sont pas l'objet d'une pollution par le méthyl-mercure. Toutefois, en comparant nos résultats entre eux (tableau I) nous pouvons faire quelques remarques.

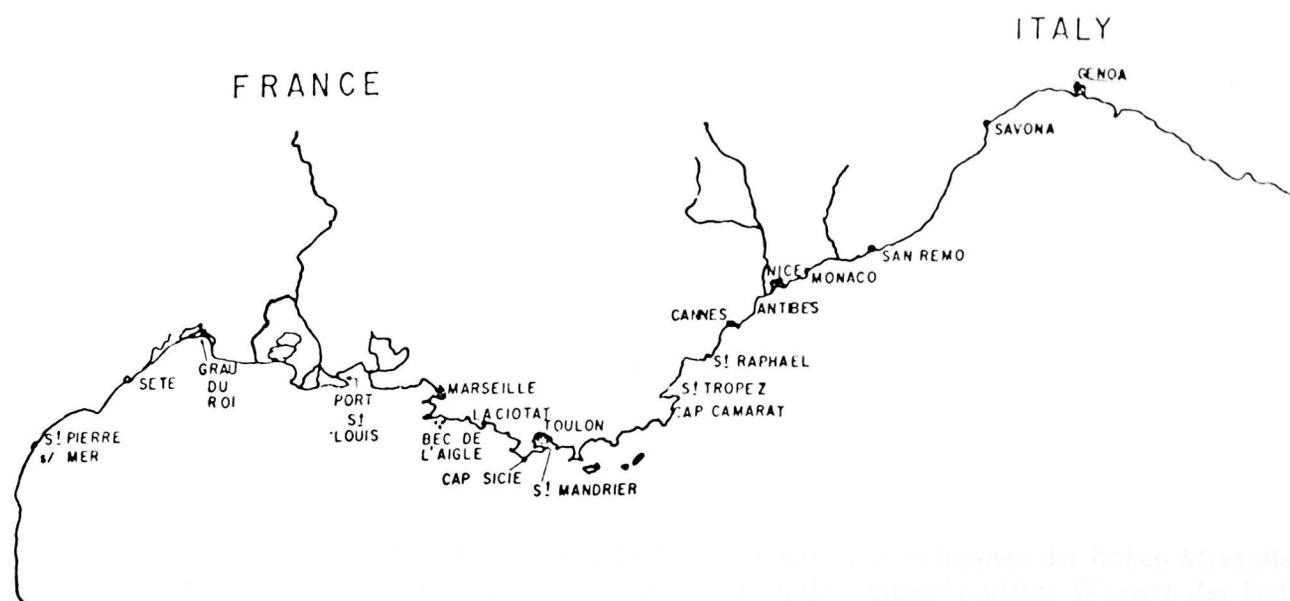


Fig. 1

Des cinq stations de prélèvements où les concentrations de méthyl-mercure dans les moules sont les plus importantes, deux (Grau du Roi et Port St Louis) sont à proximité de l'embouchure du Rhône, une (Marseille) est dans un grand port industriel et les deux autres (Cannes, Monaco) sont près des émissaires urbains. Comparativement, les plus faibles valeurs sont notées dans les échantillons de Corse (Urbino, Diana) et de Cap Camarat. Il est à noter que des concentrations minimales pour les PCB et les composés du DDT [MARCHAND *et al.*, 1976] et certains métaux [FOWLER & OREGIONI, 1976] ont été également observées dans les moules prélevées à Cap Camarat, zone peu soumise à l'influence des apports continentaux.

## Références bibliographiques

- A.I.E.A. (1976). — Activities of the International Laboratory of Marine Radioactivity, 1976, *Report IAEA-187* : 201 pp.
- AUBERT M. & DONNIER B. (1973). — Pollution du milieu marin par le mercure et le cadmium en Méditerranée. Dans « Problems of the Contamination of Man and his Environment by Mercury and Cadmium ». Luxembourg, 3-5 July 1973. *Proceedings of an internal symposium organized by CEE* : 261-78.

- BENEDICT M.M., BISHOP J.N., BURNS C.A., FERGUSON W.S., GAGE J.C., LYON W.S., MESMAN B.B., SHEA J.F. & SMITH R.G. (1972). — Analytical methodology for mercury. Discussion paper. *Dans : Environmental Mercury Contamination* (Hartung, R. & Dinman, B.D., eds.), Ann Arbor Science Publ. : 161.
- FOWLER S.W. & OREGIONI B. (1976). — Trace metals in mussels from the N.W. Mediterranean. *Mar. Poll. Bull.* **7** (2) : 26-29.
- JENSEN S. & JERNELOV A. (1969). — Biological methylation of mercury in aquatic organisms. *Nature*, **223** : 753-54.
- LA FLEUR P.D. (1973). — Retention of mercury when freeze-drying biological materials. *Anal. Chem.* **45** (8) : 1534-36.
- MARCHAND M., VAS D. & DUURSMA E.K. (1976). — Levels of PCBs and DDTs in mussels from the N.W. Mediterranean. *Mar. Poll. Bull.* **7** : 65-69.
- OLSON B.H. & COOPER R.C. (1976). — Comparison of aerobic and anaerobic methylation of mercuric chloride by San Francisco Bay sediments. *Water Res.* **10** : 113-16.
- THIBAUD Y. (1973). — Teneur en mercure dans les moules du littoral français. *Science et Pêche, Bull. inst. Pêches marit.* **221** : 1-6.
- UTHE J.F., SOLOMO J. & GRIFT B. (1972). — Rapid semi-micro method for the determination of methyl mercury in fish tissue. *J.A.O.A.C.* **55** : 583-89.

# 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.

par

H. AUGIER, G. GILLES et G. RAMONDA

*U.E.R. des Sciences de la Mer et de l'Environnement de Marseille-Luminy  
et Laboratoire Vétérinaire de Marseille (France)*

## Abstract

Analysis show that marine phanerogams concentrate the mercury into their organs with a rate more important in the industrial zone of the gulf of Fos than in the non polluted water of National Park of Port-Cros (Mediterranean, France).

## Zusammenfassung

Analysen zeigen, dass die Konzentration des Quecksilbers in den Organen der hohen Meerpflanzen im industriellen Gebiet des Fossier Golfs viel grösser ist, als in den ungeschändeten Wässern des National Parks von Port-Cros (Mittelmeer-Frankreich).

\*  
\* \*

Dans le cadre d'une investigation générale de la pollution par le mercure des rivages méditerranéens français [AUGIER, GILLES, RAMONDA, 1976] nous présentons une étude consacrée au comportement des phanérogames marines dans un milieu pollué par une intense activité industrielle (*Golfe de Fos*) par rapport à un milieu exempt de pollution urbaine et domestique (*zone marine du Parc National de Port Cros*).

L'échantillonnage, la préparation des échantillons (*lyophilisation*) et le dosage du mercure par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme ont été réalisés selon une méthode précédemment décrite [AUGIER, GILLES, RAMONDA, 1976].

## Résultats et discussion

En règle générale, les différents organes des phanérogames marines du golfe de Fos présentent un taux de mercure beaucoup plus important que ceux de Port Cros :

La concentration en mercure des feuilles de *Zostères* dans le golfe de Fos (0,25 ppm) est trois fois plus élevée qu'à Port Cros (0,09 ppm). Pour les parties souterraines le coefficient de concentration évolue

de 1 à 10 (0,17 ppm à Port Cros / 1,71 ppm à Fos). Mais les différences les plus spectaculaires sont constatées chez les Posidonies dont les feuilles en particulier révèlent un taux de mercure 57 fois plus élevé à Fos qu'à Port Cros.

	Stations de prélèvement	Partie analysée	Mercure (p.p.m.)
ZOSTERA NOLTII	Ile de Port Cros Lagune du Parc National (Prof. 30 cm)	Feuilles	0,09
		Rhizomes + racines	0,17
	Golfe de Fos Z. indust. débouché canal Port St-Louis (Prof. 30 cm)	Feuilles	0,25
		Rhizomes + racines	1,71
POSIDONIA OCEANICA	Ile de Port Cros Parc National. Pointe de la galère (Prof. 20 mètres)	Feuilles	0,08
		Rhizomes	0,12
		Racines	0,14
	Golfe de Fos Z. indust. limite Baie de Laurons (Prof. 20 mètres)	Feuilles	4,58
		Rhizomes	0,42
		Racines	0,61

Les résultats enregistrés sur des feuilles, qui poussent et tombent chaque année, sont très précieux car ils représentent la quantité de mercure concentré au cours d'une période connue. Par ailleurs l'étude des angiospermes marines permet, comme celle des algues benthiques [AUGIER, GILLES, RAMONDA, 1976] d'apprécier le degré de pollution mercurielle d'un secteur considéré de façon plus précise, plus sûre et plus simple que par l'analyse de l'eau ou de la faune. A ce sujet, il conviendra d'examiner ultérieurement les rapports pouvant exister dans la circulation interne du mercure entre les feuilles caduques et les rhizomes perennants.

Le facteur de concentration élevé des Phanérogames marines souligne aussi le danger que pourrait représenter l'exploitation de ces végétaux à proximité des grands complexes industriels.

#### Référence bibliographique

AUGIER, GILLES & RAMONDA : Communication 95<sup>me</sup> Congrès de l'Association française pour l'avancement des sciences / 5-10 Juillet 1976 Marseille (*sous presse*).

# A case of mercury abatement along the Tuscan coast

by

A. RENZONI

*University of Siena (Italy)*

Great public concern has developed over the last years about the increasing amount of factory wastes discharged into the Tyrrhenian sea, especially by three of the largest factories : Eurallumina at Portovesme; Montedison at Scarlino and Solvay at Rosignano. The third factory is the Solvay chlor-alkali plant, which has been discharging into the sea a large amount of cooling water containing large quantities of carbonate particles and toxic wastes including among others mercury. After many inquiries (i.e. repeated water analysis) and several penalties, finally, in early 1974, the factory officials installed a treatment plant to retain most of the mercury.

We studied the mercury contamination of this area, at about the same time of year, in 1973, 1975 and 1976, thus covering periods both before and after the installation of the treatment equipment. The data of April-May 1975 and those of May-June 1976 were thus obtained 15-16 months and 28-29 months respectively after the installation of waste treatment equipment.

## Materials and Methods

The mercury content has been determined in :

- a. the water of the effluent;
- b. limpet (*Patella coerulea* L.), in the visceral mass and in the foot separately;
- c. crab (*Pachigrapsus marmoratus* Fabr.), in the whole body;
- d. painted comber (*Serranus scriba* L.) in the white muscle;
- e. small-scaled scorpion fish (*Scorpaena porcus* L.), in the white muscle. The water samples were taken where the factory effluent is discharged into the sea (discharge point). The limpets and crabs were taken from the cement dam at about 2 km south of the discharge point. Both fish species were obtained from fishermen who had set their gill nets at Station A, 5-6 km southwest of the discharge point.

The method of analysis for the evaluation of the total mercury content has been previously reported in detail [RENZONI *et al.* : *Rev. Inter. Océan. Méd.* **31-32**, 17-45, 1973].

## Results

The total mercury content of the limpet, crab, painted comber and small-scaled scorpion fish is reported in Tab. 1, whereas Fig. 1 shows the correlation between mercury concentration and body weight of the small-scaled scorpion fish in the three periods. A comparison of the results obtained in 1973 with those of 1975 and 1976 clearly shows that :

- a. the quantity of mercury released in the water of the effluent was substantially reduced: from 180-200  $\mu\text{g/l}$  in 1973 to 4-10  $\mu\text{g/l}$  in 1975-1976, with a reduction of 95 - 98 %. The amount of water discharged daily remained almost the same for the entire period (8.000 cubic meter/hour).

b. the decreased quantity of Hg eliminated with the wastes is reflected in a reduction content in all the species of animals examined.

c. among the four species the mercury concentration in the muscle, in the visceral mass or in the whole body did not decrease with the same speed. The crab (whole body) shows in fact by far the greatest mercury reduction (about 80 % of the initial value in 1973). In limpet the reduction in the Hg concentration was initially (1975) slight and remained slight in 1976 (decrease from 1973 to 1976 of about 24 % in the visceral mass and of about 20 % in foot). In the painted comber the decrease from 1973 to 1976 was of about 25 %, whereas in the s.s.s. fish it was of about 30 %. In limpet and crab no significant correlation between mercury content and body weight was found. In the case of the painted comber, the number of specimens was too small to allow a regression analysis.

MATERIAL	YEAR 1973 $\mu\text{g/g} \pm \text{S.D.}$	YEAR 1975 $\mu\text{g/g} \pm \text{S.D.}$	YEAR 1976 $\mu\text{g/g} \pm \text{S.D.}$	DECREASE % from 1973 to 1976
CRAB whole body	(50) $4,47 \pm 2,77$	(39) $1,87 \pm 0,67$	(66) $0,96 \pm 0,30$	78,53
LIMPET v.m.	(45) $5,92 \pm 1,74$	(42) $5,04 \pm 1,87$	(67) $4,51 \pm 2,05$	23,77
f.	(45) $0,62 \pm 0,18$	(42) $0,65 \pm 0,22$	(68) $0,49 \pm 0,21$	20,01
PAINTED COMBER white muscle	(13) $4,64 \pm 1,78$	—	(16) $3,46 \pm 0,31$	25,32
S. SCALED SCORPION FISH white muscle	(50) $2,61 \pm 0,95$	(49) $1,47 \pm 0,27$	(50) $1,80 \pm 0,60$	31,04

Tab. 1. — Total mercury concentration (average values) in four marine organisms.  
v.m. = visceral mass; f. = foot. In parentheses the number of the specimens analyzed.

d. in Fig. 1 the regression analyses of the small-scale scorpion fish for 1973, 1975 and 1976 are shown. In this species the regression coefficient for 1973 was significantly higher than for 1975 and 1976.

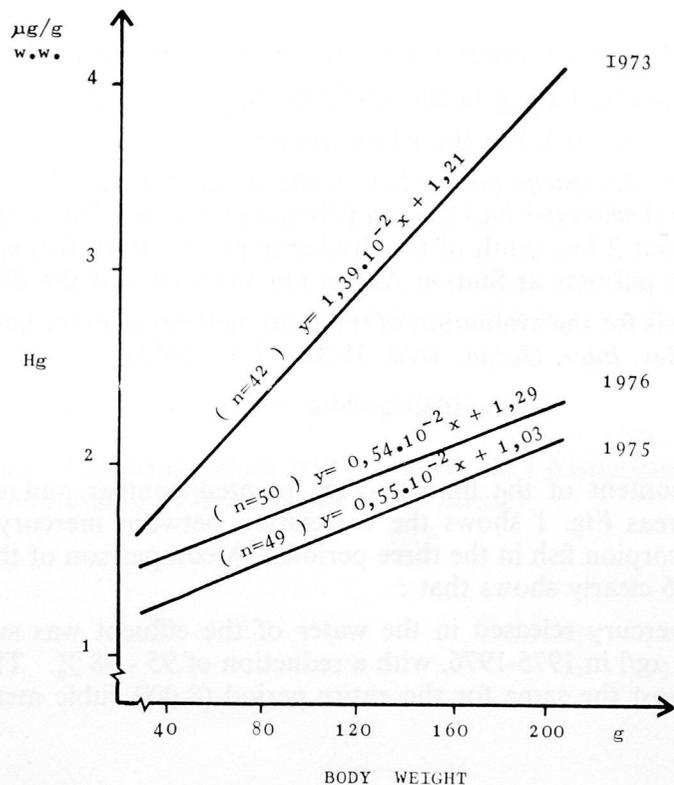


FIG. 1. — *Scorpaena porcus*: correlation between mercury content (white muscle) and body weight.

On the other hand the regression coefficients for 1975 and 1976 are practically zero and thus allow us to take into account the standard deviations of the means. The difference between the mercury concentration in 1975 and 1976 is not significant, although the mercury concentration in 1976 seems to be higher. Also the regression constants of the three equations are not significantly different; this means that only in the larger specimens was the mercury concentration markedly reduced from 1973 to 1976.

### Discussion

No doubt the installation of waste treatment equipment has substantially reduced the amount of mercury discharged with the effluent water into the sea and the four species considered have shown, though with different patterns (or to different degrees) an evident reduction of the metal concentration in their tissues. The fact that the decrease rate is not the same in the four species is not surprising considering that the four species belong to three different taxonomic groups and may hence have different mercury uptake and release mechanisms. However the difference in mercury decrease between the various species is so high that other factors should be taken into account in trying to explain them. The food habits of the four species could be one of them: the limpet is mostly herbivorous and grazes on the cement walls of the dam continuously; the crab feeds principally upon small organic detritus and fragments found in the walls and between the stones bordering the dam; the painted comber and the s.s.s. fish are carnivores. In repeated analyses of their stomach content, crab and small fishes were found in the comber; crabs, shrimps and small fishes in the s.s.s. fish.

Besides the differences in mercury-elimination rate between the different species examined, it is interesting to note that two and a half years after the installation of the treatment equipment a selective high Hg body burden was found in some species.

At least two reasons may be responsible for this fact. The first is that mercury, even though in much smaller quantities, continues to be carried to the sea in the effluent water. The second is that a large sea area has been affected for several decades by the factory effluent, not only with regard to the mercury, but also to other toxicants. In particular huge amounts of carbonate particles (Solvay process) have been discharged by the factory into the sea and have covered the sea bottom in front of the effluent for several square miles with a very thick layer of deposits, markedly reducing the benthonic fauna and flora there. The mercury discharged with wastes may have been trapped by the carbonate particles and by natural sediments, thus acting as a deposit of mercury and delaying the recovery of the whole area with regard to Hg contamination.

### Summary

Total mercury concentration has been determined in various species of marine animals collected in an area close to the discharge point of a chlor-alkali plant.

Data obtained before and after the installation of treatment equipment have shown a differential reduction in the mercury content in various representatives of fauna there.

On the other hand, the regression coefficients for 1975 and 1976 are practically zero and thus allow us to take into account the standard deviations of the means. The difference between the mercury concentration in 1975 and 1976 is not significant, although the mercury concentration in 1976 seems to be higher. Also the regression constants of the three equations are not significantly different; this means that only in the larger specimens was the mercury concentration markedly reduced from 1973 to 1976.

No doubt the installation of waste treatment equipment has substantially reduced the amount of mercury discharged with the effluent water into the sea and the four species considered have shown, though with different patterns (or to different degrees) an evident reduction of the metal concentration in their tissues. The fact that the decrease rate is not the same in the four species is not surprising considering that the four species belong to three different taxonomic groups and may hence have different mercury uptake and release mechanisms. However the difference in mercury decrease between the various species is so high that other factors should be taken into account in trying to explain them. The food habits of the four species could be one of them: the limpet is mostly herbivorous and grazes on the cement walls of the dam continuously; the crab feeds principally upon small organic detritus and fragments found in the walls and between the stones bordering the dam; the painted comber and the s.s.s. fish are carnivores. In repeated analyses of their stomach content, crab and small fishes were found in the comber; crabs, shrimps and small fishes in the s.s.s. fish.

Pollution par métaux dans la mer Adriatique du Nord.  
Note I : Étude sur les sédiments superficiels du Golfe de Trieste.

*par*

L. MAJORI, G. NEDOCLAN, G.B. MODONUTTI et C. CAMPELLO

*Istituto d'Igiene, Università degli Studi, Trieste (Italia)*

**Summary**

The research we carried out, in the Gulf of Trieste, on the metal content (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn) of the sediments, revealed a large presence of Pb and Hg in two different areas. We pointed out that, where industrial and urban wastes (with polluting exhaust gas by cars) are dumped into sea, the presence of Pb is more relevant. In the zone where we found Hg, there flows also a river in which a nearby cinnabar mine dumps its wastes.

**Riassunto**

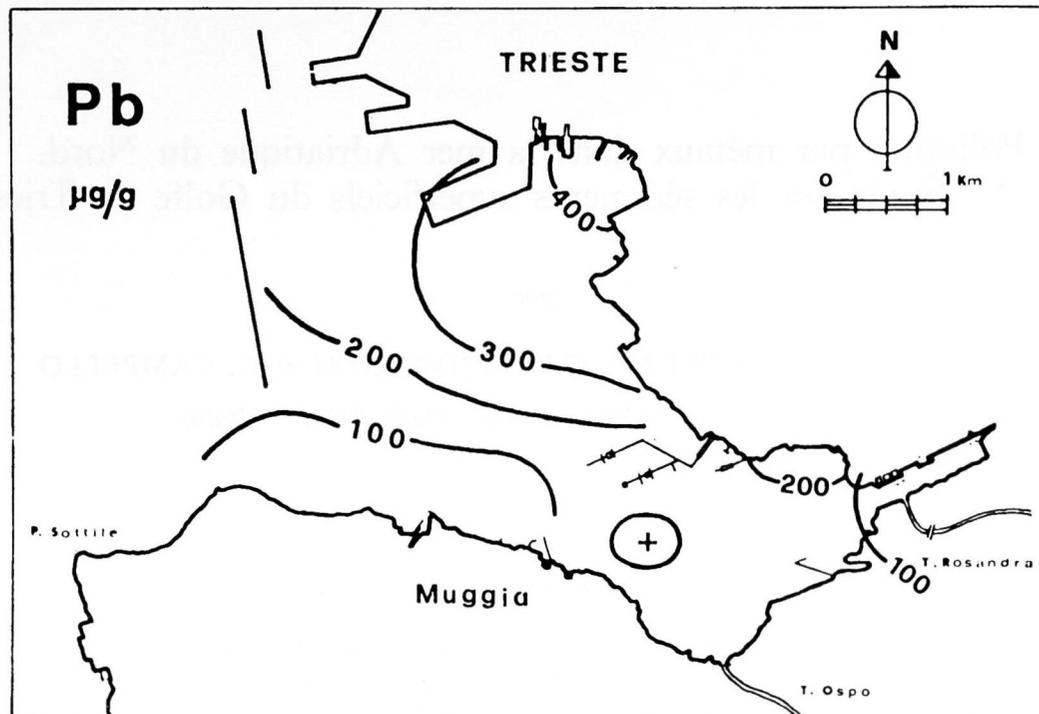
Nel golfo di Trieste la ricerca del contenuto in metalli nei sedimenti (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn) evidenzia la prevalente presenza, in due differenti zone, di Pb e Hg. Nella zona a prevalente presenza di Pb sboccano effluenti da zone industriali ed urbane (traffico motorizzato); in quella con presenza di Hg sfocia, tra l'altro, un corso d'acqua sul quale ha scaricato e scarica un vicino giacimento di cinabro.

\* \* \*

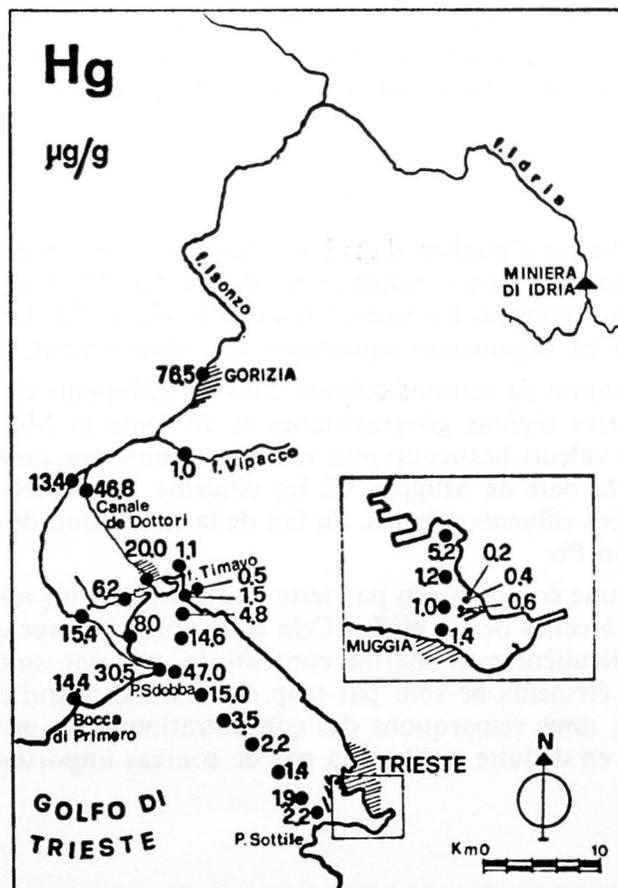
Le but de notre recherche est d'étudier, dans les sédiments marins superficiels du golfe de Trieste, la distribution de certains éléments traces, notamment de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb et Zn, en particulier de ces éléments notoirement toxiques, tels que Pb, Hg et Cd. Leur présence, en effet, représente un danger potentiel pour les organismes aquatiques et, indirectement, même pour l'homme.

Les niveaux de concentration de certains métaux dans les sédiments de la baie de Muggia peuvent être comparés avec ceux d'autres régions géographiques et de toute la Mer Adriatique. Au contraire, dans certains cas, on trouve des valeurs beaucoup plus élevées, comme par exemple pour Pb (voir figure 1) et Zn dans la partie Nord de la baie de Muggia, où les effluents industriels et urbains les plus importants se rejettent dans la mer. Les effluents urbains, du fait de la circulation des voitures donnent sûrement une contribution significative en Pb.

En outre, sur la base d'une comparaison par tests de statistique, on relève que les distributions de Fe, Cu et Cd sont semblables à celles de Pb et Zn. Cela peut nous montrer que les effluents superficiels qui convergent dans cette particulière zone marine contaminée, ont une source commune, même si les concentrations de ces derniers éléments ne sont pas trop élevées. En ce qui concerne les autres métaux, notamment Cr, Co, Mn et Ni, nous remarquons des concentrations plus ou moins égales dans la zone en observation; nous pouvons en déduire qu'il n'y a pas de sources importantes de contamination pour ces éléments.



Au contraire, plus au Nord, dans la baie de Panzano et le long de quelques affluents du golfe de Trieste, nous avons remarqué des concentrations de Hg beaucoup plus élevées que dans d'autres zones analysées. C'est pourquoi, nous avons pu découvrir et localiser une source importante de pollution. Les concentrations de Hg relevées dans les sédiments de l'affluent Isonzo arrivent jusqu'à 76.5  $\mu\text{g/g}$ , tandis que



dans les sédiments marins près de l'embouchure, nous relevons une concentration de 47.0  $\mu\text{g/g}$  au maximum. Ces valeurs décroissent dans le golfe à mesure que l'on s'éloigne de l'embouchure de l'Isonzo (voir figure 2).

Les concentrations du métal dans ces zones sont, sans aucun doute, plus élevées que les valeurs tirées de la littérature et nous montrent la présence d'une forte pollution par Hg. Cette contamination qui, est probablement due à l'exploitation des gisements de Cinabre d'Idria qui se trouvent le long de la rivière homonyme, affluent de l'Isonzo, s'étend jusqu'au milieu marin et à plus de 100 km de distance de la source d'origine.

Si l'on tient compte que des mécanismes de transformation bio-géochimique des métaux dans les sédiments peuvent aussi se vérifier et que c'est justement pour les éléments particulièrement toxiques (comme Pb et Hg) que l'on trouve des niveaux de concentration plus élevés par rapport aux valeurs normales, il est alors évident que le phénomène que nous venons d'expliquer est très important pour l'hygiène et la santé publique.

De plus, nous estimons qu'il est intéressant de pouvoir étudier l'évolution de ces polluants dans la mer, surtout dans le but d'évaluer leur influence sur le biota et, par les phénomènes d'accumulation et de transfert de la toxicité à travers les divers échelons des chaînes alimentaires sur l'homme.

Pollution par métaux dans la mer Adriatique du Nord.  
Note II : Étude sur la distribution de quelques éléments traces  
dans *Mytilus galloprovincialis* Lmk du golfe de Trieste.

par

L. MAJORI, G. NEDOCLAN, G.B. MODONUTTI & C. CAMPELLO

*Istituto d'Igiene, Università degli Studi, Trieste (Italia)*

### Summary

The phenomenon of the spreading of heavy metals in the marine environment may be analyzed by studying the distribution of Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, and Zn in the soft tissue of the mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lmk) found in the gulf of Trieste. There is a relationship between the distribution of some metals and the presence of pollution, both from industrial and urban waste. Mussels, with their biological filtering tissues, may be used as indicators of the marine pollution by metals.

### Riassunto

Il fenomeno della diffusione dei metalli pesanti nell'ambiente marino viene valutato studiando la distribuzione di Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb e Zn nei tessuti molli del *Mytilus galloprovincialis* Lmk del golfo di Trieste. La distribuzione di alcuni metalli nei mitili rivela un rapporto con la presenza di fonti di inquinamento di origine sia urbana che industriale. Viene prospettata l'eventuale utilizzazione di questi supporti filtratori quali indicatori dell'inquinamento marino da metalli.

\* \* \*

Nous avons analysé quelques métaux dans les moules prélevées dans 34 stations de la côte du golfe de Trieste (voir figure 1) pendant la période 1972-1975.

Pour certains métaux, les niveaux de concentration dans les tissus des moules sont plus ou moins égaux dans toute la zone observée, tandis que pour d'autres métaux (tels que par exemple Pb et Hg) il y a des différences remarquables entre les moules prélevées de différentes zones du golfe. Nous pensons que ce phénomène nous indique que dans l'environnement il y a des degrés différents de contamination par métaux.

Les résultats, confirmés au cours des années suivantes, nous montrent que les concentrations les plus élevées de Pb (jusqu'à 16.9  $\mu\text{g/g}$  par rapport au poids humide) sont relevées dans les moules prélevées dans une zone où la plupart des eaux usées industrielles et de la ville de Trieste se rejettent dans la mer (voir figure 2).

En ce qui concerne le Hg, les concentrations les plus élevées (jusqu'à 0.242  $\mu\text{g/g}$  par rapport au poids humide) sont présentes dans les moules prélevées dans la zone Nord du Golfe de Trieste, près de l'embouchure de l'Isonzo et dans les zones adjacentes (voir figure 3). Ces deux types de pollution sont très semblables aux pollutions relevées au cours d'une de nos précédentes études sur les sédiments du même golfe.

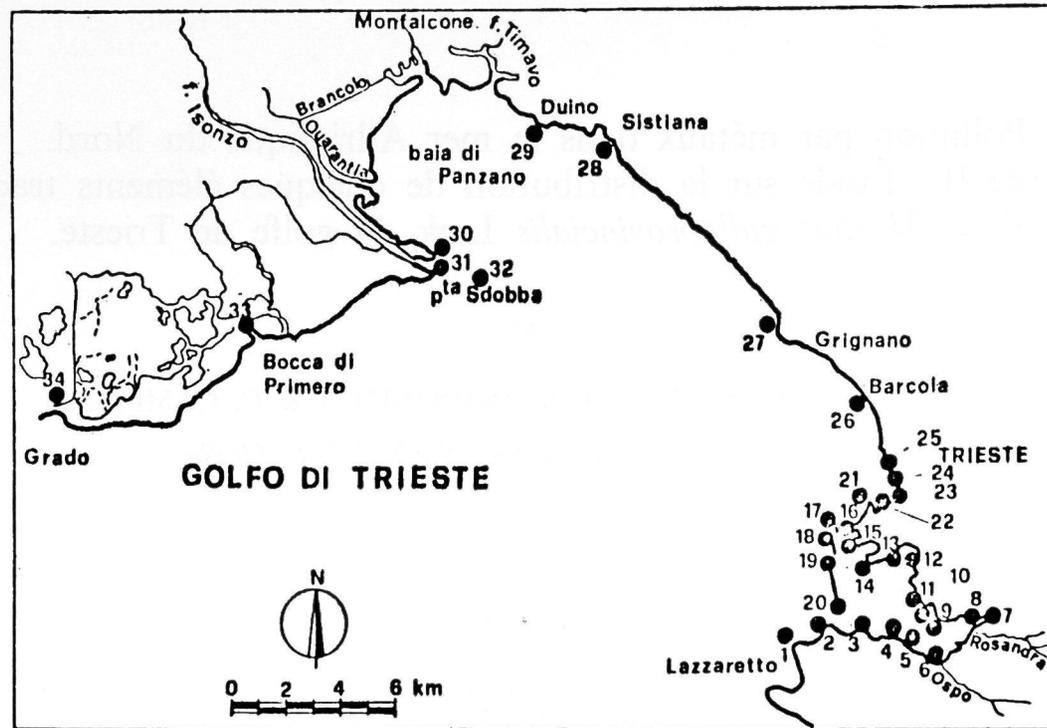
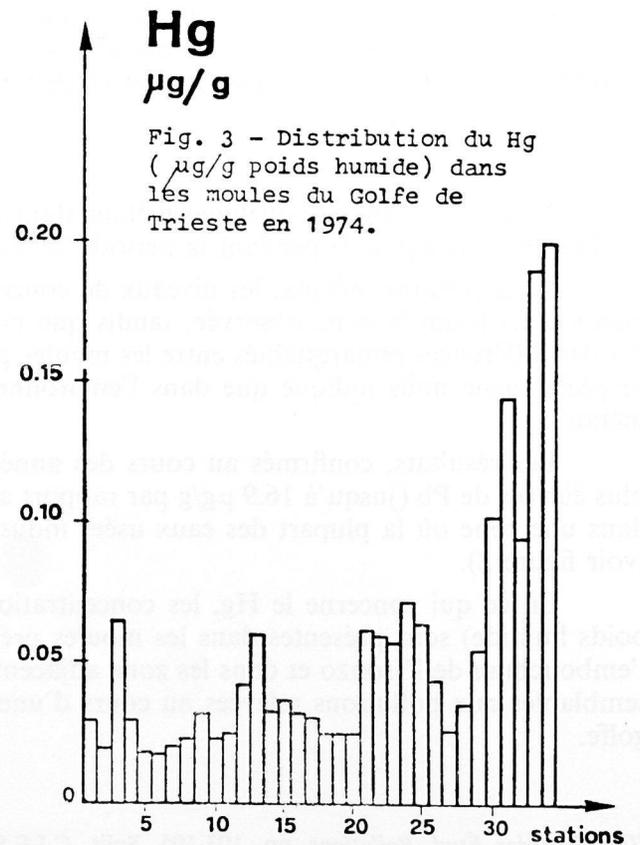
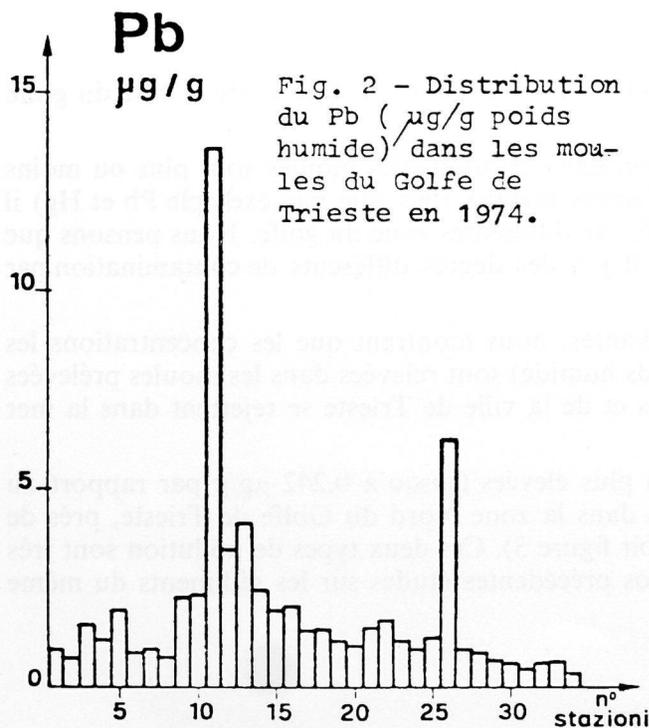


FIG. 1. — Distribution et numération des points de prélèvement des moules dans le Golfe de Trieste.

Il y a une corrélation étroite entre la contamination des sédiments et la contamination des moules et cela nous montre que les métaux sont transmis dans la biomasse et qu'ils s'accumulent dans les organismes marins de façon proportionnelle au degré de contamination de l'environnement. On a ainsi la



possibilité que d'éventuels effets toxiques, même à long terme, se transmettent à travers les divers échelons de la chaîne alimentaire jusqu'à affecter l'homme.

Ce mécanisme de concentration biologique peut être aussi utilisé pour un relèvement analytique, facile et simple, des éléments traces en prenant ainsi la moule comme organisme-test de la pollution métallique dans l'environnement marin.

Pollution par métaux dans la mer Adriatique du Nord.  
Note III : Le phénomène d'accumulation des métaux  
dans *Mytilus galloprovincialis* Lmk et son application  
comme indicateur de pollution.

par

L. MAJORI, G. NEDOCLAN, G.B. MODONUTTI & C. CAMPELLO

*Istituto di Igiene, Università degli Studi, Trieste (Italie)*

**Summary**

The purpose of our research is to study the possibility of using the mussel as a marine pollution indicator. In fact, mussels are sensitive biological subjects whose tissues may filter considerable amounts of water and may thus accumulate polluting elements. For the purpose of our experiments, we transferred suitably selected mussels into the chosen zones where we could define the metal accumulation kinetic : thus we showed that mussels may be used as pollution indicators.

**Riassunto**

Viene studiata la possibilità di utilizzare il mitilo per le sue caratteristiche di filtratore di notevoli masse d'acqua, quale organismo concentratore e rivelatore di elementi inquinanti, presenti in trace nell'ambiente marino. Gli esperimenti condotti trasferendo nelle zone da studiare mitili opportunamente selezionati, definiscono la cinetica di accumulo dei metalli dimostrando la validità della proposta di utilizzare i mitili come indici di inquinamento.

\*  
\* \*

Sur la base de recherches préliminaires faites dans nos laboratoires, nous avons pensé pouvoir utiliser un sujet biologiquement sensible comme la Moule (*Mytilus galloprovincialis* Lmk) pour diagnostiquer la pollution par métaux dans le milieu marin. Il a donc été nécessaire de vérifier si les résultats de laboratoire pouvaient être confirmés dans le milieu marin. Pour cela, après des recherches préliminaires dans le golfe de Trieste pour découvrir des zones avec une présence de métaux différente, nous avons transplanté dans ces zones des moules prélevées des zones avec une présence de métaux normale. La baie de Muggia pour le Pb et la zone près des bouches de Primero pour le Hg, se sont révélées les zones les plus appropriées pour les transplantations.

L'expérience d'accumulation du Pb nous a montré les cinétiques indiquées dans la figure 1. Dans les moules - tests (transplantées) on a remarqué une augmentation de concentration : en 80 jours environ, les niveaux de concentration du Pb ont augmenté jusqu'aux niveaux du point le plus pollué (Molo VII), dans la baie de Muggia. Dans les autres points de prélèvement, à l'extérieur de la baie de Muggia, dans des zones moins polluées, pendant la même période, on a enregistré des accumulations moins importantes.

Au contraire, dans une autre zone, notamment près de l'embouchure de l'Isonzo, dans le point nommé Primero, nous avons relevé l'accumulation de Hg la plus grande. A maintes reprises, nous avons

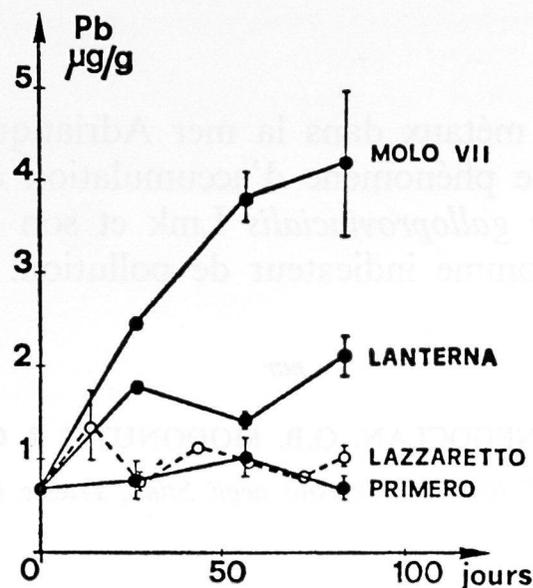


FIG. 1. — Cinétique d'accumulation du Pb ( $\mu\text{g/g}$  poids humide) dans les moules transplantées du point de référence (Lazzaretto) dans les stations Molo VII, Lanterna, Primero.

transplanté les moules de provenance de Lazzaretto dans le point de Primero et vice versa. En même temps, et pendant toute la durée des expériences, nous avons relevé les concentrations de Hg dans les moules des deux points. Les expériences d'accumulation et de décontamination sont indiquées dans la figure 2. Dans les moules transplantées de Lazzaretto à Primero, pendant une période de permanence dans ce dernier point de 18 à 90 jours, la concentration de Hg augmente de façon progressive jusqu'aux concentrations les plus élevées, caractéristiques des moules présentes normalement dans cette zone.

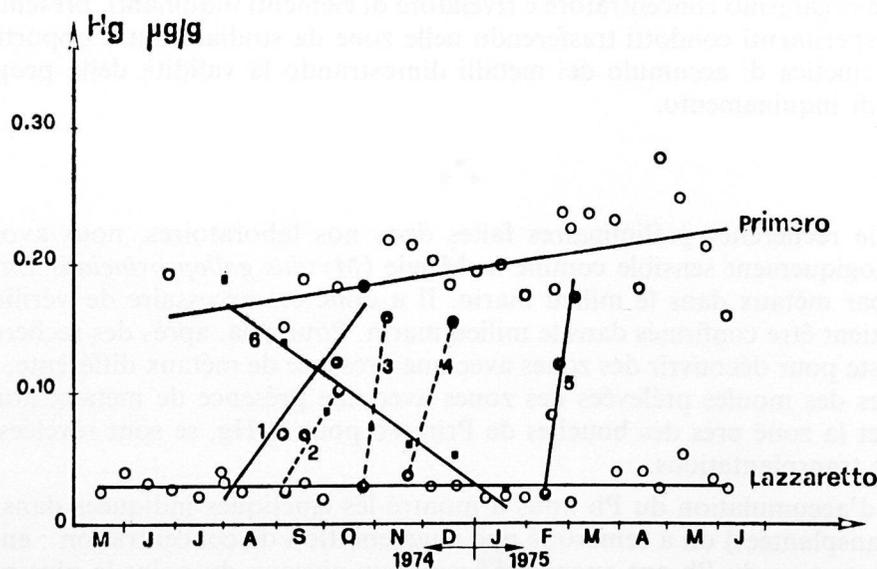


FIG. 2. — Accumulation et décontamination du Hg ( $\mu\text{g/g}$  poids humide) dans les moules échangées de la station de Lazzaretto à Primero et vice versa.

Ces résultats confirment qu'il y a possibilité d'utiliser la moule comme indicateur de pollution en la mettant en stabulation pendant une période de temps suffisamment longue, dans les zones côtières et au large en observation, et de créer ainsi un vrai réseau de relèvement.

### III. 2. — Pollution thermique

#### Pollution thermique des milieux marins côtiers

*par*

J.-M. PÉRÈS

*Station marine d'Endoume, Marseille (France)*

Depuis plusieurs décennies déjà, l'eau des fleuves est utilisée dans les circuits de refroidissement de nombreuses installations industrielles, et, notamment, des centrales de production d'électricité, ce qui présente, d'ailleurs, pour l'équilibre biologique de ces eaux courantes, des inconvénients non négligeables. La progression de la demande en énergie, puis, à partir de 1973, la « crise pétrolière », ont conduit, avant que des énergies nouvelles ne prissent le relais des combustibles fossiles, à lancer un programme de centrales nucléaires côtières, le débit des fleuves français ne pouvant suffire à satisfaire, en circuit ouvert, les besoins des centrales en construction ou en projet et l'utilisation des tours de réfrigération atmosphérique n'étant pas toujours acceptable pour diverses raisons.

Si les centrales de production d'électricité ne sont pas seules à utiliser l'eau de mer comme fluide caloporteur, elles sont, et de loin, les installations industrielles qui utilisent les volumes d'eau les plus importants. Pour chaque tranche de 1 000 MWe, une centrale à fuel nécessite 35 m<sup>3</sup>/s d'eau de mer et une centrale nucléaire environ 50 m<sup>3</sup>/s. Quand on sait que les centrales nucléaires en construction ou en projet sur nos côtes compteront chacune 4 tranches totalisant, pour une centrale, 4 000 à 5 000 MWe on se rend compte qu'il n'est pas inutile d'essayer de prévoir les conséquences écologiques d'une telle agression vis-à-vis de l'environnement marin côtier. L'eau qui circule dans l'installation est additionnée d'une certaine quantité de chlore, pour prévenir la fixation d'organismes sessiles dans les circuits, ainsi que des divers autres produits (inhibiteurs de la corrosion des métaux, en particulier); son échauffement ( $\Delta T$ ) est en moyenne de 10° C au rejet, mais est, bien entendu, plus important au moment de la traversée des condenseurs.

Tous les biologistes savent que la température agit sur les organismes par l'intermédiaire de son impact sur l'intensité du métabolisme, avec toutes les conséquences qui en découlent, dans certaines limites de température (notion de  $Q_{10}$ ) sur les diverses fonctions : — chez les végétaux, augmentation de l'intensité de la photosynthèse et de l'intensité de la respiration; — chez les animaux, accroissement des besoins trophiques, croissance accélérée, modification des processus reproducteurs, etc... Dans une certaine mesure et de façon inégale suivant les espèces, l'exposition à une élévation modérée de température peut conduire à une certaine acclimatation, favorable évidemment au maintien de la population d'une espèce donnée, pour autant qu'elle est soumise en permanence à cette « pollution thermique » modérée; en contre-partie, la population ainsi acclimatée souffrira davantage qu'une population non acclimatée d'un arrêt de l'échauffement de l'eau survenant accidentellement en saison froide (« pollution thermique inverse »).

