

MEDITERRANEAN ACTION PLAN

MED POL

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME

INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION

ASSESSMENT OF THE STATE OF POLLUTION OF THE
MEDITERRANEAN SEA BY PETROLEUM HYDROCARBONS

EVALUATION DE L'ETAT DE LA POLLUTION DE LA MER
MEDITERRANEE PAR LES HYDROCARBURES DE PETROLE

MAP Technical Reports Series No.19

UNEP
Athens, 1988

This volume is the nineteenth issue of the Mediterranean Action Plan Technical Report Series

This series contains selected reports resulting from the various activities performed within the framework of the components of the Mediterranean Action Plan: Pollution Monitoring and Research Programme (MED POL), Blue Plan, Priority Actions Programme, Specially Protected Areas and Regional Oil Combating Centre.

Ce volume constitue le dix-neuvième numéro de la série des Rapports techniques du Plan d'action pour la Méditerranée.

Cette série comprend certains rapports élaborés au cours de diverses activités menées dans le cadre des composantes du Plan d'action pour la Méditerranée: Programme de surveillance continue et de recherche en matière de pollution (MED POL), Plan Bleu, Programme d'actions prioritaires, Aires spécialement protégées et Centre régional de lutte contre la pollution par les hydrocarbures.

INTRODUCTION

The Mediterranean States meeting in Barcelona in 1975 adopted an Action Plan for the Protection of the Mediterranean Sea against pollution. The legal framework for this co-operative regional programme is the Convention for the Protection of the Mediterranean Sea against pollution and its related protocols (also known as Barcelona Convention) which has been ratified by 17 Mediterranean states and the European Economic Community. So far, four protocols have been adopted and entered into force, one of them being the Protocol for the Protection of the Mediterranean Sea against pollution from Land-based Sources (LBS protocol).

The MED POL programme is the scientific/technical component of the Mediterranean Action Plan and is concerned with the assessment and evaluation of the environmental problems. The environmental assessment undertaken provides a basis for assisting national policy makers with the management of their natural resources in a more effective and sustainable manner.

The specific objectives of the MED POL programme are designed in such a way as to provide the Contracting Parties to the Barcelona Convention, inter alia, with:

- information required for the implementation of the Convention and the protocols;
- indicators and evaluation of the effectiveness of the pollution prevention measures taken under the Convention and the protocols;
- scientific information which may lead to eventual revisions and amendments of the relevant provisions of the Convention and the protocols and for the formulation of additional protocols;
- information which could be used in formulating environmentally sound national, bilateral and multilateral management decisions essential for the continuous socio-economic development of the Mediterranean region on a sustainable basis.

The Contracting Parties to the LBS protocol, which entered into force in 1983, agreed to take all appropriate measures to prevent, abate, combat and control pollution of the Mediterranean Sea Area caused by discharges from rivers, coastal establishments or outfalls, or emanating from any other land-based sources within their territories.

For the achievement of the above goal, the Meeting of Experts for the Technical Implementation of the LBS Protocol (December, 1985) proposed, inter alia, that prior to recommending specific measures to the Parties, "assessment documents" should be prepared for selected substances listed in the LBS Protocol, over a certain period of time. According to the proposal, which was adopted by the Fifth Ordinary Meeting of the Contracting Parties to the Barcelona Convention (September 1987), such assessments should include inter alia chapters on:

- sources, points of entry and amounts of pollution for industrial, municipal and other discharges to the Mediterranean Sea;

- levels of pollution;
- effects of pollution;
- present legal, administrative and technical measures at national and international level.

The present document on the assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by petroleum hydrocarbons summarizes information on the sources of inputs and observations of petroleum hydrocarbon levels in the Mediterranean, and on the biological effects of the contamination. The document was prepared jointly by the Co-ordinating Unit for the Mediterranean Action Plan and IOC and was presented to the Fifth Meeting of the Working Group for Scientific and Technical Co-operation for MED POL (Athens, 6-10 April 1987) as part "A" of Document UNEP/WG.160/11. The Meeting approved the document and recommended that it be published. This was subsequently endorsed by the Fifth Ordinary Meeting of the Contracting Parties to the Barcelona Convention (Athens, 7-11 September 1987).

Table of Contents

<u>First part - English version</u>	<u>Page No</u>
EXECUTIVE SUMMARY	5
1. GENERAL INFORMATION	7
2. SOURCES AND INPUT OF PETROLEUM HYDROCARBON IN THE MEDITERRANEAN	9
3. PROCESSES AFFECTING THE BEHAVIOUR OF PETROLEUM HYDROCARBONS	15
4. CONCENTRATIONS OF PETROLEUM HYDROCARBONS IN THE MEDITERRANEAN Analytical techniques and quality assurance studies Dissolved dispersed petroleum hydrocarbons (DDPH) Oil slicks, floating tar and tar on beaches Petroleum hydrocarbons in sediments Petroleum hydrocarbons in organisms	19
5. DISTRIBUTION OF PETROLEUM HYDROCARBONS IN MEDITERRANEAN ECOSYSTEM COMPARTMENTS AND TENTATIVE MASS BALANCE ASSESSMENT Tentative mass balance assessment	43
6. EFFECTS OF PETROLEUM HYDROCARBONS The extent of damage in different communities	49
7. EVALUATION OF THE AVAILABLE DATA BASE AND STATE OF KNOWLEDGE	53
8. REFERENCES	55

ASSESSMENT OF THE STATE OF POLLUTION
OF THE MEDITERRANEAN SEA BY PETROLEUM HYDROCARBONS

On the basis of the available data on the distribution of petroleum hydrocarbons in the different environmental compartments, a mass balance is estimated. The very preliminary estimate suggests a total amount of petroleum hydrocarbons of approximately 716×10^3 tonnes year⁻¹. This amount should be compared with the estimated yearly input of 635×10^3 tonnes year⁻¹ indicating a possible accumulation of hydrocarbons in the Mediterranean ecosystem. However, the uncertainty of the mass balance is such that no firm conclusions can be drawn; however, there is a clear need for more data so as to improve the mass balance.

Practically no observations exist on the effects of petroleum hydrocarbons on marine organisms in the Mediterranean and thus no conclusions can be drawn on the effects of oil pollution in this area.

The major gaps of information concern inputs and levels of petroleum hydrocarbons along certain parts of the Southern shore. Information is also sparse on levels in the deep-sea sediments and in the open waters especially in the Eastern Mediterranean; finally there is a great need for information on the effects of long term input of low level contaminants on marine organisms in the entire area.

1. GENERAL INFORMATION

The Mediterranean, a semi-enclosed sea, with a surface area of 2.96 million km², is surrounded by mountains except on the south-eastern desert coast. The coastal plains are small and narrow compared to the general features along the Atlantic Ocean. Large alluvial plains are situated in the deltas of great rivers such as the Ebro, Rhône and Po. In addition, the Nile delta is an essential part of the Eastern Mediterranean environment, although its hydrographical significance has changed with the construction of the Asswan dam. Fig. 1 shows the Mediterranean and its regional seas.

The average depth of the Mediterranean is 1500 m with maxima of 5000 m. The sea has a volume of 3.7 million km³ and a renewal period of 80 years for its water. There are three important sills in the Mediterranean: the Straits of Gibraltar (365 m depth), the Sicilian Channel (350 m) and the Dardanelles (100 m). The first one, with a width of 15 km separates the Mediterranean from the Atlantic Ocean and makes it an almost enclosed sea; the second divides it into a western and an eastern basin, the third separates it from the Sea of Marmara and the Black Sea.

The evaporation rate is extremely high, so that surface circulation results in a net influx of surface waters from the North Atlantic and Black Sea. The rate varies over the entire area. In the Aegean Sea, the Adriatic Sea and the Ligurian Sea (Fig. 1), the evaporation balance is zero, whereas a high evaporation rate is found in the Eastern Mediterranean, the Gulf of Sirte and in the Central Western Mediterranean. The average salinity of the Mediterranean is 38‰ against 35‰ in the Atlantic Ocean. The Mediterranean is surrounded by 18 countries, some of which are among the most industrialized countries in the world. Over 200 million people live along its coasts and in areas which contribute to river run-off into this sea.

Oil pollution is not a new phenomenon in the Mediterranean. Natural seeps have existed over geological times, particularly in the northeastern parts. However, the oil pollution of anthropogenic origin is substantial and considerable amounts are frequently observed, mainly as lumps of tar on beaches or off-shore, often together with surface film contamination. In fact, the Mediterranean is considered to be relatively more polluted by oil than any other sea from which data are available (US Natl. Acad. Sci., 1975; UNEP, 1980).

The Mediterranean has so far been spared major oil spills. However, a large number of minor accidental or deliberate spills occurs each year in connection with oil transport activities within the region. Pollution has been observed along the tanker routes particularly in the eastern parts of the sea (IOC, 1981). In addition, considerable quantities of oil are released from coastal urban and industrial areas (UNEP, 1977).

A number of monitoring activities to assess the oil pollution in the region has been carried out by Mediterranean research centers. These studies have mostly been part of the Mediterranean Action Plan. Although there is still a lack of knowledge in a number of fields, parts of the problem have been studied during the last decade, for example the quantitative and qualitative assessment of dissolved/dispersed hydrocarbons in water and of tar on beaches and in surface waters. More recently, interest in other components, especially benthic and marine atmospheric environments and marine biota, has been developed, giving rise to the first rough estimates of fluxes and mass balance of petroleum hydrocarbons in the Mediterranean.