En ce qui concerne l'influence de la température sur les organismes, les deux notions fondamentales sont celles de température létale (TL), d'une part et de température critique maximale (TCM), d'autre

part. La TCM correspond au seuil thermique à partir duquel certaines fonctions physiologiques de l'espèce (en particulier, les réactions de fuite pour les espèces mobiles) sont suffisamment altérées pour que la mort survienne à terme, si l'échauffement persiste. La TL proprement dite, c'est-à-dire celle qui tue en quelques secondes ou quelques minutes est peu utilisée; en fait, par analogie avec la pratique expérimentale relative aux polluants chimiques, on utilise plutôt la notion de concentration létale correspondant à la mort de 50 % des individus ( $CL_{50}$ ) pendant un temps donné (en général 48 h ou 96 h). Enfin, un concept de quantité de chaleur reçue a été proposé, pour rendre compte de l'intensité particulière de choc thermique subi par les organismes au passage dans les condenseurs; ce concept qui fait intervenir le  $\Delta T$  et le temps de passage, mérite encore d'être précisé.

L'impact écologique de l'utilisation de l'eau de mer comme fluide caloporteur est double, puisque l'on doit considérer :

- l'impact du transit dans l'installation, qui ne concerne évidemment que les organismes planctoniques ou micronectoniques aspirés avec l'eau à la station de pompage (en principe la vitesse de l'eau à l'aspiration est calculée pour éviter que les organismes nectoniques ne soient entraînés);
- l'impact sur le milieu récepteur, qui concerne aussi bien le pélagos que le benthos.

L'impact du transit est complexe car il implique des effets de trois ordres : thermique, mécanique (chocs sur les parois), de chloration (quand celle-ci intervient).

L'effet mécanique est réputé nul sur le phytoplancton, alors qu'on admet généralement qu'il est très important pour le zooplancton (environ 80 % de la mortalité totale due au transit) sauf lorsque la température de l'eau pompée ( $T$ ) est suffisamment élevée pour que l'on ait  $T + \Delta T > TL$ .

L'effet thermique sur le phytoplancton revêt des aspects qualitatifs, quantitatifs et physiologiques. Au point de vue qualitatif, il semble qu'il y ait une certaine sélection à l'intérieur de la population globale, au profit des Dinoflagellés et au détriment des Diatomées, ce qui peut évidemment modifier, dans le milieu récepteur, la composition de l'échelon primaire servant de nourriture aux planctontes de l'échelon secondaire et, par là même, la composition des populations zooplanctoniques. Au point de vue quantitatif, le transit provoque une certaine diminution globale de l'abondance du phytoplancton. Les changements qualitatifs et quantitatifs de la population phytoplanctonique ayant transité peuvent modifier l'équilibre biochimique des eaux (substances ectocrines) et, par là, la succession des peuplements au sein de l'écosystème pélagique.

Les effets physiologiques, enfin, se répercutent sur la production primaire : très schématiquement, l'on peut dire que celle-ci est augmentée jusqu'à une température de  $T + \Delta T$  de l'ordre de 24°-25° C et qu'elle s'effondre brutalement au-delà de ce seuil; l'effet de stimulation peut persister un temps plus ou moins long après retour au milieu récepteur.

L'effet du choc thermique sur le zooplancton est assez mal connu, mais semble relativement faible, pour autant que  $T + \Delta T$  reste inférieur à  $TL$ ; des  $\Delta T$  aux condenseurs de l'ordre de 15° C paraissent assez bien supportés pour autant qu'ils ne sont pas trop prolongés. Bien entendu, la sensibilité peut être différente suivant les espèces concernées, aussi bien parmi l'holoplancton que parmi le méroplancton (ce qui est sans doute vrai aussi, d'ailleurs, pour l'effet mécanique). Un cas un peu particulier, mais qui mérite attention, eu égard aux conséquences que peut avoir le transit sur le recrutement des stocks d'espèces d'intérêt commercial, est celui des œufs de poissons : sur la base de certaines expériences préliminaires, on avait considéré leur résistance au transit comme généralement élevée; des expériences plus récentes montrent que, pour certaines espèces tout au moins, cette assertion est très exagérée et que certains stades de l'embryogenèse sont très sensibles à un choc thermique assez modéré.

L'effet de la chloration sur le zooplancton est assez mal connu, mais il est absolument désastreux pour le phytoplancton : une teneur en chlore de 0,05 ppm suffit à diminuer la production primaire de 80 % et une teneur de 0,2 - 0,3 ppm l'inhibe totalement.

De la revue extrêmement sommaire qui vient d'être présentée quant aux conséquences du transit sur les peuplements planctoniques on peut à mon sens, déduire les conclusions provisoires suivantes :

- a. une certaine altération du plancton au cours du transit est inéluctable et l'on aura donc avantage à implanter les centrales dans des sites où la production planctonique est faible;
- b. l'effet mécanique paraissant assez généralement plus intense sur le zooplancton que le choc thermique, on pourrait avoir avantage à diminuer le débit, quitte à consentir un  $\Delta T$  un peu plus important au passage dans les condenseurs, d'autant plus qu'on a démontré pour diverses espèces (le copépode *Acartia tonsa*, par exemple) l'existence de phénomènes d'adaptation phénotypique de caractère saisonnier qui rendent les individus des généra-

tions estivales moins sensibles au choc thermique; **c.** la chloration est extrêmement nuisible à la production primaire et il conviendra de rechercher les conditions techniques propres à en minorer les effets; **d.** le dépassement de la température létale moyenne au cours du transit, en période estivale, doit être évité par réduction de la puissance demandée à la centrale, ce qui réduit le  $\Delta T$ . Enfin l'on peut ajouter deux remarques annexes, qui ne sont pas sans importance : **1.** Encore que la pratique du pompage à des profondeurs relativement faibles permette de penser que les migrations verticales d'espèces proprement planctoniques ne contribuent guère à modifier la composition du plancton en fonction de l'alternance des jours et des nuits, l'importance des phénomènes d'ascension nocturne de nombreux Crustacés Péricarides vivant enfouis dans les sédiments le jour, conduit à recommander de pratiquer la chloration de préférence le jour. **2.** Des recherches récentes tendent à montrer que la vitesse de refroidissement après passage dans les condenseurs joue un rôle important dans le pourcentage de la mortalité consécutive au choc thermique, un refroidissement lent étant beaucoup plus nocif, ce qui ramène à cette notion encore imprécise de « quantité de chaleur reçue » qui a été évoquée précédemment.

L'impact des rejets thermiques sur le milieu récepteur est plus général (il intervient sur le pélagos et le benthos), et beaucoup plus difficile à apprécier par les voies expérimentales que celui du transit.

Tout d'abord, il faut souligner que cet impact dépend largement de facteurs particuliers à une centrale donnée ou temporels :

- technique du rejet (ouvert ou avec dispositif de diffusion — au rivage même ou à distance — en surface ou en profondeur);
- conditions locales, permanentes ou temporaires des caractéristiques physiques chimiques et de circulation des eaux au voisinage du rejet; — puissance maximale de la centrale et puissance réelle fournie.

Ces différents paramètres conditionnent l'étendue et la forme de la tache thermique, dont on admet en général qu'elle est délimitée par l'isotherme de  $\Delta T = +1^\circ \text{C}$ , ainsi que le gradient vertical de température au sein de l'ensemble de cette tache thermique.

Les conséquences du rejet sont de deux ordres : dynamiques et proprement thermiques; il y faut ajouter aussi l'impact du chlore résiduel rejeté avec l'effluent et les effets de synergie de la température avec les polluants chimiques existant dans les eaux aspirées. Au plan dynamique les conséquences les plus importantes sont celles qui découlent de l'intensification de la circulation des eaux liée à l'existence même de la centrale et se manifestent donc au voisinage aussi bien de l'aspiration que du rejet : cette accélération provoque très généralement un accroissement des populations d'espèces sessiles suspensivores : Moules, Huîtres, Cirripèdes Thoraciques, Ascidies; les turbulences peuvent également altérer temporairement les peuplements planctoniques et notamment leur microstratification. Au plan dynamique, et dans l'acceptation la plus large de ce terme, on doit également envisager, notamment lorsque les caractéristiques hydrologiques à l'aspiration sont différentes de celles existant au rejet (par exemple pompage en lagune ou en eau côtière plus ou moins dessalée) l'apparition d'une tendance à un accroissement de la stratification, dû au fait que l'échauffement diminue la densité de l'eau et restreint les possibilités de mélange vertical et peut donc contribuer à accroître la superficie occupée par la tache thermique au voisinage de la surface et engendrer éventuellement des « lentilles » d'eau plus chaude — et aussi plus dessalée dans les cas signalés plus haut; ces lentilles qui constituent des volumes hydrologiquement clos, peuvent être à l'origine de crises de dystrophie. Enfin, il convient de rappeler, que le coefficient de viscosité, qui intervient évidemment dans la flottabilité des planctontes, est inversement proportionnel à la température et que son abaissement peut donc conduire à un enfoncement de ces organismes susceptible d'altérer leur distribution ou de leur imposer une certaine dépense d'énergie pour se maintenir dans la couche d'eau qui correspond à leurs exigences écologiques.

Je reviendrai plus loin sur les effets de synergie température/polluants chimiques, mais il me paraît nécessaire, avant d'envisager les effets proprement thermiques sur le milieu récepteur, de mentionner ceux du chlore résiduel. Ces effets sont encore très insuffisamment connus. Dans l'ensemble il apparaît que le chlore libre ou sous forme d'hypochlorites, devient indosable à peu de distance (un petit nombre de centaines de mètres) de l'émissaire et que la sensibilité au chlore des espèces qui ont fait l'objet d'expériences varie entre 1 et 0,02 - 0,05 ppm, quoique certains stades de développement de certaines espèces puissent être sensibles à des doses extrêmement faibles (0,0005 ppm pour des spermatozoïdes d'Echinoïdes). La chloration de l'ammoniaque présent dans les eaux, avec formation de chloramines, paraît être moins dangereuse qu'on ne l'avait supposé a priori. La formation, par réaction du chlore sur les bromures existant normalement dans l'eau de mer, d'hypobromites et de bromamines est à peu près démontrée, mais la toxicité de ces dérivés n'est pas prouvée. Enfin, la toxicité bien connue de nombreux organochlorés

de synthèse avait suscité une certaine inquiétude quant à la chloration éventuelle de petites molécules organiques (urée et amino acides par exemple) qui sont normalement rejetés dans l'eau de mer par les organismes, mais les rares bioessais faits jusqu'ici ont très généralement montré une diminution de la toxicité par rapport à celle du chlore agissant seul. Une certaine inconnue subsiste néanmoins, car il semble bien que certaines masses d'eau, ayant transité dans les centrales pratiquant la chloration continue, soient frappées d'une « stérilité » assez durable, traduite par le fait que la production primaire ne s'y déclenche pas bien que les conditions d'éclairement et de teneur en sels minéraux nutritifs soient favorables.

Reste donc à envisager l'effet d'ordre proprement thermique sur le milieu récepteur. Dans le domaine pélagique cet effet ne peut être qu'à court terme en ce qui concerne le plancton, en raison de la brièveté moyenne du cycle vital des espèces. L'effet sur le necton — et le nectobenthos — eu égard à la mobilité des organismes constitutifs sera considéré à part *in fine*. En ce qui concerne le benthos de la tache thermique, au contraire, l'effet de l'échauffement — plus ou moins intense en fonction de la distance à l'émissaire et des facteurs tels que les conditions de dilution-diffusion et la puissance fournie par la centrale — est permanent ou subpermanent; on peut donc voir se modifier sensiblement la composition et la structure de l'écosystème, par une sorte d'intégration à long terme de l'impact de ce facteur de perturbation qu'est l'échauffement.

L'effet thermique sur les peuplements planctoniques du milieu récepteur est particulièrement difficile à apprécier pour diverses raisons. D'une part, il est difficile à séparer des effets — multiples, comme on l'a vu plus haut — du transit, lorsque les organismes ayant traversé les circuits ne sont pas déjà morts au rejet. D'autre part, la mobilité du milieu et l'interférence entre la dynamique du rejet et la dynamique propre du milieu récepteur enlèvent pratiquement toute significativité aux échantillonnages au sein de la tache thermique et obligent à pratiquer des expériences en milieu confiné — et donc de durée limitée — sur des organismes ayant transité, ou non, soit dans la nappe échauffée en dérive naturelle, soit en un certain nombre de points de la tache thermique correspondant à différentes valeurs du  $\Delta T$ . Enfin, dans le cas des peuplements planctoniques, les incidences éventuelles de la topographie du rejet sont à considérer avec la plus grande attention lorsque celle-ci est telle qu'existe une petite cellule de circulation semi-fermée, au sein de laquelle le plancton est soumis en permanence à un certain  $\Delta T$ , on peut observer des modifications importantes de la structure du peuplement; au contraire, dans l'écoulement de fuite du circuit semi-fermé, ou lorsqu'un tel circuit n'existe pas, l'effet d'entraînement du plancton *in situ* par l'effluent qui transporte le plancton ayant transité rend l'évaluation des effets infiniment plus difficile.

Compte tenu du degré d'incertitude des observations et des expériences qui vient d'être évoqué, il semble qu'on puisse résumer de la façon suivante les connaissances actuelles sur l'effet des rejets thermiques sur le plancton du milieu récepteur. Tout d'abord, on observe dans tous les cas, une tendance à la sélection des espèces thermophiles. Pour ce qui est du phytoplancton l'échauffement engendre une augmentation du pourcentage des Dinoflagellés — qui s'ajoute ainsi à celle déjà provoquée par le transit — au détriment des Diatomées, ce qui peut avoir pour résultats l'apparition de phénomènes d'eaux décolorées à Dinoflagellés avec toutes les conséquences d'ordre écologique et sanitaire qui accompagnent ces "red tides"; on observe également un accroissement de la maturité du système, traduit par une augmentation de l'indice de diversité et du volume moyen des cellules; la production primaire est stimulée, pour autant que les effets de la chloration ont disparu et que la valeur  $T + \Delta T$  n'est pas trop élevée, ce qui signifie que cet effet de stimulation est surtout net en hiver. En ce qui concerne le zooplancton, on observe une augmentation générale de l'intensité du métabolisme, laquelle engendre, lorsqu'existe une cellule de circulation semi-fermée, une accélération de la succession des générations, qui, à son tour, se traduit par une augmentation du pourcentage d'individus juvéniles dans l'ensemble de la population; il est pratiquement certain aussi — bien qu'aucune analyse n'ait été faite jusqu'ici pour le vérifier — que la modification de la composition qualitative de l'échelon primaire — et donc des ressources trophiques disponibles pour les herbivores — entraîne des changements de la composition de l'échelon secondaire.

Il est très regrettable que les peuplements hyponeustoniques de la tache thermique et du champ éloigné n'aient pas été étudiés jusqu'ici, car, du fait que le transfert de chaleur de la mer à l'atmosphère se fait par cette interface, la présence ou les particularités de répartition de certaines espèces pourraient avoir valeur d'indicateurs quant à des modifications de l'environnement marin indétectables par les mesures physiques et chimiques. N'ont pas été étudiées non plus les populations bactériennes des eaux au sein de la tache thermique — non plus, d'ailleurs, que sur les fonds — alors qu'il est logique de supposer que la destruction des planctontes au cours du transit doit favoriser l'abondance des particules organiques en suspension aptes à supporter des germes épiphytes et l'abondance du matériel métabolisable par ceux-ci.

L'étude du benthos de la tache thermique est beaucoup plus facile que celle du plancton, tant à cause de l'effet cumulatif dans le temps de l'échauffement que parce qu'il est aisé de trouver des biotopes témoins dont on soit assuré qu'ils sont indemnes de tout apport thermique. Quelques causes d'erreur subsistent néanmoins, qu'il faut garder en mémoire : — l'effet « parasite » de l'accroissement d'intensité de la circulation des eaux, qui profite aux suspensivores, ainsi qu'on l'a vu précédemment ; — les perturbations possibles du recrutement de certaines espèces à développement indirect, dont les larves seraient détruites au cours du transit, sans qu'il puisse y avoir apport extérieur de larves planctoniques dans l'aire intéressée par la tache thermique ; — l'incertitude dans laquelle on peut se trouver de la permanence de l'échauffement en un point donné de l'aire occupée par la tache thermique (irrégularités de débit de l'effluent, interférences d'ordres internes, etc...).

Encore que certaines différences puissent exister entre le phytopbenthos et le zoobenthos, l'effet thermique sur le benthos du milieu récepteur peut être traité globalement. Outre la tendance, déjà signalée à propos du plancton, à une certaine sélection des espèces thermophiles au sein d'un peuplement d'appartenance biogéographique composite — comme c'est habituel en zone tempérée — on peut signaler la fréquence d'introduction d'espèces tropicales — apportées par les coques des navires — fréquence plus grande pour les métaphytes que pour les animaux. Des phénomènes d'adaptation phénotypique — et peut-être même géotypique — existent indiscutablement pour certaines espèces. L'accroissement classique de l'intensité du métabolisme par l'échauffement se traduit par une croissance linéaire accélérée et correspond à des besoins trophiques accrus, qui si les ressources sont limitées, peuvent déboucher — chez les Pélécy-podes notamment — par une diminution du rapport poids sec/poids humide. Ces besoins alimentaires accrus peuvent conduire à une expansion des espèces euryphages, ou des espèces sténophages les plus tolérantes à la réduction des ressources nutritionnelles, ou des espèces à  $Q_{10}$  plus faible, au détriment d'espèces sténophages ou à  $Q_{10}$  élevé, occupant la même niche écologique. Au plan des processus reproducteurs, on observe fréquemment une apparition plus précoce de la maturité sexuelle (conduisant à un certain nanisme, chez le Gastropode *Cerithium vulgatum*, par exemple), à un avancement dans le temps de l'époque de reproduction, ce qui peut avoir des inconvénients pour les espèces à développement indirect dont les larves planctoniques, une fois sorties de la tache thermique, se trouvent dans un environnement physique qu'elles ne peuvent supporter, ou encore (larves planctotrophiques) ne trouvent pas dans le plancton la nourriture qui leur est nécessaire ; on connaît également des exemples d'allongement de la période de reproduction, qui tend même à devenir continue avec de simples variations d'intensité. Cette stimulation des processus de reproduction a souvent pour conséquence une très forte prédominance des juvéniles dans les populations, notamment, pour nos mers, en période printanière.

Certains auteurs ont suggéré que les variations de  $\Delta T$  de courte période (quelques minutes) et de faible amplitude (1 à 3° C) pourraient avoir une influence néfaste sur certaines espèces ; ceci reste à démontrer.

Quoiqu'il en soit, il est indiscutable que les écosystèmes benthiques intéressés par un rejet thermique présentent des modifications de composition, de structure et de dynamique saisonnières.

Les modifications de ce dernier ordre sont particulièrement intéressantes à considérer, car elles ont valeur d'indicateurs quant à l'intensité de la perturbation subie par l'environnement marin dans son ensemble, même si d'autres conséquences de cette perturbation ne se sont pas encore imposées à l'attention des chercheurs.

Certaines de ces modifications résident dans un simple balancement d'abondance entre deux espèces ayant un referendum thermique différent, sans que l'une parvienne jamais à exclure totalement l'autre ; ainsi, sur les enrochements ou les quais proches du rejet de la centrale de Martigues-Ponteau, observe-t-on une dominance alternée des deux algues *Corallina cf. mediterranea* et *Padina javonica*, la seconde plus thermophile que la première, prédominant en été. En revanche, certains peuplements d'invertébrés peuvent présenter à certaines saisons des mortalités massives, ce qui, à vrai dire, est assez commun pour les écosystèmes soumis à une pollution, lorsque celle-ci dépasse un certain seuil. Ces mortalités massives peuvent évidemment provenir de ce que la somme  $T + \Delta T$  (où  $T$  est la température de l'eau pompée) a dépassé la TL et se manifestent alors de façon quasi-instantanée. En revanche on a pu observer aussi, durant l'été anormalement chaud de 1976, des mortalités totales frappant des espèces aussi tolérantes que *Mytilus galloprovincialis* et *Balanus perforatus*, mortalités dues à ce que la somme  $T + \Delta T$ , tout en restant inférieure à la TL, a dépassé pendant plusieurs semaines le seuil correspondant à la TCM, ce qui se traduisait par l'inhibition de certains mécanismes physiologiques tels la collecte de nourriture et le réflexe d'occlusion ; on peut noter, en passant, que le dépassement de la TCM est bien connu pour provoquer, chez

les Pélécy-podes endogés, la suppression du réflexe d'enfouissement ce que provoque également, d'ailleurs, le dépassement de la température critique minimale. Accessoirement, il convient de signaler que, contrairement à ce qu'on pourrait présumer, les invertébrés des peuplements intertropicaux sont particulièrement sensibles aux rejets thermiques, car l'écart entre la température optimale et la TCM et/ou la TL est particulièrement réduit de sorte qu'un  $\Delta T$  prolongé aussi faible que 4° C, peut être fatal à des organismes aussi franchement thermophiles que diverses espèces de Coraux hermatypiques par exemple.

Ces constatations, aussi bien d'ailleurs que le concept de quantité de chaleur reçue (qui peut-être, pourrait être étendu à l'étude du milieu récepteur) donnent à penser que, lorsque les conditions d'exploitation d'une centrale sont telles qu'une aire assez vaste du milieu récepteur est échauffée au-delà du seuil de la TCM, on aurait avantage à diminuer le  $\Delta T$  au rejet pendant environ la moitié du temps, par exemple par périodes alternées de 6 heures; l'intérêt d'une telle pratique a été suggéré par des expériences préliminaires qu'il conviendrait de développer.

Les mortalités importantes ou massives, outre qu'elles altèrent profondément ou même détruisent le peuplement en place, provoquent, par l'accumulation des détritiques organiques qui en résultent, la multiplication d'espèces détriticores à cycle biologique bref — par exemple, à la Centrale de Martigues-Ponteau, le Tanaïdace *Leptochelia dubia* — ou l'intrusion de nécrophages (Crabes divers). Il convient enfin de noter que la sensibilité générale aux agressions, toujours plus marquée chez les juvéniles — dont le métabolisme est plus intense que chez les adultes — fait que les mortalités massives surviennent souvent plus précocement chez les premiers que chez les seconds.

Les problèmes posés par les rejets thermiques aux espèces dotées d'une mobilité élevée (necton et nectobenthos) méritent d'être traités à part. Certes, les effets généraux qu'exerce l'échauffement sur les individus, les espèces et les populations sont très similaires à ceux déjà signalés pour d'autres animaux :

- augmentation, dans l'ensemble du peuplement, de la représentation des espèces thermophiles;
- accroissement de l'intensité du métabolisme, débouchant sur des besoins trophiques accrus;
- modifications du processus de reproduction, etc... On peut y ajouter des réactions plus particulières d'ordre comportemental, telles, par exemple, des altérations du processus d'agrégation en bancs (shoaling), d'où peuvent découler, même pour des espèces dont tout le cycle biologique se déroule dans les eaux marines, des altérations des processus migratoires. D'une manière générale il semble, pour les poissons tout au moins, que le degré de mobilité des espèces, joue un certain rôle dans l'impact plus ou moins grand du rejet thermique sur les populations : les espèces très sédentaires paraissent les plus affectées; au contraire, diverses études ont montré que, pour les espèces nectobenthiques et nectoniques, on observe que l'abondance et l'indice de diversité spécifique augmentent pendant les mois où la température des eaux est basse et diminuent au cours des mois les plus chauds. La diminution estivale de ces deux paramètres est certainement imputable au fait que les individus fuient les eaux de température excessive; par contre, il est bien difficile de dire si l'accroissement de l'abondance et de l'indice de diversité en période hivernale sont imputables à un effet proprement thermique — ce qui paraît quand même assez probable — ou à un accroissement des ressources trophiques de l'aire intéressée par la tache thermique, dû par exemple, au matériel organique issu des organismes tués au court du transit, ou à un accroissement, anormal pour la saison, de biomasse ou de production par suite de l'échauffement.

Il conviendrait aussi d'évoquer la possibilité de phénomènes de synergie entre l'échauffement et divers polluants, issus de la centrale elle-même, ou présents dans les eaux prélevées à la station de pompage. Je n'insisterai pas, tant sont rares les données fiables sur cet important problème. En la matière toute prévision est impossible, puisque l'élévation de la température peut aussi bien accroître le coefficient de concentration et/ou la toxicité d'un polluant donné, que stimuler le mécanisme d'élimination de ce polluant; de l'action différentielle de l'échauffement sur ces deux (sinon trois) mécanismes physiologiques dépend le caractère positif ou négatif de la synergie.

Je mentionnerai quand même quelques cas particuliers. L'un est ce qu'on pourrait appeler le démasquage par l'échauffement de certains polluants non détectables à l'aspiration; ceci a été constaté dans les eaux de la tache thermique de la Centrale de Martigues-Ponteau pour les phénols et les hydrocarbures totaux; de même, on a décrit, au voisinage d'une centrale américaine la remise en solution dans les eaux, en été, de Cuivre et de Zinc — antérieurement fixés sur les sédiments — et leur accumulation subséquente par des Huîtres. On a signalé également des cas d'aggravation de certaines parasitoses par l'échauffement. Mais l'effet de synergie le plus évident — et le plus inquiétant aussi — est celui concernant l'action de l'échauffement sur les eaux polluées par des effluents domestiques ou, plus généralement, par des rejets organiques. On sait que l'enrichissement des eaux marines en matériel organique, générateur — après

décomposition microbienne — d'un enrichissement en sels minéraux nutritifs azotés et phosphatés (enrichissement associé le plus souvent à des valeurs anormales du rapport N/P) conduit à une production primaire excessive, portant sur des espèces particulières, dont certaines sont même capables d'utiliser comme source de C et N de petites molécules organiques. Cette eutrophisation excessive, qui correspond à un excès d'énergie disponible au niveau primaire de l'écosystème, engendre un déséquilibre général — éventuellement auto-entretenu, sinon même auto-accélééré — de celui-ci qu'il est hors de propos de développer ici, mais dont il est prouvé qu'il est aggravé par l'élévation de température. Les eaux décolorées à Dinoflagellés, si fréquentes en zone intertropicale, sont une forme naturelle de ces crises dystrophiques, dans le déclenchement desquelles l'élévation de température joue un rôle majeur, ainsi que des phénomènes encore à peine soupçonnés intervenant aux interfaces : couche ultrasuperficielle des eaux marines, discontinuités de densité (d'origine thermique ou haline) etc... L'apport d'énergie représenté par l'échauffement, venant s'ajouter à l'excès d'énergie stockée à la base de l'écosystème, ne peut qu'accroître la fréquence et la gravité de ces crises dystrophiques dans les aires intéressées par les rejets thermiques.

J'ai tenté, dans les pages qui précèdent, de dégager, tant de l'analyse que j'ai faite de la littérature que des recherches poursuivies depuis 1973, par les équipes de la Station Marine d'Endoume sur le site de la Centrale de Martigues-Ponteau, un aperçu synthétique sur l'impact des rejets thermiques sur l'environnement marin côtier. Ça et là commencent à s'en dégager quelques idées générales qui peuvent contribuer déjà à un choix rationnel des sites appelés à recevoir une centrale, ou encore, une fois ce site choisi, à suggérer certaines contraintes de conception ou d'exploitation des centrales. J'ai souligné aussi les lacunes des connaissances actuelles, dont aucune ne me paraît impossible à combler. Ces recherches, à poursuivre ou à entreprendre, *in situ* ou *in vitro*, devraient à mon sens déboucher dans un délai de l'ordre de cinq années sur une somme de connaissances de nature à prévenir les conséquences sur les écosystèmes néritiques de l'implantation des centrales nucléaires côtières, conséquences dont on peut dire que le caractère néfaste est davantage supposé que prouvé, et qui, en tout état de cause, ne devraient, si sont respectées certaines contraintes, n'intéresser que des aires relativement limitées.

# Les rejets d'eau chaude en mer : impact sur les populations zooplanctoniques

par

P. BENON, B. BOURGADE et R. KANTIN

Laboratoire d'hydrobiologie marine et Station marine d'Endoume,  
Centre universitaire de Marseille-Luminy (France)

## Abstract

Influence of rise of temperature on the zooplanktonic communities has a rather positive effect in winter. However, during warm season, it seems that there is a higher mortality due to an increase of sensibility to pollutants. On the other hand, the metabolism of organisms living in heated water is accelerated, bringing new generations faster.

## Résumé

L'influence de l'élévation de température sur les communautés zooplanctoniques a un effet plutôt bénéfique en hiver, mais pendant la période estivale, il semble y avoir une certaine mortalité par augmentation de la sensibilité aux polluants. D'autre part, les organismes se développant dans la zone échauffée ont un métabolisme accéléré se traduisant notamment par une prématuration des générations.

\* \* \*

L'étude mensuelle de l'évolution qualitative des populations zooplanctoniques durant l'année 1975, aux abords de la centrale thermique de Martigues-Ponteau permet de retrouver les successions saisonnières des communautés du golfe de Fos [BLANC *et al.*, 1976]. Cependant, les effectifs du zooplancton se développant à l'intérieur de la tache thermique montrent des variations non négligeables par rapport à celui qui n'a pas subi l'élévation de température. Il est permis de penser que ces variations ne sont pas seulement imputables à des phénomènes de grégarisme [CASSIE, 1959, OMALY, 1968]. Ainsi, pendant la période hivernale, l'influence du réchauffement semble se traduire par une augmentation progressive des effectifs à partir du rejet (au mois de mai, 100 ind./m<sup>3</sup> au rejet, 246 à 400 m et 464 à 800 m) et une diminution corrélative de la diversité au profit des espèces les plus thermophiles telles que *Acartia* spp. et *Oikopleura* spp. Dès que la température devient supérieure à 19° C, on assiste à un abaissement net des effectifs d'*Acartia clausi*, *Paracalanus parvus* et à un moindre degré de *Podon polyphemoides*, espèces pourtant eurythermes. Les températures léthales n'étant pas atteintes, on peut penser à un phénomène de synergie avec les polluants [REHWOLD *et al.*, 1972; CAIRNS *et al.*, 1975].

Par ailleurs, l'élévation du métabolisme consécutive à l'échauffement provoque la prématuration des générations dans la zone échauffée notamment chez *A. clausi* et *P. parvus*. Cependant chez les individus de ces mêmes espèces soumis d'une façon plus continue et moins brusque à un réchauffement dans le port de Seynèmes, situé en dehors du courant principal de rejet, il semble y avoir une homogénéisation des conditions de vie : les pics de générations d'adultes y sont beaucoup moins nets.

L'étude des œufs de poissons a révélé, outre une pauvreté numérique due à une baisse de la fécondité [WEAR, 1974] une mortalité très importante variant de 40 à 100 % pour les œufs de Gadidae, Sparidae et Clupeidae, sans qu'il y ait de différence nette dans la zone échauffée. Les œufs d'Anchois ont une vitalité supérieure : on trouve jusqu'à 84 % d'œufs vivants à 400 m du rejet. Cette résistance n'est pas sans rapport avec le remplacement progressif des sardines par les anchois en Méditerranée.

L'impact de l'élévation de température sur les communautés zooplanctoniques, s'il n'est pas négligeable dans ce milieu pollué, est loin d'être catastrophique, mais on ne peut actuellement présumer de l'incidence qu'aurait, sur cet échelon secondaire de la chaîne alimentaire, une centrale beaucoup plus puissante.

#### Références bibliographiques

- BLANC F., M. LEVEAU & M.-C. BONIN, 1976. — *Rev. intern. Océanogr. méd.*, **41-42** : 41-75.  
 CAIRNS J., A.G. HEATH & M. KHALANSKI, 1974. — *C.I.E.S.M., Journées pollution* 45 pp (doc. photocopie).  
 CASSIE R.M., 1959. — *N.Z. J. Sci. Technol.*, **2** : 239-365.  
 OMALY N., 1968. — *Pelagos*, **9**.  
 REHWOLDT R., L. MENAPLACE, B. NERRIE & D. ALESSANDRELLO, 1972. — *Bull. Environm. Contamin. Toxicity*, **8** : 2.  
 WEAR R.G., 1974. — *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **54** : 745-762.

# Les rejets d'eau chaude en mer : impact sur les populations phytoplanctoniques

par

B. BOURGADE, P. BENON et R. KANTIN

Laboratoire d'Hydrobiologie marine et Station marine d'Endoume,  
Centre Universitaire de Marseille-Luminy, (France)

## Abstract

The thermal effluent is able to release phytoplanktonic blooms and have a very local impact on the communities.

## Résumé

A Ponteau, l'échauffement des eaux semble être un facteur déclenchant des poussées et avoir un impact local et beaucoup moins important que la dessalure sur les populations phytoplanctoniques.

\* \* \*

Les conséquences du transit des populations phytoplanctoniques à travers les circuits de refroidissement de la centrale thermique de Martigues-Ponteau (choc à la fois mécanique, thermique et éventuellement chimique) ont été envisagées en comparant les populations à l'entrée et à la sortie des circuits. Mais étant donné que le pompage, effectué à — 5 m affecte des couches d'eaux plus superficielles, et du fait de la distribution hétérogène du phytoplancton, les populations observées au rejet ne correspondent pas totalement aux populations prélevées à proximité du pompage. Si l'impact du transit semble négligeable dans la plupart des cas, il semble toutefois qu'au cours de la période estivale, il y ait une disparition partielle et différentielle de certaines espèces, ce qui peut être rapproché des observations de BRIAND [1975].

En ce qui concerne l'incidence de l'échauffement des eaux à l'intérieur de la tache thermique, si nous n'avons pas pu noter de corrélation entre les effectifs phytoplanctoniques et la température, il existe par contre une corrélation hautement significative avec la salinité. En effet pendant l'été, la rade de Ponteau a été atteinte par une nappe superficielle d'eaux dessalées en provenance du canal de Caronte [BLANC *et al.*, 1976] et dérivant le long de la côte est du golfe de Fos. Il est alors difficile d'évaluer le rôle de l'échauffement, le phytoplancton étant influencé au plus haut point par ces eaux dessalées (sels minéraux abondants) qui déterminent un fort développement algal à base de *Chaetoceros* ( $3,6 \cdot 10^6$  cell. l<sup>-1</sup> le 10 juin 1975).

Comme ces eaux sont, semble-t-il, très chargées en polluants [BENON *et al.*, 1976], des phénomènes de synergie avec la température ne doivent pas être exclus [CAIRNS *et al.*, 1975]. Ces eaux contiennent également diverses espèces typiques, thermophiles, et parfois responsables d'eaux rouges dans la région. On doit souligner à ce propos que le 23 juillet 1975, une petite floraison d'*Exuviella* sp. (constituant 65 % de la population) se localisait dans la tache thermique, indépendamment du phénomène de dessalure.

Pendant la saison froide, la rade de Ponteau est affectée par une pénétrante d'eaux néritiques oligotrophes du golfe de Marseille. On y observe alors les successions phytoplanctoniques normales décrites par TRAVERS [1973] au large de Marseille. L'échauffement des eaux semble être un facteur déclenchant des poussées; il apparaît susceptible d'influencer faiblement et localement les effectifs et la composition des populations phytoplanctoniques.

### Références bibliographiques

- BENON P., BLANC F., BOURGADE B., CHARPY C., KANTIN R., KERAMBRUN P., LEVEAU M., ROMANO J.-C. & SAUTRIOT D., 1976. — *Observ. Mer.*, **3** (Suppl.), 12 p.
- BLANC F., LEVEAU M. & BONIN M.C., 1976. — *Rev. intern. Océanogr. méd.*, **41-42** : 41-75.
- BRIAND F.J.P., 1975. — *Mar. Biol.*, **33** : 135-146.
- CAIRNS J., HEATH A.S. & PARKER B.C., 1975. — *Hydrobiologia*, **47** : 135-171.
- TRAVERS M., 1973. — *Téthys*, **5** (1) : 31-53.

Les rejets d'eau chaude en mer :  
étude de l'extension horizontale et verticale de la tache thermique  
due au rejet de la centrale E.D.F. de Martigues-Ponteau  
(Golfe de Fos - France).

par

R. KANTIN, P. BENON et B. BOURGADE

*Laboratoire d'Hydrobiologie marine et Station marine d'Endoume,  
Centre Universitaire de Marseille-Luminy, (France)*

**Abstract**

The extent of the thermic sheet is influenced by the presence of a coastal current and by the wind flow. A good part of the difference in temperature ( $\Delta T$ ) between the water inflow and outflow is controlled by the fraction power rather than the global.

**Résumé**

L'extension de la tache thermique est influencée par la présence d'un courant côtier et par le régime des vents. L'écart de température ( $\Delta T$ ) enregistré entre le pompage et le rejet dépend, pour une bonne part, de la puissance par tranche, et non pas de la puissance globale.

\*  
\* \*

Située sur la côte est du golfe de Fos, à 20 milles environ de l'agglomération marseillaise, la centrale thermique de Martigues-Ponteau a un champ d'action relativement limité; sa puissance maximale est de 1000 Mw, répartis en 4 tranches de 250 Mw chacune. L'eau de mer utilisée dans les circuits de refroidissement est pompée au NW de la centrale, vers 5 m de profondeur et est rejetée, après avoir circulé dans les condenseurs, dans l'anse des Seynèmes (cf. carte).

Au cours de 12 missions réparties de janvier à décembre 1975, l'extension horizontale et verticale de la tache thermique a été relevée suivant un réseau comportant en moyenne 50 stations.

L'importance de la tache thermique est essentiellement fonction du régime de la centrale, qui conditionne le volume d'eau échauffée, des variations de température entre le pompage et le rejet ( $\Delta T$ ), et du régime météorologique.

Au cours de notre étude, le régime de la centrale a considérablement varié, correspondant à des puissances brutes allant de 330 Mw à environ 800 Mw; le débit de l'effluent chaud a donc varié de 18 m<sup>3</sup>/s (2 tranches) à 36 m<sup>3</sup>/s (4 tranches). Dans ces conditions un  $\Delta T$  résiduel de 1° C n'a jamais été relevé au delà de 1400 m du rejet, les maximums ayant été observés par mer calme ou léger mistral, et correspondant à une puissance globale comprise entre 500 et 700 Mw. Lorsque le fonctionnement de la centrale est plus réduit (2 tranches à faible puissance), le  $\Delta T$  résiduel de 1° C ne dépasse généralement pas 800 à 900 m du rejet. L'aire couverte par la nappe échauffée est de l'ordre du km<sup>2</sup>, et est proportionnelle à la puissance

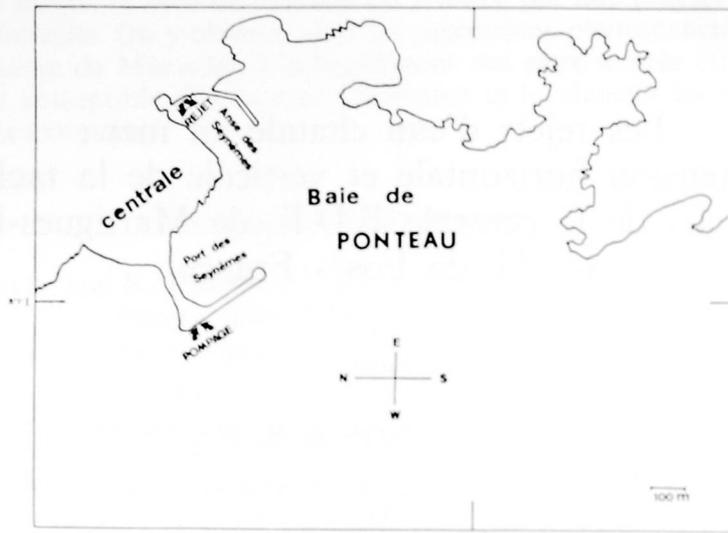


FIG. 1. — Emplacement de la centrale thermique de Martigues-Ponteau.

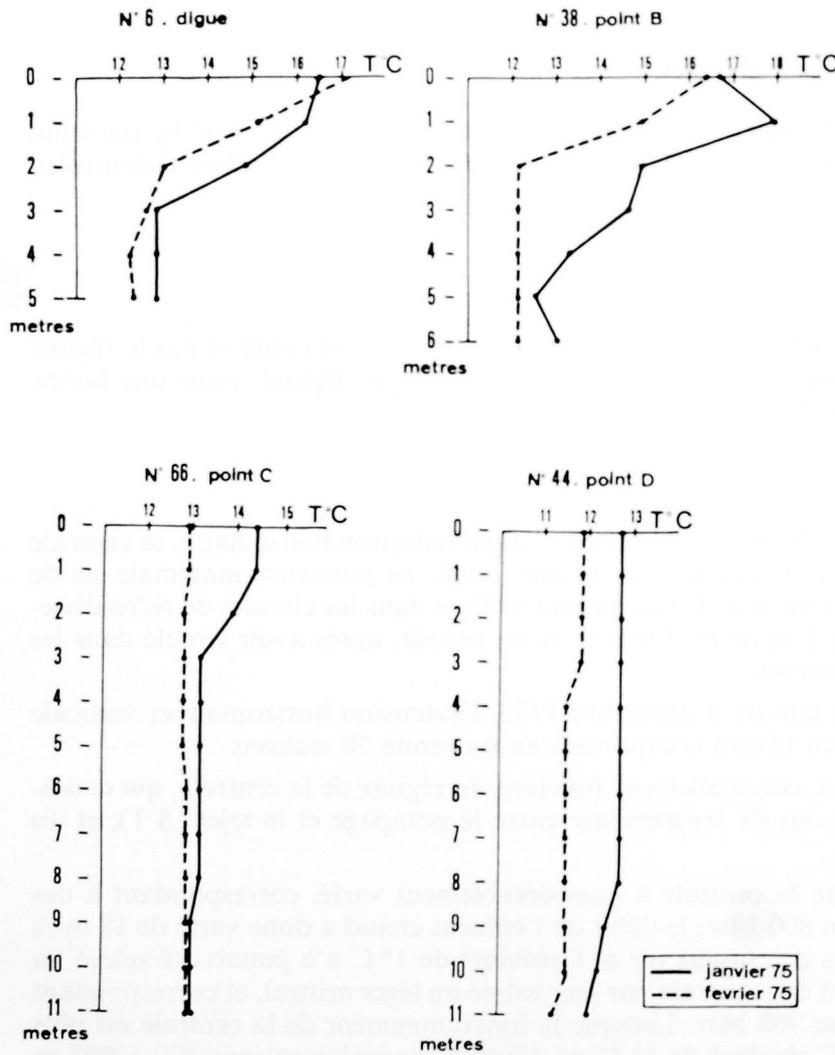


FIG. 3. — Extension verticale de la tache thermique.  
 Digue : à 400 m du rejet, dans le port des Seynèmes  
 Point B : à 500 m environ du rejet  
 Point C : à 900 m du rejet  
 Point D : prise d'eau.

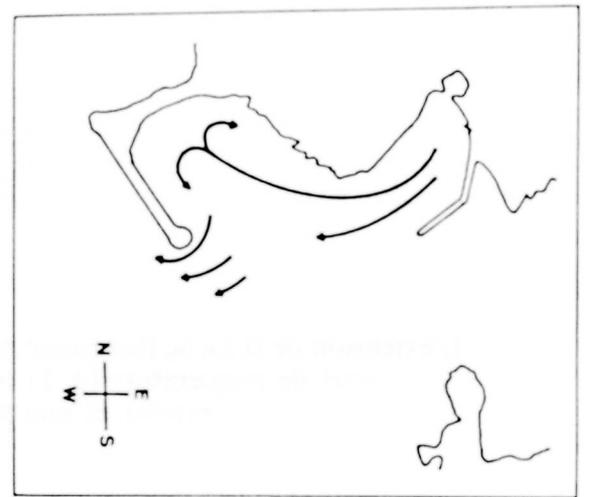
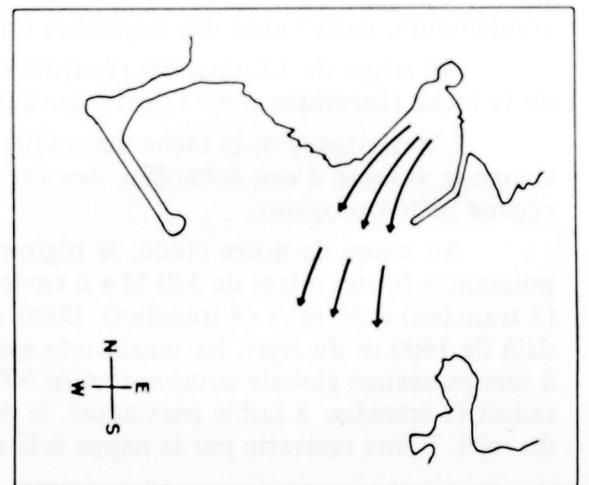


FIG. 4. — Influence des vents  
 4a — Evolution de la nappe thermique par vent de secteur S.E.



4b — Evolution de la tache thermique par temps de mistral.