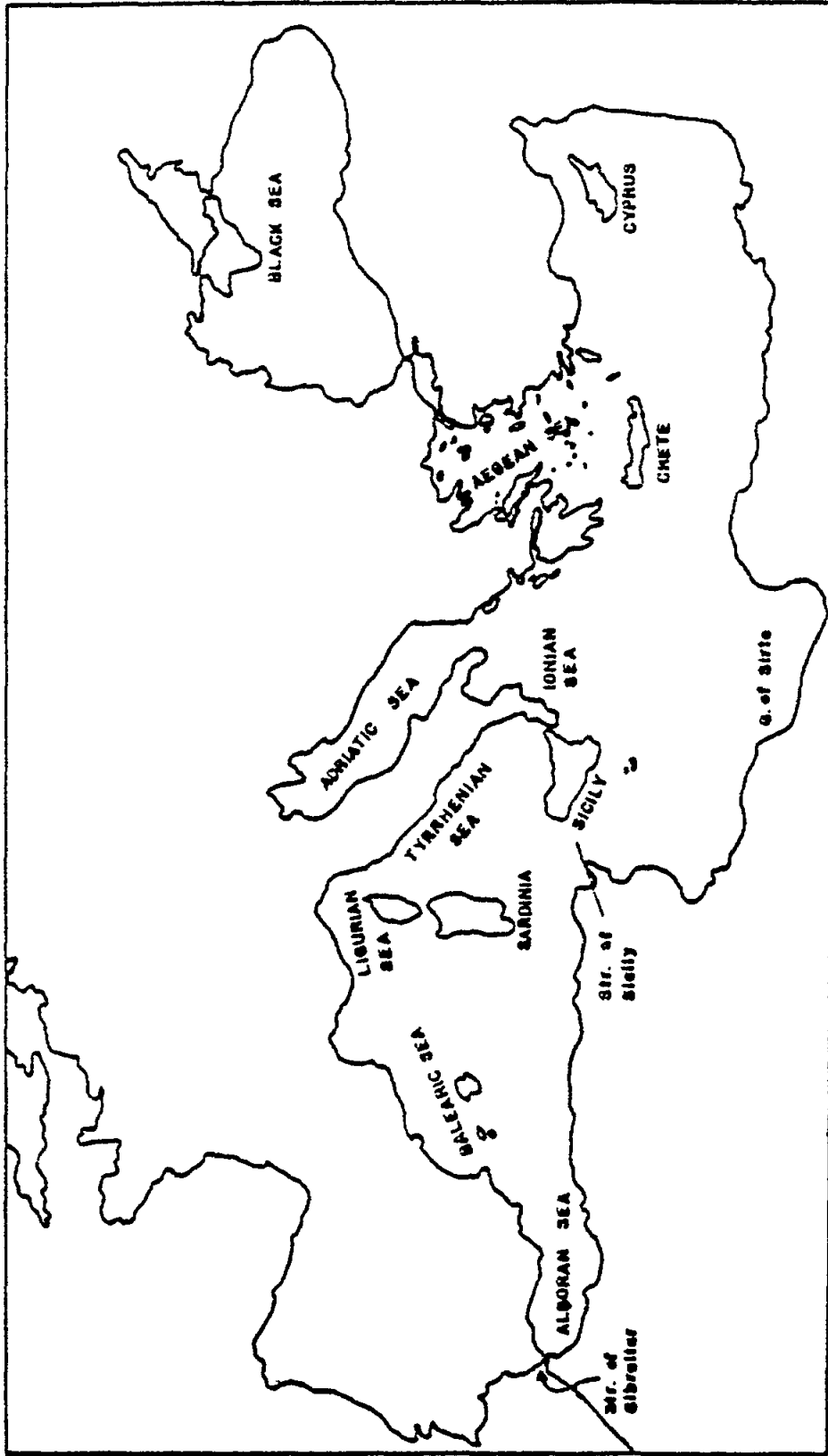


Figure 1: The Mediterranean Sea and its regional seas

2. SOURCES AND INPUT OF PETROLEUM HYDROCARBONS IN THE MEDITERRANEAN

Input of petroleum hydrocarbons into the marine environment ranges from diffuse chronic inputs (terrestrial run-off and natural seeps) to large point source releases (e.g. tanker spills). Deliberate release of oil into the world's oceans from marine operations or land-based activities is a relatively more important pollution source than accidents involving single massive inputs of oil (Table I). Although there are very few data on the relative importance of the different sources in the Mediterranean, the deliberate chronic oil pollution is considered far more important compared to accidental pollution (Jeffery, 1974; Le Lourd, 1977).

In 1979, Le Lourd estimated that the amount of oil released into the Mediterranean was between 0.5 and 1 million tonnes per year, with half being discharges from the coast and half in the open sea. These represent about a fifth of the total marine oil inputs (around 4 million tonnes) which are released in a region representing no more than 1% of the total world oceans' surface. Other authors (Longé, 1980) evaluated this quantity as 1.7 million tonnes, which is probably overestimated.

Le Lourd's estimate was based on local tanker practices and remains a reasonable figure. The amount of oil transported over the world's oceans has considerably increased (Table II) but despite this there has been a significant reduction of the quantity of oil discharged into the sea during transportation, due to the entering into force of the MARPOL Convention. Based on these estimates and on the 350 million tonnes of oil crossing the Mediterranean each year (Smith, 1975) it can be assumed that the quantity of oil entering the Mediterranean through these practices is around 330×10^3 tonnes. Even a figure of 500×10^3 tonnes has not been considered unreasonable by IMO (UNEP, 1984). It must be considered that in late 1978, 10 loading terminals out of the 19 existing in the Mediterranean did not possess any deballasting installations, although they handled over 190 million tonnes of oil traffic (Table III). On the basis of published data it does not appear possible to give a quantitative estimate of the input caused by the lack of reception facilities for ballast water from tankers or for sludge and bilge water from all ships, although it is expected that the resulting inputs may be considerable; this source of petroleum hydrocarbons should therefore be estimated in the future.

The estimates of inputs from other sources can be arrived at if we include the land-based industrial discharges summarized by UNEP (1977). These are more than 60 oil refineries located along the coasts of the Mediterranean (Table IV). The input of petroleum hydrocarbons from these sources into the Mediterranean has been conservatively estimated at 20,000 tonnes per year (Rouit, 1975). The main part of this oil comes from the old refineries, which were not designed with water treatment as a priority (Table V). Their water consumption is high and effluent streams are often not segregated. In many cases the waste water is only subjected to primary treatment. These refineries have a higher waste water flow and a much higher pollutant load per tonne of crude processed, if compared to the modern refineries. The latter use either air or recirculating water for cooling purposes and they generate minimal quantities of waste water.

No figures or estimates are available regarding the amounts of petroleum hydrocarbons carried directly through land run-off into the Mediterranean or indirectly via rivers. As the pollution load and pollution pattern vary widely in rivers it seems impossible to transfer to the Mediterranean the results of detailed analysis from rivers outside the region without substantial amendments. However, as several of the countries surrounding the Mediterranean are among the most industrialized in the world, it seems very likely that considerable amounts of oil enter the sea through run-offs from land. The overall input of oil from different industrial sources is estimated at 110,000 tonnes.

Urban inputs can be computed by using the estimates of Eganhouse and Kaplan (1981) of 1,014 per year per person for urban populations and 398 per year per person for rural areas. If we take into account the Mediterranean population distribution given by Henry (1977) we get a total input of 160,000 tonnes of oil per year.

Finally, only very few studies are available on the quantities of hydrocarbons entering the Mediterranean through atmospheric fall-out. However, it can be expected that considerable quantities arrive via the atmosphere since many of the Mediterranean countries are heavily industrialized and consequently burn large amounts of oil.

Combustion products are estimated from atmospheric fluxes given by Ho et al. (1983) at 35,000 tonnes per year, including dry and wet deposition. Although these fluxes were derived from two shipboard transects in the western basin, which is probably the area most affected by this type of pollution, the estimate represents a contribution of only about 10% of the total worldwide input (Table I).

The resulting value of 0.6 million tonnes (Table VI) falls within the Le Lourd estimates.

Table I

Inputs of petroleum hydrocarbons in the marine environment
(million metric tonnes per year)
(from IMCO, 1981; Baker, 1983; US Nat. Acad. Sci., 1985).

	Best estimate	Probable range	US Nat. Acad. Sci., 1985
Transportation	1.49	1.00-2.60	1.47
Tanker operation	0.71	0.44-1.45	0.7
Drydocking	0.03	0.02-0.55	0.03
Marine terminals	0.02	0.01-0.03	0.02
Bilge and fuel oil	0.32	0.16-0.60	0.3
Tanker accidents	0.02	0.02-0.04	0.02
Production platforms	0.05	0.04-0.07	0.05
Atmospheric	0.30	0.05-0.50	0.3
Municipal, industrial wastes, run-off	1.40	0.70-2.80	1.18
Natural seeps/erosion	0.03	0.03-2.60	0.25
Total	3.27	1.82-8.57	3.25

Table II

Quantities of oil movement at sea and the size of the
world's merchant and tanker fleets in 1970 and 1980
(from IMCO, 1981).

	1970	1980	Ratio 1980/70
Oil movement at sea (million tonnes)			
Crude oil	1,100	1,319.3	1.20
Product oil	255	268.9	1.05
Total	1,355	1,588.2	1.17
World's merchant fleet			
No. of ships	55,041	73,832	1.34
Tonnes gross tonnage	247,202,634	419,910,651	1.70
World's tanker fleet			
No. of ships	6,292	7,112	1.13
Total deadweight tonnes	169,354,743	339,801,719	2.0
Average deadweight tonnes	36,900	47,800	1.78

Table III

Loading terminals in the Mediterranean
(Adjusted after Longé, 1980).

Port	Max. ship tonnage	Facilities	Oil shipment (in million tonnes)
<u>TURKEY</u>			27.5
Dortyol	35,000	YES	2.5
Botas	150,000	YES	35.0
<u>SYRIA</u>			38.0
Banias	120,000	NO	34.0
Tartous	100,000	NO	4.0
<u>LEBANON</u>			41.0
Tripoli	140,000	NO	23.0
Sidon	150,000	NO	18.0
<u>EGYPT</u>			41.5
Sidi Kreir	250,000	YES	40.0
Marsa Al Hamra	100,000	YES	1.5
<u>LIBYA</u>			108.5
Marsa Al Hariga	120,000	YES	17.5
Zueitina	250,000	NO	31.5
Marsa El-Brega	300,000	NO	12.5
Ras Lanuf	265,000	NO	12.5
Es-Sider	250,000	NO	34.5
<u>TUNISIA</u>			16.0
La Skhirra	120,000	YES	14.0
Ashtart	100,000	NO	2.0
<u>ALGERIA</u>			36.0
Skikda	50,000	YES	7.5
Bejaia	100,000	YES	13.0
Arzew	100,000	NO	15.5
			Total 318.5

Table IV

Weighted average volume of liquid effluent discharged (m³) per tonne of crude oil processed in European refineries (CONCAWE, 1977).

	Refineries constructed		
	before 1960	1960-1969	since 1969
1969 performance	10.45	2.17	
1974 performance	6.37	0.92	0.38

Table V

Weighted average oil content of European refinery effluents expressed as kg oil in effluent per 1000 tonnes of crude oil processed (CONCAWE, 1977).

Refinery location	before 1960	1960-1969	since 1969
Coastal	80	10.6	1.82
Inland	56	4.1	0.92

Table VI

Inputs of petroleum hydrocarbons in the Mediterranean (10³ tonnes per year).

Source	Estimate
Spilled oil from tankers, ballasting and loading operations, bilge and tank washings	330
Land based discharges, run-off	
Municipal	160
Industrial	110
Atmospheric deposition	35
Total	635

3. PROCESSES AFFECTING THE BEHAVIOUR OF PETROLEUM HYDROCARBONS

Any anthropogenic input of hydrocarbons into the marine environment, once introduced to the recipient water body, is subject to a subsequent series of physical, chemical and biological processes which define the biogeochemical cycle of oil in the sea. The understanding of the transport and fate of these inputs is of major importance for interpreting their environmental consequences and particularly for evaluating the capacity of the receiving waters to accept wastes without detrimental effects.

Physical factors and processes have the most significant initial effect upon oil discharged into the marine environment. Factors like spreading, dispersion, evaporation, dissolution and aerosol formation, emulsification, sorption onto particulate matter and settling of the oil alter the potential impact on the living marine resources. Meanwhile dynamic processes such as current, wave and tidal movements also have a pronounced effect on marine oil pollution, as they together with the wind control the advective and dispersive behaviour of oil in the sea. Talbot (1972) and Weidemann and Sendner (1972), among several others, investigated the effect of these factors and processes in greater detail. However, some consideration is given here to the transport processes of oil pollutants in the Mediterranean, concerning the way in which they affect the distribution and fate of oil pollutants in the Mediterranean, i.e. attention is paid to factors mainly connected with winds and surface currents which are the main advective agents affecting these pollutants.

In general, the circulation of the Mediterranean is influenced by several factors : the internal density distribution, the surface wind speed, the Coriolis force and the topographic features of the sea bottom. The tidal current has a negligible role in the general circulation of the Mediterranean. Except in certain limited areas such as the Gibraltar region, the Strait of Messina, the Gulf of Gabes, the North Adriatic and at Bosphorus and the Dardanelles, the tidal amplitudes are small by world ocean standards. This, together with the existence of narrow continental shelves, results in very little tidal amplification along the Mediterranean coasts. Thus, as far as the net circulation is concerned, the tidal movements themselves generate very little net motion and are not considered as contributing to the net circulation. Particularly poorly flushed regions include the N. Adriatic and the Saronikos Gulf.

The Mediterranean circulation pattern has some stationary general features, but with noticeable seasonal variability. The winter pattern of the circulation has been obtained by using geostrophic calculations by Ovchinnikov (1966) and a numerical model by Gerges (1976, 1977). The principal features of the winter circulation as obtained by both authors, as well as by previous investigators who used the distribution of the hydrographic properties of the different water masses (e.g. Nielsen, 1912; Lacombe and Tchernia, 1960 and 1972; Wüst, 1961), indicate a general eastward flow along the north African coast, then a flow along the shore of Asia Minor into the Aegean and back to the Western Mediterranean as a general westward flow. The summer pattern is shown in Fig. 2.

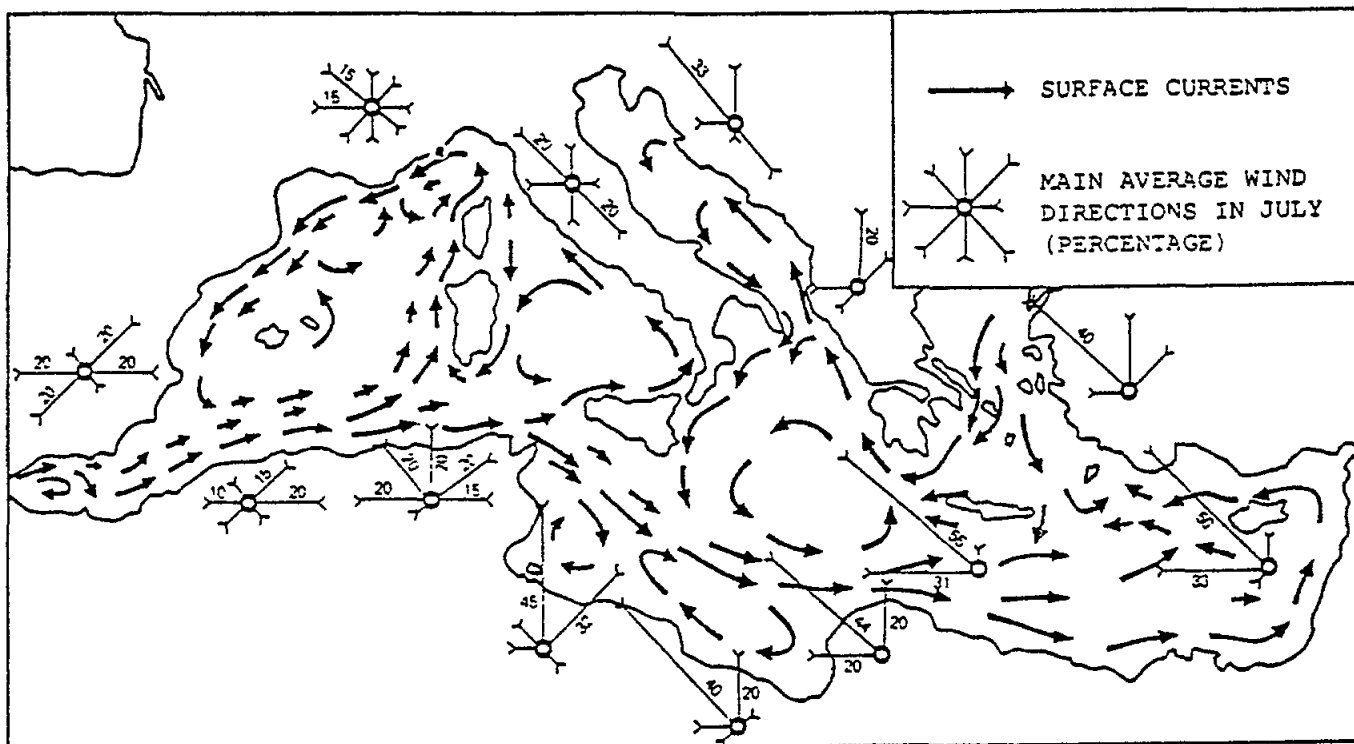


Fig. 2 Surface and main winds in the Mediterranean in summer (from Lacombe and Tchernia, 1972).

According to Gerges (1977), the velocities of the surface drift currents range from 15 to 30 cm sec^{-1} and have a general cyclonic direction. Due to the narrowness of the Gibraltar Strait, the velocities of the drift currents in this region are weaker (5-10 cm sec^{-1}). Greater velocities are noticed in the Ionian Sea, where values exceeding 35 cm sec^{-1} are indicated.

In addition, the existence of some interbasin scale features has also been confirmed, e.g. the cyclonic features between Cyprus and Crete and between Crete and Cyrenaica. Another cyclonic feature is dynamically reminiscent of the Alboran anticyclone (Hopkins, 1983a). These features of gyratory motions are of particular importance, since in some other ocean areas, such as the Sargasso Sea, gyres of the surface circulation tend to accumulate floating tar (IOC, 1981). Thus, one might expect that higher concentrations of oil will be observed in the areas where gyres are usually the dominating features.

This general surface circulation of the Mediterranean has in fact much greater detail, particularly in the coastal areas. Moreover, it is also well known that the summer surface flow is more complex owing to more diverse and smaller-scale wind regimes. The increased complexity in summer is often manifested in smaller gyre-like flow cells; for example, the Tyrrhenian may have several summer cyclonic surface features but one basin-wide winter cyclone (Hopkins, 1983b). However, the principal features of the Mediterranean surface circulation as described by Ovchinnikov (1966) and Gerdes (1976, 1977) are generally valid.

Dispersal systems such as those discussed do not remove the pollutants from the environment but only redistribute them into the various reservoirs or compartments. An important point to be stressed here is that during transport, petroleum can be chemically fractionated by partitioning into the atmosphere, surface microlayer, water column (dissolved and particulate phases), sediment and biota, depending on the volatility, solubility and adsorptive properties of the components.

Selective chemical compositional changes of oil can also occur during weathering, both as a result of microbiological degradation and processes such as atmospheric oxidation. In the late sixties it was believed that degradation processes were the main answer to the question of the ultimate fate of oil spilled at sea. However, it was demonstrated later that they are usually slower than the disappearance of the oil from the sea surface, although both mechanisms are interrelated.

Although it is difficult to assess the relative importance of the above processes in the ultimate fate of petroleum hydrocarbons in the Mediterranean, some estimates are given in Table VII.

Evaporation removes the most volatile fractions of the spilled oils which contain a large portion of the acutely toxic volatile aromatic hydrocarbons. These fractions compose 20 to 50% of most crude oils and 10% or less of residual fuel-oils. Several mathematical models have been developed to give a quantitative description of this process (Butler, 1975). An average loss to the atmosphere of 30% of spilled oil inputs and 10% of land-based residues can be estimated, taking into account the particular hydrogeographical conditions of the Mediterranean. Recent studies have shown the air/sea exchange route to be the only route of importance for volatile hydrocarbons in seawater, compared to other possible sinks such as particle adsorption and sedimentation (Gschwend et al., 1982).

Tar formation from oil residues followed by stranding on shores has been estimated to occur for approximately 30% of spilled oil in the Mediterranean US Natl. Acad. Sci., (1975). This is higher than in the open ocean because of the increased probability of suspended tar contacting shores in an enclosed sea.

Table VII

Outputs of hydrocarbons in the Mediterranean
(10³ tonnes per year).

Process	Estimate
Evaporation	125
Tar formation and stranding	100
Sedimentation	230
Biodegradation and biological uptake	180
	<hr/>
Total	635

Nevertheless, although petroleum tars are currently found on beaches, long-term buildup concentrations have not been reported; this indicates that degradation of stranded tar occurs and that coastal stranding is not the only removal mechanism of the pelagic residues. Blumer et al. (1973) found that in temperate climates the oil remaining on a beach retained, after one year, practically all of the original hydrocarbons above n-C₂₂ (b.p. 320°C). Whether the ultimate fate of petroleum residues is due to biodegradation (in water and sediment) or sedimentation (burial) remains to be determined.

Sedimentation rates have been estimated from a long-term sediment trap experiment conducted off Monaco in the Western basin (Burns and Villeneuve, 1983). The rate reflects the situation of coastal waters but probably is an underestimate for estuaries where sedimentation is enhanced and substantial accumulation of petroleum in sediments has been noted (Albaiges et al., 1985). The processes occurring during sedimentation and particularly the mediation of biological faeces have also been investigated but will be discussed in another section.

On the basis of the lack of positive evidence of large scale petroleum accumulation in the Mediterranean, except in areas where petroleum inputs are large, we can state that biodegradation accounts for the disappearance of the remaining residues. As estimated in Table VII, this is one of the major output pathways.

The Mediterranean is a warm sea with bottom water temperatures above 10°C even in winter (Lacombe and Tchernia, 1972). Given favorable conditions, micro-organisms will degrade 50% or more of crude oil (Bayona et al., 1986). Microbial degradation greatly depends on the degree of dispersion of oil in water, hence, biodegradation becomes the preferential process by which dissolved hydrocarbons are removed from the sea (Button, 1976).

Outputs to adjacent bodies of water are considered to be insignificant for the flux calculations, since the levels of petroleum residues are low in subsurface waters (Ho et al., 1983), i.e. those that are generally exchanged into adjacent water masses.

4. CONCENTRATIONS OF PETROLEUM HYDROCARBONS IN THE MEDITERRANEAN

The number of reported data on hydrocarbon concentrations in water and on beaches has been steadily increasing during the last 10 years, mainly as a result of the activities generated by the projects MED POL I (Baseline studies and monitoring of oil and petroleum hydrocarbons in marine waters, UNEP and MAPMOPP IOC/WMO IGOSS Marine Pollution Monitoring Pilot Project). In this respect, the availability of reference methods (UNESCO, 1982 and 1984) and the training facilities provided to the participating laboratories were of much importance. MED POL - PHASE II is yielding data obtained from laboratories which have participated in intercalibration exercises and which are using reference methods for sampling and analysis.

Comparatively little is known about the occurrence of hydrocarbons in benthic sediments, probably because of the later issue of a reference method (UNESCO, 1982) and the greater complexity involved in the determination. The information is even lower with respect to levels in marine biological samples, where a reference method has not yet been adopted.