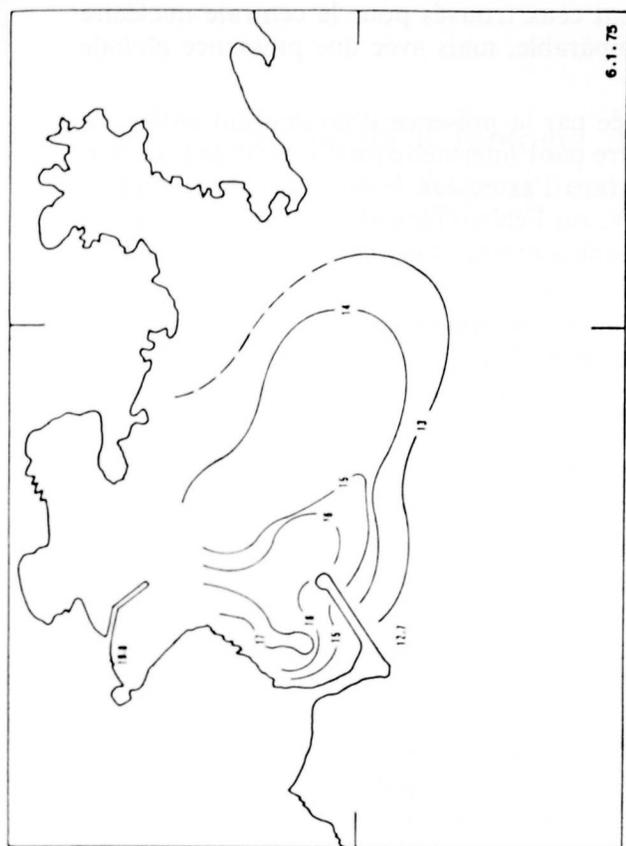


Fig. 2a

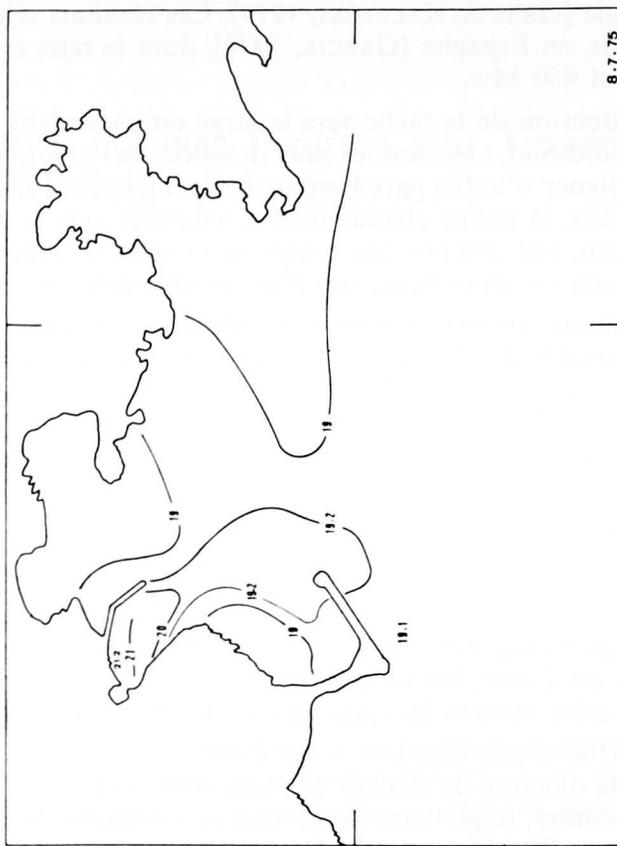


Fig. 2c

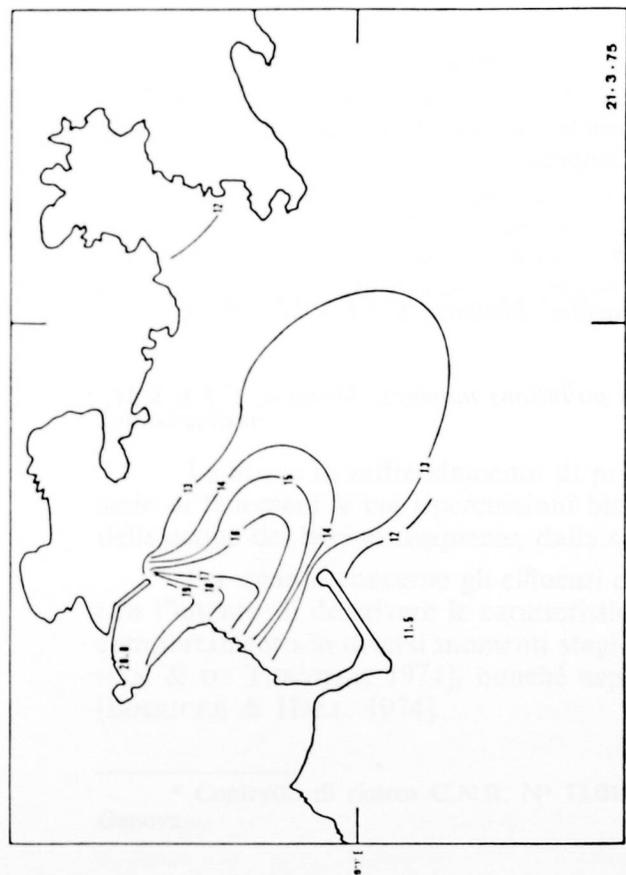


Fig. 2b

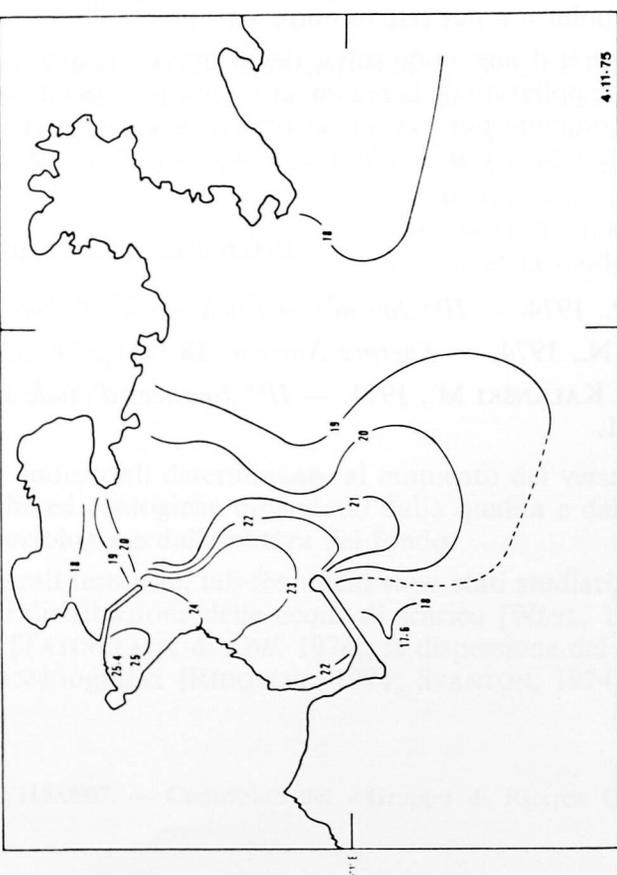


Fig. 2d

Fig. 2. — Extension horizontale de la nappe thermique  
 2a — par léger mistral, la nappe échauffée s'étend vers le S.W.  
 2b — lorsque deux groupes fonctionnent à pleine puissance, on observe un fort gradient thermique dans la zone du rejet.  
 2c — lorsque deux groupes fonctionnent à faible puissance, la tache thermique a une faible extension.  
 2d — par vent de secteur S.E., la tache thermique se déploie vers le N.W. et remonte vers la prise d'eau.

de la centrale [GRAS & KALANSKI, 1974]. Ces résultats rejoignent ceux trouvés pour la centrale nucléaire de Vandellòs, en Espagne [GARCIA, 1974], dont le rejet est comparable, mais avec une puissance globale de seulement 450 Mw.

L'extension de la tache vers le large est cependant limitée par la présence d'un courant côtier, de direction Nord-Sud, amenant les eaux dessalées de l'étang de Berre par l'intermédiaire du canal de Caronte. Il faut souligner d'autre part l'importance capitale des vents dans l'extension horizontale de la tache : par vent d'Est, la nappe chaude tend à remonter vers le N-NW, où l'échauffement peut se faire sentir à la prise d'eau; par ailleurs, par temps de mistral, la nappe chaude s'oriente très nettement vers le SW, et l'échauffement est alors beaucoup plus sensible près des côtes.

En ce qui concerne l'extension verticale, on peut dire qu'à environ 500 m du rejet, le rechauffement devient insensible dès 3 m de profondeur, le gradient thermique vertical étant très accusé dans le premier mètre; à 900 m du rejet, l'effet de la température ne se fait pas sentir au delà d'1 m de profondeur, et plus loin la tache est localisée dans les premiers centimètres.

Par ailleurs, le  $\Delta T$  effectif entre l'eau prélevée au pompage et celle prélevée au rejet est étroitement lié à la puissance fournie par tranche; en effet, d'après les données qui nous ont été fournies par l'E.D.F., il ressort que :

— La puissance par tranche, au cours d'une même journée varie considérablement, le régime d'une tranche pouvant aller de 0 à 250 Mw en quelques heures.

— La température au rejet est surtout conditionnée par la puissance par tranche : c'est ainsi que le 21 mars, où 2 tranches fonctionnaient, mais à plein rendement, le  $\Delta T$  observé ( $8,5^{\circ} \text{C}$ ) est largement supérieur à celui observé le 6 janvier ( $6,3^{\circ} \text{C}$ ) où les 4 tranches fonctionnaient de manière réduite.

Le débit d'eau circulant à l'intérieur d'un condenseur étant, en effet, sensiblement constant (environ  $9 \text{ m}^3$ ), la quantité de chaleur emmagasinée est proportionnelle à la puissance de la tranche correspondante. Par contre, le gradient thermique au voisinage du rejet augmente lorsque le volume d'eau chaude rejeté diminue. De plus, outre le débit et l'échauffement de l'eau dans les condenseurs, les caractéristiques hydrauliques du canal de rejet peuvent avoir une influence sur l'étendue de la tache [BENQUE, 1974]. Ce dernier point n'a pas retenu notre attention.

L'intérêt d'une étude suivie des rejets thermiques à Ponteau est particulièrement net si l'on considère l'état de pollution de la région, et les phénomènes de synergie qui peuvent en découler. C'est pourquoi une étude conjointe portant sur les organismes phyto- et zooplanctoniques a été entreprise dont les premiers résultats font l'objet d'une communication au présent Congrès.

### Références bibliographiques

- BENQUE J.P., 1974. — *II<sup>es</sup> Journées d'Étude sur les Pollutions marines, Monaco, C.I.E.S.M.* : 83-95.  
 GARCIA M.N., 1974. — *Energia Nuclear*, **18** (91) : 349-354.  
 GRAS R. & KALANSKI M., 1974. — *II<sup>es</sup> Journées d'étude sur les pollutions marines, Monaco, C.I.E.S.M.* : 71-81.

# Ecologia e biologia dei porti del mar Ligure e alto Tirreno. Aspetti termici del Golfo di La Spezia (\*)

da

N. DELLA CROCE & F. BOERO

*Istituto di Idrobiologia e Piscicoltura, Università di Genova (Italia)*

## Summary

Power plant's discharge waters pattern in the Gulf of La Spezia within 4 hours (12th May 1975) has been shown through the temperature distribution in layers at different depths. Thermal effect, particularly noticeable at surface, disappears at 5 meters depth. Mixing and turbulence phenomena don't allow isotherms to develop in the brush-like form, but at 1 meter depth. Thermal gradient in the inner part of the Gulf is higher than three degrees centigrades than in the outer one. The huge water volumes discharged by industry and the limited renewal of the water basin had negative results on mussel culture.

## Résumé

Le comportement des eaux d'écoulement d'une centrale électrique dans le golfe de La Spezia pendant quatre heures (12 mai 1975), a été mis en évidence au moyen de l'analyse des isothermes à différents niveaux de profondeur. L'effet thermique, particulièrement élevé à la surface, s'épuise à la profondeur de 5 m. Des phénomènes de mélange et de turbulence empêchent les isothermes de se développer selon la forme en pinceau, qui n'apparaît qu'à 1 m de profondeur. Le gradient de température dans la zone la plus intérieure du golfe est de trois degrés centigrades plus élevé que celui observé dans la partie la plus extérieure. Les volumes considérables d'eau utilisés dans les buts industriels et la modeste capacité de renouvellement du bassin ont affecté la mytiliculture.

\*  
\* \*

## Introduzione

Le acque di raffreddamento di processi industriali determinano, al momento del versamento, una serie di fenomeni le cui ripercussioni biologiche ed ecologiche dipendono dalla qualità e dalla dinamica delle acque del bacino recipiente, dalla sua morfologia e dalla natura del fondo.

Per quanto concerne gli effluenti di centrali termiche, tali fenomeni sono stati studiati, tra l'altro, con l'intento di descrivere le caratteristiche di distribuzione delle acque di scarico [WEYL, 1971], il loro comportamento in diversi momenti stagionali [TATINCLAUX & Coll. 1974], la dispersione del calore [JARMAN & DE TURVILLE, 1974], nonché aspetti oceanografici [RIDGWAY, 1974; STANTON, 1974] e idraulici [BOERICKE & HALL, 1974].

---

\* Contratto di ricerca C.N.R. N° 73.01117.22/115.0907. — Contributo del « Gruppo di Ricerca Oceanologica Genova ».

Numerose indagini interessano gli effetti di scarichi di centrali termiche nell'ambiente marino [MARKOWSKI, 1959; FERGUSON WOOD, 1973; GRAS & KALANSKY, 1974; HAWES *et Coll.*, 1974]. In particolare sono stati presi in esame gli effetti su organismi planctonici [HEINLE, 1969; HIRAIAMA & HIRANO, 1970; ANRAKU, 1974; BRAUER *et Coll.*, 1974], sull'ittiofauna [SYLVESTER, 1972]; su forme larvali di estuario [HOSS *et Coll.*, 1973] nonché su forme giovanili migranti [YOUNG & GIBSON, 1973]. Altre ricerche prendono in esame effetti potenziali e reali su organismi bentonici [HEDGEPEETH & CONOR, 1969; YOUNG, 1973; TINSMAN & MAURER, 1974; GONZALEZ & YEVICH, 1976].

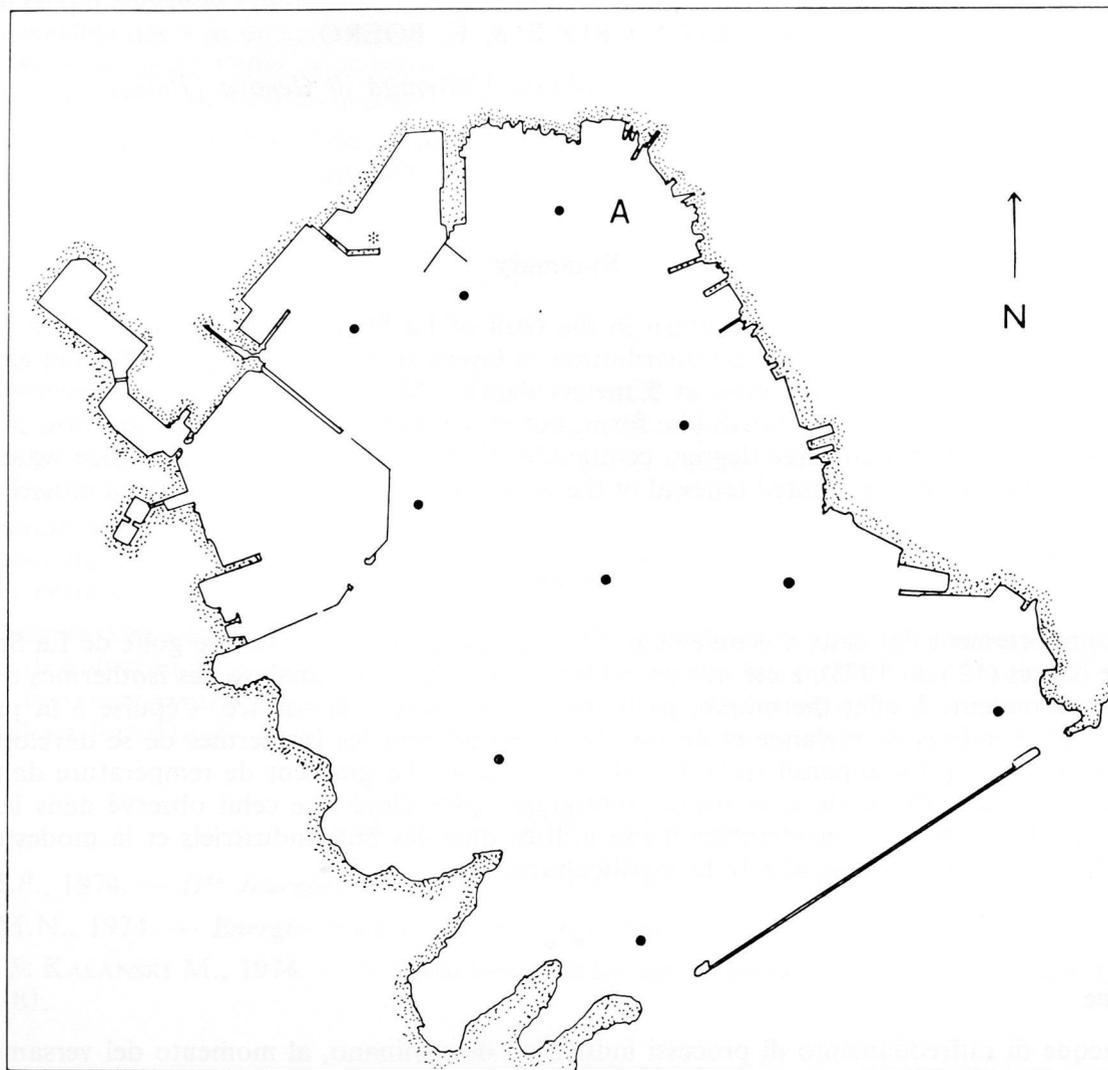


FIG. 1. — Rilevamenti termici nella rada di La Spezia. Zona in esame (A), stazione di registrazione (*asterisco*) e stazioni mensili (*cerchi neri*).

Questi fenomeni non escludono che le acque di effluente possano trovare impiego in alcuni campi, come la maricoltura e la produzione di energia [ILES, 1963; MIHURSKY, 1967; SAGOT & SUBRA, 1974; ALLA *et Coll.*, 1974].

L'interesse e la potenziale utilità di questi versamenti hanno indotto a condurre un primo approccio al problema nella baia di La Spezia, la quale è soggetta, per la sua conformazione, rispetto alle zone di mare aperto, ad un più lento processo di ricambio idrico, e dove erano già stati osservati — nella parte più interna — fenomeni di innalzamento della temperatura [DELLA CROCE *et Coll.*, 1972].

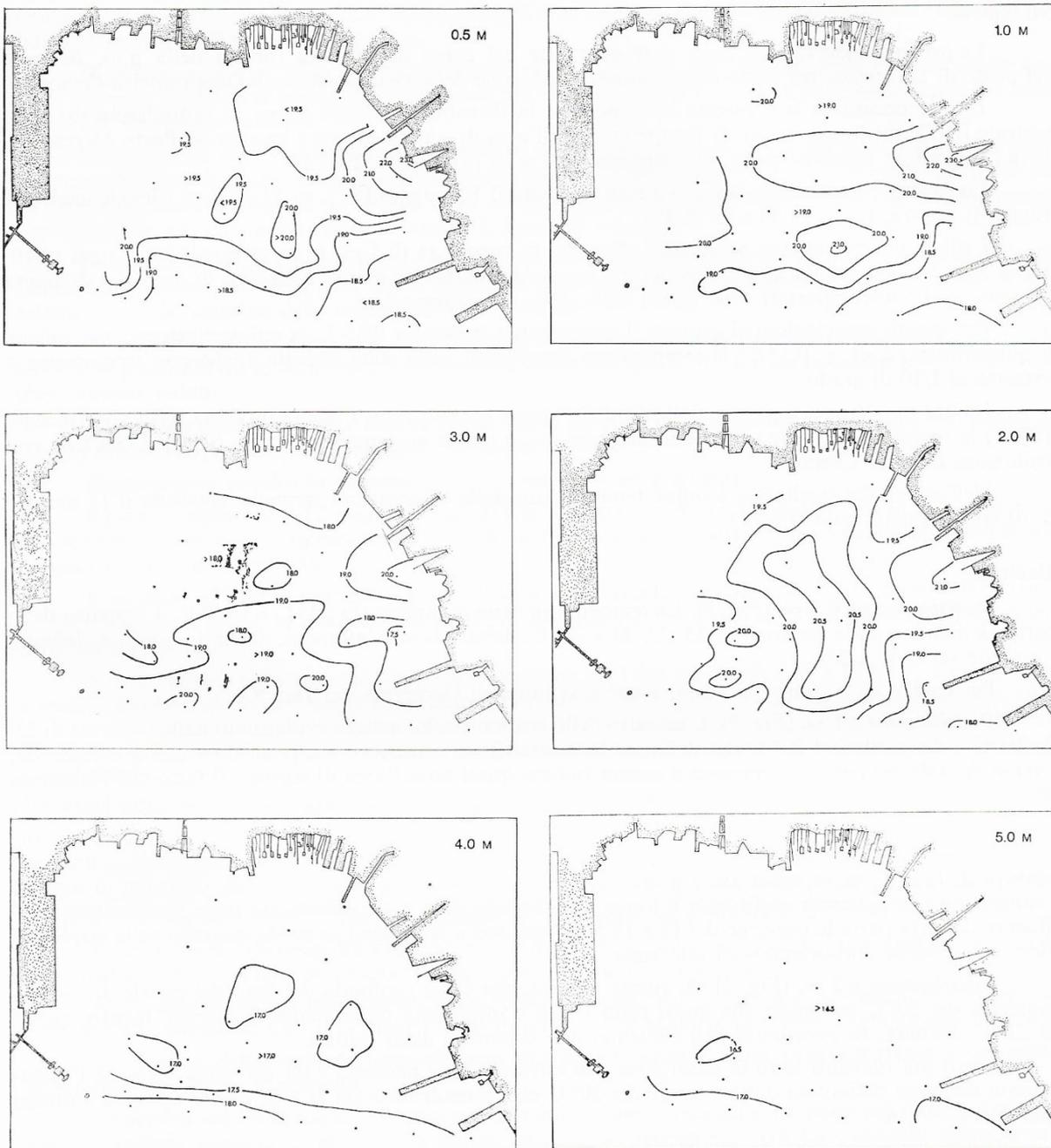


FIG. 2. — Distribuzione delle isoterme alle diverse quote nella zona in esame e stazioni di rilevamento (cerchi neri).

## Metodiche

Le presenti osservazioni sono state effettuate nel corso della sosta foreata della n./o. *Bannock* nel porto di La Spezia, nel corso della seconda spedizione del « Gruppo Ricerca Oceanologica-Genova ».

In tale occasione si è cercato di conoscere la distribuzione delle acque di raffreddamento della centrale ENEL mediante misure di Temperatura nell'area di scarico situata a levante del Porto Mercantile, dove i fondali, in massima parte, non superano i 6 m di profondità (Fig. 1).

Lo specchio acqueo considerato è stato studiato il 12 maggio 1975, su 39 stazioni rilevate mediante traguardi a terra, tra le 14.50 e le 18.45.

I rilievi di temperatura sono stati effettuati in superficie (0,5 m) e, in profondità, ad ogni metro sino a 5 m. Su ogni stazione, per ogni quota, sono state effettuate letture nella fase di discesa e di ascesa del sensore. I valori riportati sono quelli medi delle due osservazioni.

Per queste osservazioni si è usato il salinometro Beckman RS5-3, la cui accuratezza, per misure di temperatura, è di  $\pm 0.5^\circ\text{C}$ ; le temperature superficiali sono state rilevate anche con termometro a pozzetto al 1/10 di grado.

Inoltre per 36 ore, a partire dalle 12 dello stesso giorno, veniva effettuata dalla nave all'ormeggio (Fig. 1) la registrazione delle variazioni termiche a —1 metro mediante batisonda N.B.A. 7-S-CCA, con risoluzione di  $0.08^\circ\text{C}/\text{mm}$ .

Nell'esame dei risultati si è infine tenuto conto delle osservazioni termiche condotte il 13 maggio su 10 stazioni della baia (Fig. 1).

## Risultati

**Distribuzione a 0.5 m.** (Fig. 2). Le temperature sono comprese tra  $23^\circ\text{C}$  e  $18.5^\circ\text{C}$ . L'impatto dello scarico è indicato dalle isoterme di  $23$ ,  $22$ ,  $21$  e  $20^\circ\text{C}$ , mentre la sua influenza, anche se non ben definita, si estende verso W e SW.

Per contro da S, lungo la costa, tende a svilupparsi l'isoterma dei  $18.5^\circ\text{C}$ .

**Distribuzione a 1 m.** (Fig. 2). L'impatto dello scarico risulta ancora evidenziato dalle isoterme di  $23$ ,  $22$ ,  $21^\circ\text{C}$  e da quella dei  $20^\circ\text{C}$  che definisce la caratteristica estrusione « a pennello » che si estende da E verso W; tale temperatura interessa a questa isobata quasi tutta l'area di scarico. Il fatto che l'isoterma dei  $20^\circ\text{C}$  abbia in superficie uno sviluppo di gran lunga più modesto suggerisce che la turbolenza e lo scambio di calore negli strati più superficiali siano di rilevante entità.

Poiché l'isoterma dei  $19^\circ\text{C}$  segue a questa isobata l'andamento osservato in superficie, e una temperatura di  $19.2^\circ\text{C}$  verrà registrata il giorno successivo sul versante sud-occidentale dell'area di scarico, si ritiene che tale isoterma costituisca il limite meridionale della zona influenzata dalla temperatura dell'effluente. D'altra parte le isoterme dei  $18$  e  $18.5^\circ\text{C}$  tendono a incunearsi in modo marcato nelle acque più calde, sul versante sud-orientale di tale zona.

**Distribuzione a 2 m.** (Fig. 2]. A questa isobata, che è più profonda del letto del canale di scarico, l'isoterma dei  $20^\circ\text{C}$  evidenzia che quasi tutta l'area è interessata dalle acque di scarico, mentre quella dei  $21^\circ\text{C}$  delimita, in prossimità dell'effluente, una superficie assai ridotta.

I fatti più rilevanti sono la scomparsa dell'estrusione « a pennello » da Est verso Ovest, e l'orientamento dell'area delimitata dall'isoterma dei  $20^\circ\text{C}$  che, estendendosi da N a S, risulta opposto a quello osservato a —1 m.

Questi fenomeni sono da interpretarsi come legati all'immissione di un determinato volume d'acqua di una certa temperatura in un bacino che, nella stessa unità di tempo, ha limitate capacità di rinnovo.

Tale situazione non permette una continuità di deflusso nella forma « a pennello » come alla foce del canale sembra confermare trattarsi di un processo di intrusione prima e dispersione dopo, dell'effluente nel corpo recipiente.

Non è da escludere che proprio a questa situazione sia legato l'arretramento, alla quota in esame, delle isoterme dei  $18$  e  $18.5^\circ\text{C}$ .

**Distribuzione a 3 m.** (Fig. 2). La discontinuità dell'isoterma dei  $19^\circ\text{C}$ , accertata nella stessa posizione dove si è osservata alla quota superiore per quella dei  $20^\circ\text{C}$ , suggerisce che il fenomeno già descritto si estenda anche a livello dell'isobata dei 3 m.

Su tale piano isobatico le acque del golfo, nel giorno successivo alle presenti osservazioni, hanno temperature comprese tra 16.6 e 17.5° C, per cui nell'area in esame i valori termici osservati (17.4-20.3° C) indicano ancora l'influenza dello scarico.

**Distribuzione a 4 m.** (Fig. 2). A questa profondità l'impatto dell'effluente nella zona in esame non è più evidente, anche se le temperature risultano più elevate (tra 16.8 e 18.8° C) che nelle acque del golfo (16.2-17.5° C) nel suo insieme.

La situazione deve considerarsi il risultato di due processi in prevalenza dominati del loro divenire da fenomeni di turbolenza. Uno di tali processi è legato ad apporti di acque meno calde dal golfo che andranno in prima istanza ad incunearsi al di sotto di quelle più calde, l'altro legato al raffreddamento e condegente affondamento cui va incontro il flusso di scarico.

In questo senso può interpretarsi l'andamento del fronte isotermico dei 18° C, che assieme all'andamento dell'isoterma dei 19° C alla quota superiore, sembrano identificare la zona più interessata al mescolamento e allo scambio delle acque nell'area in esame.

**Distribuzione a 5 m.** (Fig. 2). La situazione è analoga a quella riscontrata alla quota superiore, sebbene il gradiente tra le temperature del golfo (15.9-16.5) e quello della zona in esame (16.5-17.4) risulti ulteriormente ridotto.

L'isoterma dei 17° C, che è ancora interprete di processi di mescolamento e di scambio, suggerisce col suo breve sviluppo un marcato apporto di acque esterne.

**Registrazione termica in continuo.** Si sono osservati tre gradienti.

Il primo, registrato il 12 maggio, innalzava la temperatura da 18.4 a 20.0° C tra le 15.30 e le 16.30, e la temperatura iniziale si ripristinava alle 21.00 dello stesso giorno attraverso una serie di picchi termici decrescenti di diverso periodo.

Il secondo ed il terzo vennero registrati il 13 maggio rispettivamente alle 04.50 ed alle 16.00 quando, in circa 10 minuti primi, la temperatura scendeva di circa 1 e 1.4° C a 17.4° C e il fenomeno si esauriva entro 60 minuti primi.

Si può rilevare in merito che l'intervallo di tempo tra i due gradienti, pari a 14 h 10', è molto vicino a quello calcolato di 11 h 57' per le basse maree, previste per le 03.27 e le 15.24. (Istituto Idrografico, 1974).

## Conclusioni

In base alle affermazioni fino ad oggi condotte si può affermare che la parte più interna del Golfo di La Spezia è interessata a marcate variazioni termiche.

Queste variazioni, ad un metro dalla superficie, risultarono pari a 6.6° C (23.1-29.7° C) nel luglio 1971, quando nel resto del golfo il gradiente termico era di 3.4° C (23.6-27.0° C) ed ancora pari a 5.8° C (17.7-23.5° C) nel maggio 1975 quando il gradiente delle acque del golfo era di 2.2° C (17.0-19.2° C).

Il fatto che la differenza tra gradienti risulti di 3.2° C in luglio e di 3.6° C in maggio sembra confermare trattarsi di un effetto persistente e dello stesso ordine di grandezza.

In maggio lo strato massivamente interessato a scambi di calore e a fenomeni di turbolenza si estende dalla superficie fino a 2-3 metri di profondità, dove si possono formare temporanei termoclini.

Lo scarico della centrale termoelettrica dell'ENEL assume nella zona antistante il versamento la caratteristica forma a pennello.

I notevoli volumi d'acqua utilizzati a scopo industriale e riversati nella parte più interna del bacino, che ha modeste capacità di rinnovo, se da un lato hanno determinato col loro impatto effetti negativi alla preesistente mitilicoltura, dall'altro potrebbero essere impiegati in parte e in via sperimentale in nuovi progetti di maricoltura.

Per quanto concerne l'importanza di tali effluenti sulle condizioni biologiche ed ecologiche del Golfo di La Spezia il problema verrà esaminato alla luce dei risultati dei campioni e delle misure raccolti mensilmente su 10 stazioni tra il 22 luglio 1974 ed il 23 giugno 1975 e attualmente in corso di studio.

## Bibliografia

- ALLA (G.), BANIEE (J.), GODRI (R.), RAPAIRE (J.L.) & SEMERIA (J.), 1974. — Exploitation en milieu urbain de l'énergie thermique des mers par pompes de chaleur. *II<sup>es</sup> Journées Etud. Pollutions*, Monaco, C.I.E.S.M., pp. 109-114.
- ANRAKU (M.), 1974. — Review - Warm water effluents and plankton. *Bull. Plankton Soc. Jap.*, **21**, pp. 1-31.
- BOERICKE (R.R.) & HALL (D.W.), 1974. — Hydraulics and thermal dispersion in an irregular estuary. *J. Hydraulic Div. Am. Soc. Civ. Engrs.*, **100** (HYI), pp. 85-102.
- BRAUER (G.A.), NEILL (W.H.) & MAGNUSON (J.J.), 1974. — Effects of a power plant on zooplankton distribution and abundance near plant's effluent. *Water Research*, **8**, pp. 485-489.
- DELLA CROCE (N.), GALLERI (G.) & GROSSO (F.), 1972. — Prime osservazioni sulle caratteristiche ecologiche delle acque della rada di La Spezia. *Ist. Idrogr. Marina. Genova. F.C.* **1047**, pp. 1-13.
- FERGUSON WOOD (E.J.), 1973. — Effects of thermal additions in temperature and cold waters. *Sci. Total Environ.*, **2**, pp. 41-80.
- GONZALEZ (J.G.) & YEVICH (P.), 1976. — Responses of an estuarine population of the blue mussel *Mytilus edulis* to heated water from a steam generating plant. *Marine Biology*, **34**, pp. 177-189.
- GRAS (R.) & KALANSKI (M.), 1974. — Impact des rejets thermiques des grandes centrales de production d'électricité sur le littoral méditerranéen. *II<sup>es</sup> Journées Étud. Pollutions*, Monaco, C.I.E.S.M., pp. 71-81.
- HAWES (J.), COUGHLAN (J.) & SPENCER (J.F.), 1974. — Heated discharges from thermal power station. *Effluent water treat. J.*, **14**, pp. 549-559.
- HEDGPETH (J.W.) & CONOR (J.J.), 1969. — Aspects of the potential effects of thermal alterations on marine and estuarine benthos, in *Biological aspects of thermal pollution*. Ed. by A. Krenkel & F.L. Parker. pp. 80-118. Nashville, Vanderbilt University Press.
- HEINLE (D.R.), 1969. — Temperature and zooplankton. *Cheaspeake Sci.*, **10**, pp. 186-209.
- HIRAIAMA (K.) & HIRANO (R.), 1970. — Influence of high temperature and residual chlorine on marine phytoplankton. *Marine Biology*, **7**, pp. 205-213.
- HOSS (D.E.), HETTLER (W.F. Jr.) & COSTON (L.C.), 1973. — Effects of thermal shock on larval estuarine fish. — Ecological implications with respect to entrainment in power plant cooling systems, in *The early life history of fish*. Ed. by J.H.S. Blaxter. pp. 357-371 Berlin, Springer-Verlag.
- ILES (R.B.), 1963. — Cultivating fish for food and sport in power station water. *New Scientist*, **17**, pp. 227-229.
- ISTITUTO IDROGRAFICO DELLA MARINA, 1974. — Tavole di Marea e delle Correnti di Marea 1975. J.I. 3133, Genova.
- JARMAN (R.T.) & DE TURVILLE (C.M.), 1974. — Dispersion of heat in Southampton water. *Proc. Inst. Civ. Engrs.*, **57**, pp. 129-149.
- MARKOWSKI (S.), 1959. — The cooling water of power stations; a new factor in the environment of marine and freshwater invertebrates. *J. Anim. Ecol.*, **28**, pp. 243-258.
- MIHURSKY (J.A.), 1967. — On possible constructive uses of thermal additions to estuaries. *Bio Science*, **17**, pp. 698-702.
- RIDGWAY (N.M.), 1974. — Some oceanographic observations in the vicinity of proposed thermal power station. II. — New Plymouth. *Bull. N.Z. Dep. scient. ind. Res.*, **213**, pp. 505-518.
- SAGOT (M.) & SUBRA (M.), 1974. — Programme d'études préliminaires d'environnement de la Centrale de Port-la-Nouvelle. *II<sup>es</sup> Journées Étud. Pollutions*, Monaco, C.I.E.S.M., pp. 97-104.
- STANTON (B.R.), 1974. — Some oceanographic observations in the vicinity of proposed thermal power stations. I. — Te Atatu. *Bull. N.Z. Dep. scient. ind. Res.*, **213**, pp. 495-503.
- SYLVESTER (J.R.), 1972. — Possible effects of thermal effluents on fish : a review. *Environ. Pollut.*, **3**, pp. 205-215.

- TATINCLAUX (J.C.), JAIN (S.C.), PENA (J.M.) & KENNEDY (J.F.), 1974. — Winter regime performance of cooling water discharge structure, Zion nuclear plant, Lake Michigan. *Iowa Univ., Inst. Hydraul. Res., IHR Rep.* **157**, p. 63.
- TINSMAN (J.), MAURER (D.), 1974. — The effects of thermal effluent on the American oyster, *Crassostrea virginica* Gmelin, in Indian River Bay, Delaware. *Univ., Newark Coll. Mar. Studies Publ. (Aquatic Sci. & Fish. Abs.,* **5**, 11474).
- WEYL (P.K.), 1971. — Temperature distribution of the heated effluent from the Northport Power Station (Long Island Lighting Company) in Long Island Sound. *Techn. Rept. N.Y. State Univ. (Mar. Sci. Inst.,* **10**, pp. 25.
- YOUNG (J.S.), 1973. — A marine kill in New-Jersey coastal waters. *Marine Poll. Bull.,* **4**, p. 70.
- YOUNG (J.S.) & GIBSON (C.L.), 1973. — Effects of thermal effluents on migrating menhaden. *Mar. Poll. Bull.,* **4**, pp. 94-95.

### III. 3. — Phytoplankton - Eutrophisation

## Modèles écozonaux de la dégradation et reconstruction des paysages maritimes

par

ANDRIJA-ŽELIMIR LOVRIC

*Institut de Botanique, Université de Zagreb (Yougoslavie)*

#### Abstract

*Ecozonal Models of Degradation and Reconstruction in Sea Landscapes.* One presents the principal registration methods of the degradation of benthic and coastal landscapes by means of the indicating vegetation (molynography) : floristic method by specific indicators, then phytocoenological by the indicating communities, ecozonal by landscape complexes, and syndromical by the ecotypes. Special effects of hydrocarbons, and the related indicating vegetation have been studied, too. Retroactive degradation in coastal zone by the polluted sea spray, and the natural aerosaline pollution by the Bora salt storms have been compared, and specific resistance of maritime species convenient for the coastal affore station are presented. The ecozonal reconstruction, and valorization of rare species and landscapes in Adriatic reserves is discussed.

#### Résumé

On présente les méthodes principales d'enregistrement de dégradation littorale d'après la macro-végétation. C'est la méthodologie de la molynographie végétale (du grec : molyno = contaminer).

**1. Molynographie floristique :** Méthode standard des indicateurs floristiques, assez simple mais peu sûre car les amplitudes écologiques trop vastes des espèces singulières n'indiquent que les côtes relativement pures et celles relativement contaminées. La meilleure illustration de cette incertitude en est le cas contradictoire de *Corallina* autrefois renommée comme un indicateur de pollution [cf. 14, 17, 18, 10]. On a aussi appliqué cette méthode floristique dans l'Adriatique [6, 22].

**2. Molynographie phytocoenologique.** Les combinaisons spécifiques présentées par les groupes écologiques sont bien plus variables avec les variations environnementales. Ce sont les espèces diagnostiques caractérisant les communautés indicatrices de dégradation. C'est pourquoi les unités coenotiques présentent les indicateurs combinés plus productifs et on a appliqué avec succès cette méthode dans l'Adriatique supérieure [5, 9, 12, 19]. D'après ces études on a pu construire une échelle à 5 classes qui concordent avec les degrés d'eutrophisation dans l'Adriatique [1] et aussi avec l'échelle convenable des indicateurs de faune benthique [3]. Pour ce but, il faut user simultanément les associations végétales des halophytes maritimes et celles du phytobenthos marin car la pollution marine agit des deux côtés du littoral. On peut distinguer les classes suivantes :

1° — *oligotrophe* : communautés très sensibles à la contamination et limitées aux côtes pures.

2° — *mésotrophe* : communautés plus tolérantes à une contamination modérée qui sont quelquefois présentes ensemble avec les précédentes du 1° mais surtout répandues en leur absence après la dégradation.

3° — *eutrophe* : dominance d'un nouveau groupe des associations spécialisées rudérales, résistantes à la contamination et absence complète des communautés sensibles.

4° — *distrophe* : végétation complètement altérée, et très pauvre où n'existent que les communautés les plus résistantes à une forte pollution (*Gayralio-Porphyratum*, *Chaetomorpha-Valonietum*) et une série de microcœnoses à cyanophycées et diatomées thionitrophiles [6].

5° — *acidotrophe* : côtes à pollution extrême, disparition complète des macrophytes benthiques et ceux halophiles maritimes excepté la microvégétation thionitrophile. Les groupements végétaux présentant les indicateurs généraux de contamination littorale sont ceux d'*Enteromorphon*, *Ulvion*, *Rhodymenion* et *Zosterion noltii* dans le macrobenthos et parmi les halophytes maritimes ce sont *Thero-Suaedion*, *Atriglicion litoralis*, *Juncion gerardii*, *Cypero-Spergularion* etc. [pour les détails sur les communautés indicatrices cf. références 9, 12, 18]. D'après l'échelle précédente on a cartographié, jusqu'en octobre 1976, tout le littoral adriatique de l'Istrie à Boka Kotorska et aussi la plupart des îles du Cres à Lastovo, c.à.d. le long de 3052 km ou 2/3 du littoral yougoslave. D'après cette cartographie on a aussi publié une carte synoptique (1 : 500.000) de la dégradation littorale dans l'Adriatique supérieure [12]. La reconstruction de la végétation potentielle naturelle du littoral par cette méthode est-elle assez difficile. On peut l'obtenir soit par une extrapolation spéculative d'après les successions hypothétiques ou sinon, il faut étudier les successions réelles durables aux stations permanentes marquées. La dernière technique a été déjà appliquée à quelques stations végétales plus intéressantes de l'Adriatique supérieure [12, 22].

**3. Molynographie écozonale.** Par cette méthode récente on enregistre les données quantitatives plus détaillées sur la dégradation littorale par la comparaison statistique des complexes paysagers du littoral actuel et la végétation potentielle naturelle à son état primitif dont la définition plus exacte est fondée sur l'analyse des unités des paysages végétaux ou *sigmacoenoses* ( $\Sigma$ ). C'est le point de départ pour la reconstruction des communautés détruites, le contrôle de la dégradation, le pronostic des successions et la conservation et valorisation des réserves naturelles [pour ces techniques analytiques cf. 4, 7, 11, 16, 18, 23]. On y examine en parallèle les complexes coenotiques benthiques et ceux halophiles maritimes par les transects terre-mer à travers le littoral. D'après l'analyse des tableaux à série des transects on définit les corrélations statistiques des communautés présentées et enfin le complexe diagnostique des associations végétales caractérisant une sigmacoenose paysagère et correspondant à un type de végétation potentielle naturelle. D'après cela on cartographie la végétation naturelle préexistante avant la dégradation anthropogène et c'est une base permanente pour le contrôle ultérieur des successions et la détermination du degré de dégradation. On y présente la dégradation en forme quantitative par le pourcentage de l'altération. La présentation cartographique de son intensité et distribution spatiale est-elle la plus instructive au moyen d'une série des nuances blanc-gris-noir ou par les couleurs spectrales : blanc resp. bleu = très pure... et noir resp. rouge = pollution extrême. Le long de l'Adriatique Est on a analysé jusqu'ici 1983 transects terre-mer et on a établi un réseau des stations permanentes les plus caractéristiques pour le contrôle de la dégradation littorale. D'après cette méthode écozonale on a cartographié en détail la dégradation littorale dans les régions de Krk et Karlobag [13, 17, 8]. Le long du littoral et îles adriatiques on a enregistré jusqu'ici 8 paysages maritimes benthiques et 9 paysages maritimes halophiles concernant la végétation naturelle préexistante et aussi 5 complexes secondaires des paysages artificiels à une végétation anthropogène altérée [pour les détails sur ces sigmacoenoses paysagères cf. 16, 18].

**4. Molynographie par syndromes des écotypes.** C'est une méthode floristique améliorée par l'analyse pluridimensionnelle des syndromes adaptifs dans les coenopopulations des écotypes. On y enregistre les variations fines des divers écotypes d'une espèce indicatrice et leur succession dans les populations monospécifiques territoriales appartenant à des niches écologiques équivalentes. D'après les prélèvements des syndromes et la cartographie floristique des coenopopulations, on obtient les indices quantitatifs sur la dégradation de la flore littorale. Cependant l'application de cette méthode récente reste encore en phase expérimentale [15, 18].