The first large survey was devoted to the evaluation of pelagic tars and dissolved/dispersed hydrocarbons in open water. After the cruise by the R/V Atlantis II in 1969 (Horn *et al.*, 1970), the region was surveyed in 1975 by the R/V Westward (Morris *et al.*, 1975; Zsolnay, 1979), in 1975 and 1977 by the R/V Cornide de Saavedra (Faraco and Ros, 1979; Ros and Faraco, 1979) and in 1978 by the R/V Meteor (Ehrhardt, unpublished data). Unfortunately, the large survey undertaken by the R/V Calypso in 1977-1978 (Cousteau, 1979) was only focussed on metals and organochlorinated compounds.

Since then, monitoring programmes in several mainly coastal areas are under way, involving dissolved/dispersed hydrocarbons, surveys of tar on beaches and petroleum hydrocarbons in sediments and marine biota. The Western Mediterranean basin has been more extensively studied than the Eastern. The coasts of the Western Mediterranean are the most potentially affected by pollution due to the major concentration at its boundaries of urban populations, industrial activities and river discharges (UNEP, 1977).

The available data are presented in Tables VIII to XII.

Analytical techniques and quality assurance studies

The large number of analytical measurements performed in a regional monitoring programme and the participation of several laboratories necessitate the existence of a common basis for comparing data, so that they can be integrated into a coherent data set. At present, there are several difficulties, some arising from the analytical methodologies themselves and others derived from the limited knowledge on the comparability of hydrocarbon data from the various laboratories of the area.

From a methodological point of view, it should be considered that petroleum hydrocarbon contains a large suite of molecular types of hydrocarbons (namely saturated and unsaturated aliphatic, aromatic and heteroaromatic) which require elaborate protocols for their isolation and analysis. Hydrocarbons are also supplied by other sources, such as coal-tars and combustion products, each one contributing with characteristic compounds or mixtures of compounds. Finally, the marine environment also contains a variety of biogenic hydrocarbons related to the primary productivity which are

particularly abundant in the surface waters of the coastal zones. Therefore, it is practically impossible to select any one technique suitable for the analysis of all hydrocarbon types in all matrices. Excellent reviews have been published, enabling laboratories to select the most appropriate methods (Farrington et al., 1980; Clark and Brown, 1977). In this respect there is some controversy about which methodology to use in order to assess petroleum contamination. Some advocate simple, rapid and less discriminatory analytical methods for survey type monitoring (e.g. UV-fluorescence), while others advocate sophisticated and more specific methods for measuring a suite of indicator compounds (e.g. COM-GC-MS), although usually economic considerations and the availability of trained personnel are the major constraints in such studies.

Another difficulty arises from the variety in quantification methods. Although a description of recommended techniques for measuring oil in water and beaches is given (UNESCO, 1984), results of beach tar for example are expressed sometimes in units of weight area⁻¹ and sometimes in weight meter⁻¹ of beach line. Concentrations of petroleum hydrocarbons measured by UV-fluorescence are often reported in terms of chrysene equivalents or in crude oil units. Sediment and biological tissues can be analyzed fresh or dried and consequently the results can be reported on a wet or dry weight basis. When GC analysis is carried out, there is a large suite of parameters through which to assess petroleum pollution (n-alkanes, pristane, UCM, PAHS etc.).

On the other hand, the frequency distribution of any data set for a given area is very variable. The possibility should be considered not to publish the data until a sufficiently large number of samples allows an adequate statistical analysis for the assessment of spatial and temporal variations.

The problem of data quality control must be seriously considered. One method to increase quality control is through the participation of laboratories in intercomparison exercises. Ideally, an intercomparison exercise should be conducted with a specified method applied to reference material that has been certified to contain a known amount of constituents of concern. These materials are not available for petroleum hydrocarbons, because of the complexity in defining and quantifying the analyte.

Alternatively, interlaboratory comparison exercises may be performed using field samples (sediment or tissue homogenates) that have been collected in sufficient quantities to permit wide distribution and homogenized as well as possible. In addition, the fact that analysts carry out a common exercise, comparing their individual methods and discussing analytical differences in order to investigate their sources, will guarantee the validation of data on a regional basis. This is absolutely necessary when the component to be analyzed is sea water, because of the difficulties in distributing samples.

Very recently, several laboratories in the region had the opportunity to participate in different exercises concerning hydrocarbons in water (DDPH), sediment and biota.

In November 1984, an intercalibration exercise for oil and petroleum hydrocarbons was held in Barcelona (IOC/CSIC/UNEP/MED CAL I) following a recommendation of the Working Group for Scientific and Technical Co-operation for MED POL (Athens, 21-25 November 1983). The participants in the exercise came from 9 countries.

Each laboratory group made an analysis for DDPH in water samples collected in a fairly polluted area, following the procedure given in M/G No. 13 (UNESCO, 1984). Measurements gave a concentration of 1.65 ug l^{-1} of chrysene equivalents (excluding two outliers) with a 33% relative standard deviation (RSD), which was considered satisfactory for this level of concentrations. In a similar exercise held in Bermuda (December, 1984), a 60% RSD was obtained for measurements at much lower levels (0.057 ug l^{-1}). The method is indeed very sensitive, so that the problem of blanks must always be carefully checked. In 1986 a similar intercalibration exercise was repeated in Barcelona with 11 participants, also with a satisfactory result.

Although there is a question about the meaning of measurements in the open ocean samples, as fluorescence is not only related to the occurrence of petroleum hydrocarbons but also to other biogenic compounds, the method is adequate for "hot spot" determinations. In addition, the scanning of the whole spectra in the normal or synchronous modes provides useful information about the hydrocarbon sources (Solonas et al., 1982).

During the IOC-CSIC-UNEP exercise (1984) a freeze-dried and sieved (250 μm) sediment sample was also analyzed following the procedure given in M/G No. 11 (UNESCO, 1982). Total n-alkanes and the unresolved complex mixture (UCM) were calculated by GC, aromatic hydrocarbons by UV-fluorescence. The precision of the results improved from total n-alkanes (RSD=70%) to UCM (RSD=45%) and to total aromatics (RSD=26%), which is consistent with the degree of difficulty in sample handling and analysis. Obviously GC analysis, especially with capillary columns, permits known individual compounds to be quantified, thus eliminating many of the ambiguities arising from UV-fluorescence, although at the expense of precision. Notice however that even though the method involves a chromatographic separation, the precision of the results obtained for aromatic hydrocarbons using UV-fluorescence is of the same order of magnitude as that of hydrocarbons in water.

Finally, twelve laboratories (6 from France, 3 from Spain and one each from Monaco, Malta and Cyprus) participated in 1984 in the ICES/IOC Intercomparison Exercise for hydrocarbons in biological tissue, performed on a freeze-dried mussel homogenate sent to each laboratory by the Bermuda Biological Station.

The number of laboratories was rather low if we take into account the fact that 129 laboratories which could carry out analytical chemistry were contacted. It is interesting to note that none of the laboratories used GC-MS. Although in this case no particular method was suggested, the results reported had a confidence limit of about 80%, which was not very different from that reported by other participating regional groups.

However, these variation coefficients should serve as a warning against overinterpretation of measurements when designing and interpreting results of any future pollution monitoring programme.

The lack of uniformity in reported data, the differences in sampling frequencies in different areas and the quality control of data generated by the different monitoring programmes are some of the questions that require further attention. Finally, a major training effort will be required in the Mediterranean region to ensure a widespread participation of laboratories in a petroleum monitoring programme.

Dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons (DDPH)

Results of MAPMOPP in the Mediterranean Sea

The results of MAPMOPP have been reported in the IOC Report "Global Oil Pollution" (IOC, 1981). The data base consisted of 465 values, mainly concentrated in the eastern and central basins. Concentrations were generally between 0 and 5 $\mu\text{g l}^{-1}$, although a small number of values exceeded 10 $\mu\text{g l}^{-1}$. The overall arithmetic mean was 2.0 $\mu\text{g l}^{-1}$, however this is not an appropriate indicator of central tendency when populations are highly skewed, as in this case. The frequency distribution after a logtransformation of the data suggested the presence of two different groups, one comprising samples with concentrations less than 0.4 $\mu\text{g l}^{-1}$ and a second with higher concentrations. Geometric means of 0.04 and 2.0 $\mu\text{g l}^{-1}$ provided acceptable estimates of central tendency for these populations (Table VIII).

A possible interpretation is that the lower values represent the background level of DDPH in the region, whereas the higher group indicates recent inputs of petroleum which had not yet become diffused. Another possibility is that of an artifact arising from the procedures used to obtain the data. However, the more heavily polluted samples came from the eastern region along the tanker routes (Table VIII). Contamination levels in the western Mediterranean were lower, although there were insufficient samples for a meaningful statistical analysis. Despite the uneven sampling coverage of the whole area it is apparent that the levels found in the Mediterranean were significantly higher than those reported for other oceanic regions (Table VIII). With the entering into force of the International Convention for the Prevention of Pollution from Ships (1973), as modified by the Protocol of 1978 (MARPOL 1973/78), this picture is likely to improve gradually.

In the following section an extended list of DDPH data is shown, particularly for areas that were not covered well by MAPMOPP. However, the following preliminary assessment can be made on the basis of the concentrations reported so far.

Taking into account that the Mediterranean has:

- (i) a surface of 2.96×10^6 square kilometers,
- (ii) a yearly input of 0.6 million tonnes of petroleum hydrocarbons (Table VI),
- (iii) that most of the input occurs in the nearshore areas (Table VI),
- (iv) the mean residence time in the top 100 metres is one year (Burns *et al.*, 1985),

we can reach an estimate of the order of 0.2 $\mu\text{g l}^{-1}$ of total petroleum compounds for the top 100 metres of the open Mediterranean.

Errors in these assumptions which could change the estimate by one or more orders of magnitude are highly unlikely, so that any values exceeding this level in offshore areas should be considered cautiously since they are likely to represent either contamination in sample handling or a contribution by fluorescing biogenic compounds.

Western Mediterranean

The concentrations of dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons in this part of the Mediterranean have been obtained from a number of cruises. Samples collected nearshore frequently show concentrations above 10 $\mu\text{g l}^{-1}$, particularly if they were taken close to industrialized areas or river mouths (Table IX).

Table VIII

Concentrations of dissolved/dispersed petroleum residues in the Mediterranean (n = number of values; c = arithmetic mean; s = standard deviation; G.M. = geometric mean). All values in $\mu\text{g l}^{-1}$ (IOC, 1981).

Region	Normal statistics			Logtransformed data	
	n	c	s	n	G.M.
Mediterranean	466	2.0	5.0	462	0.33
0.4 $\mu\text{g l}^{-1}$	219	0.07	0.08	215	0.04
0.4 $\mu\text{g l}^{-1}$	247	3.7	6.4	247	2.0
Aegean Sea	134	1.3	0.79	134	1.1
Eastern Region	133	5.5	8.3	131	1.5
0.4 $\mu\text{g l}^{-1}$	29	0.04	0.06	27	0.03
0.4 $\mu\text{g l}^{-1}$	104	7.0	8.8	104	4.0
Central Region	176	0.17	0.42	175	0.06
0.4 $\mu\text{g l}^{-1}$	156	0.07	0.07	155	0.05
0.4 $\mu\text{g l}^{-1}$	20	1.0	0.86	20	0.77
Western Region	22	0.02	0.01	22	0.02
Baffin Bay	104	0.11	0.12	93	0.09
Indian Ocean	45	60.1	92.7	36	8.09
Japan	1666	0.31	1.21	1640	0.13
North Am. East Coast	80	0.10	0.10	71	0.09
North Sea	90	0.02	0.12	9	0.15
South China Sea	272	0.20	0.28	256	0.10
Strait of Malacca	14	0.11	0.12	10	0.13

From the Spanish coast between Castellon and Cartagena results have been reported from sampling along nine transects (De Leon, pers. comm.). This study showed concentrations between 0.06 and 8.26 $\mu\text{g l}^{-1}$ as mean values at each station. In Mar Piccolo, Taranto, Italy, concentrations ranging from 0.1-36 $\mu\text{g l}^{-1}$ have been reported (Strusi, pers. comm.). Mean values are 3.26, 7.42 and 7.98 $\mu\text{g l}^{-1}$ from three sampling occasions. More precise determinations (GC) were carried out during the PHYCEMED cruises (Ho *et al.*, 1983; Sicre *et al.*, 1985). Concentrations of petrogenic hydrocarbons ranged between 1.1 - 4.5 $\mu\text{g l}^{-1}$ for the aliphatic fraction and 0.1 - 0.8 $\mu\text{g l}^{-1}$ for the aromatic one. During these cruises, relevant information was obtained on the accumulation of hydrocarbons in the air-seawater interface. Enrichment factors up to 50 were observed in the surface microlayer (Sicre *et al.*, 1985), although the effect was more evident for the biogenic hydrocarbons. Table X summarizes the information obtained in this study and it can be compared with that reported in Table IX for the same area. Few or no values are available from countries along the North African coast.

Adriatic

Results of the analysis of water samples are reported in Table IX. Most of these studies have dealt with the Rijeka Bay area, although recently data from Sibenik and Split have also been obtained. Concentrations from these areas range from 0.1 ug l⁻¹ or below in unpolluted zones, to 50 ug l⁻¹ in polluted parts.

Central Mediterranean

The only concentrations reported from sampling offshore are those reported by Monaghan et al. (1974). From nearshore areas (Libyan coast) Gerges and Durgham (1983) report concentrations between 0.6 and 28 ug l⁻¹. The highest values (10 - 28 ug l⁻¹) are reported from areas far from major industrial activities. Similar concentrations ranging from 0 (unpolluted) to 27.6 ug l⁻¹ (polluted) were reported in a study carried out by the Marine Fisheries Research Center, Tripoli (MFRC, 1981). From the coastal waters around Malta, concentrations between 0.02 and 0.29 ug l⁻¹ have been reported (UNEP, 1980).

Table IX

Dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons (ug l⁻¹).

Area	Year	Concentrations	Technique	Reference
Western Mediterranean (offshore)				
Northern part	1973	10-2200 (surface) (av. 450)	Fluorescence	Monaghan <u>et al.</u> , 1974
		3-37 (10 m) (av. 15)	"	"
	1975-77	2-6 (surface) (av. 3.3)	"	Faraco and Ros, 1979
	1981	1.5-21.1 (surface) 3.5-4.6 (surface) 0.5-0.8 (chr. eq.)	GC-n-alkanes -UCM Fluorescence	Ho <u>et al.</u> , 1983 " "
	1983	1.9 (surface) 1.3 (surface)	GC-n-alkanes -UCM	Sicre <u>et al.</u> , 1985 "
	1981	0.33 (chr. eq.)	Fluorescence	Ho <u>et al.</u> , 1983
Central part	1983	0.68 (surface) 1.37 (surface)	GC-n-alkanes -UCM	Sicre <u>et al.</u> , 1985 "

Table IX (cont'd)

Dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons (ug l⁻¹).

Area	Year	Concentrations	Technique	Reference
Western Mediterranean (offshore)				
Southern part	1973	2-17 (surface) (av. 8.5) 2.7 (10 m)	Fluorescence	Monaghan <u>et al.</u> , 1974
	1974-75	av. 6.9 (surface)	"	Zsolnay, 1979
	1975-77	1-123.5 (surface) (av. 17.5)	"	Faraco and Ros, 1979
	1981	0.23 (surface) 0.81 (surface) 0.078-0.2 (chr. eq.)	GC-n-alkanes -UCM Fluorescence	Ho <u>et al.</u> , 1983 " "
	1983	0.31 (surface) 1.15 (surface)	GC-n-alkanes -UCM	Sicre <u>et al.</u> , 1985 "
Alboran Sea	1975-77	4.3-14.6 (surface) (av. 7.9)	Fluorescence	Faraco and Ros, 1979
	1981	0.2 (chr. eq.)	"	Ho <u>et al.</u> , 1983

Table IX (cont'd)

Dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons ($\mu\text{g l}^{-1}$).

Area	Year	Concentrations	Technique	Reference
Western Mediterranean (nearshore)				
Spanish coast				
Castellon	1983	1.36-2.40	Fluorescence	De Leon, pers. comm.
Sagunto	"	0.06-3.40	"	"
Valencia	"	0.63-4.35	"	"
Cullera	"	0.06-3.10	"	De Leon, pers. comm.
Benidorm	"	0.60-0.26	"	"
Alicante	"	0.85-8.26	"	"
Guardamar	"	1.15-3.15	"	"
Portman	"	0.26-6.50	"	"
Cartagena	"	0.26.3.22	"	"
French coast	1975-78	50-5000 (av. 580)	IR	UNEP, 1980
Banyuls-sur-Mer				
Var Estuary	1981	0.4-1.0	GC-UCM	Burns and Villeneuve, 1983
Golfe de Fos	1983-84	30-200		MEDPOL Phase II
Golfe d'Ajaccio	1983-84	0-100		MEDPOL Phase II

Table IX (cont'd)

Dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons (ug l⁻¹).

Area	Year	Concentrations	Technique	Reference
Italian coast				
Tyrrhenian Sea	1973	8-614 (surface) (av. 180) 3-19 (10 m) (av. 7)	Fluorescence	Monaghan et al., 1974
	1974-75	av. 4.8 (surface)	"	Zsolnay, 1979
	1975-77	1.9-20.5 (av. 7.4)	"	Faraco and Ros, 1979
Taranto, Mar Piccolo	1983	0.2-11.6 (av. 3.26)	GC	Strusi, pers. comm.
"	"	0.5-23.0 (av. 7.42)	"	"
"	"	0.1-36.0 (av. 7.98)	"	"

Table IX (cont'd)

Dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons ($\mu\text{g l}^{-1}$).

Area	Year	Concentrations	Technique	Reference
Central Mediterranean				
South Ionian Sea	1973	3-423 (surface) (av. 58) 2-120 (1.0 m) (av. 16)	Fluorescence	Monaghan <u>et al.</u> , 1974
			"	"
	1974-75	av. 14.9 (surface)	"	Zsolnay, 1979
Malta, coastal waters	1977-78	0.02-0.29	"	UNEP, 1980
	1984	0.03-1.70 (av. 0.51)	"	(MEDPOL Phase II-data)
Libyan coast	1974-75	av. 24.9 (surface)	"	Zsolnay, 1979
W. Sedra, Tripoli harbour	1980	20-28	"	Gerges & Durgham, 1983
Zawia	"	12.5-19	"	"
Janzur, W&E. Brega, Zawia			"	"
W. Khoms			"	"
Zlitan, Zwetina, Benghazi,			"	"
E. Sirte, Tajura		4.6-5.3	"	"
Sabratha, Derma, Sidi Blal		0.6-2.9	"	"

Table IX (cont'd)

Dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons ($\mu\text{g l}^{-1}$).

Area	Year	Concentrations	Technique	Reference
Libyan coast; 171 samples from coastal areas	1980	0.0-27.6 (av. 3.6)	Fluorescence	MFRC, Tripoli 1981
Adriatic				
Yugoslavia, Rijeka Bay	1976-77	1-50 100-1100 below 0.1	Fluorescence IR GC	UNEP, 1980 Ahel & Picer, 1979
"	1976-78	1-7 ("polluted") 0.2-0.5 ("unpolluted")	Fluorescence "	Ahel, 1985
Yugoslavia, Sibenik area	1984	0.2-16.4 (av. 1.4)	"	(MED POL Phase II - data)
Yugoslavia, Split	1984	av. 24.9 (surface)	"	"
Eastern Mediterranean				
Aegean Sea	1974-75	av. 20.5	Fluorescence	Zsolnay, 1979

Table IX (cont'd)

Dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons ($\mu\text{g l}^{-1}$).

Area	Year	Concentrations	Technique	Reference
Greece				
Coastal waters		below 3	Fluorescence	Mimicos, 1981
Saronikos Gulf	1980-81	1.6-5.6	"	Gabrielides <u>et al.</u> , 1984
Aegean Sea	"	2.9-13.7	"	"
Thessaloniki harbour	1976-79	1500	IR	UNEP, 1980
Cavala harbour	"	2600	"	"
Strymonikos Bay	"	1100	"	"
Patraikos Gulf	1977-83	0.12-28.2	Fluorescence	Mimicos <u>et al.</u> , 1985
Achelooos River estuary	"	1.3-4.5	"	"
Turkey				
Mersin-Akkuyu	1977-78	8.2-39.4	"	UNEP, 1980
Southern coast	1980-82	0.5-3.5 (av. 1.5)	"	Sunay <u>et al.</u> , 1983
Offshore between Turkey and Cyprus	1980-82	2.0-6.0	"	Sunay <u>et al.</u> , 1983
Iskenderun Bay	"	0.7-7.0	"	"
Sea of Marmara	1983	0.88 (max. 8.07)	"	Sakarya <u>et al.</u> , 1985
Izmit Bay	"	0.75-5.0	"	"

Table IX (cont'd)

Dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons ($\mu\text{g l}^{-1}$).

Area	Year	Concentrations	Technique	Reference
Aegean Sea	1983	0.14-1.39	Fluorescence	Sakarya <u>et al.</u> , 1985
Mediterr. coastal waters	"	0.02-1.1	"	"
Iskenderun Bay	"	0.11-1.0	"	"
Candarli Bay	1983-84	1.20-80.0	"	Topcu & Muezzinoglu, 1984
Aliaga	"	0.53-7.30	"	"
Saros Bay	1983	0.77	"	"
Izmir Bay	"	9.40	"	"
Southern Aegean Coast	"	0.86	"	"
Eastern Mediterranean				
Offshore, South of Cyprus,				
Southeast of Crete	1975-76	10-40	Fluorescence	UNEP, 1980
Israel				
Ashkelon	1975-76	9.4-19.4	"	"
Haifa Bay	"	15.0-15.6	"	"
Plamachin	"	10.7-12.5	"	"
Bardawil Lagoon	"	20.6	"	"
Tel Shikmona	"	1.1-45.3	"	"

Table IX (cont'd)

Dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons ($\mu\text{g l}^{-1}$).

Area	Year	Concentrations	Technique	Reference
Egypt Alexandria Alexandria	1978-79	0.7-35.2 (av. 3.7)	Fluorescence	Aboul-Dahab & Halim, 1981a
	1979-80	6.6-41.4 (nearshore)	"	Wahby & El Deeb, 1981
		0.7-3.9 (offshore)	"	"
Mouth of Suez Canal	1980-81	0.5-14	"	El Samra <u>et al.</u> , 1983
Cyprus, Limassol Bay	1983	2.6-8.1	"	MED POL - Phase II
	1984	1.15-1.48	"	"
Larnaca Bay	1983	4.2-13.6	"	"
	1984	1.74-2.53	"	"

Table X

Hydrocarbons in the surface microlayer.