### Polluants spéciaux

**a. Hydrocarbures.** Près de la dégradation globale du littoral, on a examiné aussi l'effet de quelques types spéciaux de dégradation, surtout l'action des hydrocarbures et la dégradation rétroactive par les

embruns de la mer polluée. Dans les marais saumâtres et estuaires d'Adriatique orientale, contaminés par pétrole, mazout et polluants affinis, on a enregistré un complexe végétal indicatif :  $\Sigma$  *Crypsidetum* (*Junco-Scorzoneretum*) Cette sigmacoenose est déjà connue p. ex. du bassin de Pannonie comme un indicateur végétal du voisinage des sources pétrolières Ses communautés diagnostiques sont : *Junco-Scorzoneretum*, *Juncetum articulati*, *Crypsidetum aculeatae* et *Caricetum divisae*. Cette végétation est caractérisée par les plantes résistantes oléophiles, telles que *Achillea asplenifolia*, *Ahuga laxmanni*, *Carex divisa*, *Centaureum uliginosum*, *Cirsium brachycephalum*, *Crypsis aculeata*, *Juncus articulatus* v. *litoralis*, *J. obtusiflorus*, *Podospermum canum*, *Scorzonera parviflora* etc., qui exubèrent dans les marais saumâtres couverts d'un film des hydrocarbures alliés aux sources salines accompagnant les champs pétroliers. Les relations écologiques et végétales assez semblables ont été enregistrées aussi dans les marais littoraux près du naufrage du « *Torrey Canyon* » [21].

b. *Dégradation rétroactive maritime*. La mer contaminée provoque, sur les côtes battues par les vents orageux, aussi une dégradation de la végétation maritime des étages supralittoral et adlittoral par les embruns aérosalins [cf. 20]. L'action naturelle des embruns de la mer pure y est surtout instructive : l'effet des vents humides maritimes et de ceux arides continentaux est tout à fait différent. Les embruns typiques humides produits p.ex. par sirocco (salt spray), en quantité modérée sont-ils favorables à cause de l'enrichissement des sols karstiques maritimes par les sels cyclants [2], tandis que la salination excessive est accompagnée par la végétation typique halophile. La bora de l'Archipel de Kvarner offre l'exemple le plus caractéristique d'une aérosalination sèche. C'est le vent orageux continental d'E-NE, très fréquent et aride. En arrivant du continent vers les îles opposées, il provoque le phénomène de la fumaréa : poussière saline sèche flottant en forme d'une fumée suffocante. Son action directe destructive sur la végétation indique une vraie pollution aérosaline dont l'effet spécifique écophysologique présente une ressemblance frappante avec la pollution atmosphérique urbaine : le sel cristallin engorge les pores des stomates et son infiltration dans les intercellulaires foliaires provoque l'intoxication de l'appareil stomatal, résultant par une énorme transpiration et la dessiccation des espèces intolérantes. C'est pourquoi les côtes très battues par fumaréa présentent une végétation spécifique résistante, complètement différente de celle des autres régions abritées. C'est le domaine des *borraphytes* endémiques (grec : *borrās* = vent de Bora), adaptés aux conditions extrêmes des orages aérosalins, mais qui sont aussi très tolérants aux embruns combinés de la mer polluée et même peu sensibles à l'action directe de la pollution atmosphérique urbaine. Or ces espèces présentent une ressource naturelle convenable pour le reboisement des paysages dégradés littoraux et urbains. D'après ces tolérances spécifiques et les végétations différentes, on a élaboré une échelle indicatrice des divers degrés de la pollution aérosaline, présentée par 5 classes [8]. P.ex., 1<sup>o</sup>) est caractérisée par les borraphytes à résistance complète, une fumaréa violente et fréquente (50-70 jours par an) atteignant les sommets insulaires de 450 m. Complexes végétaux étranges, supportant la couverture prolongée de l'écorce saline : — *Helichryso-Inuletum*/*Euphorbio-Quercetum*, *Salicornietum Vitici-Tamaricetum* etc. Présence des arbres subendémiques très résistants tels que *Pinus nigra* ssp. *croatica*, *Quercus virgiliana*, *Ulmus dalmatica*, *Acer marsicum*, *Tamarix dalmatica*, *Thelycrania australis*, *Frangula rupestris*, *Lonicera mollis* etc. Au contraire, 5<sup>o</sup>) est signalé par l'absence de fumaréa et le complexe végétal strictement borraphobe, intolérant à la pollution aérosaline naturelle ou artificielle :  $\Sigma$  *Festuco-Koelerietum*/*Carpinetum orientalis*, dont les espèces indicatrices principales sont les arbres intolérants : *Carpinus orientalis*, *C. betulus*, *Laurus nobilis*, *Castanea sativa* etc.

### Valorisation des réserves littorales

La valeur biogéographique des réserves naturelles pour la protection peut être définie d'après leurs sigmacoenoses paysagères en déterminant les mégacoenoses ou complexes supérieurs biogéographiques par l'analyse statistique des macrotransects à travers un climat zonal. D'après la présence des paysages diagnostiques, des endémiques caractéristiques et reliques différentielles on définit les refuges biogéographiques (mégacoenoses). La valeur scientifique des réserves y présente la fonction synthétique statistique intégrant les niveaux taxonomiques, l'origine (ancienneté) et indices quantitatif, concernant simultanément l'endémicité floristique-faunistique, biocoenotique et biogéographique, puis raretés (irremplaçabilités) géographiques, richesses floristique et faunistique et aussi l'intensité de la dégradation artificielle. Les valeurs sont présentables par pourcentage ou par classes d'une échelle qualitative et illustrées dans les cartes par les techniques blanc-noir ou spectrale, comme aussi en cas précédents de pollution. Exemples de l'Adriatique Est : 1<sup>o</sup>) — cette classe suprême est absente dans la région étudiée.

- 2°) — Archipel de Senj, littoral du Velebit, littoral de Cavtat — Boka Kotorska.  
 3°) — Archipel de Vis, estuaires de Zrmanja et de Cetina.  
 4°) — Kornati, Krka, Mljet, Limski kanal, Pakleni o.  
 5°) — secteurs intermédiaires parmi les précédents. On voit que la plupart des secteurs minoritaires sont protégés tandis que juste ceux prioritaires ne le sont pas. Le cas le plus urgent est celui de Zrmanja qui est le plus menacé et dont le complexe réfugial paléopontique dans son estuaire est allié au Paratéthys tertiaire et vicariant des communautés relictées actuelles des lagunes aralo-caspiennes, donc à une valeur indiscutable.

### Références

- [1] BULJAN M. — *Acta Adriat.* **11**, 4 (1964) : 35-45.  
 [2] BULJAN M., MARINKOVIĆ M. — *Acta Adriat.* **3**, (1949) : 319-352.  
 [3] GAMULIN-BRIDA H. *et coll.* — *Revue Intern. Oceanogr. Médit.* **24**, (1971) : 58.  
 [4] GEHU J.M. — *Compt. Rend. Acad. Sci. Paris, ser. D*, **279**, (1974) : 1167-1170.  
 [5] GIACCONE G. — *Revue Intern. Océanogr. Médit.* **34** (1974) : 67-72.  
 [6] GOLUBIĆ S. — *Wasser u. Abwas. Forschung.* **5**, (1968). 87-95.  
 [7] KRAUSE W. — *Planta* **41**, 3(1952) : 240-289.  
 [8] LOVRIĆ A.Z. — Bora and Biocoenoses of the Senj Archipelago (thesis). *Yugosl. Author. Agency*, 1971.  
 [9] idem — *Documents phytosoc.* **9-14**, (1975) : 205-206.  
 [10] idem — *Rapp. C.I.E.S.M.* **23**, 2 (1975) : 75 - 76.  
 [11] idem — *Proc. Symp. Protect. Areas, Skopje 1975* : **54**.  
 [12] idem — *Proc. Symp. Protect. Areas, Skopje 1975* : **43**.  
 [13] idem — *Krcki Zbornik* **10** (1976) : 179 - 280, 289.  
 [14] idem — *Veget. karta Hrvatske, sect. Pula*. 1976.  
 [15] idem — *Mitt. Ostalp. Ges. Veget.* **15** (sous presse).  
 [16] idem — *Eléments de biocoenotique du Karst littoral adriatique 1.* (sous presse).  
 [17] idem — Hydrographie, biocœnotique et pollution marine près de Karlobagr Croatianplan 1976.  
 [18] idem — Carte du phytobenthos. Jadran - III, *Inst. Protect. Nature, Zagreb* (sous presse).  
 [19] PIGNATTI S., CRISTINI P. — *Thalassia nova* **5** (1969) : 265-266.  
 [20] SACCHI C.F. — *Quaderni Stazione Idrobiol. Milano* **1** (1970) : 66 - 98.  
 [21] STEBBINGS R.E. — *Environment* **1** (1970) : 163-167.  
 [22] ŠTIRN J. — *FAO Tech. Conf. Mar. Pollution, Roma* **E-41** (1970) : 1-9.  
 [23] TÜXEN R. — *Acta Bot. Hungar.* **19**, (1973) : 379-384.

## The Design of Mediterranean Sewage Outfalls for Managed Eutrophication

by

R. C. DUGDALE

*Bigelow Laboratory for Ocean Sciences (U.S.A.)*

The disposal of domestic sewage into coastal waters without visible effects is more difficult in the Mediterranean Sea than in the coastal waters of most other seas as a result of the extreme oligotrophy found in the Mediterranean. The extreme condition of nutrient poverty insures that there will be a response by phytoplankton to the addition of nutrients to the photic zone. Any such increase in phytoplankton population will be visible as an obvious decrease in transparency and change in color, an event unlikely to please many residents of Mediterranean countries where the clear blue water of the sea is highly appreciated. Although the problem can be alleviated by the traditional measure of discharging the sewage below the photic zone, hydrodynamic events may bring enriched seawater near the surface for varying periods of time. That is, upwelling, either steady or sporadic, may occur in the vicinity of some outfalls.

Since the nutrient contained in sewage effluent can be regarded as a rare resource in oligotrophic seas, it is suggested that it might be possible to design and manage outfalls for maximum yield of useful marine products and for minimum impact on aesthetic aspects. Laboratory and field results suggest that for the Saronikos Gulf, the maximum yield of higher trophic level organisms is probably increased by the presence of the outfall over background levels by a factor of about 20, DUGDALE & HOPKINS [1977].

The nutrients that are discharged at depth in the accepted fashion of sanitary engineers could conceivably be used to enhance primary production if they were discharged instead into the photic zone in some optimum manner. However, the possibility that noxious and even toxic dinoflagellate blooms might arise must be considered. From results of a research project in the Saronikos Gulf near Athens, Greece [W. VON GUDENBERG, D. BLASCO, *personal communication*] it appears that with nutrient enrichment of surface waters by sewage effluent, either an assemblage of fast growing diatoms or of dinoflagellates develops, an open circulation mode tending to produce diatoms and a restricted horizontal circulation mode resulting in dinoflagellates. Enclosed bays or semi-enclosed bays with shallow sills are, therefore, unsuited for deliberate enhancement of primary production by nutrient addition. However, many sites exist with open circulation modes that make them suitable for nutrient enhancement of primary productivity. Public health problems that might otherwise occur could be alleviated by secondary treatment of the sewage; however, careful attention would have to be given also to the problem of toxic trace metal concentrations in organisms that might be consumed by man.

The economic returns that might be realized from management of sewage effluent nutrient are significant. For example, the potential yield of carbon arising from the ammonia nitrogen contained in the effluent discharged by the Keratsini outfall in Athens was estimated to be 170 gm C/m<sup>2</sup>/yr. [DUGDALE & HOPKINS, 1977]. With three steps in the food chain before fish are harvested for market and a conversion efficiency of 10 percent at each level [RYTHER, 1969], 0.17 gm C/m<sup>2</sup>/yr. provides an upper limit for carbon in fish landed, which may be converted roughly to wet weight of fish with a factor of 20, or 3.4 gm wet wt./m<sup>2</sup>/yr. The affected area used in these calculations was 450 km<sup>2</sup> giving a total annual potential yield of  $1.53 \times 10^9$  gm wet wt./yr. or  $1.53 \times 10^6$  kg/yr. Using a figure of \$3 U.S./kg for the

wholesale price gives a final estimate of potential value to be  $\$4.59 \times 10^6/\text{yr}$ . This figure may overestimate the value of Keratsini effluent ammonia nitrogen, but additional nitrogen as nitrate and organic nitrogen are also present to an amount about equal to that of ammonia. If all of the effluent ammonia nitrogen were converted to fish flesh at the same price, the value would be \$500 million dollars per year.

A diffuser concept utilizing ports at varying heights above the sea bottom is suggested. With an adequate understanding of the flow regime and its responses to forcing functions such as wind speed and with direct measurement of the currents in the vicinity of the diffuser, effluent could be directed to the proper set of ports for the desired result, export or enhancement of primary production. If it were possible to build and validate a model of the interaction between nutrients released at the different levels and the flow regime, automatic operation of the outfall might be achieved using process control computing techniques.

### References

- DUGDALE R.C. & T.S. HOPKINS, 1977. — Predicting the structure and dynamics of a pollution - driven marine ecosystem embedded in an oligotrophic sea. *Thalassia Jugoslavica*. *In press*.
- RYTHER J.H. 1969. — Photosynthesis and fish production in the sea. The production of organic matter and its conversion to higher forms of life vary throughout the world ocean. *Science*, **166** : 72-76.

# A survey of petroleum hydrocarbons in Elefsis Bay, Aegean Sea, and their effect on phytoplankton growth.

by

LYDIA IGNATIADES and NICOLAOS MIMIKOS

*Department of Biology, Greek Atomic Energy Commission, Athens (Greece)*

## Abstract

A study of petroleum hydrocarbons in three different stations of Elefsis Bay, Aegean Sea, from September 1975 through August 1976 indicated significant levels of pollution. The phytoplankton cell concentrations and taxa composition in the same area provided evidence of the ability of the different taxa to tolerate oil pollution at the recorded levels.

\*  
\* \*

## Introduction

Elefsis Bay is a semiclosed bayshore environment in the north-western part of Saronikos Gulf. Oil pollution is derived from oil refineries and shipyards located along the coast of Elefsis as well as from the ship traffic. A series of investigations in a single station of this Bay during 1974 [IGNATIADES & MIMIKOS *in prep.*] revealed that the different phytoplankton taxa were able to resist the toxicity of oil at the recorded concentrations in this period. The present investigation was performed from September 1975 through August 1976 in three stations of this Bay in order to record the levels of petroleum hydrocarbons during this period and seek further documentation of their effects on phytoplankton growth.

## Materials and methods

The location of stations are shown in fig. 1. Samples of water were collected from surface using a van Dorn sampler at monthly intervals. Temperature, salinity and dissolved oxygen were recorded. Phytoplankton identification and enumeration was made in an inverted microscope. Samples for petroleum hydrocarbons were transferred to 1 liter glass bottles and 25 ml of carbon tetrachloride were added immediately. Oil was extracted with carbon tetrachloride and the extracts were measured in a IR PERKIN-ELMER 521 spectrophotometer (API Method, 733-58, 1957). All solvents and reagents were spectrograde and all equipments used were thoroughly washed with distilled water and carbon tetrachloride.

## Results and discussion

The annual range of hydrographic parameters in stations E<sub>2</sub>, E<sub>3</sub> and E<sub>4</sub> are given in Table 1. The temperature, salinity and oxygen scales differ from station to station and this suggests that each station is influenced by local factors which might affect the physical and chemical properties of the water. The differences in concentrations of petroleum hydrocarbons from station to station (Table 1) might also indicate their inhomogenous distribution within the Bay.

TABLE 1.

Annual range of hydrographic parameters  
and concentrations of petroleum hydrocarbons  
in surface waters of Elefsis Bay, Aegean Sea, during September 1975 - August 1976.

Station	Temperature(°C)	Salinity (‰)	Oxygen (ml/l)	Hydrocarbons (mg/l)	
				Annual range	Annual mean
E <sub>2</sub>	10.5-26.2	35.6-38.6	1.26-5.78	0.2950-1.0780	0.5525
E <sub>3</sub>	11.0-27.5	34.1-38.5	1.28-6.10	0.0020-0.6196	0.4337
E <sub>4</sub>	10.0-26.1	36.8-38.7	0.84-6.16	0.2088-1.0719	0.4873

TABLE 2.

Annual range of phytoplankton concentrations (cells/l)  
in surface waters of Elefsis Bay, Aegean Sea, during September 1975 - August 1976

Taxa	Station E <sub>2</sub>	Station E <sub>3</sub>	Station E <sub>4</sub>
Diatoms	$2 \times 10^4 - 1 \times 10^6$	$5 \times 10^2 - 3 \times 10^6$	$6 \times 10^2 - 4 \times 10^6$
Dinoflagellates	$1 \times 10^4 - 2 \times 10^6$	$1 \times 10^3 - 2 \times 10^6$	$1 \times 10^4 - 1 \times 10^6$
Coccolithophores	$1 \times 10^2 - 3 \times 10^5$	$5 \times 10^2 - 9 \times 10^4$	$4 \times 10^2 - 3 \times 10^4$
Unidentified u-flagellates	$1 \times 10^5 - 1 \times 10^6$	$3 \times 10^5 - 3 \times 10^6$	$4 \times 10^5 - 2 \times 10^6$
Silicoflagellates	$2 \times 10^2 - 2 \times 10^4$	$1 \times 10^2 - 4 \times 10^3$	$1 \times 10^3 - 2 \times 10^4$
Others :			
Blue-greens	$1 \times 10^2 - 2 \times 10^4$	$1 \times 10^3 - 4 \times 10^3$	$1 \times 10^3 - 1 \times 10^4$
<i>Phaeocystis pucheti</i> Lagerh.	$9 \times 10^3 - 4 \times 10^5$	$1 \times 10^4 - 2 \times 10^6$	$9 \times 10^3 - 1 \times 10^6$

The concentrations of petroleum hydrocarbons reported here are lower than those recorded in surface waters of Elefsis Bay (14.90-21.85 mg/l) during 1974 [IGNATIADIS & MIMIKOS *in prep.*]. This may be due to the following reasons :

1. Higher accumulation of petroleum hydrocarbons in the station sampled during 1974 (station E<sub>1</sub>, fig. 1).
2. Better pollution control during 1975-76 by the State.
3. Dependence of the analytical procedure on hydrocarbon composition. The samples of 1974 were analysed by the fluorescence method [LEVY, 1971].

Nevertheless, the range of total hydrocarbons reported here (Table 1) suggests significant levels of pollution [CARLBERG & BO SKARSTEDT, 1972; GORDON *et al.*, 1974].

The annual cycle of diatoms and dinoflagellates are given in fig. 2 and fig. 3. Their periodicity showed some fluctuations compared with their corresponding cycle in lower Saronicos Gulf [IGNATIADIS, 1969], Euboicos Gulf [IGNATIADIS, 1974] and Southern Aegean Sea [IGNATIADIS, 1976]. The most important feature was the intense growth of diatoms during summer in Elefsis Bay, contrasting their decline at that period in all above cited environments. It is not certain whether the recorded fluctuations are due entirely to the effect of oil or to some nutrient interference effect.

Most taxa (Table 2) seemed to resist the toxicity of oil at the recorded concentrations. The diatoms, dinoflagellates, coccolithophores and u-flagellates were constantly abundant throughout the year whereas the silicoflagellates, blue-greens and *Phaeocystis pucheti* appeared sporadically.

The present data on phytoplankton growth in Elefsis Bay are in good agreement with those recorded during 1974 [IGNATIADIS & MIMIKOS, *in prep.*] and indicate the ability of algal species to tolerate chronic oil pollution.

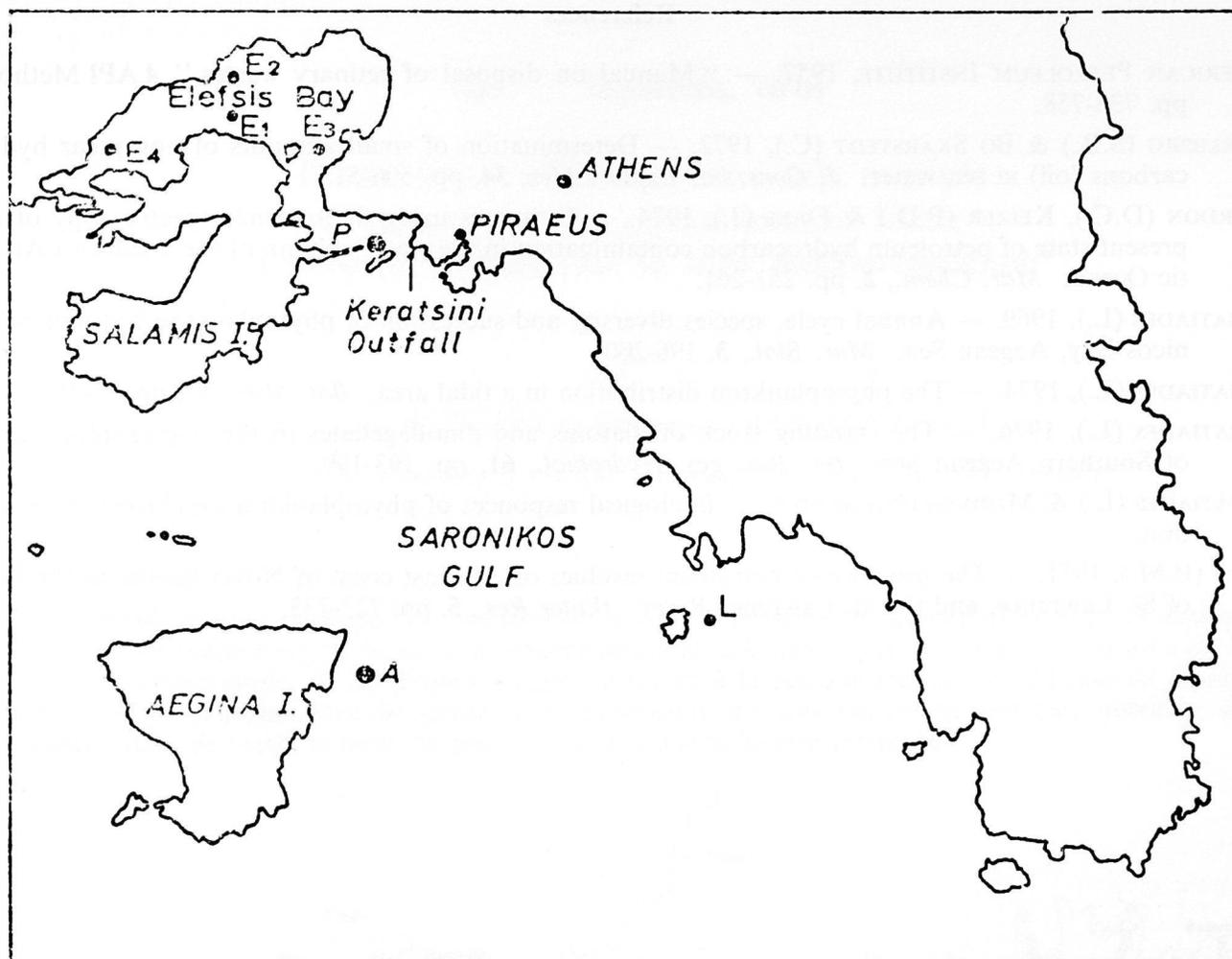


FIG. 1. — Location of stations.

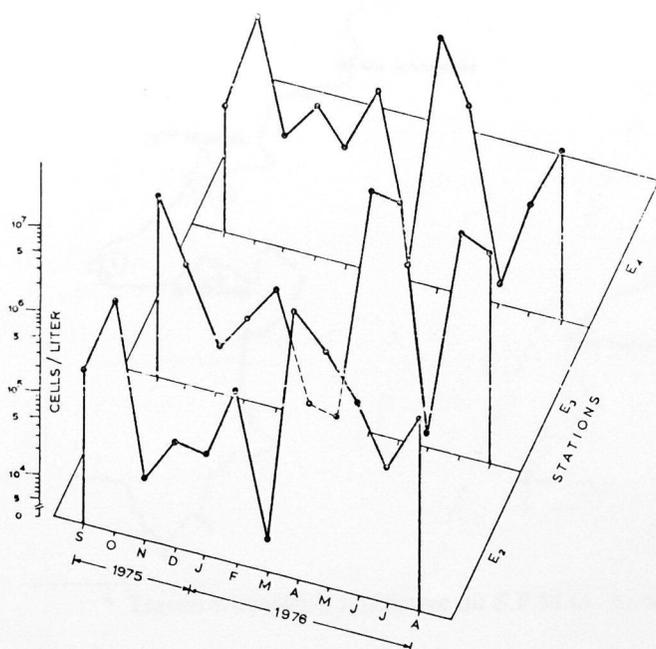


FIG. 2. — Annual cycle of Diatoms in surface waters of Elefsis Bay, Aegean Sea.

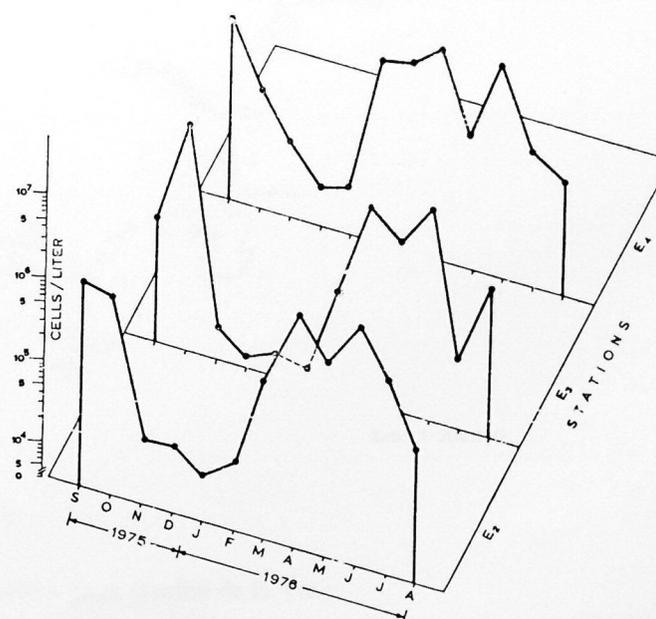


FIG. 3. — Annual cycle of Dinoflagellates in surface waters of Elefsis Bay, Aegean sea.

## References

- AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1957. — "Manual on disposal of refinery wastes", 4 API Method I pp. 733-758.
- CARLBERG (S.R.) & BO SKARSTEDT (C.), 1972. — Determination of small amounts of non-polar hydrocarbons (oil) in sea water. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **34**, pp. 506-515.
- GORDON (D.C.), KEIZER (P.D.) & DALE (J.), 1974. — Estimates using fluorescence spectroscopy of the present state of petroleum hydrocarbon contamination in the water column of the northwest Atlantic Ocean. *Mar. Chem.*, **2**, pp. 251-261.
- IGNATIADES (L.), 1969. — Annual cycle, species diversity and succession of phytoplankton in lower Saronic Bay, Aegean Sea. *Mar. Biol.*, **3**, 196-200.
- IGNATIADES (L.), 1974. — The phytoplankton distribution in a tidal area. *Bot. Mar.*, **17**, pp. 55-59.
- IGNATIADES (L.), 1976. — The standing stock of diatoms and dinoflagellates in the oligotrophic waters of Southern Aegean Sea. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, **61**, pp. 193-199.
- IGNATIADES (L.) & MIMIKOS (N.) *in prep.* — Ecological responses of phytoplankton on chronic oil pollution.
- LEVY (E.M.), 1971. — The presence of petroleum residues off the east coast of Nova Scotia, in the Gulf of St. Lawrence, and the St. Lawrence River. *Water Res.*, **5**, pp. 723-733.

STATIONS

### III. — Bactéries, virus

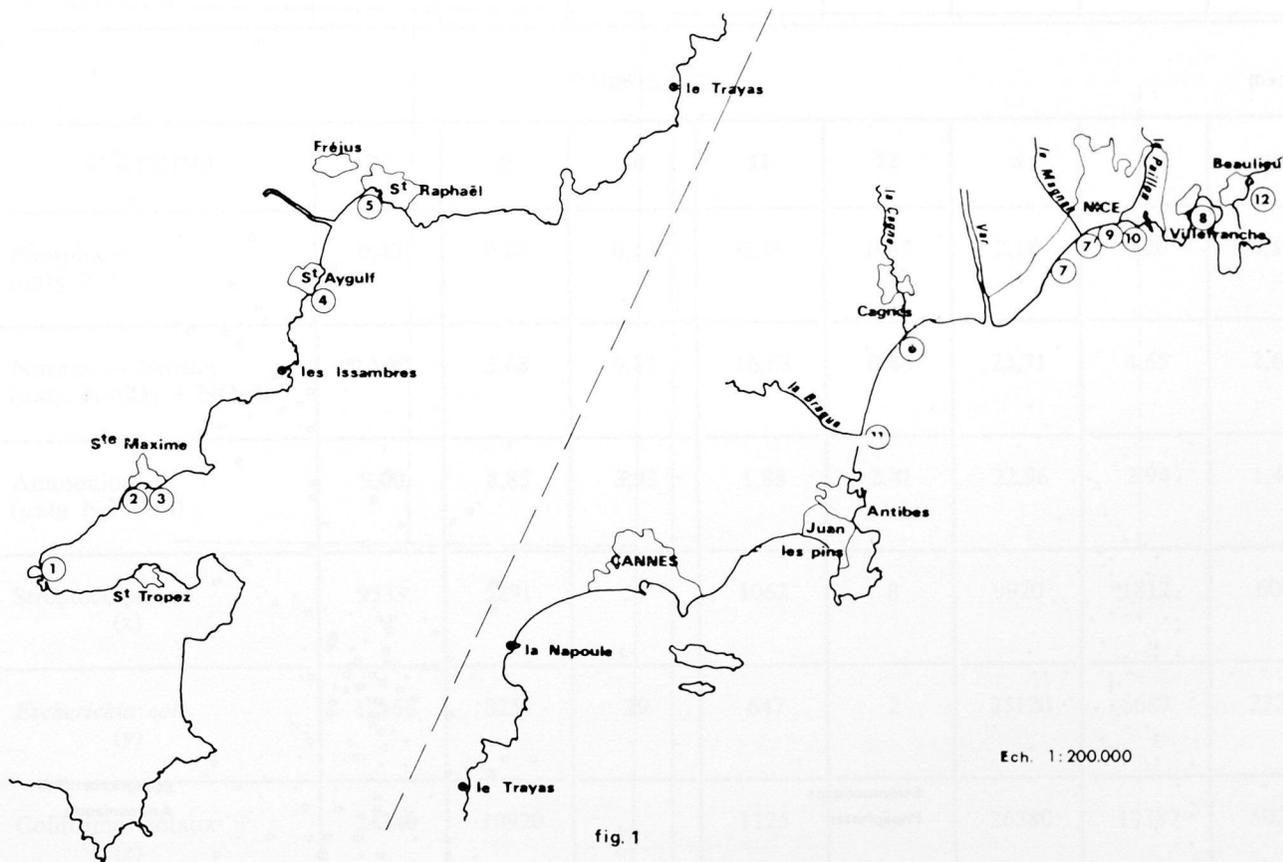
## Étude des corrélations entre sels nutritifs et germes-test de contamination fécale en période estivale, sur la côte méditerranéenne\*

par

NICOLE BETHOUX et GÉRARD COPIN-MONTEGUT

Laboratoire de Physique et Chimie Marines, Université Paris VI (France)

Le but de cette étude était de rechercher l'existence de relations quantitatives entre le nombre de germes-test de contamination fécale et la concentration des sels nutritifs dans la mer. Ce travail a été limité au rivage méditerranéen, de St. Tropez au cap Ferrat, et à la période estivale (du 23 juin au 27 octobre 1975) pendant laquelle l'eau de surface méditerranéenne est très pauvre en éléments nutritifs; si l'on rencontre alors de fortes teneurs on peut conclure à une pollution terrigène.



\* Travail entrepris à l'initiative du S.P.M.O. du Ministère de la Qualité de la Vie.

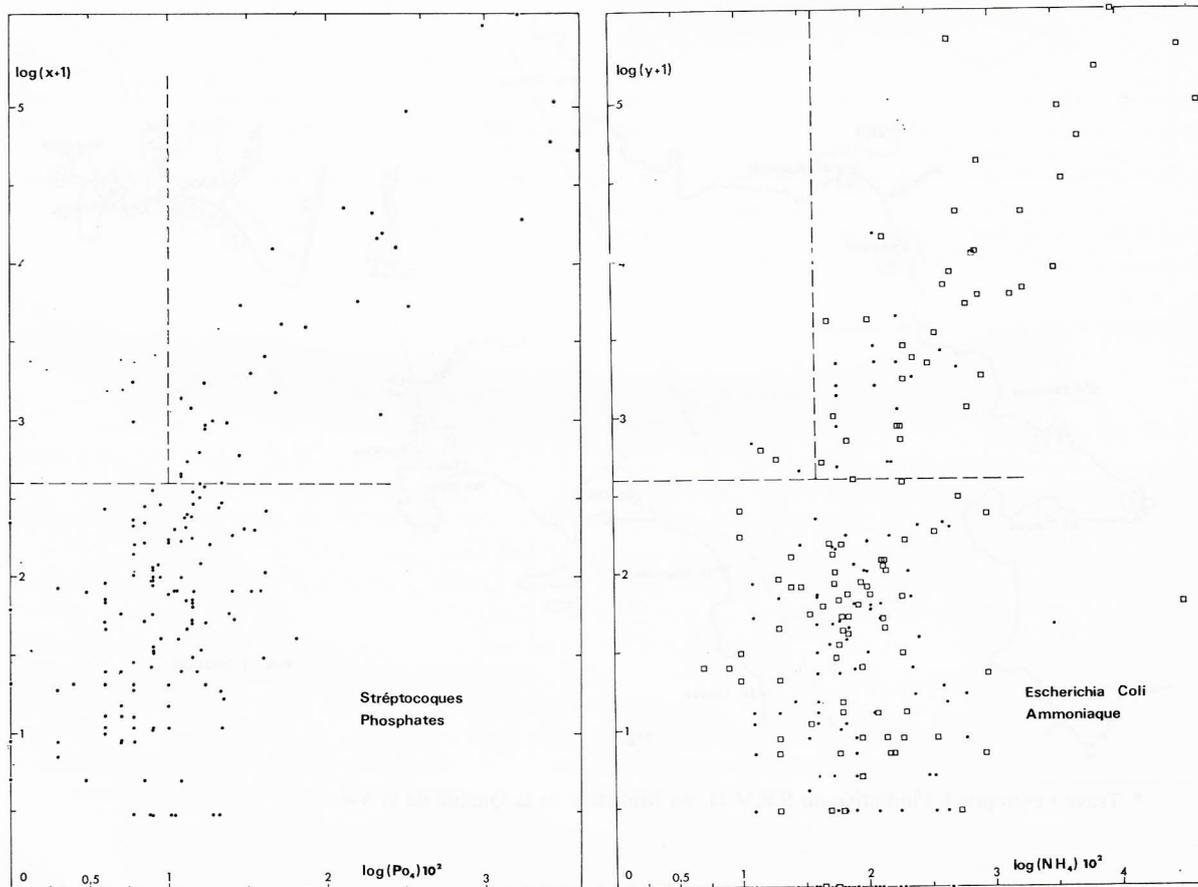
On a dénombré le nombre de streptocoques, d'*Escherichia-coli*, de coliformes totaux, ainsi que mesuré les paramètres physico-chimiques suivants : température, turbidité, concentration en phosphates, nitrates, ammoniacque, la direction du vent et le degré hygrométrique ont été notés.

On a observé une dichotomie très nette entre les valeurs obtenues sur les plages, même très fréquentées, et celles correspondant aux stations proches d'arrivées d'eaux douces... et d'eaux usées ! Pour les points les plus pollués le nombre d'*E. coli* est supérieur à celui des streptocoques. Pour les points les moins pollués ce rapport est nettement inversé.

On a effectué l'analyse factorielle en composante principale de ces résultats. Pour normaliser les distributions de chaque variable on a exprimé celles-ci sous forme logarithmique.

Tous les coefficients de corrélation obtenus entre chaque variable sont significatifs à 1 % près : le nombre de germes présents dans la mer est donc dépendant de tous les paramètres étudiés. On note que le coefficient liant le nombre germes et la température est négatif; une baisse de la température semble donc favorable à l'augmentation de la durée de vie des germes en mer. Le nombre de bactéries et la turbidité sont également corrélés négativement; on peut interpréter ce résultat en remarquant que par mer agitée la turbidité des eaux augmente alors que leur brassage entraîne une dispersion plus rapide des bactéries. Le nombre de germes est mieux corrélé avec la teneur en sels nutritifs qu'avec les paramètres physiques. Les meilleures corrélations obtenues sont : (Streptocoques-Phosphates :  $r = 0,89$ ), (*E. coli* - Ammoniacque :  $r = 0,74$ ). La poursuite de l'analyse factorielle fournit une première composante principale expliquant à elle seule 60 % de la variance : c'est un axe reliant directement la pollution chimique à la pollution bactériologique.

Si l'on étudie les couples : (Streptocoques-Phosphates) et (*E. coli*-Ammoniacque) on peut mettre graphiquement en évidence des seuils de pollution. On a cherché à définir des concentrations-limites de phosphates et d'ammoniacque, dans le but de différencier les points pollués des points non pollués, en se



VALEURS MOYENNES OBTENUES EN CHAQUE STATION

STATIONS	1	2	3	4	5	6	7	8
Phosphates ( $\mu\text{atg P/l}$ )	0,12	0,08	0,10	0,15	0,10	0,15	0,07	0,07
Nitrates + Nitrites ( $\mu\text{atg N-NO}_3 + \text{NO}_2/\text{l}$ )	0,75	0,58	0,67	0,70	0,68	0,85	0,61	2,00
Ammonium ( $\mu\text{atg N-NH}_4/\text{l}$ )	1,18	0,42	0,42	1,00	0,71	0,84	0,18	0,51
Streptocoques (x)	241	102	78	59	99	84	41	25
<i>Escherichia coli</i> (y)	309	17	58	23	119	43	21	21
Coliformes totaux (z)		613			827		113	
x/y	0,78	6,0	1,3	2,6	0,83	2,0	2,0	1,2
y/z		0,27			0,14		0,19	

Tableau (2)

STATIONS	7'	9	10	11	12	$\alpha$	$\beta$	$\gamma$
Phosphates ( $\mu\text{atg P/l}$ )	0,42	0,63	0,13	0,38	0,03	2,18	0,20	0,17
Nitrates + Nitrites ( $\mu\text{atg N-NO}_3 + \text{NO}_2/\text{l}$ )	10,70	5,68	9,87	16,68	0,48	23,71	4,65	2,63
Ammonium ( $\mu\text{atg N-NH}_4/\text{l}$ )	9,00	8,85	3,93	1,88	2,41	22,96	2,94	1,49
Streptocoques (x)	9533	5291	57	1062	8	9920	1812	608
<i>Escherichia coli</i> (y)	17168	8251	29	647	2	25120	6687	2323
Coliformes totaux (z)	24340	10920		1125	39	26380	19387	5023
x/y	0,56	0,64	1,97	1,6	4,0	0,40	0,27	0,26
y/z	0,71	0,81		0,58	0,05	0,95	0,35	0,46

fixant comme norme de pollution un nombre de bactéries supérieur à 400 pour 100 ml. Sur 176 prélèvements, nous n'avons trouvé que deux points tels que le nombre de streptocoques soit supérieur à 400 pour une concentration en phosphate inférieur à 0,10  $\mu$  atg.  $P-PO_4^{3-}/l$ . Le test du  $X^2$  fournit pour cette concentration, une probabilité supérieure à 90 % d'avoir moins de 585 streptocoques pour 100 ml. Par le même procédé on obtient pour l'ammoniaque un seuil limite de 0,4  $\mu$  atg./l. Par contre, on trouve très souvent des eaux riches en sels nutritifs et non polluées bactériologiquement : la pollution chimique n'implique pas nécessairement la pollution bactériologique.

En conclusion : les sels nutritifs, sans pouvoir être considérés comme véritables traceurs de pollution bactérienne semblent pouvoir donner des renseignements sur le nombre de germes-test de contamination fécale dans l'eau de mer. Parmi les paramètres étudiés les phosphates sont les indicateurs les plus fiables; le calcul de la droite de régression donne le nombre de bactéries que l'on peut s'attendre à obtenir dans le cas le plus défavorable d'une eau polluée à la fois chimiquement et bactériologiquement.

Le nombre X de streptocoques /100 ml. est relié à la teneur en phosphates, exprimée en  $\mu$ atg.  $P-PO_4^{3-}/l$ , par la relation :

$$X \leq 56 \cdot 10^2 [PO_4^{3-}]$$

Un deuxième test sur l'ammoniaque doit permettre de ramener un certain nombre de résultats dans la catégorie des eaux non polluées bactériologiquement.

**Remerciements** : Pour l'aide qu'ils nous ont apportée, nous remercions S. DALLOT et G. MALARA, de la Station Marine de Villefranche-sur-mer.

Station	Ammoniac	Phosphate	Streptocoques	Escherichia coli	Coliformes totaux
1	0,10	0,05	100	10	100
2	0,15	0,08	150	15	150
3	0,20	0,10	200	20	200
4	0,25	0,12	250	25	250
5	0,30	0,15	300	30	300
6	0,35	0,18	350	35	350
7	0,40	0,20	400	40	400
8	0,45	0,22	450	45	450
9	0,50	0,25	500	50	500
10	0,55	0,28	550	55	550
11	0,60	0,30	600	60	600
12	0,65	0,32	650	65	650
13	0,70	0,35	700	70	700
14	0,75	0,38	750	75	750
15	0,80	0,40	800	80	800
16	0,85	0,42	850	85	850
17	0,90	0,45	900	90	900
18	0,95	0,48	950	95	950
19	1,00	0,50	1000	100	1000
20	1,05	0,52	1050	105	1050
21	1,10	0,55	1100	110	1100
22	1,15	0,58	1150	115	1150
23	1,20	0,60	1200	120	1200
24	1,25	0,62	1250	125	1250
25	1,30	0,65	1300	130	1300
26	1,35	0,68	1350	135	1350
27	1,40	0,70	1400	140	1400
28	1,45	0,72	1450	145	1450
29	1,50	0,75	1500	150	1500
30	1,55	0,78	1550	155	1550
31	1,60	0,80	1600	160	1600
32	1,65	0,82	1650	165	1650
33	1,70	0,85	1700	170	1700
34	1,75	0,88	1750	175	1750
35	1,80	0,90	1800	180	1800
36	1,85	0,92	1850	185	1850
37	1,90	0,95	1900	190	1900
38	1,95	0,98	1950	195	1950
39	2,00	1,00	2000	200	2000
40	2,05	1,02	2050	205	2050
41	2,10	1,05	2100	210	2100
42	2,15	1,08	2150	215	2150
43	2,20	1,10	2200	220	2200
44	2,25	1,12	2250	225	2250
45	2,30	1,15	2300	230	2300
46	2,35	1,18	2350	235	2350
47	2,40	1,20	2400	240	2400
48	2,45	1,22	2450	245	2450
49	2,50	1,25	2500	250	2500
50	2,55	1,28	2550	255	2550
51	2,60	1,30	2600	260	2600
52	2,65	1,32	2650	265	2650
53	2,70	1,35	2700	270	2700
54	2,75	1,38	2750	275	2750
55	2,80	1,40	2800	280	2800
56	2,85	1,42	2850	285	2850
57	2,90	1,45	2900	290	2900
58	2,95	1,48	2950	295	2950
59	3,00	1,50	3000	300	3000
60	3,05	1,52	3050	305	3050
61	3,10	1,55	3100	310	3100
62	3,15	1,58	3150	315	3150
63	3,20	1,60	3200	320	3200
64	3,25	1,62	3250	325	3250
65	3,30	1,65	3300	330	3300
66	3,35	1,68	3350	335	3350
67	3,40	1,70	3400	340	3400
68	3,45	1,72	3450	345	3450
69	3,50	1,75	3500	350	3500
70	3,55	1,78	3550	355	3550
71	3,60	1,80	3600	360	3600
72	3,65	1,82	3650	365	3650
73	3,70	1,85	3700	370	3700
74	3,75	1,88	3750	375	3750
75	3,80	1,90	3800	380	3800
76	3,85	1,92	3850	385	3850
77	3,90	1,95	3900	390	3900
78	3,95	1,98	3950	395	3950
79	4,00	2,00	4000	400	4000
80	4,05	2,02	4050	405	4050
81	4,10	2,05	4100	410	4100
82	4,15	2,08	4150	415	4150
83	4,20	2,10	4200	420	4200
84	4,25	2,12	4250	425	4250
85	4,30	2,15	4300	430	4300
86	4,35	2,18	4350	435	4350
87	4,40	2,20	4400	440	4400
88	4,45	2,22	4450	445	4450
89	4,50	2,25	4500	450	4500
90	4,55	2,28	4550	455	4550
91	4,60	2,30	4600	460	4600
92	4,65	2,32	4650	465	4650
93	4,70	2,35	4700	470	4700
94	4,75	2,38	4750	475	4750
95	4,80	2,40	4800	480	4800
96	4,85	2,42	4850	485	4850
97	4,90	2,45	4900	490	4900
98	4,95	2,48	4950	495	4950
99	5,00	2,50	5000	500	5000
100	5,05	2,52	5050	505	5050

### III. 5. — Benthos

## Effets et conséquences d'un apport artificiel d'eaux douces sur les peuplements benthiques d'un étang marin

*par*

GÉRARD BELLAN et GEORGES STORA

*Station marine d'Endoume, Marseille (France)*

#### Summary

The erratic inflow of fresh water in a brackish lagoon near Marseilles provokes the impoverishment of the new settled euryhalin and eurytherm Biocenosis which is characterized by continual changes and lack of balance. No amelioration seems possible in the future. The fresh water inflow in the Berre lagoon represents an important factor of pollution.