Area	Year	Concentrations (in ug l ⁻¹)	Technique	Reference
off-Monaco	1981	6.0 - 11.4 (n-alk)	GC	Burns and Villeneuve, 1983
		23 - 61 (UCM)*	GC	
		4.3 - 4.9 (arom.)	GC	
North Western basin	1981	1.0 - 13.48 (n-alk)	GC	Ho <u>et al.</u> , 1983
		8.11- 22.1 (UCM)	GC	
0.26- 0.35 (arom.)		UV-fl.		
	1983	0.55 (n-alk)	GC	Sicre <u>et al.</u> , 1985
Central Western basin	1981	0.69 (n-alk)	GC	Ho <u>et al.</u> , 1983
		6.8 (UCM)	GC	
0.70 (arom.)		UV-fl.		
	1983	0.96 (n-alk)	GC	Sicre <u>et al.</u> , 1985
South Western basin	1981	0.57 (n-alk)	GC	Ho <u>et al.</u> , 1983
		0.25 - 5.15 (arom.)	UV-fl.	
	1983	1.67 - 1.86 (n-alk)	GC	Sicre <u>et al.</u> , 1985
Alboran Sea	1983	1.4 (n-alk)	GC	Sicre <u>et al.</u> , 1985

* UCM : unresolved complex mixture.

Values ranging from 0.1 to 2.6 $\mu\text{g l}^{-1}$ are reported from Greek coastal waters (Table IX), while concentrations in the range 1 to 2.6 $\mu\text{g l}^{-1}$ were reported from harbour areas and were measured with infrared spectroscopy. However, some studies in areas quite far from major land-based industrial activities, such as off-shore in the Aegean Sea, show concentrations exceeding 10 $\mu\text{g l}^{-1}$. Sakarya et al., 1985 reported values between 0.14 and 1.39 $\mu\text{g l}^{-1}$ from the Aegean Sea.

From Turkish waters, data ranging from 0.02 to 40 $\mu\text{g l}^{-1}$ are reported (Sunay et al., 1983 ; Sakarya et al., 1985). Concentrations of around 1.5 $\mu\text{g l}^{-1}$ are reported from coastal waters southwest of Mersin (Sunay et al., 1983). However, the same authors report concentrations of 2.0 to 6.0 $\mu\text{g l}^{-1}$ from off-shore areas between Turkey and Cyprus. Concentrations up to 7.0 $\mu\text{g l}^{-1}$ were reported from the industrialized Iskenderun Bay (Sunay et al., 1983). Sakarya et al., 1985 reported concentrations ranging between 0.11 and 1.0 $\mu\text{g l}^{-1}$ from the northeastern Mediterranean coast off Turkey.

Concentrations between 10 and 20 $\mu\text{g l}^{-1}$ have been reported from areas close to harbours, oil refineries, river mouths, etc. in Israel. High concentrations of dissolved hydrocarbons were found south of Cyprus (25 - 40 $\mu\text{g l}^{-1}$ and southeast of Crete (10 to above 40 $\mu\text{g l}^{-1}$), although more recently concentrations ranging between 2.6 and 8.1 $\mu\text{g l}^{-1}$ were reported from Limassol Bay, Cyprus and levels from 4.2 to 13.6 $\mu\text{g l}^{-1}$ from Larnaca Bay, Cyprus, (unpublished report to IOC, 1984). This is another situation where an offshore contamination by ship traffic may have occurred.

Several reports are available on the oil contamination of coastal waters off Egypt (Aboul-Dahab and Halim, 1981, 1981a; Wahby and El Deeb, 1981; El Samra et al., 1983). Concentrations up to 30-40 $\mu\text{g l}^{-1}$ have been reported in areas influenced by various industrial activities (Aboul-Dahab and Halim, 1981, 1981a; Wahby and El Deeb, 1981). The same authors report concentrations below 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ and usually below 5 $\mu\text{g l}^{-1}$ in offshore waters. One study of the petroleum hydrocarbon content of the waters reaching the Mediterranean from the Suez Canal has been reported by El Samra et al., 1983. This study showed that the water contained 0.5 - 14 $\mu\text{g l}^{-1}$.

However, some noteworthy observations can be made . Zsolnay et al. (1978) report that the concentrations of aromatic hydrocarbons in Baltic Sea water are almost twice as high as those in the Mediterranean and almost 10 times higher than in the northwest Atlantic, including the Sargasso Sea.

By contrast, the Mediterranean is reported to be more heavily polluted with surface-floating tar balls than the Baltic and the northwest Atlantic . It would seem that there is little or no correlation between the quantity of tar derived from oil spills (and, by reference, the quantity of oil spilled) and the degree of contamination by DDPH. Indeed Zsolnay et al. (1978) and Faraco and Ros (1979) found no such correlation in a group of samples taken throughout the Mediterranean. This can be explained if we assume that dissolved hydrocarbons are derived from coastal industrial and municipal waste discharges, whereas pelagic tars are derived from tanker ballasts. However, another possibility is that dissolved hydrocarbons are leached out during initial deposition of tarry materials in the marine environment and their subsequent accumulation and transport then depends on different factors, including currents and concentration of other substances with which the materials interact. Currents partly driven by winds are the main transport actions for the surface layer materials.

Oil slicks, floating tar and tar on beaches

As a part of the MAPMOPP (IOC/WMO Marine Pollution Monitoring Pilot Project) visual observations of oil slicks were carried out from ships (IOC, 1981). Position, date, time and slick size were noted for observed slicks. Since it is as important to know which areas are not polluted as it is to know which ones are, a report was made during each 24-hour period, even if no pollution was observed. In the Mediterranean, surface slicks were present in more than 10% of the observations almost throughout the region. These data compared with MAPMOPP results from other regions provide evidence of relatively extensive surface pollution in the Mediterranean.

Available data on pelagic tar from the Mediterranean (Table XI) show that between 1969 and 1983 mean concentrations in the Mediterranean ranged from 0.5 to 130 mg m⁻² and that the Ionian Sea was the most tar polluted area in the Mediterranean Sea. The data also suggest that normal values for offshore areas are up to 5 mg m⁻², while in nearshore waters, concentrations can be much higher and range between 10 and 100mg m⁻².

The data also suggest that the eastern basin was the relatively most heavily contaminated by this pollutant source, although some indication of an improving situation was observed during the last ten years. Confirmatory evidence of the nature and sources of these floating tars (tanker deballasting waters) has been obtained (Torrados and Albaiges, 1978).

The data on tar on Mediterranean beaches show considerable variation and mean quantities were found to range between 0.2 and 4388 g m⁻¹ (Golik, 1986).

On the basis of geographical considerations, it seems that the areas in the Mediterranean where deballasting of oil waters and release of oily compounds into the sea were permitted until 1978 were areas of tar contamination. However, measurements of pelagic tar conducted after 1980 indicate that there may have occurred a reduction in tar quantity especially in the Eastern Mediterranean during the past few years.

Measurements on tar on beaches in Cyprus and in Israel conducted during a 10-year period (Golik, 1985; Demetropoulos, 1985) suggest a similar reduction of the quantities of tar in the Eastern Mediterranean. These findings show a drastic decrease in the amount of tar on beaches.

Table XI

Pelagic tar in the Mediterranean Sea (mg m^{-2}) (Golik, 1986).

Area	Period	Range	Arith- metic mean	Geometric mean	Reference	
Alboran Sea	1969		6.5		Horn <i>et al.</i> , 1970	
	1974-75	0.35-45.11	11.0	4.4	Morris <i>et al.</i> , 1975	
	1976	0.04-6.6	0.6	0.22	Ros & Faraco, 1979	
	1981-82	0.01-25.6	0.8	0.17	De Armas, 1985	
Balearic Sea	1969		2.4	2.2	Horn <i>et al.</i> , 1970	
	1972-73		3.1	2.5	Benzhitsky A.G. and G.G. Polikarpov, 1974	
	1974-75	0.1 -27.9	0.5	0.4	Morris <i>et al.</i> , 1975	
	North	1975-77	0 -77.7	5.4	1.06	Ros & Faraco, 1979
	South	1975-77	0.05 -26.8	3.9	1.18	Ros & Faraco, 1979
		1981-82		3.6	0.63	De Armas, 1985
Tyrrhenian Sea	1969		1.5		Horn <i>et al.</i> , 1970	
	1972-73		4.7		Benzhitsky A.G. and G.G. Polikarpov, 1974	
	1974-75	0.2 -14.7	3.2	1.4	Morris <i>et al.</i> , 1975	
	1975-77	0 -10	0.9	0.3	Ros & Faraco, 1979	
Ionian Sea	1969		130.0	60.0	Horn <i>et al.</i> , 1970	
	1974-75	0.9 -109.9	16.0	5.0	Morris <i>et al.</i> , 1975	
East Mediterranean	1970-71	0 -58.3	5		El Heyawi, 1979	
	1977-79	0.2 -1.33**			Wahby & El Deeb, 1981	
	1978-79	0 -8.91	2.82		Aboul-Dahab & Halim, 1981a.	
NE Mediterranean	1983-84	0 -33.4			Saydam <i>et al.</i> , 1985	

** mg m^{-3}

Petroleum hydrocarbons in sediments

The application of the concept that sediments represent a sink for some pollutants and hydrocarbons among them has only recently been attempted in the Mediterranean. Studies have been conducted primarily in the Western basin (Mille *et al.*, 1982 and 1983) (Table XII).

Along the French coast between Fos-sur-Mer and Monaco, Mille *et al.* (1983) reported concentrations of aliphatic and aromatic hydrocarbons ranging between 20 and 950 $\mu\text{g g}^{-1}$. The highest concentrations were found outside a refinery.

Comparable results have been reported by Albaiges *et al.* (1983) in sediments collected along the Spanish coast outside harbours, oil terminals and river mouths (1-62 $\mu\text{g g}^{-1}$ of aliphatics and 2 - 66 $\mu\text{g g}^{-1}$ of aromatics). In order to get some insight into the sources of these hydrocarbons, the extracts were analyzed for individual components by GC-MS. Levels of pyrolytic-like PAHs range from 0.3 to 2.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ dry weight. These concentrations are also similar to those reported by Mille *et al.* (1982) and Burns and Villeneuve (1983) (0.6 - 0.7 $\mu\text{g g}^{-1}$) for the French coast. Two samples collected in the central part of the Western basin provided information about the background levels of petrogenic hydrocarbons for the area (1.2 $\mu\text{g g}^{-1}$ of aliphatics, and 0.6 $\mu\text{g g}^{-1}$ of aromatics).

In Mar Piccolo, Taranto, Italy, average concentrations of 14.7 $\mu\text{g g}^{-1}$ aliphatic and aromatic hydrocarbons were found at 8 stations at depths from 1 to 10 metres (Strusi, 1984). Similar results have recently been reported for the Yugoslavian coast.