#### Résumé

Des rejets massifs d'eaux douces dans l'étang de Berre liés à la mise en service d'une usine hydro-électrique, ont entraîné la disparition quasi totale des peuplements benthiques marins qui se développaient dans l'étang. Ces peuplements ont été, après de nombreuses années d'instabilité remplacés par un peuplement lagunaire euryhalin et eurytherme. Cependant les faibles concentrations en oxygène dissous des eaux, les variations importantes de la salinité, les dépôts erratiques de limon et la pollution par les rejets domestiques et industriels, limitent cette biocénose LEE à une étroite bande côtière. Aucune amélioration n'est à prévoir dans les années à venir. Ces déversements d'eaux douces constituent une forme de pollution très importante dans l'étang.

\*  
\* \*

#### I. - Introduction

Actuellement, on a de plus en plus tendance à faire précéder les grands travaux d'aménagements par des études prévisionnelles d'impact sur le milieu naturel. L'étang de Berre est là pour montrer comment l'absence de telles études, lors des choix d'aménagements, a eu des conséquences particulièrement catastrophiques sur l'évolution du milieu.

Situé à une trentaine de kilomètres à l'ouest de Marseille, l'étang de Berre est le plus grand étang méditerranéen français (15500 hectares). Sa profondeur maximale est de 9,5 m. Il est en relation avec la mer par un étroit canal long de 7 km, profond de 9 m, creusé à travers étang et lagunes, débouchant dans le golfe de Fos. Avant la construction du canal de dérivation de la Durance, l'étang de Berre recevait les eaux douces de trois rivières, l'Arc, la Touloubre et la Durançole ainsi que les eaux de nombreux canaux d'irrigations. C'était un bassin maritime typique légèrement désalé, faiblement pollué par l'apport de nombreux effluents domestiques et industriels.

En 1966, la mise en service d'une usine hydroélectrique proche de Saint-Chamas dans le nord de l'étang, allait, par les rejets massifs d'eaux douces de la Durance, complètement modifier l'équilibre biologique de l'étang.

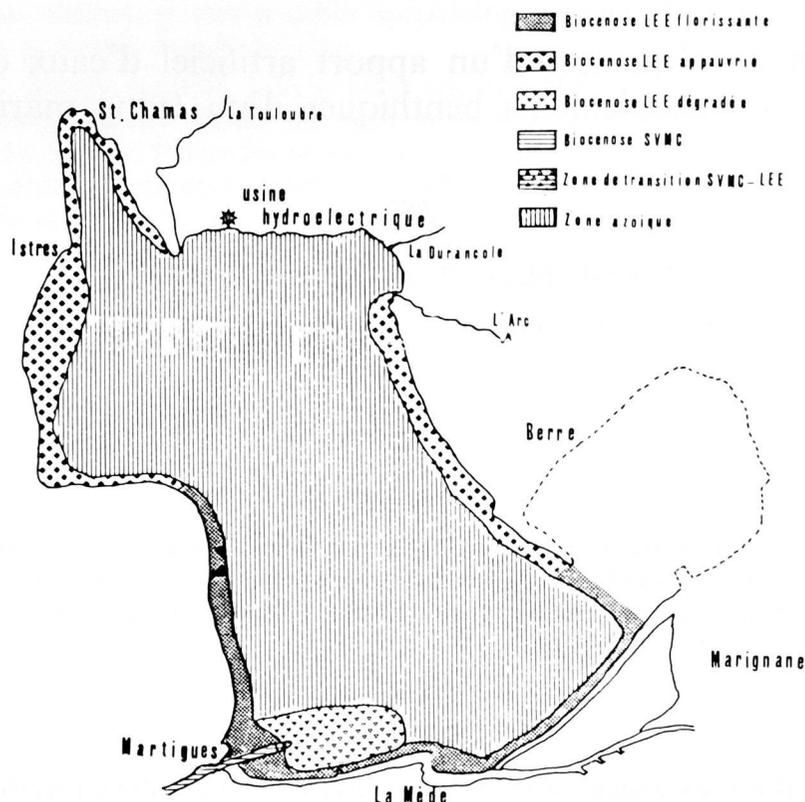


FIG. 1. — Situation des peuplements benthiques de l'étang de Berre au cours du premier semestre 1975.

## II. Situation des peuplements benthiques avant 1966

Avant la mise en service de l'usine hydroélectrique, la salinité des eaux de l'étang de Berre, légèrement plus basse que celle de la mer libre, oscillait entre 33 ‰ en été à 31 ‰ en hiver. Les eaux étaient sursaturées en oxygène avec quelques sous saturations dans le nord [MINAS 1973]. Les phénomènes de recyclage de la matière organique s'effectuaient normalement, les polluants notamment ceux des poudreries et des raffineries, rapidement dégradés, n'altéraient pas l'équilibre des peuplements benthiques.

Les études de FEBVRE [1968] réalisées dans l'étang de 1963 à 1965 montrent que le peuplement de base de l'étang se référait à la biocénose marine des sables vaseux de mode calme (SVMC), laquelle occupait la majeure partie des fonds. Sur la bordure côtière Ouest et Nord-Est de riches herbiers de Phanérogames marines à *Zostera hornemaniana* se surimposaient jusqu'à 6 m de profondeur à cette biocénose. Sur la côte Sud se développait une importante moulière à *Mytilus galloprovincialis*, moulière que l'on retrouvait dans le Sud-Ouest de l'étang, dans l'axe du chenal de navigation prolongeant le canal de Caronte, par 8 m de fond. Dans les fonds de 9 m, la biocénose SVMC était appauvrie en grande partie à cause de l'envasement rapide de l'étang lié aux apports terrigènes de l'Arc, la Touloubre et la Durancole.

Au niveau de la plage du Jaï située sur la côte Est, battue par les mers de Mistral et composée de sables fins bien calibrés, la biocénose SVMC faisait place à une biocénose de sables fins de hauts niveaux (SFHN) extraordinairement riche.

L'étang de Berre présentait un peuplement franchement marin, les éléments faunistiques de la biocénose lagunaire euryhaline et eurytherme (LEE) des étangs méditerranéens étaient faiblement représentés. Malgré les rejets industriels et domestiques se déversant dans l'étang, les espèces indicatrices de pollution étaient inexistantes.

### III. Situation des peuplements benthiques après mars 1966

En mars 1966, le déversement des eaux douces du canal de la Durance par la mise en service de l'usine hydroélectrique de St Chamas a complètement modifié les conditions de vie des peuplements benthiques. La salinité des eaux est considérablement abaissée. L'apport moyen annuel est de  $3,6 \cdot 10^9 \text{ m}^3$  représentant quatre fois le volume de l'étang, les rejets sont irréguliers et les variations de salinité importantes. MINAS [1973] montre qu'il existe un gradient de salinité décroissant du Sud vers le Nord de l'étang et un gradient croissant en fonction de la profondeur avec la formation d'une halocline à caractère permanent dans le Sud. Cette zone est soumise en profondeur à l'arrivée des eaux plus salées et donc plus denses en provenance du golfe de Fos au moment des marées. Les échanges par mélange vertical ne concernent plus que la couche d'eau supérieure, la couche de fond n'étant affectée que par de très forts coups de vents.

Il existe au niveau de l'halocline une oxycline, dans les régions centrales et méridionales. MINAS note des conditions d'anoxie totale dans les zones les plus profondes qui peuvent être permanentes et remonter jusqu'à 6 m de profondeur. L'anoxie est favorisée par l'isolement du milieu et par la sédimentation et la dégradation sur le fond d'une intense production organique primaire.

L'arrivée des eaux douces a peu modifié les variations de température des eaux de l'étang qui sont fonction de la température de l'air. Les variations importantes et irrégulières de salinité et les faibles taux d'oxygène dissous des eaux de l'étang vont avoir une grande importance sur la distribution et la composition des peuplements benthiques de l'étang de Berre. A ces deux facteurs s'ajoute l'influence, non négligeable sur les peuplements du limon apporté par les eaux douces (41.000 T de limon ont été déversées mensuellement dans l'étang, de mars 1966 à décembre 1972).

#### a. Situation des peuplements benthiques pendant le deuxième semestre 1966

Sur le plan biologique, les premières observations effectuées après la mise en service de l'usine hydroélectrique par MASSE [1972], pendant le deuxième semestre 1966 à la plage du Jaï, montrent qu'au niveau de la biocénose SFHN on assiste à une disparition importante des espèces non euryhalines. Les espèces capables de supporter une certaine dessalure prolifèrent.

#### b. Situation des peuplements benthiques en 1970

Si pendant le deuxième semestre 1966, les peuplements benthiques semblaient s'adapter, il n'en était pas de même en 1970, lors de l'étude réalisée par G. BELLAN [1972].

A l'exception d'une zone de mélange peu florissante dans la partie Sud-Ouest de l'étang, sous l'influence des eaux marines en provenance du canal de Caronte, constituée par un peuplement SVMC et LEE dégradés, le peuplement de base reste, dans l'ensemble de l'étang, un peuplement SVMC mais extrêmement appauvri. La vie a pratiquement disparu en dessous de 5 m de profondeur et sur la bordure côtière, on observe la dégradation des moulières et des herbiers. Au niveau de la plage du Jaï et de la côte Nord-Est, la biocénose SFHN est extrêmement pauvre. Dans le Nord de l'étang, de vastes zones sont extrêmement polluées. Un faciès à *Capitella capitata* se développe devant la ville d'Istres. Il n'y a pas remplacement d'un peuplement équilibré par un autre peuplement équilibré adapté à la dessalure mais dégradation généralisée de l'ensemble.

#### c. Situation des peuplements benthiques en 1972

En 1972, l'étude des peuplements benthiques de l'étang de Berre effectuée par STORA [1976] montre une transformation totale des peuplements préexistants.

Sur la bordure côtière, la biocénose SVMC dégradée a fait place à un peuplement de la biocénose LEE, jusqu'à 5 m de profondeur. Les espèces caractéristiques exclusives de cette biocénose représentent plus de 88 % du stock biocénotique. La diversité spécifique est faible, mais l'on observe le développement de certaines espèces telles que *Brachidontes marioni* et *Mercierella enigmatica* qui forment de véritables faciès. La biocénose LEE, indépendante du substrat, se trouve aussi bien dans les sables vaseux que dans les sables fins bien calibrés de la plage du Jaï. Dans le Nord, elle est appauvrie. Dans le Sud, les eaux marines en provenance du golfe de Fos, permettent le maintien dans le chenal de navigation dragué à 9 m d'un peuplement SVMC. Au fur et à mesure que l'on s'éloigne de Martigues vers le centre de l'étang,

la biocénose SVMC fait place à un peuplement mélangé SVMC-LEE dégradé, puis à un peuplement LEE dégradé. A un peu plus de deux milles de Martigues, on ne trouve plus aucune espèce vivante.

De part et d'autre du chenal, les courants de marées permettent le maintien dans des fonds de 5 à 7 m d'un peuplement LEE dégradé, les faciès à *B. marioni* et *M. enigmatica* sont remplacés par un faciès à *Nereis diversicolor*.

Entre 7 et 9 m de profondeur, les espèces de la biocénose LEE disparaissent laissant la place à quelques espèces marines relativement euryhalines ne formant pas un peuplement individualisé.

A l'exception du chenal et du coin salé aucune espèce ne se développe au-delà de 5 m de profondeur dans tout le reste de l'étang.

#### **d. Situation des peuplements benthiques de janvier à juin 1975**

Il aura fallu 6 ans après le début des rejets pour qu'un peuplement en état d'équilibre précaire adapté à supporter des variations de salinité importante s'installe dans l'étang. L'étude des peuplements benthiques réalisée par G. STORA au cours du premier semestre 1975 montre une certaine évolution de ce peuplement LEE (fig. 1). A partir de 1973, on observe un relèvement de la salinité moyenne des eaux de l'étang qui conserve des valeurs pratiquement constantes de 20 à 23 ‰, liées à des rejets moins importants d'eaux douces. Ceci permet la réinstallation d'espèces marines relativement euryhalines comme *Mytilus galloprovincialis* qui se développe sur tout le pourtour de l'étang ainsi que le développement optimal de nombreuses espèces LEE. La richesse quantitative du peuplement LEE est beaucoup plus importante qu'en octobre 1972.

Au niveau du coin salé, la biocénose LEE dégradée à faciès à *Nereis diversicolor* est remplacée par une biocénose LEE florissante à faciès à *Brachidontes marioni* semblable à celle observée sur la bordure côtière. Grâce à une meilleure oxygénation des eaux, quelques espèces LEE de la bordure côtière se retrouvent à 6 m de profondeur et au niveau du coin salé cet apport d'oxygène dissous permet le développement de nombreuses espèces LEE entre 7 et 9 m de profondeur, espèces que l'on ne trouvait pas dans ces fonds en 1972. Cependant le centre de l'étang reste toujours azoïque.

Dans le chenal, la limite entre la biocénose SVMC et LEE dégradées reste la même, cependant, alors qu'en 1972 les espèces indicatrices de pollutions et de richesses en matières organiques telles que *Audouinia tentaculata*, *Cardium exiguum*, *Nereis caudata*, *Capitella capitata* étaient présentes mais très faiblement représentées, en 1975 ces espèces constituent selon les stations plus de 50 % du peuplement. La prolifération de ces espèces implique un stockage très important de matière organique non recyclée et une dégradation des conditions de vie dans les fonds de l'étang.

#### **e. Situation des peuplements benthiques au cours du deuxième semestre 1975**

Au début du mois de juillet 1975, il a pu être observé une turbidité très importante des eaux de l'étang ainsi que des salinités de l'ordre de 10 ‰. Le trimestre précédent, ces salinités étaient de 23 ‰. Dans le Sud de l'étang, près de Martigues, un récif de *Mercierella enigmatica* particulièrement important qui se développait à ce niveau était recouvert d'une épaisse couche de vase ne laissant plus apparaître aucun tube calcaire.

La turbidité générale des eaux ainsi que les salinités très basses laissent penser que dans le courant du mois de juin, les rejets d'eaux douces ont été plus importants. On peut supposer que les faibles débits des mois précédents ont permis un dépôt de limon sur une grande partie du canal de dérivation. L'augmentation du débit des eaux, même pendant un laps de temps relativement court, a sans doute produit un effet de « chasse » entraînant dans l'étang une énorme quantité de limon remis en suspension. Cet apport massif de limon, a eu par recouvrement du peuplement un effet dévastateur important sur l'ensemble de la biocénose LEE de la bordure côtière.

### **IV. Discussions**

Les rejets d'eaux douces ont entraîné la destruction des peuplements benthiques préexistants dans l'étang de Berre. Il a fallu attendre 6 ans pour qu'apparaisse, après une période d'instabilité marquée, un peuplement équilibré susceptible de supporter des variations de salinité importantes. Ce peuplement, limité à la bordure côtière, au coin salé et au chenal occupe seulement 1800 hectares sur les 15.500 hectares de l'étang.

*Quels sont les principaux facteurs qui empêchent le développement et l'extension de ce peuplement dans l'étang?*

— L'extension de la biocénose LEE au-delà de 5 m est limitée par les faibles taux en oxygène dissous des eaux et les conditions anoxiques régnant en profondeur. Ces conditions sont liées à l'isolement des courbes profondes par l'absence de mélange entre les eaux de surface et de fond. Lorsque la salinité croît, elle favorise une augmentation importante de la production organique primaire [MINAS 1973] qui contribue par sa dégradation à l'appauvrissement des eaux en oxygène dissous. Il y a véritablement autopollution du milieu. Au niveau du coin salé et du chenal, l'extension maximale des espèces LEE est fonction de l'extension maximale des eaux riches en oxygène au moment du flot.

— Les variations importantes de la salinité des eaux de l'étang, sont un deuxième facteur limitant le développement de la biocénose LEE. Les études effectuées dans l'étang montrent d'une part que beaucoup d'espèces ont leur optimum de développement dans des « tranches » de salinité basses ou élevées et d'autre part, que certaines espèces tolèrent des variations importantes de salinité à condition que ces variations soient relativement lentes et non rapides et périodiques. L'installation de la biocénose LEE florissante que l'on trouve au niveau du coin salé dans des fonds de 5 à 7 m en 1975, a été favorisée par l'élévation de la salinité moyenne des eaux de l'étang qui, limitant les variations importantes de la salinité au moment du flot à ce niveau, a permis entre autre le développement de *B. marioni* et *N. succinea*.

— le troisième facteur limitant l'extension et le développement de la biocénose LEE est la charge en limon des eaux douces. En période de rejets moyens, l'influence de ce facteur est surtout sensible au niveau des peuplements de la côte Nord-Ouest où les limons du bassin de décantation recouvrent tous les substrats épars empêchant la fixation des espèces sessiles. En fait l'influence des limons peut devenir extrêmement néfaste pour l'ensemble des peuplements comme cela a été observé au début du mois de juillet 1975.

— le quatrième facteur influençant plus particulièrement le développement de la biocénose LEE de l'étang est la pollution des eaux par les nombreux rejets domestiques et industriels.

Chaque fois que les taux de salinité le permettent, on trouve associée au peuplement LEE de la bordure côtière, la Polychète *Capitella capitata* dont la présence montre que ce peuplement prolifère dans un milieu relativement pollué. Les effets des pollutions domestiques et industrielles sont particulièrement importants dans le Nord de l'étang où se déversent à l'Ouest les rejets domestiques de nombreuses villes environnantes et à l'Est, l'Arc, rivière polluée qui draine une partie du bassin d'Aix. Les crues de l'Arc plus importantes en hiver affectent plus particulièrement en cette saison le peuplement LEE de la bordure côtière. Associé aux facteurs précédents, l'effet synergétique de ces pollutions ne se traduit pas par la disparition préférentielle de certaines espèces mais par la dégradation ou la disparition généralisée de l'ensemble du peuplement. Les espèces composant la biocénose LEE de l'étang de Berre, représentent le stade ultime d'un peuplement organisé avant la disparition de toute vie, c'est un véritable « peuplement limite ».

*Quel peut être l'avenir de cette biocénose LEE dans l'étang?*

Les trois premiers facteurs limitant l'extension et le développement de la biocénose LEE dans l'étang de Berre sont directement fonction de la quantité d'eaux douces rejetée par l'usine hydroélectrique.

Si les rejets sont importants, l'halocline isolant les couches profondes dans le Sud ne permet pas le développement de la biocénose LEE au-delà de 5 m, le peuplement du coin salé est dégradé. Dans le Nord les dépôts de limon empêchent le développement de nombreuses espèces notamment l'épifaune. Si les rejets sont faibles, l'halocline est moins marquée dans le Sud, la quantité de limon apportée est moins importante, la biocénose LEE de la bordure côtière et du coin salé est florissante mais, l'augmentation de la salinité favorise une intense production organique primaire créant une véritable autopollution du milieu en entraînant sur le fond une accumulation de matière organique ainsi qu'une demande accrue en oxygène pour sa dégradation.

La régularisation des débits forts ou faibles ne peut que stabiliser la salinité au niveau de la bordure côtière et favoriser le développement de certaines espèces LEE ne supportant pas des variations trop importantes de celle-ci.

En fait, dans les conditions actuelles, on ne peut espérer une colonisation plus importante des fonds par la biocénose LEE. De plus, on assiste à une augmentation de la pollution par les rejets domestiques et industriels. On peut penser que d'ici quelques années cette pollution entraînera progressivement

la disparition des peuplements benthiques de substrats meubles de l'étang de Berre si de sévères mesures d'assainissement ne sont pas prises.

En mer ouverte, des rejets d'eaux douces aussi importants que ceux de l'usine hydroélectrique, auraient certainement entraîné des modifications du milieu sans toutefois arriver à cette dégradation de l'ensemble des peuplements. De tels rejets dans un milieu fermé comme l'étang de Berre, constituent à eux seuls une forme de pollution très importante, dans la mesure où ils entraînent un déséquilibre complet d'un écosystème sans possibilité de nouvel équilibre.

### Bibliographie sommaire

- BELLAN (G.), 1972. — Effects of an artificial stream on marine communities. *Marine Pollution Bulletin*, **3** (5) : 74-78.
- FEBVRE (A.), 1964. — Étude bionomique des substrats meubles de l'étang de Berre. *Rec. Trav. St. End.*, **44** : 297-355.
- MASSE (H.), 1971. — Étude quantitative d'un peuplement de sables fins infralittoraux de l'étang de Berre. Évaluation de la production de quelques espèces. *Vie et Milieu* supp. **22** : 329-346.
- MINAS (M.), 1973. — Sur la synthèse et la dégradation de la matière organique dans l'écosystème de l'étang de Berre. Dynamique et bilans. Rapports avec le régime hydrologique. Thèse Doct. Univ. Aix-Marseille 528 pp.
- STORA (G.), 1976. — Étude des peuplements benthiques de substrats meubles de l'étang de Berre. *Acta Ecologia Iranica*. I : 51-67.

# Distribution du Benthos de substrat dur dans un golfe soumis à de multiples pollutions (golfe de Fos).

*par*

D. BELLAN-SANTINI et G. DESROSIERS

*Station marine d'Endoume, Marseille (France)*

## Summary

In a gulf which is submitted to various forms of pollution — chemical industries, oil refineries, thermal power plant and urban sewages — many sampling stations were studied on an annual basis for determining :

1. a gradient of the disappearance and replacement of the zoobenthos settlements and species.
2. a numeral quantitative gradient of different species resisting to pollution agents.

## Résumé

Dans un golfe soumis à des pollutions par des industries chimiques, des raffineries, des rejets urbains et des eaux réchauffées, plusieurs stations ont été étudiées au cours d'un cycle annuel afin de déterminer :

1. un gradient de disparition et de remplacement des peuplements et des espèces du zoobenthos.
2. un gradient quantitatif numéral des différentes espèces résistant aux agents de pollution.

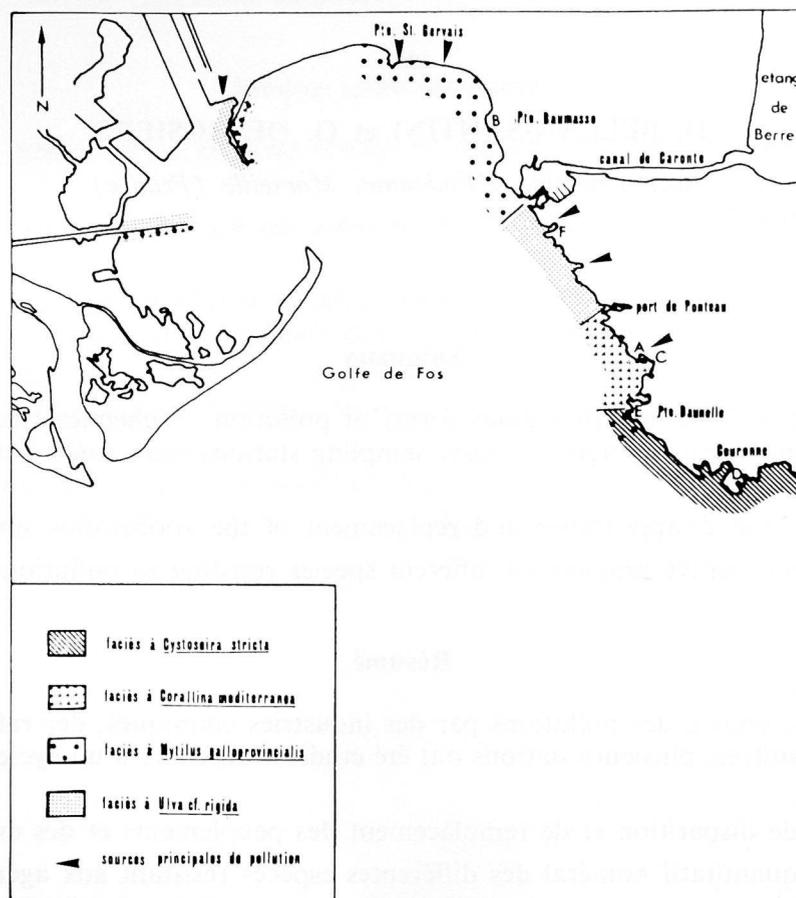
\*  
\* \*

Le golfe de Fos est situé à une trentaine de kilomètres à l'ouest de Marseille, dont il constitue une annexe portuaire. Il est bordé à l'est par une côte rocheuse et à l'ouest par l'avancée sableuse la plus orientale du delta du Rhône. Il s'est développé dans le golfe de Fos un important complexe industriel comportant un grand port pétrolier avec des raffineries et des usines pétrochimiques. A la pollution issue de ce complexe industriel s'ajoute une pollution urbaine non négligeable, ainsi qu'un effluent de centrale thermique (Fig.). Tout cet ensemble est générateur d'une pollution importante et complexe. L'essentiel des sources de pollution est situé dans la partie est et nord du golfe, les plus importantes sont :

- l'effluent de la centrale thermique EDF Martigues - Ponteau (centrale à fuel) : 1000 MWe
- le rejet de l'usine Naphtachimie,
- le rejet de la raffinerie BP y compris celui de l'usine de production de protéines,
- le canal de Caronte par où se déverse l'Étang de Berre (artificiellement très dessalé et soumis à une pollution industrielle et domestique importante), ainsi que les rejets de Port de Bouc et du port pétrolier de Lavéra,
- l'émissaire de Fos,
- les rejets du complexe industriel de Fos proprement dit (raffineries, pétrochimie, sidérurgie).

L'hydrologie du golfe de Fos est extrêmement complexe et subit principalement 2 influences perturbatrices qui sont :

1. les pollutions chimiques citées plus haut
2. la dessalure provoquée par l'arrivée d'eau douce du Rhône et de l'Étang de Berre [BLANC & LEVEAU, 1976].



Les unités de peuplement présentes sur les substrats durs du golfe de Fos.

### Unités de peuplement présentes sur les substrats durs du golfe de Fos

Par une prospection portant sur 80 radiales et 6 stations fixes suivies pendant 15 mois, nous avons pu mettre en évidence 4 grands secteurs dans la partie nord et est du golfe.

1. Le secteur qui s'étend au sud, du Cap Couronne à la pointe Daunelle, baigné le plus souvent par des eaux du large mais le long duquel par courant NW-SE sortent les eaux polluées du golfe. Bien que présentant des signes d'altération, le faciès à *Cystoseira stricta* persiste sur cette portion de côte que l'on peut qualifier de secteur d'eau relativement pure.

2. Le secteur qui s'étend de la pointe Daunelle au port de Ponteau, baigné alternativement par des eaux provenant de l'extérieur du golfe et par les eaux polluées qui suivent de près cette portion de côte, peut être considéré comme un secteur d'eau moyennement polluée, il est d'ailleurs peuplé essentiellement par les faciès à *Corallina mediterranea* et *Mytilus galloprovincialis*.

Le seul effluent notable que l'on trouve dans ce secteur est celui de la centrale EDF Martigues-Ponteau. On remarque à ce propos que la pollution thermique a une action significative extrêmement limitée compte tenu de l'importance des dégradations dues aux autres pollutions.

3. Le secteur d'eau très polluée entre le port de Ponteau et le canal de Caronte où se situent les rejets les plus importants. Le peuplement est celui, très altéré, du faciès à *Ulva cf. rigida*, localement on ne rencontre plus que de rares espèces très résistantes,

4. Le secteur comprenant le fond du golfe qui correspond à un secteur d'eau moyennement polluée avec des traces nettes de dessalure, on y trouve un faciès dense à *Mytilus galloprovincialis*, cette moulière se trouve aussi sur les digues du port de Fos.

### Comparaisons entre les trois types de peuplement

Afin de comparer les trois types de peuplement et surtout leur degré d'altération par rapport au peuplement d'eau pure, nous avons choisi de comparer les indices de diversité [MARGALEF, 1951, TRAVERS, 1971] entre les stations suivies au cours de 15 mois.

#### 1. Comparaison de l'ensemble des peuplements (Tableau 1)

Si l'on prend en considération l'ensemble de la faune dans chacune des 6 stations étudiées on observe une très nette décroissance de l'indice de diversité au fur et à mesure que la pollution croît :

faciès à *C. stricta* en eau relativement pure : 10,14 et 9,47.

faciès à *Mytilus* et *Corallina* en eau moyennement polluée :

8,33, 8,28, et 7,10

faciès à *Ulva cf. rigida* en eau polluée : 2,52, avec une baisse particulièrement importante pour le faciès d'eau polluée.

FACIES	STATIONS	S	N	d
<i>Cystoseira stricta</i>	D	107	34538	10,14
	E	99	31079	9,47
	C	79	11663	8,33
<i>Corallina mediterranea</i>	A	57	2667	7,10
	B	82	17783	8,28
<i>Ulva cf. rigida</i>	F	20	1894	2,52

TABLEAU I

Indice de diversité de l'ensemble de la faune des différents faciès

N : nombre d'individus — S : nombre d'espèces —  $d = \frac{S-1}{\ln N}$  indice de diversité de Margalef.

#### 2. Comparaison des différents taxons

Nous avons calculé les indices de diversité au niveau des trois groupes zoologiques les plus importants : Crustacés, Mollusques et Polychètes (Tableau 2).

Il est évident que lorsqu'on s'adresse à un groupe taxonomique l'indice de diversité est faible mais, fait remarquable, le sens de sa variation est identique pour chacun des groupes taxonomiques et pour l'ensemble de la zoocénose; chaque groupe est altéré de la même manière. Néanmoins, les Crustacés présentent une particularité dans une station. La moulière située à la station B (en eau moyennement polluée) dans le fond du golfe est baignée comme nous l'avons signalé plus haut par des eaux plus ou moins desalées. On assiste donc chez les Crustacés, groupe particulièrement sensible aux variations de salinité,

à un enrichissement en espèces, lié à la dessalure : *Corophium*, *Melita*, qui sont strictement limitées à ce secteur.

On remarque d'autre part que le groupe zoologique le mieux représenté est le même dans tous les secteurs, il s'agit des Mollusques, puis viennent par ordre de moindre importance les Polychètes et enfin les Crustacés.

FACIES	STATIONS	CRUSTACÉS			MOLLUSQUES			POLYCHETES		
		S	N	d	S	N	d	S	N	d
<i>Cystoseira stricta</i>	D	22	24708	2,08	40	7695	4,36	31	1938	3,96
	E	19	18904	1,83	35	12530	3,60	26	1958	3,30
<i>Corallina mediterranea</i>	C	15	4787	1,65	30	4339	3,46	24	2493	2,94
	A	9	939	1,17	20	302	3,32	19	1401	2,48
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	B	18	3242	2,10	29	9772	3,04	23	4734	2,60
<i>Ulva cf. rigida</i>	F	6	219	0,93	7	57	1,48	4	1615	0,41

TABLEAU 2.  
Indices de diversités par grands groupes zoologiques

### 3. Disparition et remplacement d'espèces

En dehors des espèces liées à la dessalure, si l'on se limite à la répartition des espèces en fonction du facteur pollution croissante, on observe un gradient à la fois qualitatif et quantitatif de distribution des espèces en fonction de la qualité des eaux (Tableau 3).

ESPECES	<i>Cystoseira stricta</i>			<i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>Corallina mediterranea</i>		<i>Ulva cf. rigida</i>
	D	E	C	A	B	F
<i>Platynereis dumerili</i>	287	367	1153	886	3630	1517
<i>Amphiglena mediterranea</i>	339	314	121	7	0	0
<i>Lepidonotus clava</i>	41	5	15	1	2	0
<i>Jassa falcata</i>	2197	13175	116	5	414	0
<i>Amphithoe ramondi</i>	43	111	71	1	253	0
<i>Hyale schmidti</i>	8307	2507	13	0	0	0
<i>Ischiromene lacazei</i>	95	15	0	0	0	0

TABLEAU 3  
Répartition de quelques espèces particulières dans les différents faciès.  
nombre moyen d'individus pour 1/25m<sup>2</sup> moyenne annuelle  
(méthode D. Bellan-Santini, 1969).

Le groupe d'espèces le plus important est celui dont le maximum est situé dans le faciès d'eau pure à *C. stricta* et le minimum dans les faciès d'eau plus ou moins polluée avec même une disparition totale lorsque l'eau est trop polluée, il s'agit notamment des Polychètes *Amphiglena mediterranea*, *Lepidonotus clava*, des Amphipodes *Jassa falcata*, *Amphithoe ramondi*, et parmi les espèces les plus strictes : *Hyale schmidti* et l'Isopode *Ischiromene lacazei*.

A l'inverse, *Platynereis dumerili* a son maximum dans les faciès d'eau polluée. Pour cette espèce, l'agitation de l'eau au niveau du faciès à *C. stricta* n'est pas étrangère à la faible représentation de cette espèce. On assiste aussi à un véritable remplacement d'espèces dont la distribution par relais dans les

différents faciès *Dynamene torelliae* a été récoltée exclusivement dans le faciès à *C. stricta*, alors que *Dynamene edwardsi* absente du faciès à *C. stricta* a été récoltée jusque dans la station la plus polluée. D'autres espèces présentent des variations extrêmement intéressantes mais liées à des aspects particuliers de la pollution tels que les mortalités massives qui attirent localement des mangeurs de détritiques ou de fragments tels que *Leptochelia dubia* ou *Pachygrapsus marmoratus*; et enfin les espèces liées à la dessalure même si la pollution est concomitante : *Corophium acherusicum* et *Melita palmata*.

### Conclusion

Dans un secteur soumis à des pollutions multiples on observe et on dénombre à l'aide de radiales et de stations fixes une succession de faciès liés à la qualité de l'eau et superposables aux études hydrologiques effectuées dans le golfe. Dans ces faciès, à l'aide du calcul des indices de diversité, appliqué tant à l'ensemble de la zoocénose qu'aux groupes zoologiques principaux, on démontre l'altération progressive du peuplement et de chacun des groupes zoologiques étudiés, au fur et à mesure que croît le taux de pollution globale.

### Bibliographie sommaire

- BELLAN-SANTINI D., 1969. — Contribution à l'étude des peuplements infralittoraux sur substrat rocheux. (Etude qualitative et quantitative de la frange supérieure). *Recueil des Travaux de la Station marine d'Endoume*, **63**, Bull. 47 : 5-294.
- BLANC F., LEVEAU M., BONIN M.-C., 1976. — Situation hydrobiologique du golfe de Fos en 1969. *Revue internationale d'Océanographie médicale, Tomes XLI-XLII* : 41-75.
- MARGALEF R., 1951. — Diversidad en las comunidades naturales. *Publicaciones Instituto Biología aplicada, Barcelona*, **9** : 5-27.
- TRAVERS M., 1971. — Diversité du microplancton du golfe de Marseille en 1964. *Marine Biology*, **8** (4) : 308-343.

# Effects of an industrial pollution on Polychaetes of sandy bottom

by

G. COGNETTI and I. MORSELLI

*Institute of Zoology, University, Modena (Italy)*

## Summary

Effects of a peculiar type of industrial pollution on Polychaetes of sandy bottom are studied. An initial adaptation of some species to the new environment has been pointed out.

## Résumé

On a étudié les conséquences d'une pollution industrielle sur des populations de Polychètes des fonds sableux. Cette recherche a mis en évidence une initiale adaptation des quelques espèces au milieu pollué.

\*  
\* \*

Heavy metals (Fe, Ni, Cr, Pb) and phenols are common pollutants in the Western coast of the gulf of Follonica (Piombino).

A quantitative study on the sandy macrofauna has been carried out along 7 km of coast starting from the effluents in order to control the influence of this pollution on the benthic populations. Three stations at the same depth of 2 m and with the same kind of substrate were sampled : Station A, 1,5 km; B, 3 km; C, 7 km from the effluents respectively. Three samples were collected from each station in two different times. This report will be restricted to the species and number of specimens of Polychaetes found in 1 m<sup>2</sup> in the three stations. The data are recorded in the table.

Eleven species were present in the station A; 19 in station B and 22 species in station C, where conditions are supposed to be normal. The number of individuals significantly decreased starting from the non polluted area (fig. 1).

The latter finding is at variance with what normally occurs in harbors where the progressive decrease of species to the increase of pollution, is associated with an increase of the number of the individuals. It is worth noting, however, that some species such as *Paraonis neapolitana*, *Scolecopsis fuliginosa*, *Dialychone acustica*, appear to be adjusted to this new environment (St. A). The specimens number of these species indeed was found to be higher in St. A than to other two areas. *Prionospio caspersi* too can live in the highly polluted area of A station (fig. 2). Evidently different phenotypes are present in these species which are able to meet new environmental demands as those posed by polluted areas. Then selection favours the survival of these special phenotypes.

In the long term, this process may bring about morphologically divergent populations as it was found in other species of Polychaetes living in differently polluted areas [COGNETTI, 1976].

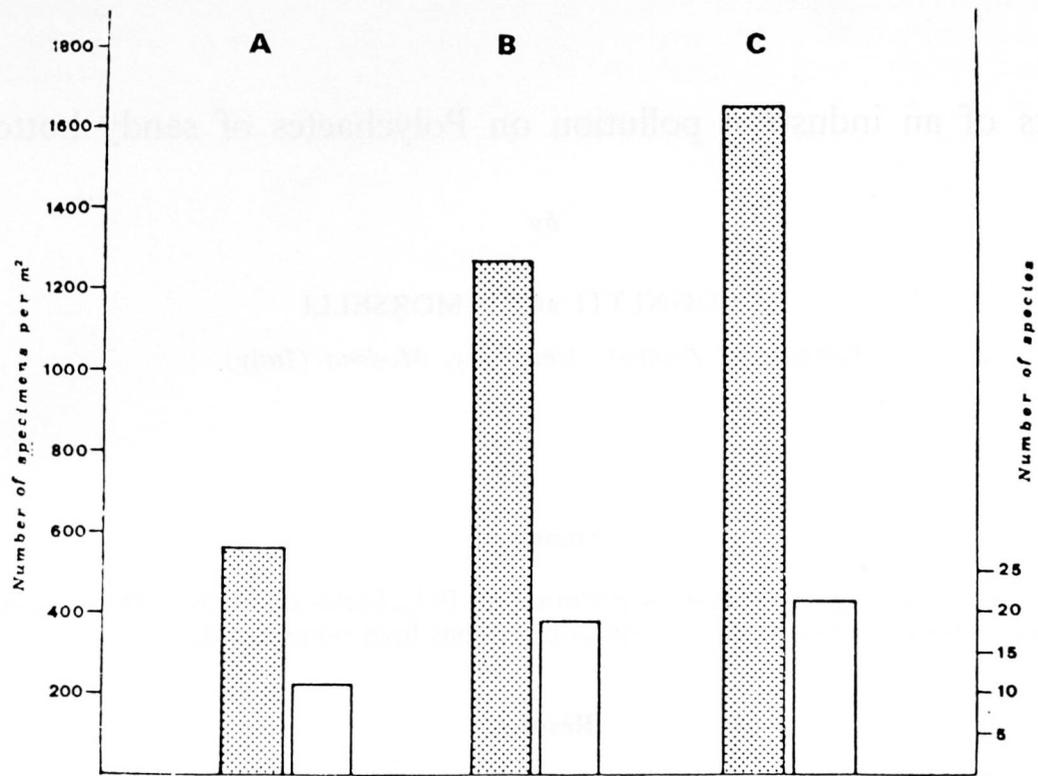


FIG. 1. — Distribution of Polychaetes per m<sup>2</sup> in the three stations.

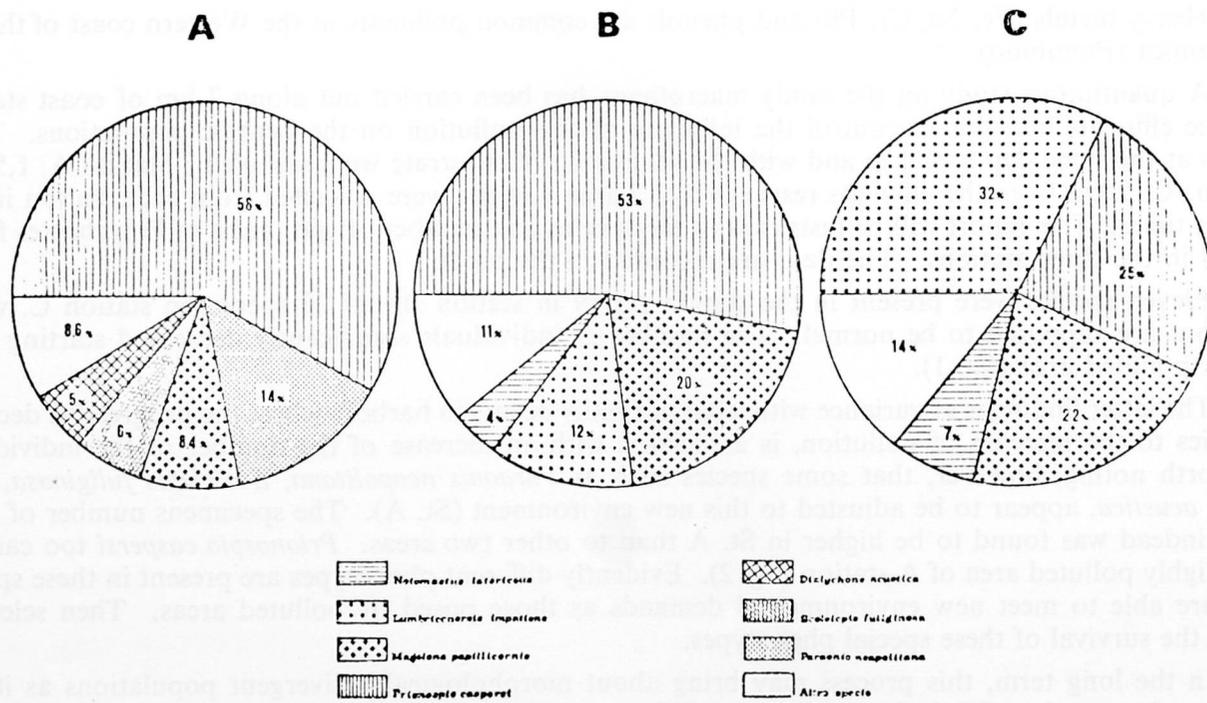


FIG. 2. — Numerical percentage among the different species in the three stations.

Table

Collected species	Specimens per m <sup>2</sup>		
	A	B	C
<i>Glycera convoluta</i> Keferstein	7	7	7
<i>Hyalinoecia brementi</i> Fauvel	-	-	4
<i>Lumbriconereis impatiens</i> Clap.	-	152	530
<i>Lumbriconereis latreilli</i> Aud. et M. Edw.	-	15	11
<i>Nephtys</i> sp.	11	18	33
<i>Onuphis eremita</i> Aud. et M. Edw.	-	4	-
<i>Sigalion mathildae</i> Aud. et M. Edw.	-	7	11
<i>Staurocephalus rudolphii</i> (Delle Chiaje)	-	-	7
<i>Aricidea jeffreysii</i> (Mc Intosh)	4	4	18
<i>Aricidea minuta</i> South	-	4	11
<i>Caulleriella bioculata</i> (Keferstein)	-	-	30
<i>Cirratulus chrysoderma</i> Clap.	-	4	15
<i>Clymene oerstedii</i> Clap.	-	-	4
<i>Dialychone acustica</i> Clap.	30	4	11
<i>Heteromastus filiformis</i> (Clap.)	7	4	22
<i>Magelona papillicornis</i> Müller	48	252	370
<i>Notomastus latericeus</i> Sars	4	56	115
<i>Oriopsis armandi</i> (Clap.)	-	7	4
<i>Owenia fusiformis</i> Delle Chiaje	-	7	-
<i>Paraonis lyra</i> South	-	-	4
<i>Paraonis neapolitana</i> Cerruti	78	-	-
<i>Paraonis</i> sp.	-	-	7
<i>Prionospio caspersi</i> Laubier	330	681	415
<i>Scolecopsis fuliginosa</i> Clap.	33	4	11
<i>Scoloplos armiger</i> (O.F. Müller)	4	26	15
<i>Spiophanes bombyx</i> (Clap.)	-	7	-

## Reference

- G. COGNETTI, 1976. — La distribuzione dei Policheti in ambienti litorali inquinati. *Proceedings International Round Table Livorno*, 20/21 maggio 1974. pp. 153-162.

### III. 6. — Atteintes écologiques diverses

## Bilan d'une recherche expérimentale sur la dispersion des polluants dans la lagune de Venise\*

*par*

FRANÇOIS NYFFELER

*Pierre à Mazel, 6, CH 2000 Neuchâtel (Suisse)*

#### Résumé

La synthèse d'un programme de recherche appliquée de trois ans sur la pollution de la lagune de Venise est présenté. Les mesures de courant et de qualité de l'eau, l'usage de traceurs et des techniques de la télédétection ont fourni de nouvelles données sur la dynamique des eaux polluées. Sur cette base sont formulées des propositions concrètes visant à réduire l'ultérieure dégradation du système lagunaire.

#### Abstract

This short review presents a three year programme concerning the pollution of the lagoon of Venice. Water quality and currents measurements, remots sensing, dye techniques led to a new knowledge of hydrodynamical features of the basin. Practical proposals are made to prevent an increasing degradation of the lagoon.

#### Riassunto

Si presenta la sintesi di una ricerca di tre anni sull'inquinamento della laguna di Venezia. Le misure di corrente e di qualità dell'acqua, l'uso di traccianti colorati e delle tecniche del « remote sensing » hanno consentito di fornire nuovi elementi realistici sulla dinamica delle acque inquinate. Su questa base si formulano delle proposte concrete per evitare l'ulteriore peggioramento dell'attuale situazione della laguna.

\*  
\* \*

#### Introduction

La pollution des bassins côtiers semi-fermés (lagunes, graus, étangs salés, etc) est généralement plus aiguë que celle du littoral méditerranéen où les masses d'eau en jeu assurent une certaine dilution

---

\* Cette recherche financée en partie par le Fonds National Suisse de la Recherche Scientifique a été réalisée auprès du Laboratorio per lo Studio della Dinamica delle Grandi Masse (CNR) à Venise.

des polluants émis à la côte ou à son voisinage immédiat. Au contraire, ces bassins à faible renouvellement recueillent depuis longtemps, souvent dans un petit volume, les eaux résiduelles des agglomérations et des industries installées sur leur pourtour. La dégradation du milieu qui en résulte hypothèque généralement leur capacité potentielle de production piscicole.

L'exemple de la lagune de Venise est significatif à cet égard, le voisinage d'un centre historique d'intérêt mondial et d'une importante zone industrielle donnant un relief particulier à sa situation. Les interventions exécutées à partir des années 60 en vue de l'extension du complexe de Marghera, situé à 6 km à peine dans l'ouest de Venise, n'ont pas été sans conséquences pour l'environnement lagunaire : le creusement du canal des Pétroliers reliant l'embouchure de Malamocco à Porto Marghera a entraîné l'approfondissement ultérieur de la partie centrale de la lagune [CAVAZZONI, 1976] alors que le déversement des eaux résiduelles de l'industrie accélérât la dégradation du milieu en s'ajoutant aux effets imputables aux centres urbains et aux cours d'eau aboutissant sur les rives du bassin. Comme le soulignait déjà A. TISO en 1966, l'incidence de cette dégradation sur les conditions de pêche n'est pas négligeable. Pratiquement elle se traduit par la modification du peuplement benthique [GIORDANI SOIKA & PERIN 1974], par une fixation d'éléments métalliques dans les sédiments (Co, Cr, Zn) et par une augmentation générale dans ces derniers de la teneur en azote et en phosphore, respectivement d'un facteur variant de 1.5 à 2 et de 5 à 10 selon les zones, au cours des 20 dernières années [PERIN, 1975].

Malheureusement les mesures chimiques et physiques sur le milieu (qualité de l'eau, courantométrie, etc) satisfaisant aux exigences de l'échantillonnage spatio-temporel dense imposé par la variabilité du système hydrique sont aujourd'hui encore très rares. Une interprétation plus complète des données chimiques devient ainsi délicate car elle s'appuie implicitement sur des hypothèses hydrodynamiques incomplètement vérifiées, comme par exemple la fonction d'émissaire attribuée a priori au nouveau canal des Pétroliers. L'évaluation de la dynamique de la dégradation ou de la contribution quantitative à celle-ci des sources de pollution respectives reste donc assez aléatoire.

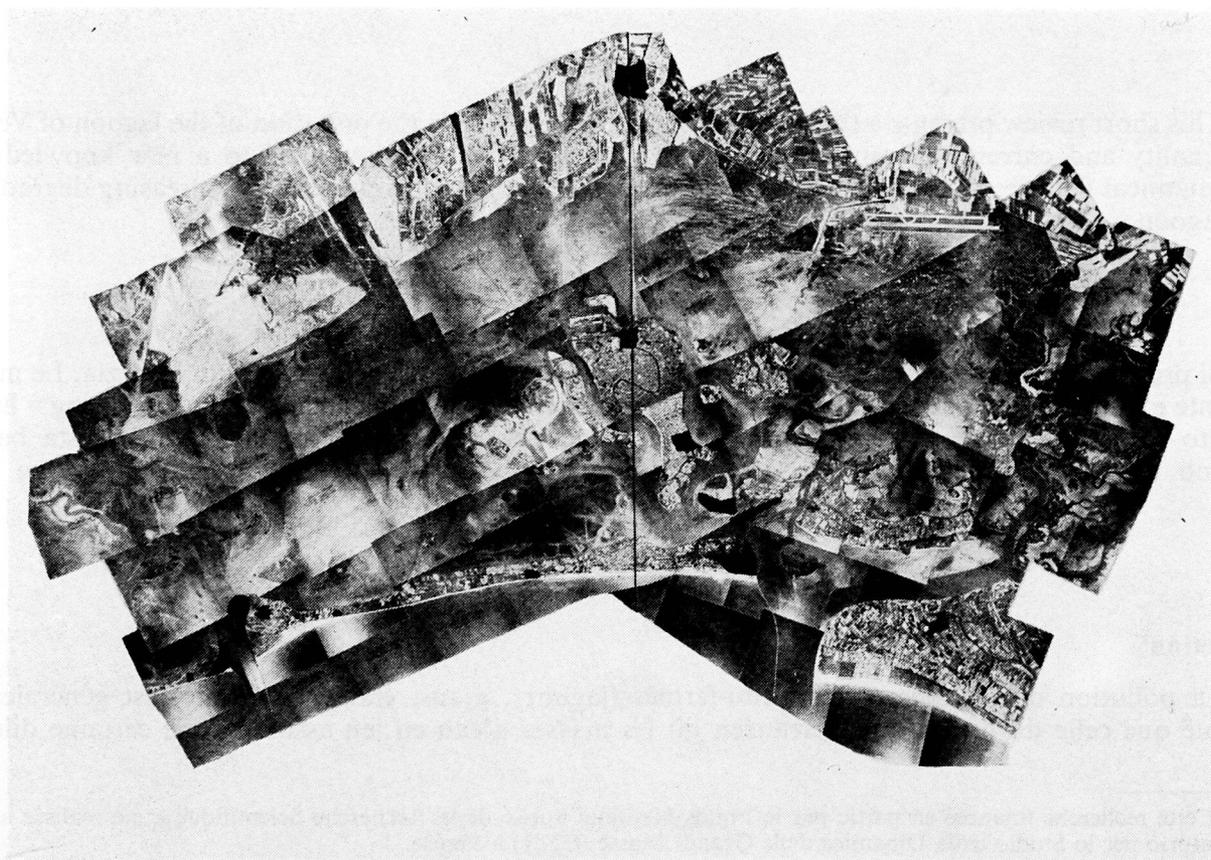


FIG. 1. — Photomontage représentant la partie centrale de la lagune de Venise. Les détails du fond sont parfaitement visibles, la profondeur excédant rarement 1.50 m en dehors des canaux.

## Objectifs et réalisation du programme de recherche

Ce constat de carence a motivé la mise sur pied en 1972 d'un programme de recherche appliquée visant à obtenir, au travers d'une approche expérimentale, de nouvelles données sur le régime hydrodynamique de la lagune et sur la dispersion des polluants. Cette démarche était complémentaire des nombreuses études en cours sur le plan théorique. Dans le cadre de ce programme, auquel ont collaboré plusieurs organismes nationaux de recherche (C.N.R., Italie, C.N.R.S., France, F.N.S.R.S., Suisse), nous avons développé des méthodes d'investigation spécifiques, perfectionnées au cours de 6 campagnes représentant environ 100 jours d'activité sur le terrain [NYFFELER *et al*, 1974].

Nous présentons ici les résultats obtenus durant la dernière phase de ce programme qui a pris fin en mars 76, en rappelant quelques résultats antérieurs qui revêtent un intérêt pratique dans l'optique d'une sauvegarde de Venise et de sa lagune.

## Résultats

Le régime général des écoulements a été étudié *in situ* en utilisant des courantomètres, des dragues et des traceurs colorés, ainsi qu'en s'appuyant sur l'interprétation de photographies aériennes, après avoir vérifié la correspondance entre les courants et les traces d'érosion régulières visibles sur le fond. La division du bassin du Lido (à la hauteur de l'île de S. Erasme) en deux zones indépendantes sur le plan hydrodynamique est parfaitement visible sur de telles photographies. Ce sont respectivement la région nord alimentée par le canal de Treporti et la région sud alimentée par le canal de San Nicolo, dans laquelle se trouve le centre historique (figures 1 & 2). La régularité dans l'orientation des signatures sur le fond au nord du Pont de la Liberté correspond à des mouvements de type pendulaire, contrairement à la zone située plus au sud à la limite du bassin (triangle Venise - Fusina - Porto Marghera) où nous avons déjà

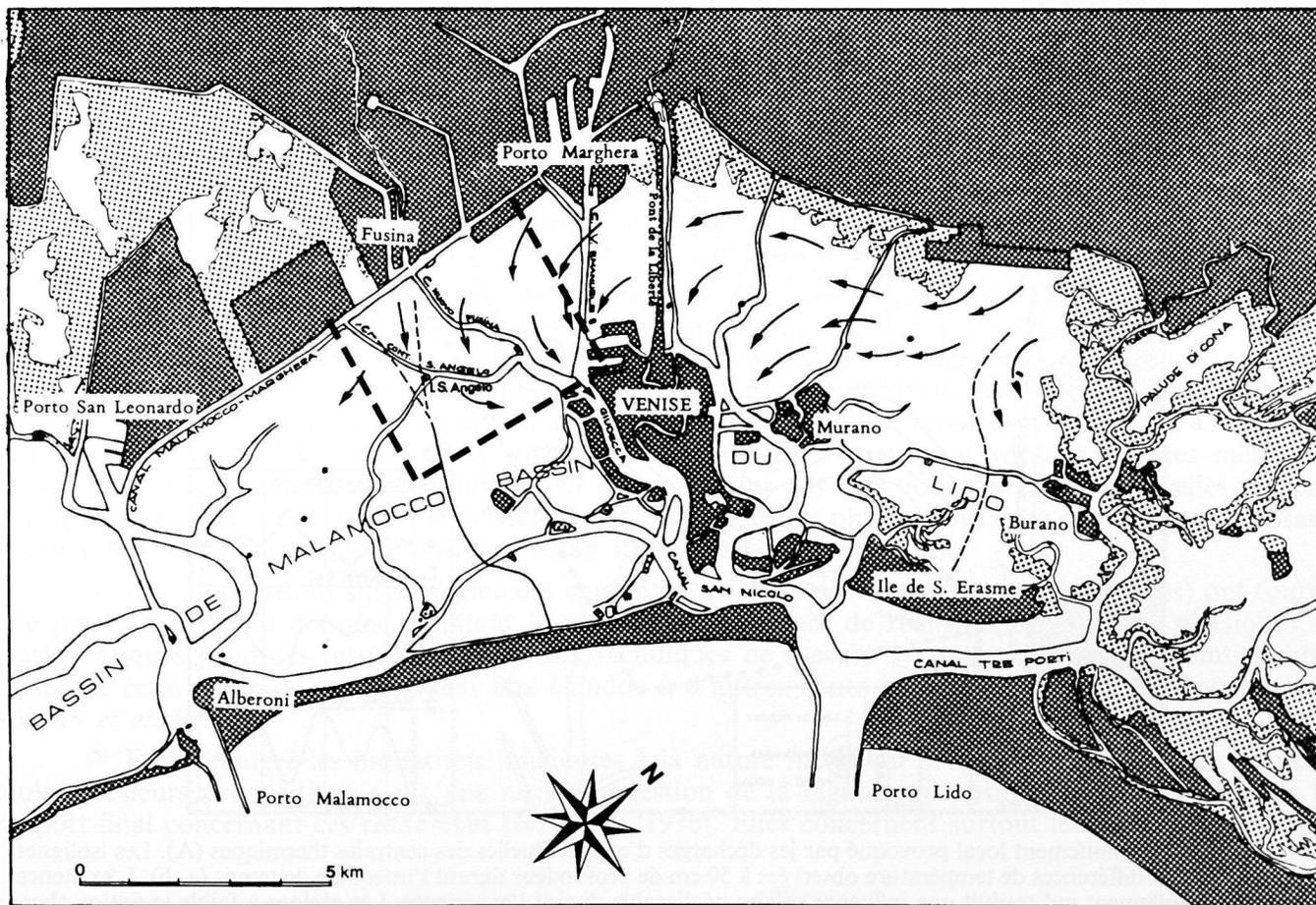


FIG. 2. — Circulation générale en phase de reflux dans le bassin septentrional du Lido, déduite de l'ensemble des observations effectuées. La zone carrée délimitée par un trait discontinu dans la région de Fusina correspond à la figure 3.

observé une nette rotation des vecteurs courant en fonction de la phase de la marée [DAZZI & NYFFELER 1973], comportement confirmé durant la campagne de l'été 1975. Cette dernière zone reste évidemment la plus intéressante car elle subit l'influence du complexe de Marghera au cours du reflux et dans une certaine mesure celle du centre historique durant le flux. Rappelons que l'élimination des polluants par advection y est modeste puisqu'en dehors des canaux la vitesse ne dépasse guère 30 cm/s en marées de vives-eaux, soit des mouvements de 2-3 kilomètres d'amplitude avec cependant des déplacements résiduels qui ne dépassent pas quelques centaines de mètres par cycle de marée.

C'est dans la région de Fusina où le canal des Pétroliers n'est plus séparé de la lagune par des digues que nous avons réalisé la plus grande partie de nos observations sur la dispersion des eaux d'origine industrielle, en utilisant des traceurs artificiels (rhodamine), mais surtout les propriétés physiques du milieu lui-même. La température constitue par exemple un bon traceur naturel puisque les différences entre l'eau du canal des Pétroliers et celle de la lagune atteignent 10° C par suite de la présence de centrales thermiques (ENEL, SAVA). Les relevés continus exécutés à l'aide d'une sonde installée sur une embarcation parcourant rapidement la zone fournissent une première image de l'extension des eaux résiduelles au cours du cycle de marée correspondant à leur émission. On a ainsi mesuré des échauffements locaux bien au-delà des normes admises, dépassant 5° C à un kilomètre des sources chaudes et atteignant encore 1° à 2° C à plus de deux kilomètres de celles-ci (figure 3). En comparant la salinité et la température de l'eau en aval de Fusina le long du canal des Pétroliers et sur les zones peu profondes bordant celui-ci,

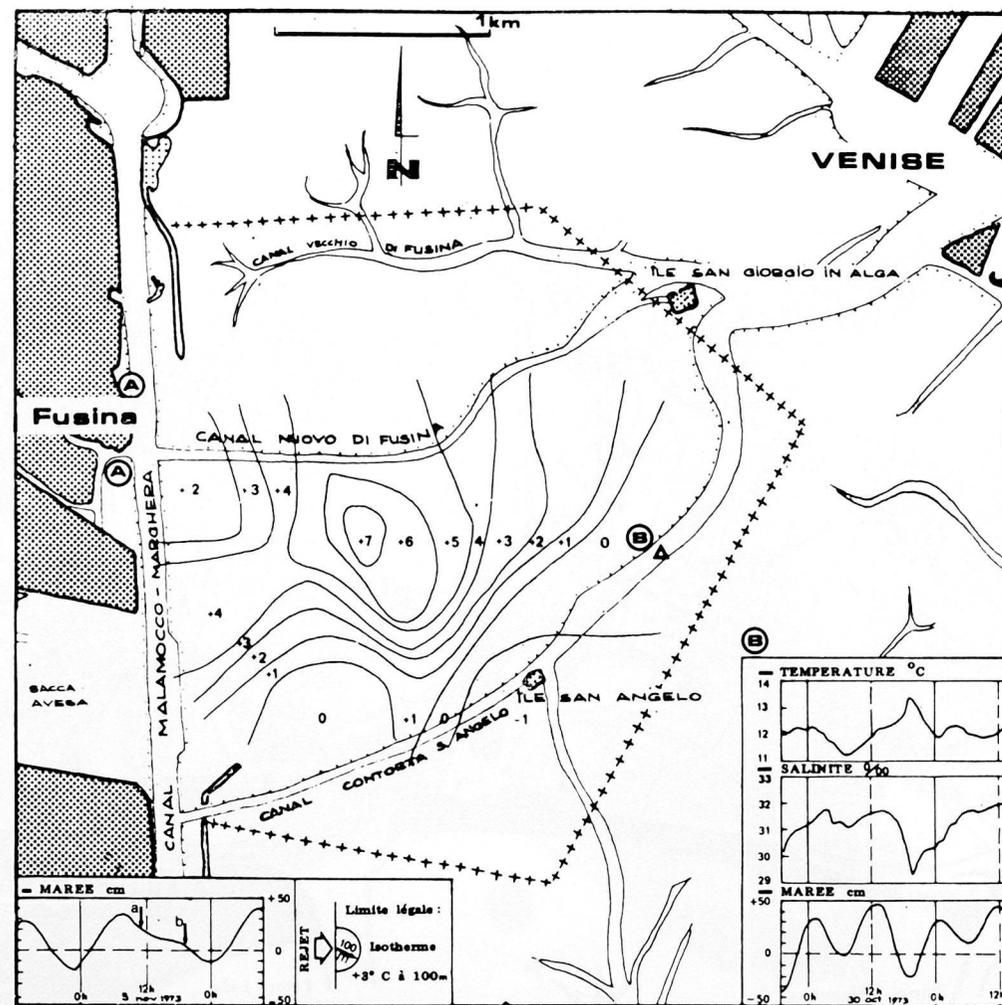


FIG. 3. — Echauffement local provoqué par les décharges d'eau résiduelles des centrales thermiques (A). Les isolignes correspondent aux différences de température observées à 50 cm de profondeur durant l'intervalle de temps (a, b). L'existence de zones à échauffement nul traduit une influence solaire négligeable durant l'expérience. Les régions à faible variation thermique au voisinage de Fusina sont sous l'influence permanente des déversements. En cartouche à gauche, la limite légale de l'isotherme + 3° C est à l'échelle de la figure. En cartouche à droite, les variations de température et de salinité au point B donnent un exemple de pénétration des eaux industrielles en lagune.

nous avons établi que la couche superficielle (soit l'eau la plus riche en polluants) se déverse directement en lagune en échappant à l'influence du canal. Ceci démontre notamment que ce dernier remplit très imparfaitement la fonction d'émissaire qui lui avait été attribuée\*.

Des expériences à l'aide de traceurs colorés ont été réalisées au nord de Murano dans une zone où les écoulements présentent un caractère de régularité, afin d'évaluer les caractéristiques de la diffusion en lagune. Sur des fonds de 50 cm environ, l'allongement de taches ponctuelles de colorants dans le sens de la propagation atteignait un facteur 10 en moins de 4 heures. Les gradients verticaux de vitesse jouent un rôle primordial dans les phénomènes de mélange (shear effect), une différence de 5 cm/s ayant été observée entre le fond et la surface pour une vitesse superficielle de 15 cm/s. Dans ces conditions, compte tenu des variations locales de la profondeur avec la marée, des variations spatiales du frottement sur le fond, il semble discutable d'adopter, pour les modèles diffusifs, un coefficient de diffusion « moyen » valable pour l'ensemble du système lagunaire.

Les mesures de qualité de l'eau fournissent d'autres indications sur l'intensité du mélange par diffusion dans la région de Fusina. Nous avons en effet relevé, dans des zones homogènes du point de vue de la salinité et de la température, des gradients horizontaux élevés du pH et de l'oxygène dissous, respectivement  $dpH/dx \geq 1$  upH et  $dO_2/dx \geq 10$  ml/l pour 100 m, qui subsisteraient difficilement dans un système à mélange actif. D'après nos observations, les eaux résiduelles semblent se propager en lagune à partir des points de déversement sous forme de lentilles à l'échelle kilométrique correspondant aux reflux successifs, qui se déforment et se superposent progressivement sous l'action du va-et-vient de la marée, mais qui finalement ne se mélangent que très progressivement avec l'eau avoisinante. Ce comportement rappelle d'ailleurs la structure des floraisons d'algues durant la saison estivale dans cette partie de la lagune.

## Conclusions

Dans le bilan de ce programme de recherche nous distinguerons finalement plusieurs lignes directrices :

— Sur la base d'expériences plus ou moins heureuses au cours des campagnes sur le terrain nous avons pu définir une stratégie des mesures hydrologiques en lagune (moyens minimums indispensables, méthodes les plus adéquates, techniques spécifiques, etc). Les relevés continus de la qualité de l'eau dans diverses régions caractéristiques du bassin donnent une idée plus précise de l'échelle et du degré d'homogénéité du milieu; l'amplitude des fluctuations temporelles a également été évaluée par des mesures locales continues couvrant parfois plusieurs dizaines de cycles de marée. Dans l'ensemble les résultats obtenus confirment la difficulté d'exécuter *in situ* un échantillonnage représentatif à l'échelle lagunaire.

— Les tentatives de mesure par télédétection ébauchées dans la dernière phase de ces recherches nous ont convaincus que l'utilisation judicieuse de ces techniques de pointe (photographie multispectrale, observation par satellite, etc) serait parfaitement complémentaire des mesures *in situ*, en donnant notamment la vision synoptique de certains phénomènes lagunaires (répartition des masses d'eau, transport solide, extension des zones de production d'algues, etc). Ce type d'étude répondant avant tout à des impératifs d'application, il serait toutefois souhaitable de pouvoir s'appuyer davantage sur des méthodes d'analyse opérationnelles, ayant démontré leur efficacité dans des situations comparables à celles rencontrées en lagune. Dans cet esprit, l'établissement de collaborations plus étroites avec des équipes disposant d'une solide expérience dans ce domaine serait indiscutablement bénéfique.

— Les observations sur le régime des courants en dehors des canaux (zones de paludes) ont fourni une première série de données facilitant la vérification du degré de réalisme des modèles physiques et mathématiques proposés jusqu'ici. Grâce aux techniques de mesure synoptique mises au point à cette occasion, cette étude pourra aisément être étendue à d'autres zones caractéristiques de la lagune [CARBOGNIN *et al.* 1976].

— Enfin, malgré les limitations inhérentes à la nature même du programme, nous avons pu formuler plusieurs propositions pour une meilleure gestion de la lagune, propositions qui figurent dans le rapport final concernant ces recherches [NYFFELER 1976]. Elles concernent surtout les interventions com-

\* Ce résultat a trouvé une confirmation dans des mesures courantométriques non-publiées (communication personnelle ENEL), qui montrent que le débit du canal en phase de flux est en moyenne supérieur à son débit en phase de reflux, ce qui correspond effectivement à une circulation dans le sens canal-lagune.

plémentaires des indispensables réductions de pollution à la source, susceptibles de favoriser une meilleure élimination de la fraction des polluants subsistant après les opérations de traitement (qui sont encore en projet pour la plupart). Nous insistons également sur la nécessité de maintenir dans son intégralité la fonction de renouvellement par la mer; dans cette optique la restriction permanente des embouchures actuellement envisagée pour protéger le centre historique contre les inondations devrait impérativement être écartée au profit de l'un des systèmes de fermetures mobiles proposés en alternative, qui présentent en outre la possibilité de réaliser une véritable régulation du système lagunaire au travers du contrôle de son régime hydrodynamique.

### Références bibliographiques

- CARBOGNIN (L.), DALLAPORTA (G.), NYFFELER (F.), 1976. — Two applications of automatic scanning to geophysical problems of the Venetian lagoon. *Conf. on computer assisted scanning*/21-24 avril 76 Padova (à paraître).
- CAVAZZONI (S.), 1976. — Variazioni batimetriche e idrografiche nella laguna di Venezia intercorse tra il 1933 ed il 1971. *Ist. Ven. Sci. Let. & Arti* (à paraître).
- DAZZI (R.), NYFFELER (F.), 1973. — Le régime des courants entre le centre historique de Venise et la zone industrielle de Marghera. *Rapport Technique N° 74*, Lab. Stud. Din. Grandi Masse C.N.R. Venezia 32 pp.
- GIORDANI SOIKA (A.), PERIN (G.), 1974. — L'inquinamento della Laguna di Venezia : studio sulle modificazioni chimiche e del popolamento sottobasale dei sedimenti lagunari negli ultimi vent'anni. *Boll. Museo Sto. Nat.* **26**, 25, Venezia 1974.
- NYFFELER (F.), DAZZI (R.), HIREL (B.), 1974. — Méthodes pour l'étude de la dispersion des eaux polluées dans la lagune de Venise. *2° Colloque Intern. Exploit. Océans* 1-4 oct. 74 Bordeaux. Vol. **3**, Bx 314, 17 p.
- NYFFELER (F.), 1976. — Le régime hydrodynamique de la lagune de Venise; incidence sur les phénomènes de transport. (Texte français et italien). Fonds National Suisse de la Recherche Scientifique. Rapport Recherche 23090/75, Juin 76, 88 p./Stamperia di Venezia.
- PERIN (G.), 1975. — L'inquinamento chimico della laguna di Venezia; sintesi di sette anni di ricerche in Problemi dell' inquinamento lagunare. Tavola rotonda del 21 ott. 75. *Consorz. Depura. Acque. & Ente Zona Industr. Porto Marghera*.
- TISO (A.), 1966. — Inquinamento prodotto dagli scarichi delle industrie di Porto Marghera nelle acque della laguna di Venezia. *Ist. Ven. Sci. Let. & Arti*. **3** (Rap. & Studi) 1966, pp. 185-229.

Ecologia e biologia dei porti del mar Ligure e alto Tirreno.  
Concentrazione del glicogeno e delle proteine tessutali  
in *Mytilus galloprovincialis* Lamarck.\*

da

ALDO VIARENGO\*\* & NORBERTO DELLA CROCE\*\*\*

\*\*Istituto di Fisiologia generale, Università di Genova (Italia)

\*\*\*Istituto di Idrobiologia e Piscicoltura, Università di Genova (Italia)

**Summary**

The protein and glycogen level of the mantle and hepatopancreas from mussel, *Mytilus galloprovincialis*, living in different harbours of Ligurian and Northern Tyrrhenian Seas, has been evaluated. The results show a significant decrease in the glycogen and protein content in mussels collected from high polluted harbours. A relation between the degree of sea pollution and the level of the glycogen and protein content of the mussel tissues has been observed.

**Résumé**

On a examiné la teneur en protéines et en glycogène dans le manteau et l'hépatopancréas de la moule *Mytilus galloprovincialis*, provenant de plusieurs ports de la mer Ligurienne et Haute Tyrrhénienne. On a constaté que dans les moules recueillies dans les ports à plus haut degré de pollution la quantité de protéines et de glycogène des tissus examinés présente une remarquable diminution.

On a observé une corrélation parmi la teneur en protéines et en glycogène des mollusques et le degré de pollution du milieu.

\*  
\* \*

**Introduzione**

Lo studio dei problemi dell'inquinamento marino ha determinato una generale convergenza sul mitilo, quale organismo idoneo a saggiare la degradazione ambientale. L'attività filtrante del mitilo costituisce il vettore che trasferisce nell'organismo il « carico » delle acque, e questo può influenzare qualitativamente e quantitativamente il contenuto tessutale di diverse sostanze.

Sotto questo punto di vista i mitili vengono utilizzati quali indicatori di inquinamento da idrocarburi [FOSSATO & SIVIERO, 1974; RENZONI, 1975], da metalli pesanti [PRINGLE *et al.*, 1968], da pesticidi [SPRAGUE & DUFFY, 1971], valutando le concentrazioni dei diversi inquinanti presenti nei tessuti del mitilo.

---

\* Contratto di ricerca C.N.R. N° 73.01117.22/115.0907. — Contributo del « Gruppo Ricerca Oceanologica - Genova ».

E' tuttavia opportuno rilevare come l'accumulo di tali sostanze possa provocare nei tessuti del mitilo alterazioni sia strutturali che metaboliche [BROWN & NEWEL, 1972; RENZONI, 1975].

In base a queste considerazioni abbiamo ritenuto interessante esaminare, in via preliminare, se determinate attività metaboliche di mitili viventi in vari porti del Mar Ligure e Alto Tirreno risultano modificate e se queste modificazioni potevano essere riferite all'inquinamento.

In questa serie di esperienze abbiamo determinato la quantità del glicogeno e delle proteine presenti nel mantello e nell'epatopancreas di mitili prelevati in zone che per la morfologia del bacino erano da ritenersi soggette ad un più lento ricambio delle acque. Qu'est'ultimo fenomeno unitamente alla natura degli scarichi e delle attività portuali, determina infatti un differente stato di degradazione ambientale all'interno dei porti stessi.

### Materiali e metodi

Le esperienze sono state condotte su *Mytilus galloprovincialis* Lam., raccolti nel corso di una settimana nei porti di San Remo, Imperia, Savona, Genova, Rapallo, La Spezia, Viareggio, Livorno e Capraia durante la I et II campagna del « Gruppo Ricerca Oceanologica-Genova » (Novembre 1974 e Maggio 1975).

Durante il trasporto in laboratorio gli animali, la cui lunghezza variava da 3 a 5 cm, venivano mantenuti nell'acqua della zona di raccolta, mentre i tessuti in esame, mantello ed epatopancreas, erano prelevati ed utilizzati per le analisi il più rapidamente possibile, previa conservazione del tessuto a  $-80^{\circ}$  C.

Il glicogeno tissutale veniva dosato con il metodo all'antrone [CARROL *et al.*, 1956] e il contenuto in proteine valutato con il metodo di Lowry modificato [HARTEE, 1951]. La quantità di glicogeno o di proteine presente nell'epatopancreas e nel mantello del mitilo veniva espressa in mg/mg di DNA tissutale. Il DNA è stato dosato col metodo alla difenilamina [BURTON, 1956].

I dosaggi sui campioni erano eseguiti in triplicato. Dato il carattere preliminare delle osservazioni e l'omogeneità dei dati ottenuti si è ritenuto opportuno riportare i risultati in valore medio.

### Risultati e discussione

I risultati ottenuti hanno messo in evidenza che la concentrazione del glicogeno nel mantello e nell'epatopancreas dei mitili prelevati in porti da ritenersi caratterizzati da un alto grado di inquinamento è nettamente inferiore a quella riscontrata nei mitili cresciuti in aree portuali prive di insediamenti industriali.

Infatti, la concentrazione più elevata del glicogeno tissutale è stata osservata nei mitili prelevati nei porti di Capraia e Rapallo mentre i valori più bassi sono stati riscontrati nei tessuti dei molluschi pescati a Genova, Savona e La Spezia; valori intermedi hanno fornito i mitili prelevati dai porti di Viareggio, Livorno, Imperia e San Remo. (Tav. 1).

Risultati simili sono stati ottenuti per quanto riguarda il contenuto in proteine del mantello e dell'epatopancreas : anche in questo caso infatti i mitili prelevati a Rapallo e Capraia hanno fornito valori superiori a quelli degli animali pescati nei porti di Viareggio, Livorno, Imperia e San Remo. Analogamente a quanto già osservato per il glicogeno, la concentrazione delle proteine risulta sensibilmente diminuita nei mitili raccolti in zone di massimo inquinamento quali i porti di Genova, Savona e La Spezia. (Tav. 1).

## Tavola I

Contenuto in glicogeno e proteine in mg/mg DNA tessutale dell'epatopancreas e del mantello di *Mytilus galloprovincialis* prelevato in differenti porti del Mar Ligure e Alto Tirreno (valori medi).

	Glicogeno		Proteine	
	Mantello	Epatopancreas	Mantello	Epatopancreas
Capraia	34.2	37.6	11.6	40.1
Rapallo	18.7	9.5	13.0	42.1
Viareggio	16.3	7.9	9.2	30.7
Livorno	14.9	6.1	8.5	27.5
Imperia	14.1	4.6	8.1	33.1
San Remo	12.8	7.9	7.5	32.8
La Spezia	5.2	4.2	6.5	20.3
Savona	4.5	1.5	4.4	20.1
Genova	5.1	2.8	4.1	12.7

I risultati ottenuti suggerirebbero pertanto l'esistenza di un rapporto tra il grado di inquinamento dell'ambiente e la diminuzione del glicogeno e delle proteine tessutali del mitilo. Parimenti le concentrazioni dei metalli pesanti e di PDB e DDT in *Mytilus galloprovincialis* raccolti in diverse stazioni tra Sète e Genova, furono trovate più elevate in prossimità di aree portuali e di intensi insediamenti urbani ed industriali [FOWLER & OREGIONI 1974; MARCHAND *et al.*, 1974].

Da questo emerge l'importanza di stabilire quando gli organismi marini raggiungono uno stato di « stress » ambientale, i fattori che possono concorrere nel determinarlo e se tale stato è reversibile.

## Bibliografia

- BURTON (K.), 1956. — A study of the conditions and mechanism of the dephenylamine reaction for the colorimetric estimation of deoxyribonucleic acid. *Biochem. J.*, **62**, pp. 315-321.
- CARROL (N.V.), LONGLEY (R.W.) & ROE (J.E.), 1956. — The determination of glycogen in liver and muscle by use of anthrone reagent. *J. Biol. Chem.*, **220**, pp. 583-589.
- FOSSATO (V.U.) & SIVIERO (E.), 1974. — Oil pollution monitoring in the lagoon of Venice using the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Mar. Biol.*, **25**, pp. 1-6.
- FOWLER (S.) & OREGIONI (B.), 1974. — Heavy metals in mussels from north western Mediterranean Sea. *II<sup>es</sup> Journées Étud. Pollutions, CIESM, Monaco*, pp. 179-180.
- HARTREE (E.F.), 1972. — Determination of protein a modification of the Lowry method that gives a linear photometric response. *Anal. Biochem.*, **48**, pp. 422-427.
- MARCHAND (M.), VAS (D.) & DUURSMA (E.), 1974. — Résidus de DDT et de polychlorobiphényles (PCB) dans les moules, le sédiment et le plancton de la côte nord-ouest méditerranéenne. *II<sup>es</sup> Journées Étud. Pollutions, CIESM, Monaco*, pp. 171-174.
- PRINGLE (B.H.), HISSONG (D.E.), KATZ (E.L.) & MILAWKA (S.T.), 1968. — Trace metal accumulation by estuarine molluscs. *Engng. Div. Am. Soc. civ. Engrs.*, **94**, pp. 455-475.
- RENZONI (A.), 1975. — Toxicity of three oils bivalve gametes and larvae. *Mar. Pollution Bull.*, **6**, pp. 125-128.
- SPRAGUE (J.B.), DUFFY (J.R.), 1971. — DDT residues in Canadian Atlantic fishes and shellfishes in 1967. *J. Fish. Res. Board Can.*, **28**, pp. 59-64.

# Ecologia e biologia dei porti del mar ligure e alto Tirreno Sali nutritivi e rapporto O:N:P.\*

da

R. CAPELLI\*, V. CONTARDI\*, M. FABIANO\*\* e G. ZANICCHI\*

\**Istituto di Chimica generale e inorganica e di Idrobiologia, Università di Genova (Italia)*

## Summary

The AA. report preliminary results on the role of the nutrients in relation to the productivity of polluted waters of several harbours of the Ligurian and Tuscan coast.

The concentrations found at surface, compared with those found in open waters show wide differences.

The mean ratio N:P (7.3) of the harbour's waters appears greatly inferior to that of the Ligurian Sea (23.4), as previously observed for costal waters. In some harbours, ration O:N:P revealed that (proceeding from outer to inner waters) the increasing of P. take place with the decreasing of O and N.

## Résumé

Les AA. rapportent les résultats préliminaires sur le rôle joué par les sels nutritifs à l'égard de la productivité des eaux polluées des divers ports de la côte Liguro-Toscane.

Les concentrations trouvées à la surface, comparées à celles trouvées pour les eaux du large montrent de grandes différences.

Le rapport N:P moyen (7.3) des eaux portuaires paraît tout à fait inférieur à celui de la mer Ligure (23.4), comme précédemment observé pour les eaux côtières. Pour quelques enceintes portuaires, le rapport O:N:P révèle que (en avançant des eaux les plus extérieures vers les plus intérieures) l'augmentation du P. procède avec la diminution de l'O et du N.

## Introduzione

Sotto il profilo ecologico il problema della fertilità delle acque è condizionato dai diversi fattori che in un determinato bacino intervengono nel modulare la produzione primaria, ed in primo luogo dai sali nutritivi.

Secondo MCGILL [1961] l'area mediterranea non sarebbe in grado di sostenere un'elevata biomassa, mentre SOURNIA [1973] ritiene che la produzione primaria sia maggiore di quella che le deboli concentrazioni di nutrienti lascerebbero sopporre. A questa condizione che è tipica delle acque d'altura fa riscontro quella delle acque costiere dove più sensibile è l'influenza dovuta agli apporti terrestri e alle attività antropiche.

---

\* Contratto di ricerca C.N.R. n. 73.01117.22/115.0907. Contributo del « Gruppo Ricerca Oceanologica-Genova ».

L'utilizzazione dell'azoto e del fosforo per la sintesi di materia organica procede secondo un rapporto atomico medio N:P costante. Nelle acque degli oceani, così come nel plancton, tale rapporto si avvicina a 16:1; in Mediterraneo il valore calcolato lungo la colonna d'acqua varia da 2,1 a 21,4 [MCGILL, 1965].

Precedenti indagini hanno dimostrato come tali valori siano estremamente variabili e dipendano, in diverse situazioni ambientali, dallo « stato » del ciclo dell'N e del P e dal divenire della massa d'acqua interessata.

Considerata la più rapida rigenerazione del P rispetto all'azoto, RYTHER [1972] ritiene che nelle acque costiere i bassi valori di N:P riscontrati dimostrino come l'N sia il fattore limitante critico per la crescita algale.

Nelle acque portuali si riversano in grandi concentrazioni sostanze alloctone, sali nutritivi inclusi, che per la scarsa capacità di rinnovamento dei bacini vi rimangono « intrappolate ». Questo condiziona gli equilibri chimici e biologici il cui divenire, per la molteplicità dei fattori interessati, è tra i più complessi e meno conosciuti.

A questo proposito si è ritenuto opportuno prendere in esame, in un determinato momento stagionale, la situazione delle acque dei porti dell'arco costiero ligure-toscano.

Il diverso sviluppo della platea continentale lungo tale arco costiero induce a ritenere che le acque dei porti di Livorno, Viareggio, Marina di Carrara e La Spezia, non trovandosi a diretto contatto con quelle d'altura, vengono meno interessate alla circolazione superficiale e profonda del bacino, a differenza dei porti liguri dove l'esiguità della platea continentale e la sua morfologia facilitano il rinnovo delle acque costiere.

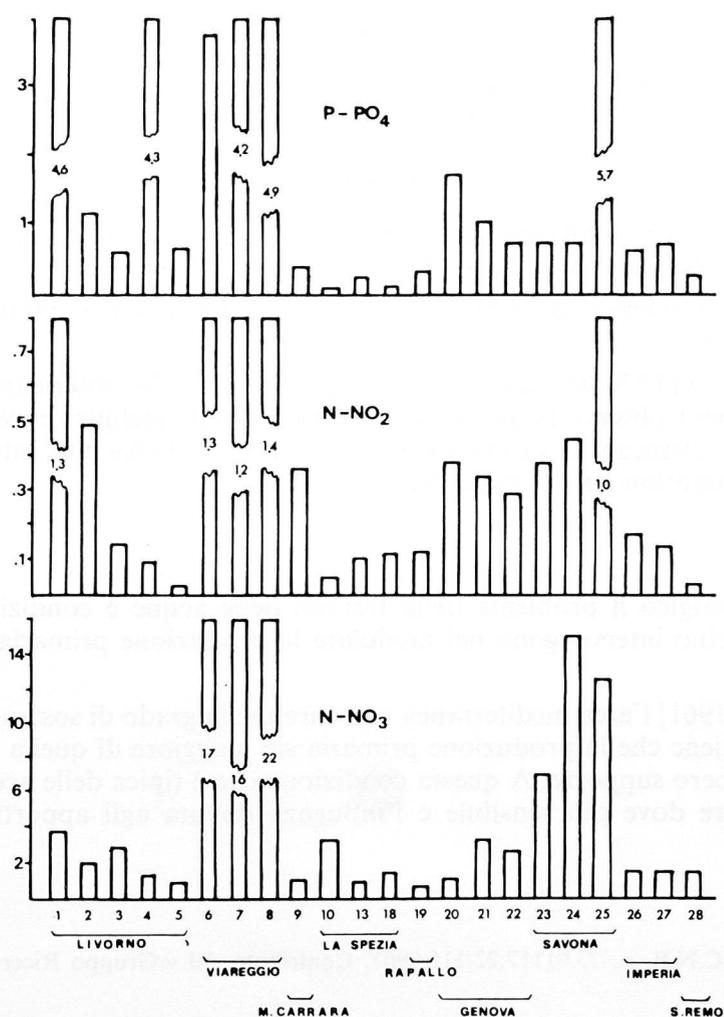


FIG. 1. — Distribuzione superficiale dei sali nutritivi ( $\mu\text{g.at/l}$ )

## Materiali e metodi

I prelievi vennero effettuati dal 26 ottobre all'8 novembre 1974 nei porti di San Remo, Imperia, Savona, Genova, Rapallo, La Spezia, Marina di Carrara, Viareggio e Livorno, dove su determinate stazioni furono presi in considerazione fosfati, nitrati, nitriti, silicati e ossigeno. Contemporaneamente, sulle stesse stazioni, furono raccolti campioni planctonici ed eseguite osservazioni di temperature e trasparenza. I campioni assommano a 55, distribuiti su 22 stazioni a profondità diverse (Tab. 1). Le determinazioni sono state eseguite con metodi colorimetrici (spettrofotometro Beckman D.U.); quello di MURPHY e RILEY [1962] per i fosfati, di MULLIN e RILEY [1955] per i silicati reattivi, di SHINN [1941] per i nitriti e di STRICKLAND & PARSONS [1972] per i nitrati. L'ossigeno è stato dosato mediante il metodo Winkler modificato [STRICKLAND & PARSONS, 1968].

## Esame dei risultati

Il livello superficiale delle vie di apporto delle sostanze alloctone ed il carattere episodico dei campionamenti in questi bacini portuali hanno indotto a prendere in esame selettivamente i dati ottenuti dai campioni di superficie. D'altra parte le accentuate variazioni delle concentrazioni osservate alle diverse quote campionate (Tab. 1) non permettono, allo stato attuale della ricerca, di estendere l'esame alle colonne d'acqua.

I dati raccolti (Tab. 1 - Fig. 1) permettono le seguenti considerazioni.

Per quanto riguarda le concentrazioni dei P - PO<sub>4</sub>, si sono stabilite tre fasce di valori: la prima inferiore a 0.25 µg.at/l che comprende tutte le stazioni di La Spezia, San Remo e Rapallo; la seconda, da 0.25 a 3.50 µg.at/l nella quale ricadono i porti di Marina di Carrara, Imperia, Genova, Livorno (staz. 2,3 e 5) e Savona (staz. 23 e 24); e la terza che presenta valori maggiori di 3.5 µg.at/l che, per la loro elevata concentrazione, sono da considerarsi fortemente anomali, come nel porto di Viareggio, di Livorno (staz. 1 e 4) e Savona (staz. 25).

Analogamente per l'N - NO<sub>3</sub> si può definire una prima fascia di valori inferiori a 2 µg.at/l che include i porti di Rapallo, Marina di Carrara, Imperia, San Remo, Livorno (staz. 2,4 e 5), La Spezia (staz. 13 e 18) e Genova (staz. 20); una fascia intermedia, tra 2 e 5 µg.at/l, con i porti di Genova (staz. 21 e 22), Livorno (staz. 1 e 3) e La Spezia (staz. 10), ed una terza con valori decisamente più alti - 5 µg.at/l — interessante Viareggio e Savona.

Con lo stesso criterio, anche per l'N - NO<sub>2</sub>, si è stabilita una fascia di valori inferiori a 0.2 µg.at/l con i porti di Rapallo, La Spezia, San Remo, Imperia e Livorno (staz. 3, 4 e 5); una seconda fascia, da 0.2 a 1 µg.at/l, nella quale ricadono i porti di Genova, Marina di Carrara (staz. 2) e Savona (staz. 23 e 24); e una terza con valori elevati (> 1 µg.at/l) comprendente Viareggio, Livorno e Savona (staz. 25).

Pertanto, limitatamente a questo periodo stagionale, si osserva che le concentrazioni in superficie di PO<sub>4</sub>'', NO<sub>3</sub>, NO<sub>4</sub> presentano, di massima, ampia variabilità anche nell'ambito dello stesso porto. Inoltre, a San Remo, Rapallo e Marina di Carrara i nutrienti raggiungono valori vicini a quelli riscontrati in mare aperto [COSTE, MINAS, 1968; MINAS, 1970; COSTE *et Coll.*, 1972], mentre nel porto di La Spezia, Imperia e Genova le concentrazioni tendono ad aumentare sino a raggiungere condizioni di marcata discordanza a Savona e Livorno. Tale discordanza risulta particolarmente accentuata nel porto di Viareggio.

L'accertata disponibilità di nutrienti nei diversi ambienti portuali può assumere, dal punto di vista del loro grado di trofia, maggiore significato quando i sali nutritivi vengono considerati sotto forma di rapporto N:P.

In questo contesto, l'esame del rapporto N (NO<sub>3</sub>' + NO<sub>2</sub>') : P (PO<sub>4</sub>'') di ogni stazione (Tab. 1) mette in rilievo che le acque portuali sono in prevalenza fosforo eccedenti, con situazioni estremamente

particolari a Genova (staz. 20) e a Livorno (staz. 1,2,4 e 5) dove il rapporto è uguale o inferiore a 1; ed ancora a La Spezia (staz. 10) dove il rapporto è uguale a 46.3.(\*)

Questa situazione si osserva anche nei singoli bacini portuali a livello superficiale con i seguenti valori medi :

Livorno 2.1	Rapallo 3.6	San Remo 9.4
Imperia 2.9	Marina di Carrara 4.3	Savona 11.7
Genova 3.1	Viareggio 4.7	La Spezia 23.5 (*)

Ne risulterebbe, a titolo indicativo, che il valore medio del rapporto N:P, in questo momento stagionale, è di 7.3 e pertanto nettamente inferiore a quello di 23.4 calcolato per il Mar Ligure [MCGILL, 1965].