From the eastern Mediterranean, results are available from Cyprus and Turkey. From Cyprus concentrations of 0.114 to 1.35 $\mu\text{g g}^{-1}$ are reported in sediment samples collected at 90m depth. From Iskenderun Bay, Turkey, average sediment concentrations of 0.24 $\mu\text{g g}^{-1}$ were reported by Sunay *et al.* (1983). The samples were collected at 10 to 90 metres depth and the range of concentrations was 0.04 - 0.68 $\mu\text{g g}^{-1}$. Recent measurements in Turkish waters have shown very low levels of petroleum hydrocarbons (Table XII).

In general, the hydrocarbon concentrations encountered in the area indicated a moderate contamination compared with other sites for which petroleum contamination has been assessed (2 - 1200 $\mu\text{g g}^{-1}$ for the New York Bight and 45 - 730 $\mu\text{g g}^{-1}$ for the California Bight). Nevertheless, the use of sediments for monitoring programmes of coastal zones looks promising for the recognition of land-based pollutant sources and particularly of "hot spots".

Petroleum hydrocarbons in organisms

Few studies have been carried out on the uptake of petroleum hydrocarbons in organisms from the Mediterranean. From the Spanish coast analyses of samples of fish and molluscs, collected from the mouth of the river Ter and south to the Ebro delta, have been reported by Albaiges *et al.* (1983); Ballester *et al.* (1982); Albaiges *et al.* (1985a); and Risebrough *et al.* (1983).

Risebrough et al. (1983) used the technique employed in the Mussel Watch project in a study of petroleum hydrocarbons in molluscs from the Ebro delta. Mussels (Mytilus galloprovincialis), oysters (Ostrea edulis), and clams (Venus gallinae) were selected as the indicator organisms. Petroleum hydrocarbons were measured on the basis of the unresolved complex mixture (UCM) in the chromatograms of the saturated and aromatic fractions. The levels found were generally in the order of 100 - 300 ug g⁻¹. These concentrations were equivalent to those in mussels in the most polluted harbours and bays in California.

In another study by Albaiges et al. (1983), relatively high concentrations of petroleum hydrocarbons were found in bivalves from the same area (190 - 215 ug g⁻¹ (dw)) (Table XIII). Pelagic fish showed lower concentrations in tissue samples (less than 10 ug g⁻¹). A study by Ballester et al. (1982) of mussels from a drilling platform in the Ebro river delta showed concentrations of up to 20-30 ug g⁻¹ of n-alkanes.

Table XII

Petroleum hydrocarbons in benthic sediments.

Area	Concentrations (in ug g ⁻¹)	Reference
French coast		Mille, <u>et al.</u> , 1982
(Fos sur Mer to Monaco) (1979)		
Côte Bleue	13 -952 aliphatics + aromatics	
Les Embiez	69 -93 "	
Monaco	51 -77 "	
Spanish coast (1980-1982)	0.6 -2.3 (D/w) C ₁₄ -C ₂₀ (GC)	Garcia-Regueiro, <u>et al.</u> , 1983
off Valencia 3-10m (0-5cm)		
off Alicante	0.1 -5.8 (D/W) D ₁₄ -C ₂₄ (GC)	
off Delta del Ebro	0.3 -1.1 (D/W) C ₁₅ -C ₂₄ (GC)	
off other Catalan rivers	0.07 -0.56 (D/W) (GC)	Sanchez-Pardo and Rovira, 1985
- river mouths and cities		
Ter river mouth (10-60m)	0.5 - 1.9 (D/W) n-alkanes (GC)	Albaiges <u>et al.</u> , 1983 and 1985
(3 samples)	1.8 - 9.8 UCM	
	5.1 -10.1 aromatics	
off Barcelona (10-80 m)	1.3 -17.0 "	"
(9 samples)	24.5 -52.8	
	3.1 -66.8	
off Tarragona (17-95 m)	0.9 - 5.0 "	"
(6 samples)	4.8 -77.1	
	7.8 -21.2	
Ebro Delta (10-100 m)	0.4 - 3.2 "	"
(5 samples)	1.3 -12.9	
	0.6 -15.2	

Table XII (cont'd)

Petroleum hydrocarbons in benthic sediments.

Area	Concentrations (in ug g ⁻¹)	Reference
off Valencia (10-100 m) (5 samples)	0.8 - 1.0 (D/W) 3.8 -12.3 4.8 -26.0	Albaiges et al., 1983 and 1985
off Benidorm (10-100 m) (2 samples)	0.8 - 0.9 (D/W) 1.9 - 4.0 2.8 - 5.5	"
Western Mediterranean (1000 m)	1.2 - 1.6 "	"
Italy, Taranto, Mar Piccolo, 1983 8 stations (1-10m depth)	0.6 - 2.3 1.3-45 (av. 14.73) (D/W)	UCM aromatics (Strusi, 1984, pers. comm.)
Yugoslavia, Split, 1984	1.0-18.9	Fluorescence MED POL - PHASE II
Cyprus, Larnaca Bay, 1983 1984	0.114-0.135 (4 samples) 0.442-1.301 (4 samples)	" "
Limassol Bay 1984 (18-90m)	0.308-0.417 (2 samples)	"
Turkey, Iskenderun Bay 1980-82, 10-9m depth	0.04-0.68 (av. 0.24 ug g ⁻¹)	PAHs (GC) Sunay et al., 1983
Turkey Candarli Bay, 1983-84 Aliaga, 1983-84 Saros Bay, 1983 Izmir Bay, 1983 Southern Aegean Coast, 1983	0.0043-0.375 (fw) 0.0175-0.025 (fw) 1.0 (fw) 0.047 (fw) 0.1575 (fw)	Fluorescence " " " " Topcu & Muezzinoglu, 1984

Petroleum concentrations of tissues of three species of fish (Mullus barbatus, Merluccius merluccius, Trachurus trachurus) have been reported by Albaiges et al. (1985). This study showed that baseline levels in muscle tissues for the area between Barcelona and the French border were 1.5 - 12 ug g⁻¹ and 1.7 to 8.4 ug g⁻¹ (dw) of saturated and aromatic hydrocarbons respectively. Higher concentrations were found in fish off Barcelona and the Ebro river. The results are summarized in Table XIII. In this study, it was also shown that hydrocarbons are largely accumulated in liver and in adult species.

From the data available it cannot be concluded that the higher concentration of petroleum hydrocarbons existing in the Mediterranean with respect to other oceanic areas has biological effects on pelagic fish. However monitoring of selected species is desirable.

Few studies of the petroleum hydrocarbon contamination of marine organisms from other parts of the Mediterranean are available. From the coast of Turkey, notably from Iskenderun Bay, a study of the concentration of PAHs in fish has been carried out (Sunay et al., 1983). The average concentrations in muscles and livers were 0.13 and 0.79 ug g⁻¹, respectively.

From Mar Piccolo, Taranto, Italy, a study has been reported on the levels of hydrocarbons in mussels (Strusi, 1984). The results, which are given as wet weight concentrations, range from 0.5 - 10.1 ug g⁻¹ with an average of 2.7 ug g⁻¹. If these concentrations were to be transformed into dry weight figures, they could become roughly ten times higher.

Table XIII

Hydrocarbons in biota samples from the Spanish Mediterranean Coast
(in ug g⁻¹ dry wt) (Albaiges et al., 1983 and 1985).

Species	Area (year) fraction (UCM)	Saturate fraction (crude oil eq.)	Aromatic
<u>Mytilus</u> (10 samples)	Palamós	106- 190	-
	Barcelona	500-3200	-
	Ebro Delta	8- 216	-
<u>Mullus</u> sp. (muscle) (14 samples)	Palamós	12.6	4.4
	Barcelona	22.2	9.3
	Ebro Delta	5.8	11.1
<u>Merluccius</u> sp. (muscle) (14 samples)	Palamós	1.5	1.7
	Barcelona	0.2	3.9
	Ebro Delta	0.2	2.4
<u>Trachurus</u> sp. (muscle) (14 samples)	Palamós	11.2	4.2
	Barcelona	1.4	10.9
	Ebro Delta	5.4	3.7
<u>Engraulis</u> sp. (muscle) (19 samples)	Barcelona	7.7	7.8

5. DISTRIBUTION OF PETROLEUM HYDROCARBONS IN MEDITERRANEAN ECOSYSTEM
COMPARTMENTS AND TENTATIVE MASS BALANCE ASSESSMENT

A considerable amount of data is available on the distribution of petroleum hydrocarbons in some environmental components of the Mediterranean. A critical point in any long-term monitoring programme is the management and interpretation of the data generated. Monitoring is not simply an exercise in data accumulation (Albaiges and Frei, 1982), but should be designed to answer specific questions. It should be coupled with concurrent research and, as new information becomes available, be adjusted accordingly.

An assessment of the information available requires an adequate knowledge of the biogeochemical processes controlling the transport and fate of petroleum residues introduced into the sea. This is why more recently attention has been focused on the investigation of these processes. Thus, in 1981 and 1983, the PHYCEMED cruises were concerned with the evaluation of the atmospheric budget of hydrocarbons in the Western Mediterranean and with the investigation of mechanisms of exchange of these materials across the air/sea interface (Ho et al., 1982 and 1983; Sicre et al., 1985).

The relative importance of these exchanges, as far as atmospheric deposition is concerned, is assessed in Table XIV. The atmospheric compartment, however, has been recognized not only as a source of hydrocarbons mainly derived from combustion, but also as a sink for those which are volatilized from the petroleum discharged to the sea. This two-way flux across the air-sea boundary is difficult to measure but requires further investigation.

In addition, semi-permanent traps have been set up by the International Laboratory of Marine Radioactivity in Monaco (at 100 m depth in a 250 m water column, approximately 2 km off the Monaco coast) to obtain information on the downward flux of anthropogenic substances in the Ligurian Sea and particularly on the dominant processes controlling the transport to and retention of hydrocarbons in the sediment reservoir. These include biological uptake and concomitant faeces production, biological/chemical degradation and physical/chemical partitioning between marine compartments (Burns et al., 1985).

Table XIV

Estimated annual input of atmospheric hydrocarbons into the
Western Mediterranean (Ho et al., 1983).

Transect (Fig. 6)	HCs	Deposition (mg m ⁻² yr ⁻¹).	
		wet	dry
a-b	aromatic	0.04 - 0.44	0.025 - 0.25
	total	1.67 - 16.70	0.94 - 9.4
b-c	aromatic	0.05 - 0.5	0.03 - 0.3
	total	0.84 - 8.4	0.47 - 4.7

Table XV

Hydrocarbon fluxes at Monaco trap station
(Burns et al., 1983 and 1985).

Fluxes	Hydrocarbons (ug/ m ⁻² yr ⁻¹)	
	Petroleum	Unresolved mixture
On zooplankton faeces	8.2-9.0	-
At 100 m (a)	0.8-1.0	0.6-0.9
At sediments (b)	0.9	0.8

a) estimated from sediment trap material

b) estimated from sedimentation rate and average sediment concentrations.

The quantitative importance of zooplankton faeces in transporting organic contaminants and particularly petroleum hydrocarbons into sediments was estimated by Burns et al. (1985), by computing pollutant flux based on analyses of residues in faeces and on estimates of faecal pellet production rates and average zooplankton biomass off Monaco. Average fluxes of the site (Table XV) were higher by a factor of six than those estimated for the Sargasso Sea (Sleeter and Butler, 1982).