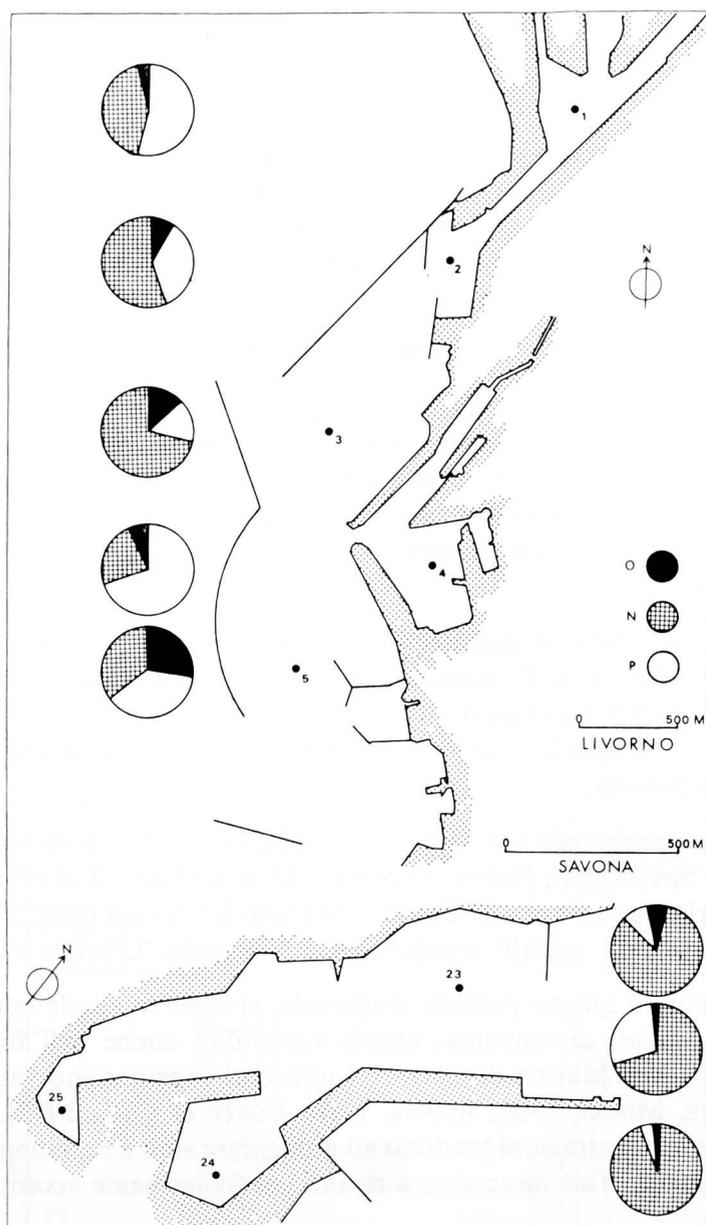


FIG. 2. — Rapporto O:N:P nei porti di Livorno e Savona in valori percentuali (N e P in  $\mu\text{g. at/l}$ ; O in  $\mu\text{g. at/l} \times 10^{-3}$ ).

\* In un'indagine annuale sul Golfo di La Spezia, in corso di elaborazione, si è osservato che i rapporti sono di un ordine di grandezza tale da poter considerare il predetto valore, che indica elevata fosfocarenza, puramente episodico.

TABELLA 1.

Nutrienti e ossigeno dei porti liguri e toscani tra il 26.10 e l'8.11.1974

PORTO DI LIVORNO						
Stazione e profondità	P/Po <sub>4</sub> ''' μg.at/l	Si/SiO <sub>3</sub> '' μg.at/l	N/NO <sub>3</sub> ' μg.at/l	N/NO <sub>2</sub> ' μg.at/l	N/P	O <sub>2</sub> ml/l
Stazione 1						
0 mt.	4.56	29.15	3.97	1.34	1.2	1.96
5 mt.	1.63	15.05	2.49	.55	1.9	4.05
Stazione 2						
0 mt.	1.24	10.81	1.92	.50	2.0	3.52
5 mt.	.68	4.70	1.50	.20	2.5	4.53
10 mt.	.03	3.76	1.12	.15	42.0	4.82
Stazione 3						
0 mt.	.53	3.76	2.94	.15	5.8	4.76
5 mt.	.67	4.70	1.98	.18	3.2	4.79
10 mt.	.38	2.82	1.79	.08	4.9	5.19
Stazione 4						
0 mt.	4.32	8.18	1.26	.07	0.3	1.33
5 mt.	4.22	7.43	1.06	.06	0.3	4.67
Stazione 5						
0 mt.	.55	1.88	0.59	.03	1.1	4.73
5 mt.	.79	2.82	2.18	.27	3.1	4.76
10 mt.	.30	1.88	3.90	.09	13.3	5.04
PORTO DI VIAREGGIO						
Stazione 6						
0 mt.	3.70	19.18	17.02	1.28	4.9	5.08
5 mt.	.81	4.98	3.04	.31	4.1	5.24
Stazione 7						
0 mt.	4.22	19.37	16.27	1.20	4.1	4.31
5 mt.	.77	7.24	4.18	.16	5.6	5.11
Stazione 8						
0 mt.	4.86	23.98	22.19	1.37	4.9	4.20
5 mt.	1.42	7.62	6.07	.35	4.5	4.94
PORTO DI MARINA DI CARRARA						
Stazione 9						
0 mt.	.36	5.08	1.16	.39	4.3	5.14
5 mt.	.42	4.98	1.85	.36	5.3	5.78
PORTO DI LA SPEZIA						
Stazione 10						
0 mt.	.08	2.73	3.70	.04	46.8	4.70
5 mt.	.07	3.29	2.71	.15	40.9	5.14
10 mt.	.11	1.79	1.20	.06	11.5	4.87
Stazione 13						
0 mt.	.19	3.39	1.11	.10	6.4	4.76
5 mt.	.24	2.73	1.22	.06	5.3	4.66
10 mt.	.16	2.92	1.06	.04	6.9	4.43
Stazione 18						
0 mt.	.10	3.42	1.62	.12	17.4	4.94
5 mt.	.34	2.57	1.19	.18	4.0	4.85
10 mt.	.12	1.41	1.84	.06	15.8	4.83
PORTO DI RAPALLO						
Stazione 19						
3 mt.	.30	3.33	.97	.12	3.6	5.28

## PORTO DI GENOVA

Stazione e profondità	P/PO <sub>4</sub> <sup>'''</sup> γg.at/l	Si/SiO <sub>3</sub> <sup>''</sup> γg.at/l	N/NO <sub>3</sub> <sup>'</sup> μg.at/l	N/NO <sub>2</sub> <sup>'</sup>	N/P	O <sub>2</sub> ml/l
Stazione 20						
0 mt.	1.77	4.76	1.34	.39	1.0	2.20
5 mt.	1.38	3.80	1.54	.23	1.3	3.38
10 mt.	.25	2.57	2.14	.31	9.8	4.71
Stazione 21						
0 mt.	1.03	6.48	3.84	.35	4.1	4.48
5 mt.	.59	4.76	2.13	.16	3.9	4.64
10 mt.	.34	2.85	1.79	.19	5.8	5.16
Stazione 22						
0 mt.	.69	5.33	2.69	.31	4.4	4.82
5 mt.	.44	3.90	2.03	.23	5.1	4.74
10 mt.	.25	3.42	1.20	.19	5.6	4.74
15 mt.	.34	3.33	1.07	.10	3.4	

## PORTO DI SAVONA

Stazione 23						
0 mt.	.72	4.23	7.20	.41	10.6	4.23
5 mt.	.43	3.29	1.77	.17	4.5	5.04
10 mt.	.28	2.35	2.02	.15	7.8	4.64
Stazione 24						
0 mt.	.72	4.51	15.55	.47	22.3	4.50
5 mt.	.64	2.35	7.02	.31	11.4	4.50
10 mt.	.98	4.70	6.31	.49	6.9	4.78
Stazione 25						
0 mt.	5.66	15.04	12.57	1.03	2.4	1.69
5 mt.	.25	—	5.01	.29	21.2	5.67

## PORTO DI IMPERIA

Stazione 26						
0 mt.	.52	4.70	1.52	.20	3.3	4.67
5 mt.	.51	1.88	1.15	.11	2.5	4.67
Stazione 27						
0 mt.	.66	3.76	1.56	.16	2.6	5.12
5 mt.	.24	2.82	1.08	.26	5.6	4.80

## PORTO DI SAN REMO

Stazione 28						
0 mt.	.17	2.35	1.56	.04	9.4	5.57
5 mt.	.13	2.35	1.65	.09	13.4	5.56

Tra i diversi fattori, il limitato ricambio delle acque e gli apporti organici condizionano la situazione degli ambienti portuali. Si è ritenuto pertanto opportuno estendere il rapporto N:P all'ossigeno, al fine di avere un'idea dell'entità dei processi ossidativi in tali ambienti. Questo è stato possibile nei porti di Savona e Livorno (Fig. 2), dove si è riscontrato, rispetto all'azoto e all'ossigeno un aumento del fosforo procedendo dall'avamposto verso la parte più interna del porto.

Non è da escludere che una maggiore disponibilità di sostanze organiche nella parte più interna del bacino portuale possa incrementare i processi redox sino a comportare l'insorgere in questa parte di una situazione riducente, che andrebbe osservata ai diversi livelli del processo di denitrificazione.

### Conclusione

Le acque superficiali dei bacini portuali del Mar Ligure e Alto Tirreno sono risultate, in autunno, fosforo eccedenti.

Infatti i valori N:P, che presentano ampia variabilità, sono nella maggior parte dei casi inferiori al classico rapporto 16:1, e comunque inferiori al 23.4:1 noto per il Mar Ligure. Viene confermato, quindi, che le concentrazioni del P ( $\text{PO}_4^{''''}$ ) aumentano, rispetto a quelle del N ( $\text{NO}_3'$ ,  $\text{NO}_2'$ ) non solo in acque costiere ma anche in quelle portuali che risentono del loro scarso dinamismo e della presenza di apporti alloctoni. Da questo punto di vista non sembra possibile, allo stato attuale, assegnare ai bacini portuali in esame gradualità di differenziazione nonostante la loro diversa natura.

Inoltre, in alcuni porti l'aumento del P comporta diminuzioni delle concentrazioni di O ed N che possono essere legate a processi di demolizione della sostanza organica e ad un'azione riducente sui composti azotati.

La variabilità è, in alcuni casi, il carattere abnorme dei dati induce a ritenere che le concentrazioni e i rapporti siano causa e/o effetto di alterazioni, reversibili e no, più o meno marcate dell'ambiente portuale.

### Bibliografia

- COSTE (B.), MINAS (H.J.), 1968. — Production organique primaire et sels nutritifs au large de côtes occidentales Corso-sardes en février 1966. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, **44**, 60, pp. 49-61.
- COSTE (B.), GOSTAN (J.), MINAS (H.J.), 1972. — Influence des conditions hivernales sur les productions phyto et zooplanctoniques en Méditerranée Nord occidentale. I. Structures hydrologiques et distribution des sels nutritifs. *Marine Biology*, **16**, 4, pp. 320-348.
- MCGILL (D.A.), 1961. — A preliminary study of oxygen and phosphate distribution in the Mediterranean Sea. *Deep Sea Research*, **8**, 3/4, pp. 259-269.
- MCGILL (D.A.), 1965. — The relative supplies of phosphate, nitrate and silicate in the Mediterranean Sea. *Rapp. Proc. verb. Réun. Comm. int. Explor. Scient. Mer Médit.*, **18**, 3, pp. 737-744.
- MINAS (H.J.), 1970. — La distribution de l'oxygène en relation avec la production primaire en Méditerranée Nord occidentale. *Marine Biology*, **7**, 3, pp. 181-204.
- RYTHER (J.H.), DUNSTAN (W.M.), 1972. — Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. In : *Reading in Aquatic Ecology*, ed. by R.F. Ford e W.E. Hazen, pp. 375-380, London, W.B. Saunders.
- SOURNIA (A.), 1973. — La production primaire planctonique en Méditerranée. Essai de mise à jour. *Bull. de l'étude en commun de la Méditerranée n. 5, Monaco*, pp. 1-128.
- STRICKLAND (J.D.H.) & PARSONS (T.R.), 1968. — A practical handbook of seawater analysis. *Fish. Res. Bd. Canada Bull.*, **167**, pp. 1-311.

# Ocean currents and pollution off Central Lebanon\*

by

T.R. GOEDICKE

*Geology Department and Marine Science Group,  
American University of Beirut (Lebanon)*

## Abstract

The surface ocean current pattern has been studied during the past fifteen months under a grant from the National Council for Scientific Research of Lebanon. Measurements were made by means of drift bouys which were released from the research vessel *Atoll II* of the Inner Space Research Foundation. Release points and points of recovery were determined by sextant angles on prominent landmarks. Zones of accumulation of sewage and plastic objects were followed and their position determined by the same means.

The major offshore current drift is to the north, in keeping with the general counter-clockwise current gyre of the Eastern Mediterranean. The velocity of this current varies with the direction and speed of the prevailing wind, but averages approximately one knot. Southwesterly winds tend to accelerate this current, especially in the vicinity of Ras Beirut, and northerly winds tend to slow down, cancel, or even locally reverse it.

The major current has been responsible for the northerly movement of sediments from the Nile delta and the distribution of the silt and clay size fraction of the sediments from the rivers of Lebanon.

This current pattern is locally modified by the configuration of the coast of Lebanon and the topography of the upper part of the continental shelf. The result of this is a series of eddys and small gyres associated with bays and headlands as well as the numerous submarine canyons incised in the shelf. Clockwise directed eddys are found in St. George's Bay, in Juniel Bay, offshore from Ras Beirut and offshore from the headlands of Ras el Tar, Tabarja and south of Nahr el Kelb. The effect of these eddys is to create zones of convergence which tend to concentrate any floating matter into ribbons, having a general north-south direction. These bands of flotsam are particularly noticeable in Junie Bay and St. George's Bay, where their position roughly coincides with the axes of the submarine canyons, possibly due to zones of convergence due to downward movement of water masses.

Since the offshore waters of Lebanon appear to be the recipient of any and all refuse discarded by the inhabitants of Beirut and other coastal cities, the result is a pollution of nearshore ocean water to an unprecedented degree.

It is a well know fact that over ten open sewers discharge untreated sewage into the ocean off Ras Beirut, that orange peels and other organic debris is thrown willfully into the ocean at numerous spots including scenic Pigeon Rocks, and that the main garbage dump of the city of Beirut is situated near the mouth of the Beirut river fronting the ocean. Most of the garbage which cascades down the

---

\* Communication non présentée.

front of the dump is caught in an eddy current and transported into the center of St. George's Bay and from there northwards to join the other bands of garbage issuing from the sewers of Ras Beirut. These bands of concentrated garbage ten to fifty or more meters across have been observed at distances of over seven kilometers from shore and spread to the north to reach Antilias, Junie Bay, Tabarja, Byblos and Aamchit. Plastic bags and other garbage originating from Beirut have been observed as far north as Chekka.

The results of this process, which at times covers half of Junie Bay and fills the ports of the Kaslik harbor complex with plastic bags, are a rapidly accelerating deterioration of the marine environment so vital to the tourist and fishing industries of Lebanon. Already at this time, certain sports, such as water skiing and swimming are periodically severely curtailed in the Junie Bay area, and the detrimental effect on the fish population can only be guessed at.

It is predicted that if the present rapidly accelerating trend of pollution of the marine environment is not slowed down or stopped, water sports and tourism based on water sports in Lebanon will soon be a thing of the past.

# Fluxes of Chlorinated hydrocarbons through a pelagic community

by

D.L. ELDER and S.W. FOWLER

*International Laboratory of Marine Radioactivity, Musée Océanographique, Principality of Monaco*

## Summary

Chemical analysis of a pelagic community indicates that its biogenic particulate products may play an important role in the vertical transport of chlorinated hydrocarbons to the deep sea. In contrast to the common assumption that bio-magnification of PCBs and DDT metabolites occurs with increasing trophic levels we found the opposite to be true for the pelagic community studied.

## Résumé

L'analyse chimique portant sur une communauté pélagique montre que ses produits particuliers d'origine biologique peuvent jouer un rôle important dans le transport vertical vers le fond de la mer des hydrocarbures chlorés. La conception classique sur la bioaccumulation des PCBs et des métabolites du DDT qui se produit avec l'élévation du niveau trophique est mise en défaut avec la communauté pélagique étudiée.

\*  
\* \*

Although a general picture of the ambient levels of chlorinated hydrocarbons in the marine environment is gradually emerging, at least two important gaps in knowledge remain unexplored. First, it is not clear whether biomagnification of chemicals like PCBs and DDT metabolites occurs through increasingly higher trophic levels since there is evidence both for and against this process. Second, it is not known to what extent marine biota may effect the downward transport of chlorinated hydrocarbons from the surface mixed layer to the deep sea. Vertical mixing and diffusion rates seem too slow to account for the present levels of PCBs observed in sediments as deep as 4000 meters [HARVEY & STEINHAEUER, 1976; ELDER, 1976]. Association of chlorinated hydrocarbons with rapidly sinking particulate matter could help to explain this observation. Previous investigations indicate that vertically migrating zooplankton contribute to the downward transport of certain radionuclides and trace metals principally via the release of biogenic particulate matter such as fecal pellets and molts. We report here the results of a study designed to clarify the question of food chain magnification of chlorinated hydrocarbons as well as to assess possible vertical transport of these pollutants by zooplanktonic particulate products.

Pelagic organisms from a well-defined community were collected from the same station 5 km off Villefranche, France. Due precautions were taken to prevent the possibility of contamination during collection. Analyses were carried out by previously published methods but scaled down to handle unusually small amounts (e.g. 10-20 mg dry fecal pellets) of sample material [ELDER & FOWLER, 1976]. The pelagic community studied was comprised of microplankton (consisting mainly of copepods, phytoplankton and detritus); the omnivorous euphausiid *Meganyctiphanes norvegica*, its predators the decapod shrimp *Sergestes arcticus* and *Pasiphaea sivado* and the fish *Myctophus glaciale*. Natural particulate

products such as euphausiid fecal pellets and molts were collected after the method of LA ROSA [*in press*].

Analysis for both PCBs and DDT metabolites gave no indication of biomagnification in this food chain. In fact, we observed an approximate 100 fold decrease in PCB concentration (4500 to 50  $\mu\text{g}/\text{kg}$  dry weight) between the microplankton and myctophid fish.

The concentrations of chlorinated hydrocarbons in euphausiid bodies, molts and fecal pellets as well as in the microplankton upon which they feed are presented in Table 1. Note that the fecal pellets contained the highest levels of PCBs in each of the three sample arrays. Furthermore, the feces contained from 3.5 to 21 times the PCB concentration of the microplankton food organisms. The relationship between the PCB concentration in whole euphausiid bodies and molts was not consistent for the three collections. However, this inconsistency could result if PCB adsorption to the outer surface of the exoskeleton is significant and rapid. If so, it follows that short term changes in the PCB concentrations of the surrounding water would be more closely reflected by PCB concentrations in the molts while whole animal concentrations should be more representative of long-term integrated levels of PCBs in the water mass or food.

It has been calculated that the fecal pellet production rate is higher than either the production rate of molts or the rate of production of carcasses formed through the process of natural mortality in a euphausiid population [SMALL & FOWLER, 1973]. Coupling this fact with the high PCB concentrations found in fecal pellets (Table 1), it becomes clear that fecal pellet deposition is quantitatively the most important vector in removing PCBs from a euphausiid population.

Deep sea sediments collected from abyssal plains in both the North Atlantic and the Mediterranean Sea contain significant concentrations of PCBs [HARVEY & STEINHAEUER, 1976; ELDER *et al.*, 1976]. It has been suggested that penetration of PCBs to depth is probably due to some form of particulate transport. Euphausiid fecal pellets have been found to sink at rates as high as 800 m/day and to remain intact for several days. If these characteristics are typical of zooplankton fecal pellets and those of other pelagic species, then it is conceivable that such biogenic particulate matter could be an important component in the overall downward transport of PCBs to bottom sediments.

Table 1  
Chlorinated hydrocarbons in euphausiids (*Meganyctiphanes norvegica*),  
their particulate products, and microplankton which serve  
as the euphausiids' food

Sample	p,p'-DDE	p,p'-DDD $\mu\text{g}/\text{kg}$ dry weight	p,p'-DDT	DP-5	DP-6
<b>November 1974</b>					
Whole animal	26	N.D.	N.D.	620	N.S.
Molts	N.D.	N.D.	N.D.	1400	800
Fecal pellets	N.D.	N.D.	N.D.	16000	13000
Microplankton*	N.D.	N.D.	N.D.	4500	2500
<b>January 1975</b>					
Whole animal**	36,29	17,10	30,15	260, 290	N.S.
Molts	N.D.	N.D.	N.D.	170	N.S.
Fecal pellets	N.D.	N.D.	N.D.	4800	N.S.
<b>March 1975</b>					
Whole animal	4	N.D.	N.D.	38	N.S.
Molts	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Fecal pellets**	N.D.	N.D.	N.D.	11000, 38000	N.S.
Microplankton*	N.D.	N.D.	N.D.	1800	N.S.
* principally copepods, phytoplankton and detritus					
** two separate samples					
N.D. not detectable					
N.S. not significant, i.e. chromatogram has no resemblance to PCB mixture indicated.					

## References

- ELDER (D.L.), VILLENEUVE (J.P.), PARSI (P.) & HARVEY (G.R.), 1976. — Polychlorinated biphenyls in sea water, sediment and over-ocean air of the Mediterranean. In : Activities of the International Laboratory of Marine Radioactivity, 1976 Report. IAEA, Vienna, pp. 136-151.
- ELDER (D.L.) & FOWLER (S.W.), 1976. — Chlorinated hydrocarbons in a pelagic community. In : Activities of the International Laboratory of Marine Radioactivity, 1976 Report. IAEA, Vienna, pp. 158-164.
- HARVEY (G.R.) & STEINHAEUER (N.G.), 1976. — Biogeochemistry of PCB and DDT in the North Atlantic. In : Environmental Biogeochemistry, Vol. 1 (J.O. Nriagu, Ed.), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, pp. 203-221.
- LA ROSA (J.), 1976. — A simple system for recovering zooplanktonic faecal pellets in quantity. *Deep-Sea Research*, **23**, in press.
- SMALL (L.F.) & FOWLER (S.W.), 1973. — Turnover and vertical transport of zinc by the euphausiid *Meganycitophanes norvegica* in the Ligurian Sea. *Mar. Biol.*, **18**, 284-290.

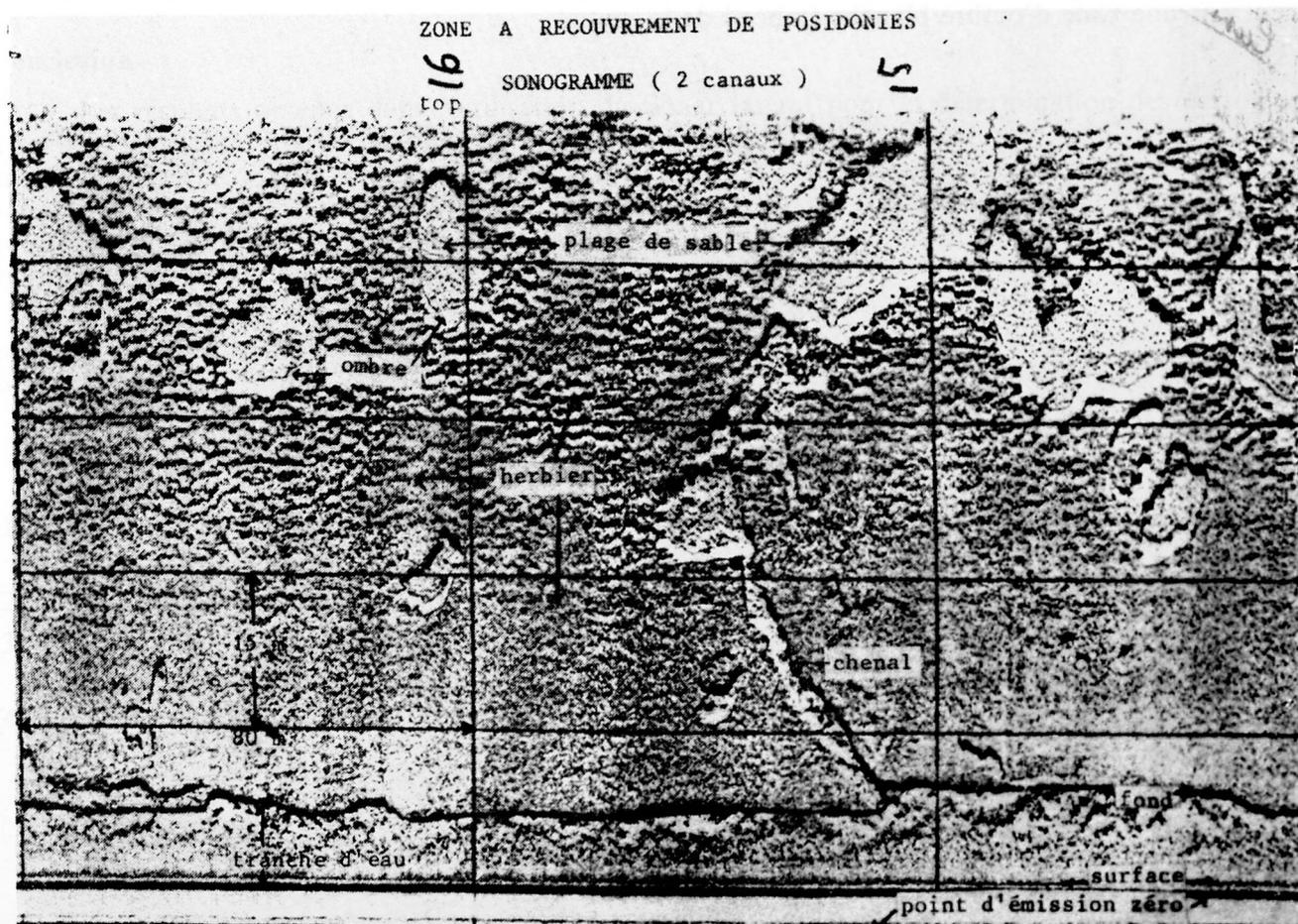
Surveillance en temps réel de l'évolution des herbiers :  
nouvelle méthode de recensement des herbiers par cartographie  
au sonar latéral

par

MICHÈLE CUVELIER

SCOP Océanographie, St Laurent-du-Var (France)

L'étude expérimentale et directe de l'environnement sous-marin se heurte aux limitations du champ visuel (pour le plongeur, quelques mètres) et à la pénétration de la lumière dans l'eau (pour la photographie aérienne, en eau côtière < 10 mètres).



**Principe et application du Sonar latéral :** grâce à l'usage d'ondes acoustiques, nous sommes capables d'atteindre aussi bien dans les zones aphotiques qu'euphotiques des portées de plusieurs centaines de mètres et de réaliser une cartographie d'un fond d'herbier : on réalise l'intérêt de l'utilisation du Sonar latéral. Les différents types de Sonars et le principe théorique de fonctionnement ont été décrits par O. LEENHARDT [1]. Le Sonar latéral « éclaire » le fond par un faisceau de rayons acoustiques obliques, émis par des transducteurs situés de part et d'autre d'un « poisson » immergé. Un signal sonore d'une durée de 0.1 ms se propage sous forme de lobes perpendiculaires au profil suivi (ouverture horizontale 1° - verticale 90°).

La topographie sous-marine et les matériaux répercutent des échos sonores qui sont reçus par les transducteurs, amplifiés et enregistrés graphiquement. Au fur et à mesure que le Sonar avance dans l'eau, une vue plane et rapide de l'herbier est reproduite sur l'enregistrement, le sonogramme (ex. ci-joint).

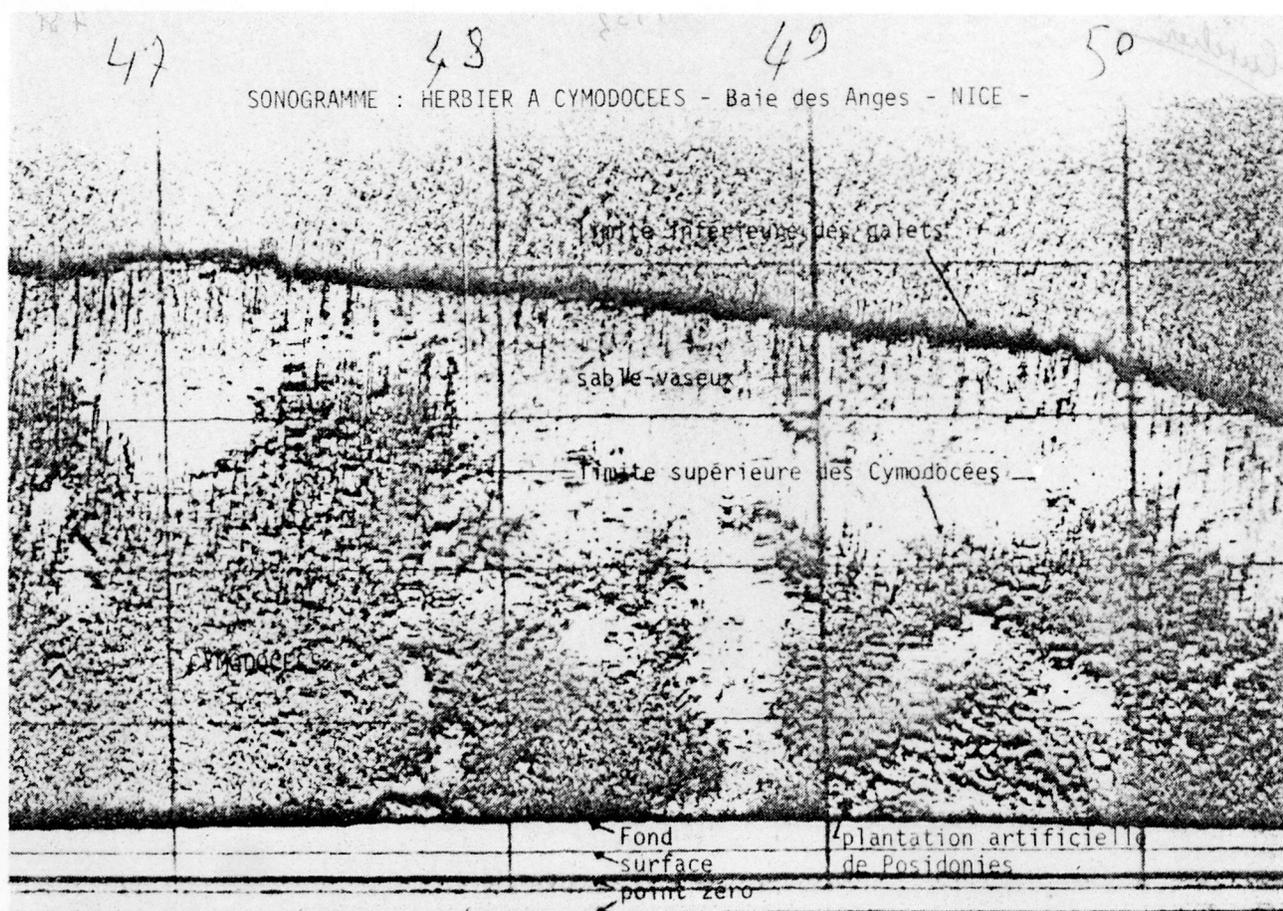
Pour avoir une bonne résolution, nous avons choisi une portée limitée à 75 m (lignes d'échelle 15 m) et une vitesse de remorquage réduite à 2 nœuds.

### Interprétation du sonogramme

Les marques d'intensité variables laissées sur le papier électrolytique sont proportionnelles à l'intensité des signaux d'entrée reflétant ainsi la nature des objets frappés.

Sur un fond rocheux, de galets... les échos sont puissants. Par contre, dans les zones d'herbier, de sable, la réflexion est relativement plus faible.

Objets isolés (rocher) ou plaque de sable se détacheront, car les indices de réflexion sont différents. De plus, les rochers ou tout autre obstacle se marquent par une tache noire et sont suivis d'une zone d'ombre blanche proportionnelle à la hauteur de l'obstacle. Les cuvettes de sable dans les herbiers commencent par une zone d'ombre blanche (rebord de la matte).



La distance enregistrée sur le sonogramme est une oblique qui correspond à l'hypoténuse d'un triangle rectangle dont le petit côté est la hauteur du « poisson » au-dessus du fond, et le grand côté, la distance horizontale de la projection verticale du « poisson » à l'obstacle.

Ces mesures sont corrigées de la distorsion due aux différentes échelles, verticale et horizontale.

La seule observation géométrique du sonogramme ne permet pas de conclure à l'existence d'herbiers. Des matériaux à coefficient de réflexion différente peuvent produire le même effet sous des conditions de réglage différentes. Il est donc essentiel d'avoir l'expérience de l'appareillage, des intensités de réflexion et aussi de bien connaître les formes caractéristiques associées à la présence d'herbiers (chenal, plage de sable, matte, ripple-marks...).

Il est possible aussi de différencier entre les herbiers :

Ceux à Cymodocées se caractérisent par une limite inférieure nette, échancrée vers 15 m avec absence d'épaisseur de matte.

Les herbiers à Posidonies présentent une limite inférieure floue, bordée de touffes de Posidonies, à une profondeur de 30 m. Des chenaux et plages de sable permettent d'évaluer l'épaisseur de la matte.

### Analyse des résultats

La détermination de la partition du secteur observé en zones de densité d'herbier homogène est réalisée par la méthode statistique de l'estimation d'un quotient. L'estimation des sous-populations de moyennes significativement différentes et à variance équivalente est effectuée par ajustement graphique (cassures de la droite de Henri) [2]. L'estimation des densités herbier/sable sera faite, soit par échantillonnage linéaire, soit par planimétrie. La matérialisation de ce zonage sera sous la forme d'une carte reproduisant les gradients des densités, ou, plus élaborée, d'un tracé exact à l'échelle de l'herbier.

### Conclusion

Les résultats obtenus dans l'utilisation du Sonar latéral pour la détermination des cartographies d'herbier constituent une étape importante dans le contrôle de la destruction des herbiers en relation avec la pollution marine [3]. En effet, en 6 heures, une bande de 20 km de long sur 150 m de large (300 hectares) peut être surnagée et enregistrée. En outre, cela nous permet un suivi rapide de l'évolution d'un herbier par comparaison de la grandeur des plages-chenaux de sable et du déplacement de sa limite inférieure ou supérieure.

La variété et la complexité des paramètres qui interviennent dans la détermination d'une cartographie rigoureuse nous conduisent à penser qu'une amélioration possible du système consistera à mettre au point une technologie d'acquisition de données sur un support informatisable.

### Références bibliographiques

- [1] O. LEENHARDT. — « Étude théorique du Sonar latéral » janvier 1974. *Revue Hydrog. Int.*, LI (1) p. 63-82.
- [2] G. CALOT. — « Statistique descriptive » Paris 1964. Dunod p. 151-162.
- [3] A. MEINESZ. — « Le Sauvetage de l'étage infralittoral, 1975. Etudes et Sports sous-marins, 28, pp. 23-25.
- [4] B.W. FLEMMING. — « Guide pratique du Sonar latéral » janvier 1976. *Revue Hydrog. Int.*, LIII (1) pp. 72-101.

# Accélération récente de l'extension, au niveau des fonds marins et du benthos, de la zone d'épandage du collecteur de Marseille-Cortiou

*par*

J. PICARD

*Station Marine d'Endoume, Marseille (France)*

## Résumé

Au cours de ces dernières années, les cartographies benthiques répétées (1973, 1974 et 1975) ont révélé une extension anormalement rapide, hors de proportion avec l'accroissement local récent de l'urbanisation et de l'industrialisation, des aires perturbées par les rejets du grand collecteur de Marseille. L'étude des modalités et des incidences de cette progression, et un aperçu de ses causes possibles, permettent d'envisager la situation telle qu'elle risque de se présenter dans les prochaines années.

## Abstract

During the three preceding years, repeated charting of benthic assemblages (1973, 1974, and 1975) have revealed an abnormally quick spreading of the areas disturbed by the outfall from the Marseilles main sewer. This spreading is much larger than that which might be expected in relation to the recent and local development of the town itself and its industries. The study of the different ways followed by the spreading, and of its possible causes of this disturbance allows some forecasts for the next years.

\*  
\* \*

## I. Exposé du problème

Le grand collecteur de Marseille débouche, à l'est de l'agglomération, au fond de l'Anse de Cortiou sur la côte du massif de Marseilleveyre. Cette côte, orientée face au sud, suit un alignement général ouest-est, et est partiellement protégée vers le large par un chapelet d'îles et d'îlots orientés NO-SE, les plus importants étant les îles Maire, Jarre, Calseragne encore appelée Plane, du Grand Congloué et Riou. C'est au niveau de la grande ouverture de cette sorte d'entonnoir que débouche l'émissaire qui se jette encore actuellement directement sur le rivage, en surface, sans interposition d'usine de traitement des eaux, avec seulement, en amont, un système de « dégrillage ». Ce dernier est très insuffisant si l'on en juge, en premier lieu, par l'importance et la nature du cône de déjection sous-marin en contre-bas de son débouché, et, en second lieu, par l'extension par flottaison à la surface de la mer de débris de toutes natures provenant de l'égout. Les « eaux usées » rejetées, moins denses que l'eau de mer, s'étalent en surface, et la situation géographique de l'orifice du collecteur est donc tout particulièrement favorable à la stagnation des rejets par temps calme, aussi bien qu'à leur dérive vers l'est ou vers l'ouest suivant que soufflent les vents dominants dans cette région : vents de secteur NW (mistral) à W (largade), ou vents de secteur E à SE.

Depuis 1896, année de sa mise en service, et jusqu'à ces dernières années, ce collecteur transportait surtout des eaux usées domestiques (essentiellement matières organiques, détersifs puis détergents) et ses répercussions sur les fonds marins ne dépassaient guère un rayon de 1,5 km à partir de son embouchure. Après 1970, dans le but d'assainir la principale plage de Marseille (Plage du Prado) pendant la saison touristique, l'Huveaune, petit fleuve côtier qui aboutit au milieu de cette plage, fut, après quelques essais limités, totalement détourné de la fin du printemps au début de l'automne (donc en période de faible débit du fleuve et de forte concentration des polluants) dans le grand collecteur de Cortiou. L'Huveaune reçoit, entre les villes d'Aubagne et de Marseille, outre beaucoup de déchets rejetés par les riverains, d'importantes quantités d'eaux utilisées par les usines et, de ce fait, émet une odeur caractéristique que l'on retrouve à la sortie du grand collecteur lorsque les eaux de l'Huveaune y sont détournées; cette odeur caractéristique se dégage aussi des sédiments partout où décantent les effluents de ce collecteur. On notera qu'il y a eu, pour le moins, coïncidence entre la récente modification de la nature des rejets du collecteur et le début de l'extraordinaire accélération de l'extension des nuisances que ce dernier produit au niveau des fonds marins.

La carte générale (carte 1) présentée ici, montre les extensions successives en 1973, 1974 et 1975 des sédiments atteints par cette pollution, sédiments qui, quelle que soit leur granulométrie, présentent toujours des traces noirâtres plus ou moins importantes dues à leur mauvaise oxygénation (« sédiments réduits »). L'odeur « spécifique » des sédiments ainsi pollués permet de les différencier, lors de leur récolte, de certains autres sédiments qui, pour diverses raisons, sont également riches en matière organique, mais se situent encore hors du périmètre d'épandage de l'égout. D'autre part, les peuplements de ces fonds ainsi modifiés, bien qu'encore parfaitement référables à des biocoénoses déterminables, présentent déjà, par rapport à l'état normal, un déséquilibre d'autant plus accentué qu'on est plus près de l'émissaire : diminution du nombre d'espèces présentes et augmentation du nombre d'individus de certaines espèces (par exemple, abondance du Crabe hémisaprophage *Macropipus depurator*), augmentation de l'importance globale des Annélides Polychètes par rapport à celle des autres groupes faunistiques, apparition et souvent explosion d'espèces indicatrices de tel ou tel degré de pollution (par exemple le Mollusque Pélécy-pode *Corbula (Aloidis) gibba*, lui-même relayé lorsque la pollution augmente par le Mollusque Pélécy-pode *Myrthea spinifera*), etc... En fait, il s'agit là d'une hypertrophie de l'extension de la « zone subnormale », définie par G. BELLAN [1967] comme représentant l'auréole de pollution la plus périphérique, tandis que, fait remarquable, les zones internes fortement polluées, puis azoïques, n'ont montré, relativement, qu'une très faible expansion en 1973, 1974 et 1975.

Les prélèvements ayant permis la délimitation des périmètres externes successifs de cette zone polluée en 1973, 1974 et 1975, ont été effectués grâce à plusieurs centaines de dragages de sédiment et faune associée (144 en 1975), au moyen de la drague CHARCOT modifiée PICARD, à bord du chalutier océanographique *Antedon*. La période choisie a toujours été l'automne, car cette saison correspond à la fin de la période chaude durant laquelle l'extension du phénomène est la plus rapide : pour illustrer cette dernière assertion, une délimitation intermédiaire et partielle effectuée au printemps 1975 dans l'est du dispositif a été reportée sur la carte 2.

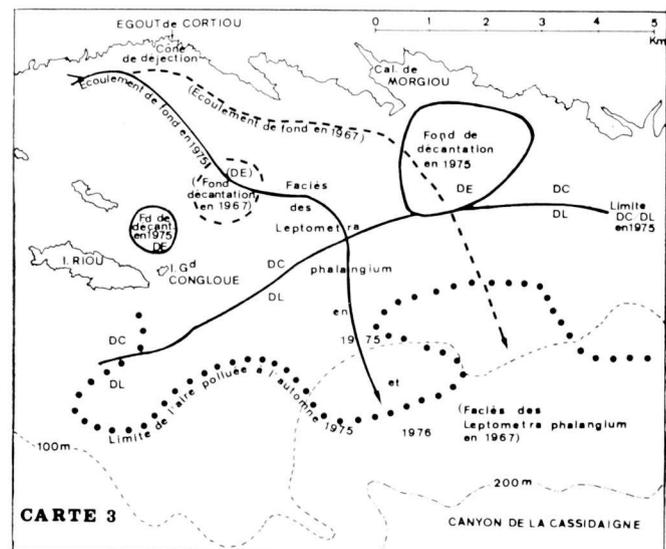
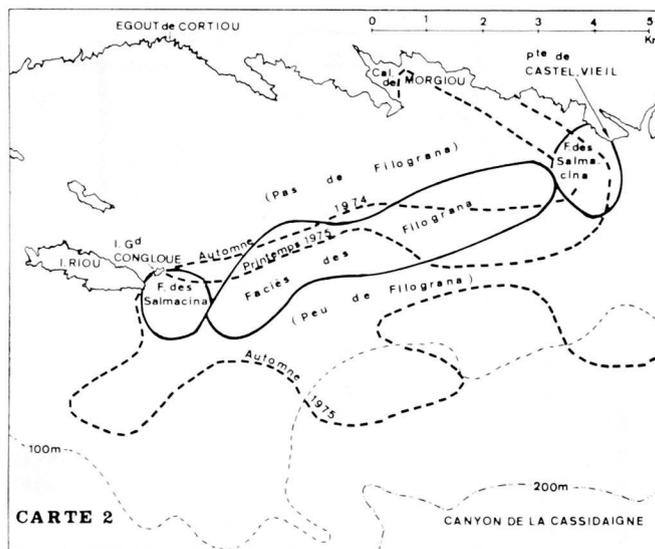
On notera enfin que l'extension maximale du phénomène, extension mesurée suivant une ligne droite joignant l'émissaire et le point le plus éloigné où, en continuité géographique, les sédiments modifiés ont été observés, a été vers l'ouest de 6,7 km en 1973, 10 km en 1974 et 14 km en 1975, et vers l'est de 4 km en 1973, 7,8 km en 1974 et au moins 10,6 km en 1975. En ce qui concerne ce dernier chiffre, il faut préciser que, depuis l'automne 1975, dans l'est du dispositif, il y a anastomose des zones d'influence sur les fonds marins des égouts de Marseille-Cortiou et de La Ciotat, de telle sorte que, dans l'est de l'émissaire de Cortiou, la longueur totale de la zone où intervient en continuité une modification des fonds par les égouts est non plus seulement de l'ordre de 10,6 km, mais bien de 19 km, et que l'amplitude totale ouest-est du phénomène dépasse ainsi 30 km!

## II. Origine éventuelle, incidences et évolution probable de cette accélération récente.

On notera, tout d'abord, que la grande ampleur de cette accélération récente et brutale est sans aucune commune mesure avec l'extension progressive normale de l'habitat et de l'industrialisation de l'agglomération marseillaise au cours de ces dernières années, et que cette accélération est beaucoup plus rapide en période estivale, y compris pour certains fonds actuellement atteints et dont la profondeur (jusqu'à — 103 m en 1975 sur le pourtour du Canyon de la Cassidaigne) est telle qu'ils ne sont que peu ou pas concernés par le réchauffement estival des eaux superficielles. On est alors naturellement conduit



à envisager l'hypothèse de travail suivant laquelle le détournement estival récent des eaux de l'Huveaune dans le grand collecteur de Cortiou et le mélange des rejets domestiques et des rejets industriels qui en résulte, aboutiraient à bloquer, par un processus chimique qui reste à mettre en évidence et n'est pas du ressort de cette étude, le recyclage de la matière organique dans les sédiments, le phénomène pouvant se développer grâce à l'adsorption de polluants industriels par les argiles en suspension dans l'eau, avant que ces argiles ne décantent ensuite sur les fonds [cf. ARNOUX et CHAMLEY, 1974]. Cette hypothèse est d'autant plus plausible que, depuis la régularisation du cours du Rhône, on assiste à un envasement assez rapide du plateau continental au large des côtes de Provence du fait même que des quantités non négligeables d'eaux rhodaniennes, riches en argiles, peuvent maintenant parvenir, stagner et décanter sur le plateau continental durant les périodes calmes de l'été, donc sans être entraînées au large et dispersées par les tempêtes qui coïncidaient généralement avec les crues printanières (fonte des neiges) ou automnales (fortes précipitations) du fleuve.



La zone des fonds marins sur lesquels se fait actuellement sentir l'influence des égouts de Marseille-Cortiou et, à un bien moindre degré, de La Ciotat, s'étire donc en continuité sur une longueur d'une trentaine de kilomètres (cf. supra) entre l'île Pomègues de la Baie de Marseille et l'île Verte de la Baie de La Ciotat. Cette zone atteint une largeur maximale de 13 km dans sa partie occidentale (Golfe de Marseille), mesure dans sa partie centrale 7 km de large au sud de l'égout de Marseille-Cortiou, et ne dépasse guère 1 km de large dans sa partie orientale au voisinage de l'égout de La Ciotat. Une grande partie du plateau continental est ainsi envahie, par endroits (pourtour du Canyon de la Cassidaigne), jusqu'à plus de 100 m de profondeur.

Sur le plan de la sauvegarde des sites, on remarquera que les égouts incriminés débouchent sur le littoral même de la célèbre « Côte des Calanques » site naturel d'une grande beauté et qui est, depuis peu, l'objet de mesures officielles de protection : en fonction des vents dominants, les effluents de ces égouts baignent d'une eau trouble et nauséabonde alternativement l'ensemble du littoral occidental (par vents d'E et SE) ou l'ensemble du littoral oriental (par vents de NW et W) de ce secteur côtier. D'autre part, on constate qu'en 1975 une véritable « tenaille » d'eaux polluées s'est refermée, par suite de la jonction des aires d'influence des égouts de Marseille-Cortiou et La Ciotat, devant la baie de Cassis, station à vocation touristique, qui se trouve ainsi hériter des apports des deux cités industrielles qui l'encadrent. Par ailleurs, dans le Golfe de Marseille, la côte SE de l'île Pomègues se trouve maintenant englobée dans le périmètre des fonds perturbés par les égouts : outre l'implantation en cours d'une urbanisation prévue à l'origine pour être à l'écart des traditionnelles pollutions marseillaises, c'est précisément sur cette côte SE de l'île Pomègues que se situe le parc marseillais de retrempage et stabulation des coquillages.

Les répercussions sur les pêches locales, que ces dernières soient le fait des professionnels ou des « plaisanciers », sont également dignes d'intérêt, et il convient d'en citer quelques exemples. L'extension des fonds pollués par les égouts correspond, depuis quelques années, à une augmentation incontestable

des populations de certaines espèces de Poissons, surtout à proximité même du débouché de l'égout de Cortiou où s'observe souvent une flottille de barques pratiquant, entre autres pêches, celle de la Daurade (*Sparus auratus*). Plus loin de l'émissaire, mais à l'intérieur du périmètre pollué, les Pageots (*Pagellus erythrinus*) sont devenus remarquablement abondants. Sur les tombants du cirque terminal du Canyon de la Cassidaigne, la pêche des Merlus (*Merluccius merluccius*) est actuellement couramment pratiquée. Il y a là un sujet d'inquiétude, car les travaux récents d'ARNOUX (*communication personnelle*) ont montré la présence de quantités non négligeables de mercure dans les sédiments proches de l'égout de Cortiou, et l'on peut craindre qu'à l'avenir n'apparaissent des concentrations dangereuses de mercure dans les tissus de ces poissons qui s'alimentent essentiellement d'animaux benthiques (à un moindre degré pour le Merlu, toutefois) et, de ce fait, occupent une position élevée dans la chaîne alimentaire. D'autre part, les pêcheurs ont remarqué que la chair des Rougets (essentiellement *Mullus barbatus*) se corrompait beaucoup plus vite qu'autrefois, en particulier si ces Poissons n'étaient pas immédiatement vidés. Quelques artisans pratiquent encore la pêche des Pagures qui sont vendus comme appâts pour la pêche à la ligne en mer: il y a, présentement, une raréfaction très sensible des captures de Pagures dans les fonds incriminés. Enfin, les zones côtières où se pêchaient en abondance, avec une taille commerciale, les Ascidies comestibles ou « Violets » (espèces diverses du genre *Microcosmus*) ont présenté un déplacement progressif (carte 1), les écartant du débouché de l'égout de Cortiou, au cours des années 1973, 1974 et 1975: l'optimum de l'abondance de ces organismes correspondant à une tolérance bathymétrique relativement restreinte (entre 40 et 70 m de profondeur), ils se trouvent peu à peu éliminés par la pollution croissante, les zones qui, à cet égard, leur restent favorables se trouvant maintenant à des profondeurs trop faibles dans l'ouest et trop fortes dans l'est, d'où la forte diminution en 1975 du nombre de bateaux pratiquant exclusivement cette « pêche au gangui », devenue trop peu rentable. On pouvait, d'ailleurs, craindre que ces organismes filtreurs ne présentent plus les normes de salubrité acceptables.

Déjà maintes fois évoquée, il faut encore rappeler la rapide destruction des herbiers de Posidonies (avec toutes les conséquences que cela entraîne) à mesure que progresse l'aire d'épandage des égouts [PÉRÈS & PICARD, 1975]. Bien qu'il ne s'agisse pas là d'espèces présentant un intérêt économique direct, il convient cependant de mentionner les curieux faciès printaniers réalisés en 1975 du fait de la prolifération, à la limite des fonds pollués dans l'est du dispositif (carte 2), d'Annélides Polychètes des genres *Salmacina* et *Filograna*, lesquelles vivent dans de petits tubes calcaires blancs qu'elles sécrètent. Les Salmacines se sont développées en agrégats sur les sédiments détritiques grossiers peu envasés, au SE des îles du Grand Congloué et Riou et au SW de la pointe de Castel-Vieil, tandis que les Filogranes ont envahi les sédiments détritiques fins plus ou moins fortement envasés qui occupent une grande superficie entre les deux zones à Salmacines. La densité des fins tubes des Filogranes était telle que, localement, la surface du sédiment avait une couleur blanchâtre. A l'automne 1976, ces formations à base de Serpulidés avaient presque totalement disparu.

On remarque que, pour chacune des trois années 1973, 1974 et 1975, le périmètre d'extension des fonds marins perturbés par les égouts présente localement des saillies ou des retraits, qui ne sont pas uniquement liés à la topographie (indentations de la côte, îles et îlots, etc...), mais qui impliquent l'existence d'écoulements privilégiés de masses d'eaux de fond suivant une orientation prédominante — ou constante — en cours d'année. J'en donnerai ici quelques exemples. Certains de ces courants correspondent à des veines d'eaux venues du large et traduisent une stagnation localisée et souvent momentanée de l'expansion de l'aire perturbée: c'est ainsi qu'en 1973 et 1974 existait une pénétration d'eaux du large orientée SW-NE, qui correspondait à des fonds restés sains et venait s'insérer entre les îles Jarre et Riou jusqu'au contact de l'île Plane; en 1975 ce dispositif avait disparu, débordé par l'extension générale de la pollution, mais un dispositif analogue s'observait alors dans le sud de l'île Riou (des observations ultérieures montrent qu'au printemps 1976 cette zone saine avait à son tour disparu). Inversement, à partir de l'émissaire de Cortiou, un écoulement de fond NW-SE rejoignant le diverticule occidental du Canyon de la Cassidaigne se traduisait, en 1975, par une avancée anormalement rapide de la zone contaminée (transport d'éléments denses coulés); cet écoulement présentait, à l'automne 1975, un riche faciès du Crinoïde libre *Leptometra phalangium* en -dessous de 90 m de profondeur (biocoenose des fonds Détritiques du large — DL), alors que des observations effectuées au printemps 1976 mettent en évidence la remontée de ce faciès à Crinoïdes jusqu'aux environs de 85 m de profondeur sur un fond référéable à la biocoenose des fonds Détritiques Côtiers — DC: ce phénomène, jusqu'ici sans équivalent connu ailleurs, implique non seulement une surprenante tolérance du Crinoïde à la pollution, mais aussi un dérèglement du dispositif qui limite habituellement sa répartition bathymétrique (carte 3).

Outre les zones d'écoulements privilégiés, il existe des zones privilégiées de stagnation et de décantation rapidement occupées par la biocoenose des fonds Détritiques Envasés — DE, correspondant à des aires situées à la fois hors des trajets des courants de fond (y compris les courants de décharge) et à l'abri de tout lessivage des sédiments sous l'action en profondeur des houles. Ces zones d'accumulation d'argiles et de « fibres rouies » de Posidonies sont aussi des zones d'accumulation de pollutions diverses (substances adsorbées par les argiles, déchets décantés de tailles diverses, etc...) ,et l'on constate alors que ces fonds de décantation fonctionnent comme de véritables « têtes de pont » lors de l'extension de la pollution, et que leurs localisations en déterminent généralement les axes de progression les plus rapides. Parfois même, cette rapidité est telle que des fonds de décantation sont déjà transférables à la « zone subnormale » de BELLAN [1967] bien avant d'être en continuité topographique avec le reste de la zone polluée : de tels phénomènes peuvent être considérés comme de véritables « métastases » (au sens cancérologique du terme) de la pollution des fonds marins. Un exemple caractéristique a été celui des fonds de décantation situés immédiatement au sud de l'île Maïre, fonds qui, bien qu'englobés dès 1973 dans le périmètre général pollué, présentent encore actuellement une avance dans le degré de pollution atteint (abondance de grands individus de l'Annélide Polychète *Audouinia tentaculata*).

La prise en considération simultanée des zones d'écoulements privilégiés et des zones privilégiées de décantation se trouve à la base de toute compréhension et représentation cartographique des phénomènes incriminés. On en peut donner un exemple (carte 3) à la fois synthétique et dynamique. Le cône de déjection situé en contrebas de l'embouchure de l'émissaire de Cortiou a été fort longtemps presque uniquement constitué de matériaux relativement peu denses (déchets divers injectés d'argiles et de matières organiques en cours de dégradation), de telle sorte que les tempêtes d'automne, d'hiver et du printemps n'avaient aucune difficulté à démanteler ce cône et qu'il n'existait pas, à cet emplacement le long du littoral, d'obstacle permanent à l'écoulement normal des eaux de fond d'ouest en est. Depuis le détournement estival des eaux de l'Huveaune dans le grand collecteur de Cortiou, le cône de déjection s'est trouvé colmaté par des sables fins fluviatiles, et il présente maintenant une compacité telle que les tempêtes ne parviennent plus à le démanteler et qu'il constitue ainsi un véritable « déflecteur » permanent détournant le courant de fond suivant une nouvelle orientation NW-SE. Cette modification a eu pour conséquence de faire disparaître totalement un fond de décantation jadis situé sur ce trajet NW-SE entre l'Archipel de Riou et la Côte, et de faire apparaître, de part et d'autre de ce nouvel écoulement, deux fonds de décantation néoformés au sud de l'ouverture de la calanque de Morgiou et au nord de l'îlot du Grand Congloué. A l'emplacement du fond de décantation médian actuellement disparu, on drague encore de grandes quantités de valves isolées du Mollusque Pélécy-pode *Tellina serrata*, espèce caractéristique de la biocoenose des fonds Détritiques Envasés et qui ne vit plus actuellement à cet emplacement.

L'expérience, déjà acquise en 1974, des principales causes locales de freinage (pénétration de masses d'eaux venues du large) ou d'accélération (écoulements sur le fond de masses d'eaux ayant incorporé des polluants, ou existence de fonds de décantation) de l'extension du périmètre de la zone perturbée avait alors permis d'effectuer des prévisions quant à l'expansion de cette dernière pour 1975; dans leurs grandes lignes, ces prévisions (orientation des principaux axes de progression, zones d'influence des égouts de Marseille et La Ciotat s'anastomosant au large de Cassis) se sont révélées exactes. Pour 1976 et les années à venir, on doit envisager une augmentation progressive de l'intensité de la pollution à l'intérieur du périmètre actuel, mais aussi un ralentissement et peut-être même un arrêt de l'extension de l'aire couverte, à l'exception toutefois de l'extrême est du dispositif. En effet, vers le sud, les eaux polluées néritiques vont se trouver déportées et diluées par le transit d'est en ouest des masses d'eaux de la circulation générale de la Méditerranée au large des côtes de Provence, et l'on peut envisager une stabilisation du périmètre aux environs du parallèle 43° 08' N, c'est-à-dire dès que l'on se trouvera hors de l'influence de l'écran sous-marin constitué par les roches submergées qui prolongent vers le large l'île Verte de La Ciotat; cependant, une importante pénétration d'eaux du large persistera, avec orientation générale SE-NW, entre les falaises du Cap Canaille et le haut-fond de la Cassidaigne. Vers l'ouest, il y aura affrontement avec le contre-courant côtier longeant d'Ouest en Est la chaîne de la Nerthe, ce qui devrait stabiliser la progression vers l'ouest aux environs du méridien 5°13'E. Le nouveau périmètre contournerait ainsi vers le large l'îlot du Planier. D'autre part, des observations effectuées au printemps 1976 montrent que le fond de décantation qui se trouve dans la baie de La Ciotat à l'est de l'île Verte est devenu une « métastase » de la pollution par les égouts, de telle sorte qu'une extension ultérieure vers l'est de l'aire perturbée apparaît probable.

Lorsque les agglomérations de Marseille et de La Ciotat seront dotées des usines (actuellement à l'état de projets) de traitement de leurs effluents, qui pourraient, de plus, être rejetés loin du rivage au

moyen de conduites sous-marines, on devra alors s'attendre à une rapide et spectaculaire amélioration pour les petits fonds situés au-dessus d'une quarantaine de mètres (nettoyage par les tempêtes), tandis que, en-dessous l'amélioration risque d'être lente, spécialement dans les zones de calme hydrodynamique correspondant aux fonds de décantation.

On peut espérer que cette contribution, qui se veut descriptive, et non polémique, d'un phénomène que l'océanologue se doit de constater, aidera les urbanistes, aménageurs et collectivités locales dans le choix des décisions qu'il faudra prendre, et aussi les bactériologistes, chimistes et biologistes dans la tâche de prévention qu'ils ont à mener pour le maintien de la santé des populations humaines concernées.

### Éléments de bibliographie locale

- ARNOUX A. & CHAMLEY H. — 1974. Minéraux des argiles et détergents des eaux interstitielles du Golfe du Lion. *C. R. Acad. Sc. Paris*, **278**, Sér. D : 999-1002.
- BELLAN G. — 1967. Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. Première partie. Le secteur de Cortiou. *Rev. Intern. Océano. Med.*, **6-7** : 53-87.
- BELLAN G., KAIM-MALKA R.A. & PICARD J. — 1975. Evolution récente des différentes auréoles de pollution marine des substrats meubles liées au grand collecteur de Marseille-Cortiou. *Bull. Ecol.* **6** (2) : 57-66.
- PÉRÈS J.-M. & PICARD J. — 1975. Causes de la raréfaction et de la disparition des Herbiers de *Posidonia oceanica* sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Aquatic Botany*, **1** : 133-139.
- PICARD J. — 1965. Recherches qualitatives sur les Biocoenoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Rec. Trav. Stat. mar. Endoume*, Bull. **36**, Fasc. 52 : 1-160.
- ROMANO J.-C. — 1974. Étude cyclique des peuplements marins de substrats meubles situés devant le débouché en mer du grand collecteur de Cortiou (Marseille). (*Thèse de spécialité inédite*).
- SOLIS V. — 1975. Etude des peuplements benthiques des fonds de décantation des parages de Marseille. (*Thèse de spécialité inédite*).

# Le Parc Marin de Miramare, près de Trieste dans le projet " Man and the Biosphere " (MAB) de l'UNESCO

*par*

P. DE BEDEN et M. BUSSANI

## Summary

In Trieste the first Marine Park in the Adriatic sea is being planned. It is to be located under the sea off the Trieste coast at Miramare, six kilometers from the city. It will be a center for the study of the typical marine life of the North Adriatic but to base on the programme on Man and the Biosphere (MAB). There will be various electronic instruments for recording hydrological conditions. Through the introduction of fish indigenous to this part of the Adriatic it is hoped that the ecological balance of this area will be restored.

## Riassunto

Il Parco Marino di Miramare è sorto nel 1973 con lo scopo di seguire il programma sull'uomo e la biosfera (MAB) enunciato dall'Unesco. La posizione è particolarmente favorevole trovandosi a pochi chilometri da Trieste in una zona di mare che presenta caratteristiche praticamente uniche. Si studiano la flora e la fauna e si fanno tutte le misurazioni chimico-fisiche utili a conoscere perfettamente l'ambiente, al fine di poter procedere con un programma di ripristino e di restauro del Golfo di Trieste.

\*  
\* \*

L'intérêt pour les sciences marines de l'Adriatique supérieure a des origines très anciennes, en effet, à partir de 1770 l'abbé FORTIS rédigea une étude sur la flore et la faune de Cres et d'Oozor. L'abbé OLIVI parla également du golfe de Trieste dans sa « Zoologia Adriatica » ainsi que l'abbé SPALLANZANI en 1782 durant son séjour à Rovinj. « *Verzeichnis verschiedner Fische und Kresbe des Adriatischen Meerbusens* » fut le premier vrai travail de recherche effectué en 1795, suivi de l'étude de la flore et de la faune du golfe de Trieste qui continua d'une manière ininterrompue jusqu'en 1915, année qui signa le déclin des études marines à Trieste.

Actuellement Miramare, posté au centre de la côte nord orientale du golfe, représente la gamme complète de la flore et de la faune de l'Adriatique. Dans cette partie de mer côtière restée intacte on peut trouver les « aspects naturels et écologiques des populations des fonds rocheux » [SPECCHI 1966] et les espèces phytobenthoniques étudiées par PIGNATTI et GLACCONE en 1967 qui firent le parallèle entre la Mer du Nord et l'Adriatique. Dans cette zone se termine le courant ascendant de la côte orientale de l'Adriatique qui s'oppose à celui probablement provoqué par les fleuves Isonzo et Timavo. Dans ce mélange saumâtre naît un milieu ambiant particulier de la côte occidentale qui caractérise le golfe. On peut

joindre à ce phénomène celui de l'écoulement souterrain d'eau douce venant par des veines sous le lit du fleuve Timavo. Ces caractéristiques et la position particulière de la côte de Miramare se trouvant près d'un parc domanial ont dirigé notre choix pour créer le Parc Marin de Miramare.

Nous avons décidé que les parcs marins ne peuvent pas servir à des fins industrielles, touristiques ou lucratives. Pour ces raisons le Parc Marin de Miramare est inclus dans le projet « Man and biosphere » de l'Unesco qui avec ses trois principes : la conservation du milieu, la recherche et ses travaux didactiques, permettra de faire connaître aux générations futures cet habitat particulier.

L'aspect juridique institué au Parc de Miramare est une innovation pour l'Italie. La loi italienne prévoit la création de « zones pour la tutelle biologique »; ainsi a été créé le Parc marin de Castellabate, mais ce système présente plusieurs inconvénients, premièrement, la commission qui approuve la protection d'un périmètre marin est composée de commerçants en produits de la mer qui soutiennent qu'avec ce système la productivité locale diminuera. Le C.d.N. dans l'art. 36 (sur la concession de biens domaniaux) stipule également « l'administration maritime tant que la chose est possible avec les exigences d'utilité publique, peut concéder l'occupation et l'usage exclusif des biens domaniaux et des zones de la mer territoriale pour une période déterminée de temps ». Cette réglementation offre plusieurs avantages; a) la concession peut être d'une durée de un à quinze ans ou illimitée dans le temps; b) la concession est exclusivement personnelle, elle nécessite la responsabilité d'une personne physique; c) pour la demande d'une concession simple la durée d'acquisition est de un à deux mois; d) la concession peut être étendue par une zone de tutelle biologique; e) la recherche scientifique y est possible, mais a ses propres frais; f) la concession est régularisée par une ordonnance de la Capitainerie du Port (art. 1174 C.d.N.), si elle est violée par des pêcheurs ou autres, ils peuvent encourir une peine allant jusqu'à trois mois d'arrêt ou jusqu'à 80.000 liras d'amende. S'ils appartiennent aux gens de mer la sanction sera plus lourde. Un désavantage de cette concession est le paiement annuel de la redevance, bien qu'elle soit purement symbolique.

Un problème commun à la zone de tutelle biologique et à la concession domaniale est celui de la surveillance. On ne peut pas prétendre que la surveillance est effectuée par des autorités telle que Capitainerie du Port, Police, Gendarmerie, Douane, parce que le personnel est limité et la superficie de la mer trop grande. Le Parc marin de Miramare est doté d'une police privée personnelle, mais la méthode comporte une charge financière trop lourde; actuellement nous faisons appel à des volontaires.

Le projet MAB se base sur une zone appelée « core » où il devrait y avoir le maximum d'intensité de développement des espèces en harmonie équilibrée écologiquement. Dans une telle zone chaque activité doit être contrôlée rigoureusement. En dehors de cette aire il doit se former deux zones de respect, la première que l'on appelle « Buffer 1 » on y fait la plupart des recherches et elle est également d'usage public limitée dans le temps et précédée d'une autorisation. « Buffer 2 » zone respectée et contrôlée, cette zone intermédiaire où certaines activités humaines sont interdites. On comprendra aisément qu'il est impossible en mer de délimiter ces trois zones.

Suivant les principes précédemment définis nous programmerons nos recherches pour connaître parfaitement le milieu ambiant qui devra être complété durant quinze ans.

Il y aura trois phases distinctes, chacune d'une durée de cinq ans. La première commença en janvier 1973 avec une gamme de toutes les espèces phytozoobenthoniques, pour partir, pour ainsi dire, au « point zéro ». Nous ferons les études, recherches et échanges de toutes les espèces de l'Adriatique avec la collaboration d'autres institutions. Ensuite nous commencerons la reproduction expérimentale et artificielle des espèces végétales et animales qui nous mèneront au but. En même temps nous introduirons quelques espèces animales baguées ou marquées pour étudier les déplacements ou les migrations dans le golfe de Trieste en cherchant ainsi les milieux idéaux pour la reproduction et le repeuplement et protéger ainsi la zone occupée. Toujours durant cette première phase on mettra à exécution toutes les recherches hydrologiques, physiochimiques et microbiologiques qui permettront, pendant la deuxième phase, l'installation d'un laboratoire sous marin communiquant avec la terre ferme. On étudiera en particulier la nature du fond pour la relation individu-milieu ambiant. Cette année nous avons commencé des expérimentations de pisciculture dans un milieu marin avec un système de bassins flottants, qui commencent à donner des indications intéressantes.

La deuxième phase sera caractérisée par des recherches sur la fécondation artificielle, l'étude des migrations, l'achèvement du laboratoire sous-marin. Il faudra également construire une tour métallique pour l'enregistrement automatisé à terre. Cette station devra enregistrer toutes les variations des conditions ambiantes. Les paramètres les plus importants seront ceux de la salinité, oxygène, Ph, température, nitrites, nitrates, phosphates, etc., la recherche de certains métaux tel que le Cu, Hg, Pb, Zn, SiO<sub>2</sub> etc.

ainsi que la radioactivité de l'eau et du fond. Durant cette phase la caméra de télévision à circuit privé sera déjà installée. Il sera possible de filmer les milieux ambiants. La tour servira nécessairement pour les relevés à chaque profondeur : pour avoir une idée de la complexité du relèvement, au cours d'une seule journée on devra faire 500 relevés différents uniquement pour la température! Pour l'étude des courants on divisera les recherches; pour celles de la masse t du fond on installera un système de mesure à lecture directe à terre, pour les courants de surface au contraire on se servira de tous les systèmes de dérive, avec les innovations en phase d'étude.

Dans la troisième phase on devra contrôler toutes les précédentes et en tirer les conclusions. Il y aura une première période pour compléter éventuellement les recherches retardées ou inachevées par rapport au programme établi. Suite à ces recherches on pourra fixer le programme pour la restauration du Golfe de Trieste.

Actuellement, après trois années d'existence du Parc Marin de Miramare, nous pouvons affirmer qu'avec la seule protection de la zone nous avons obtenu un « core » et deux zones de respect bien distinctes qui sont un encouragement pour l'avenir.

Il faudrait que les Parcs Marins de la Méditerranée travaillent d'une manière dynamique et aient comme fonction de restaurer le milieu marin plutôt que de s'occuper uniquement de la conservation. L'idéal serait une chaîne de parcs le long des côtes du bassin méditerranéen qui donneraient des indications suite aux observations directes de la biocénose et des systèmes écologiques avec tous les paramètres physico-chimiques qui intéressent la mer. Il devrait y avoir un contact continu entre les divers parcs pour permettre de freiner les dommages auquel la Méditerranée est assujettie et exposée.

Pour ce motif on espère qu'il se créera un consortium supranational pour éliminer les problèmes économiques et politiques.

C'est à ces seules conditions que les parcs marins de la Méditerranée auront une fonction d'innovateurs et ne tendront pas uniquement vers la conservation du milieu ambiant.

### Références bibliographiques

- BELARDINELLI, 1969. — « La nuova disciplina della pesca di mare ». Ed. Giuffrè.
- BUSSANI, 1968. — « L'incremento del patrimonio ittico regionale ». Atti 1° Conv. dell'alimentazione Regione Friuli-Venezia Giulia. Trieste.
- BUSSANI, 1972 — « L'Adriatico sarà un mare morto? ». *Riv. Adriatico anno XIX*° n. 97. Trieste.
- FRANGALI, 1969. — (élaboré par...) Codice della Navigazione. Ed. Giuffrè.
- PIGNATTI & GIACCONE, 1967. — « Flora sommersa nel Golfo di Trieste ». *Ed. Nova Thalassia*, vol. III° fasc. 1°.
- POLLI, 1938. — « Livelli medi, capisaldi di livellazione e ampiezze di marea nel porto di Trieste ». *Mem. R. Comit. Tal. It. Mem CCLIII*, pp. 1-27.
- SIMONETTI, 1966. — « Variazione nei popolamenti di Zoosteracee nel Golfo di Trieste ». *Arch. Oceanogr. Limnol. Suppl. al vol. 15*.
- SPECCHI, 1966. — « Aspetti naturalistici ed ecologici dei popolamenti della scogliera di Miramare ». *Boll. Soc. Adriatica delle Sc.*, vol. LIV, Trieste.

## Proposal for a natural reserve at the Island Pianosa (Tyrrhenian Sea)

by

GRUPPO RICERCHE SCIENTIFICHE TECNICHE SUBACQUEE

*Firenze (Italia)*

THE UNDERWATER SCIENTIFIC AND TECHNICAL RESEARCH GROUP was founded in Florence (Italy) in 1966. The 2nd article of the statute states that "The Association is non-profit making. Its purpose is to conduct chiefly underwater scientific and technical research. The Group members are morally committed to carry out their activity in strict defence of the natural surrounding".

In the ecological section, the main effort of the Group aimed to realize a Natural Reserve (both coastal and marine) at the island « Pianosa » in the Tyrrhenian Sea. The proposal was first published in January 1968 (« *Italia Nostra* », XI, n. 57) and arose from a long acquaintance with the surrounding sea : one of the richest in fish species in all of the northern and central Tyrrhenian. In addition, the oceanographic characteristics of the island, its geographic position, the absence of pollution and — above all — the island legal and administrative situation, recommended its defence.

Taking into consideration the depth of 50 meters, the sea-bed along the island offers a remarkable synthesis of the ecological situation of the Italian coasts. Its development ranges about those 100 square miles which are considered to be the optimum for a marine park. Recent studies (Institute of Botanical Ecology of the Florence University) have documented a high primary productivity in the area for the absence of pollution and the nutritive elements coming from the deep underwater valley that separates Pianosa from Corsica.

It is well known that the main problem connected with protected areas is on the economic side for the need of personnel and technical means to guard them. Once again Pianosa offers a unique solution. Since the end of the last century the island is a prison with no civilian population. It is naturally actively guarded for obvious security reasons and an ordinance by the Ministry of the Merchant Navy prevents anybody from entering the area within one mile from the coast of the island: much more that could ever be expected from any law for ecological protection. Unfortunately special permits are foreseen for fishermen and divers and these led — during the last twenty years — to a considerable depauperation of its original wealth.

Quite often the creation of a natural reserve meets the hostility of the local population and becomes extremely unpopular in the political spheres for the need to prohibit customary fishing habits with the result to bring to a crisis whole communities. Once again Pianosa is out of the struggle as there is no civilian population and no customary fishing.

According to the proposal of the Group, the natural reserve of the marine area should be extended also to the sub-aerial section of the coastal region of the island which is perfectly preserved in an ecological situation lacking any anthropisation with outstanding evidence of Mediterranean vegetation : only some areas of the inland are cultivated with a direct connection of human elements in the environment. Protection of the coastal section of the island could have also positive effects for the remains — of relevant historical and archaeological interest — that are present at Pianosa : particularly the roman villa of Agrippa and the large extension of catacombs.

In 1970 the Group published the "Proposal for a Natural Insular Park at the island of Pianosa" (14 pp) and, in the same year, "Insular National Park of Pianosa in the Tyrrhenian Sea" (68 pp.). In 1971 the Group organized at Portoferraio (Elba island) a meeting on the "Protection of natural Environment at Pianosa Island" and published the proceedings. In 1970 the National Research Council of Italy expressed the following resolution: "The Commission for conservation of nature and its resources of the CNR, after the communications received with the aim to establish a natural reserve at the Pianosa island and the adjacent seas, considers extremely interesting the proposal and decides to take better notion of the problems through experts and local authorities. Acknowledging the opportunity to consider this proposal in the general view of a coordinated protection of the natural resources of the Tuscan Archipelago and in general of the islands and rocks of the high and medium Tyrrhenian sea and the urgent necessity to ensure the protection of marine and terrestrial biotopes of Pianosa through a strict enforcement of the existing laws, appeals to all central and local authorities competent for the matter and the territory in order that they avail themselves in the most rigorous way of the existing laws for the purpose to ensure the immediate and complete protection of the interested biotopes".

The Group's proposal led to an interdisciplinary programme by the Institutes of Zoology, Botany and Geology of the Florence University for a better scientific knowledge of Pianosa island and the adjacent seas and to university theses; particularly relevant one about the establishment of a biological station on the island in close connection with the natural reserve. The Group, for the campaign to publicize the proposal with every possible means, produced also a documentary entitled "Pianosa: an idea for saving the sea" illustrating the aims on the enterprise and the terrestrial and marine environment of the island. The National Research Council Marine Geology Laboratory in Bologna published a stratigraphic map of the island.

Considering that, notwithstanding the general favour that the proposal met at all levels, no action has been taken so far both by central or local authorities toward the protection of nature at Pianosa island.

# La nutrition en laboratoire d'*Acartia clausi* adaptée à un biotope gravement pollué

par

M. MORAITOU-APOSTOLOPOULOU et G. VERRIOPOULOS

Laboratoire de Zoologie, Université d'Athènes (Grèce)

## Summary

Weekly experiments on the feeding behaviour of *Acartia clausi* (Cop.) adapted to the polluted waters of the N. Saronic gulf were conducted with four phytoplanktonic species used as food. Filtration rate increases progressively, ingestion rate remains constant after the high values of the first day. Grazing preference is given to the most available species (abundance viz. dimensions). No difference in grazing rate and food intake between animals from polluted and clear areas except in 10° C, when the values for the former are lower.

## Riassunto

Gli Autori hanno studiato la nutrizione in Laboratorio del Copepodo *Acartia clausi* raccolto in un ambiente marino inquinato (golfo di Atene, parte nord). Gli animali sono stati alimentati con una mistura di quattro alghe unicellulare. Le attività nutrizionali misurate tutte le 24 ore e per una settimana, sono il tasso di filtrazione di acqua, il tasso di ingestione delle cellule algale e la selettività verso i differenti specie di alghe.

\*  
\* \*

Le golfe Saronique (golfe d'Athènes) aire antérieurement oligotrophe s'est transformé récemment en une aire eutrophe à cause des grandes quantités de matières organiques transportées par l'émissaire principal des villes d'Athènes et du Pirée. La partie nord de ce golfe où d'importantes quantités d'hydrocarbures et de déchets industriels sont déversées, est caractérisée par une grande biomasse zooplanctonique composée d'un nombre restreint d'espèces adaptées à la pollution.

Ayant comme objectif d'étudier les mécanismes d'adaptation au biotope pollué et de rechercher d'éventuelles différences physiologiques entre les populations vivant dans des milieux « pollués » et « clairs », nous avons commencé par l'étude de la nutrition en laboratoire du Copepode *Acartia clausi*, espèce dominante au N. Saronique.

Les ♀♀ *Acartia* collectées tant du N. que du S. Saronique sont restées au laboratoire à jeûn pendant 18 h. afin de s'acclimater et placées dans des récipients de 250 ml remplis de 200 ml d'eau de mer filtrée. Les expériences se sont déroulées dans des chambres de température constante aux trois températures de 10° C, 15° C et 20° C. La nourriture était constituée par un mélange de 4 espèces phytoplanktoniques : *Skeletonema costatum*, *Exuviella baltica*, *Nitzschia closterium* et une espèce non identifiée de Flagellé, à une concentration approximative de 200.000 cel/ml. Les expériences ont duré une semaine et toutes les

24 h on calculait le taux de filtration (T.F.), le taux d'ingestion (T.I.) et la sélectivité de consommation envers les 4 espèces algales utilisées.

Le T.F. était bas à cause des petites dimensions des récipients expérimentaux et le faible volume d'eau disponible pour chaque animal. Sa plus haute valeur est atteinte le premier jour (0,260 ml/animal), le deuxième jour il tombe à 0,040 ml tandis qu'aux jours successifs, il augmente progressivement. Le T.I. atteint sa plus grande valeur le premier jour (148.250 cel/anim/jour), décroît fortement le second, tandis que les jours suivants, il demeure constant. Les plus hautes valeurs de T.F. et T.I. observées le premier jour sont dues à la période de jeûne et d'adaptation au commencement de l'expérience. L'augmentation progressive du T.F. est due à la raréfaction correspondante de la nourriture en raison du broutage, tandis que le T.I. demeure constant en accord avec des observations d'autres auteurs, pour les faibles concentrations. On a constaté aussi une augmentation du T.F. et T.I. avec l'élévation de la température.

*Acartia* se nourrit de préférence aux dépens des espèces phytoplanctoniques les plus abondantes. Cette préférence est liée en fait à la disponibilité de la proie, déterminée non seulement par la concentration des cellules, mais aussi par leurs dimensions modifiées par des spinules allongées et la réunion des individus en chaînes.

# Sonde à prélèvement d'échantillons d'hydrocarbures dans une eau polluée\*

par

R. KEROUEL et J.-L. CARSIN

*Etablissement principal du Service Hydrographique de la Marine, Brest (France)*

## Résumé

La sonde à prélèvement expérimentée relève du principe suivant : l'eau polluée, aspirée par un capteur flottant en surface est filtrée dans une cartouche contenant des disques de mousse de polyuréthane. Ces derniers ont la propriété d'adsorber les hydrocarbures qui seront extraits et analysés en laboratoire à l'issue de l'expérience.

## Summary

The sampling probe described, here after, is based on the following principle : polluted waters are sucked by a floating collector, then strained through a cartridge filled with petrol absorbant polyurethan foam. The oil is extracted later on from the filter and analysed in laboratory. Preliminary tests include a determination of the polyurethan foam maximum adsorption and some waters flowrate measurements. In providing the laboratory with rigorous samples, free from external contamination, the probe should enable the analyst to carry out standardized measurements and rate the degree of pollution.

\*  
\* \*  
\*

L'appareil comprend deux parties :

— *Un capteur* (fig. 1) construit en plexiglass est cylindrique à la base, suffisamment évidée pour recevoir une cartouche. Il est fuselé dans sa partie supérieure. Celle-ci comporte une ouverture permettant l'entrée d'eau de surface. Il est également cerclé d'un collier amovible d'où partent trois tiges équipées de flotteurs destinés à supporter et à stabiliser l'appareil.

— *Une cartouche filtrante* (fig. 2) comprenant un manchon et une enveloppe cylindrique contenant le corps adsorbant fait de mousse de polyuréthane découpée en disques.

Des tests préliminaires ont été effectués sur la capacité maximale d'adsorption des disques, sur les mesures de débit dans la cartouche filtrante et sur l'extraction des hydrocarbures. Une analyse de variance a permis de faire apparaître une plage d'homogénéité comprise entre 5° et 15° C pour l'adsorption des hydrocarbures lourds. Afin d'éviter colmatage et tassement des disques de mousse, un débit de 30 l/heure a été adopté.

Des essais furent pratiqués pour connaître, et la répartition des hydrocarbures adsorbés à l'intérieur de la cartouche, et le comportement de la cartouche en présence de produits émulsionnés.

---

\* N° 408 EPSHOM/E/OC (août 1976).

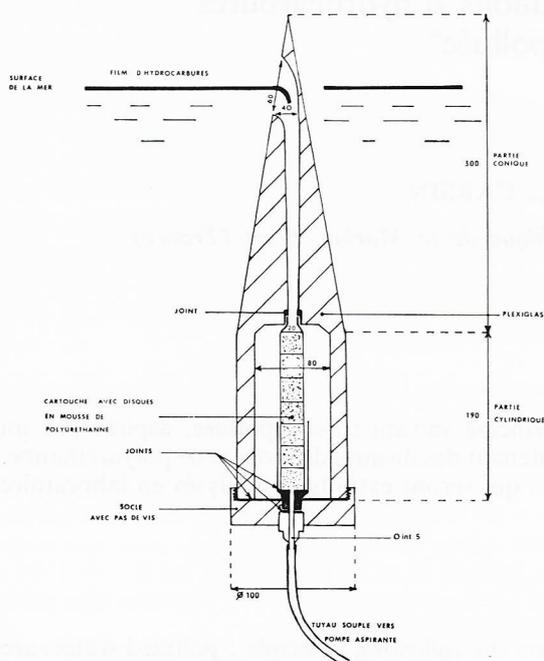


FIGURE 1. Schema de principe d'une sonde à prélèvement

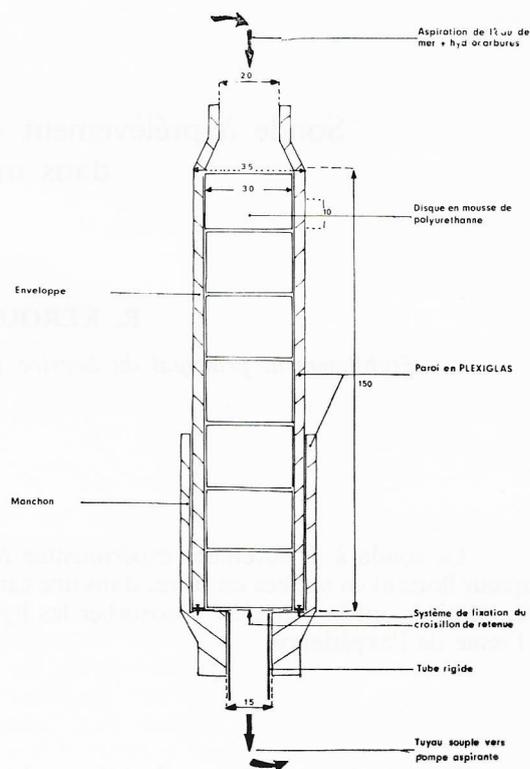


FIGURE 2. Cartouche avec disques

L'extraction des hydrocarbures recueillis sur les disques s'effectue par du tétrachlorure de carbone (cc14) dans des extracteurs du type KUMAGAWA, après décantation dans une ampoule pour l'élimination de l'eau. On sépare le solvant dans un évaporateur rotatif en ayant soin d'y ajouter quelques millilitres d'alcool absolu pour éliminer les dernières traces d'eau.

Divers essais de flottabilité ont été effectués pour la mise en marche de l'appareil. Après correction de ses défauts de jeunesse, cette sonde devrait se prêter au prélèvement d'échantillons dans les nappes dérivantes. En fournissant à l'analyse des échantillons prélevés avec rigueur, à l'abri de toute contamination extérieure, cette sonde contribue à l'adoption d'une standardisation des méthodes de contrôle et d'appréciation de pollution.

### Références bibliographiques

- CARSIN (J.L.). — Synthèse bibliographique. Prélèvement d'un échantillon d'eau polluée par les hydrocarbures. EPSHOM/E/OC n° 430 Septembre 1975.
- FOCH A. — Cours de physique générale. Mécanique Masson 1967.
- JACQ (F.). — Méthode de dosage du Silicium contenu dans les milieux liquides par excitation directe de son spectre caractéristique de rayons, par fluorescence aux rayons X. Thèse d'état en pharmacie n° 13 1967. Faculté mixte de Médecine et de Pharmacie de Bordeaux.
- LAMOTTE. — Initiation aux méthodes statistiques en biologie, Masson et Cie, 1962.

# Water renewal in the Basins along the Eastern coast of the Adriatic Sea

by

MIRA ZORE-ARMANDA

*Institute of Oceanography and Fisheries, Split (Yugoslavia)*

## Abstract

Renewal time for different basins of the Eastern Adriatic coast has been calculated using three simple methods.

## Résumé

On a calculé l'échange d'eau des bassins différents de la côte adriatique orientale, utilisant trois méthodes assez simples.

\*  
\* \*

Fast urbanization rises the problem of possible saturation by waste water of numerous bays and channels of the Eastern Adriatic coast. Therefore some of them were subjected to investigation of the renewal time of their water.

This parametre has been determined by three different methods. Two of them used the current meter data and the third the salinity time series.

In processing current meter data the problem was to determine the characteristic renewal transport. Some eddies as well as small period oscillations are likely to occur in the current field. An analysis showed that greater transport, calculated from 24-hour series, is formed while small period oscillations in the current field have been less developed. Another difficulty was remarkable difference in transport at different time so that true values are hard to be evaluated.

First approach uses all the available current-meter data from the whole basin to construct as representative as possible the seasonal current roses from 24-hours resultant vectors for typical layers determined by T-S diagrams.

From seasonal middle current speed for each layer percentage of incoming current direction has been determined and therefrom the transport responsible for the water renewal. This method is useful if seasonal current roses could be constructed with certainty.

The second approach uses data from the central point of the entrance to the basin only. Annual averages of the normal current component was calculated. In the semiclosed basins the water flow reduces while going to the end of the basin. An analysis showed that in the middle of the basin the transport is cca four times smaller, and at the fourth of the basin the transport is cca 16 times smaller. Therefore for the renewal time ( $t_1$ ) simple empirical formula for the semiclosed basins is proposed

$$t_1 = \frac{V}{T_u} e^{\frac{T_u-1}{T_u}}$$

where  $V$  is volume of the basin (expressed in  $\text{km}^3$ ) and  $T_u$  normal transport at the central point of the entrance expressed in  $\text{km}^3/\text{months}$  (for  $T_u > 1$ ).

Well representative time series of salinity have been used in a simple way presuming that rising or lowering of salinity is influenced by two waters of extreme salinity and that changes within the observed time interval are in one sense. If  $S_1$  is the salinity at the beginning of the time interval,  $S_2$  extreme salinity,  $S_3$  the salinity at the end of time interval, and  $x$  the quantity of the renewed water,

$$(1 - x) S_1 + x S_2 = S_3$$

$$x = \frac{S_1 - S_3}{S_1 - S_2}$$

with  $S_3 > S_1$ ,  $S_2$  is higher extreme;  
with  $S_3 < S_1$ ,  $S_2$  is lower extreme.

Presuming that the observed basin has unit volume,  $x$  has the meaning of the renewal factor for the time interval observed. Renewal time is

$$t_i = \frac{1}{x} \Delta t,$$

where  $\Delta t$  is the time interval between two values observed. For the middle Adriatic it seems that 10 days is convenient time interval, but often the data taken once a months have been used.

For the series of bays and channels renewal time has been calculated using all three methods. Here some typical values for the Split area are given.

Basin	Volume $\text{km}^3$	Cross section of bay entrance or channel $\text{km}^2$	Mean renewal time (months)			
			From current rose	From transport	From salinity	Mean
Northeast part of						
Kastela bay	0.3	0.10	0.1	0.2	0.17	0.16
Kaštela bay	1.4	0.05	0.8	0.5	0.7	1.00
Brač - Split channel	31.0	0.79	3.1	0.8	4.3	2.7

Though along the Eastern Adriatic coast the currents are not fast, renewal time is favourable from the pollution aspect. Ventilation of the basins is good and as production in this area is not too high, the coast has good natural possibilities for the urbanization.