On the other hand, Table XIV shows that although petroleum is relatively non-soluble and rapidly transported to depth on faeces at the site, only about 10% of the falling through the water column survives long enough to be incorporated into the sediments. This discrepancy implies rapid biodegradation of the majority of petroleum hydrocarbons delivered to these sediments. In this way, sediments incorporate the most refractory components which can be used as tracers for flux and mass balance assessment.

The chemical characterization of the different marine compartments (dissolved, particulate and sedimentary), through the application of the molecular marker concept, has been carried out to gain some insight into the input sources and their fate in the sea (Albaiges et al., 1984; Grimalt et al., 1985). Hydrocarbon inputs from domestic wastes, used oils, coal tars and fossil combustion were identified, providing evidence of urban run-off as the most important hydrocarbon input to coastal areas. PAHs are particularly abundant in sediments, thus being useful markers for establishing couplings between surface inputs, particle transport and sediment incorporation.

Residence times of hydrocarbons in surface waters were computed (by Burns et al., 1985) according to recent partitioning models and compared with those calculated from fluxes of settling particles and from sediment data (Table XVI). The agreement in flux rates calculated from faeces and sediment trap material suggests that the residence time of about 1 year is a reasonable estimate. The discrepancy with the calculation based on sediment concentrations again demonstrates the rapid rate of biological degradation at the sediment interface.

Table XVI

Estimated residence times of hydrocarbon residues in the top 100 m. of the Mediterranean water column (Burns et al., 1985).

Data base	Petroleum (years)
Surface particles and seawater conc.	0.6
Sediment trap material	1.0
Seawater and sediment conc.	10.5

Table XVII

Distribution of hydrocarbons in the ecosystem compartments.
(in 10^3 tonnes year⁻¹).

Beach tar	100
Surface microlayer	0.018
Floating tar	8.8
Surface water (0-5 m)	30
Subsurface water	72
Sediment flocculent layer	230
Sediments	120
Biomass	0.220
Atmosphere	155
Total	716

These calculations imply that significant changes in the input of organic contaminants to the Mediterranean should be detectable as changes in surface water concentrations within a one-year period.

Tentative mass balance assessment

From these investigations on fluxes by Burns et al. (1985), as well as from the data derived from monitoring activities (Tables VIII to XIII) a crude estimate can be made of the amount of petroleum hydrocarbons associated with the different ecosystem compartments and the fluxes involved.

Using the above estimates and following the rationale established by the GIPME Programme (IOC, 1984) for mass balance calculations which inventories equal inputs on an annual basis, and thus assuming that inputs are continuously replacing residues in each compartment as they are lost by the output processes, we obtain the results computed in Table XVII. These estimates represent an updated calculation of one made previously by a GEMSI ad hoc Group to identify existing gaps in mass balance/flux type information for contaminants in the oceans. The estimates were made on the basis of a Mediterranean surface of 2.96×10^{12} m² and a volume of 3.7×10^{15} m³. It is understood that the mass balance is very crude.

Beach tar can be estimated as 30% of the spilled oil input as discussed under outputs. The estimate could be verified if large scale monitoring data were published for comparison.

Surface microlayer concentrations have been listed in Table X. Values corrected for the thickness of microlayer sampled with each technique (0.44 mm for Ho et al., 1983 and Sicre et al., 1985 and 0.11 mm for Burns and Villeneuve, 1983) gave an average of 6 ug m^{-2} of petrogenic hydrocarbons in the microlayer. Pelagic tar can be estimated by averaging measurements reported in Table XI to yield an average of 3.0 ug m^{-2} .

Many authors have reported values of petroleum hydrocarbons in surface seawater (Table VIII) and levels range between 0.05 and 423 ug l^{-1} with averages in the range of 1 to 20 ug l^{-1} . The tabulated estimate is based on an average concentration of 2 ug l^{-1} down to a depth of 5 m as found in MAPMOPP (Table IX). Much uncertainty however exists for measurements of levels of petroleum in seawater and the estimate can only be regarded as giving the order of magnitude. Even greater uncertainty exists for concentrations in subsurface waters. The few values reported indicate levels at least an order of magnitude lower than surface waters. The estimate for this compartment has been made assuming an average concentration of 0.02 ug l^{-1} .

The amounts within the sediment flocculent layer cannot be estimated on the basis of data. However, if it is assumed that the amount sedimented through the water column measured in the Monaco trap experiment (8 ug cm^{-2}) gives an order of magnitude value we can obtain a crude estimate for the Mediterranean (Table XV). Coastal sediment content can be estimated from the calculated flux at the sediments underneath the sediment traps as $0.9 \text{ ug cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. Integrating this down to a 2 cm depth and over 20% of the total area we get the value given in Table XVII. The open sea sediment load can be computed by assuming that the open sea sediments receive deposits at the rate of 10% of the coastal flux per year. The few reports of sediment concentrations generally support this order of magnitude difference between concentrations in coastal and off-shore sediments (Albaiges et al., 1983).

The biomass load in the western basin can be computed by assuming an average hydrocarbon concentration of 225 ug g^{-1} dry weight and a standing stock of zooplankton biomass of 1 g m^{-2} when integrated over the top 100m of the water column (Burns et al., 1985).

As it has already been mentioned, the atmosphere could be assumed to be a sink for volatile hydrocarbons discharged to the sea surface but also a source of combustion products. The atmosphere petroleum hydrocarbon budget has been computed from Tables VI and VII.

The mass balance approach permits an assessment of the rates of dissipation of pollution inputs and of the ecosystem components more severely affected. Ambient levels of petroleum in surface waters cause relatively high levels of hydrocarbons in organisms and their faeces. Values exceeding $6,000 \text{ ug g}^{-1}$ dry weight have been measured in freshly defaecated faeces from surface zooplankton (Burns et al., 1983). This and other indirect evidence suggests that high levels of petroleum hydrocarbons are contained at the sea-sediment interface even in areas where levels in underlying sediments may be misleadingly low. There is urgent need to examine the deep sea sediments and their associated flocculent layers. Other critical reservoirs are the sea surface microlayer and the near surface seawater, as these determine the pollution load in the biota.

The uncertainty in measurements of petroleum trace levels in seawater limits the usefulness of such data for determining long term trends in major ecosystem compartments.

The major weak parts in the mass balance for the Mediterranean are the estimates for the amounts in the deep sediments, the magnitude of atmospheric fluxes and the levels in oceanic particles and biota. More attention should be paid to the determination of these parts in the mass balance. An assessment of the inherent uncertainties in the chemical measurements and the identification of critical ecosystem compartments will help devise more effective monitoring strategies.

6. EFFECTS OF PETROLEUM HYDROCARBONS

Oil tainting of seafood products has been reported sporadically from various areas in the Mediterranean Sea. Thus, some reports of oil taste in fish and mussels have come from Spain, France, Italy and Yugoslavia (Le Lourd, 1977). Environmental deterioration owing to oil pollution has also been reported in the Marmara Sea and Bay of Izmir in Turkey, as well as the Gulf of Naples and Cagliari, the lagoons of Venice and the Bay of Muggia in Italy (Le Lourd, 1977). In all these cases the reproduction of fish and molluscs has been affected and fisheries have suffered. Apart from this, no studies of the effects of oil pollution on the Mediterranean ecosystems are available.

In other regions some investigations have been carried out showing the full spectrum of effects of oil-spills on the various parts of the ecosystems. Such studies are the ones carried out after the accidental discharges from the "Torrey Canyon", Cornwall, England, 1967 (Southward and Southward, 1976; Smith, 1968); the "Florida", west Falmouth, Massachusetts, USA, 1969 (Sanders, 1978); the "Amoco Cadiz", Brittany, France, 1978 (Laubier, 1980); the "Argo Merchant", Georges Bank, NW Atlantic Ocean, 1976 (Univ. Rhode Island, 1978); and the "Thesis", Baltic Sea, 1977 (Linden *et al.*, 1979). All these spills have occurred in temperate climatic zones. The higher temperature of the Mediterranean environment may produce a slightly different impact. Thus, the acute effect might be somewhat more pronounced, while in the long-term, a recovery may occur more rapidly. However, it appears very likely that the general conclusions that can be drawn from these studies are also applicable to spills occurring in the Mediterranean. Therefore, a brief summary of the general conclusions from the above mentioned spills will be given below.

The recovery of ecosystems affected by oil pollution varies considerably. In some cases, large spills have caused a minor impact, while in other cases only very small quantities have caused severe and indeed long-term effects on large parts of the marine ecosystem. Both abiotic and biotic factors govern the extent of the biological consequences of each oil spill and it is the interaction and relative contribution of each of these factors that are important.

An abiotic parameter of importance for the extent of biological damage and the time required for complete recovery is the capacity of the polluted area of water to be diluted to concentrations too low to cause any lethal or important sublethal effects. It is clear that the quantity of oil and the morphology and hydrography of the affected area are important here. Therefore it seems quite obvious that single oil spills in off-shore areas with considerable water depth cause less biological damage than oil spilled close to the coast or in shallow and confined water bodies. The impact on sea bird populations may however be serious in any of these cases. The impact of the "Argo Merchant" accident seems to be an example of a spill which caused comparatively little damage to the ecosystems in the area, while the "Florida" spill in West Falmouth, Massachusetts is an example of a spill close to the shore where the oil concentrations in the confined water body rapidly reached toxic concentrations. However, the type of oil involved is also important in these two cases (see below).

In addition, the spills close to open coasts (i.e. no tidal flats or marshes) in areas with large tidal water amplitudes and good water exchange appear to cause considerably less damage than spills in atidal bays and archipelagoes where winds and currents cannot dilute the oil. Although locally extensive, the damage caused by the large quantities of oil from the "Torrey Canyon" did not seem to cause long-term negative effects. This however does not apply to the areas where dispersants were used extensively in the clean-up of the oil. Considering the large amount of spilled oil, the limited damage caused so far by the "Amoco Cadiz" may also indicate a fairly rapid recovery, at least in exposed locations. The "Thesis" oil spill on the contrary, although involving only a very small quantity of oil, caused comparatively long-lasting damage in the enclosed low-turbulent archipelago.

Most of the spill studies have shown that considerable long-term damage to the marine communities has been caused by spills in which the oil is accumulated in fine-particle sediments in the inter-tidal or sub-tidal regions, where the degradation and evaporation of the oil is slow or almost non-existent. The long-term action of the higher molecular weight aromatic hydrocarbons on living organisms will become important under such circumstances. Examples of spills where the oil has accumulated in sediments, thus prolonging the impact, are the "Florida" (West Falmouth), the "Arrow" and the "Thesis" oil spills.

Another abiotic factor of high significance for the extent of the damage is the composition of the spilled oil. The light refined products such as the No. 2 fuel oil or similar oils containing high proportions of light, readily soluble, aromatic hydrocarbons are considerably more toxic than normal crude oils or heavy refined oils. Furthermore, the light refined oils are usually more easily emulsified into the water body by wave action. The "Florida" (West Falmouth) oil spill involved such a light diesel oil with considerable long-term effects on the near-shore communities. The "Thesis" oil spill, also occurring close to the coast and involving approximately the same quantity of heavy distillate (No. 5 fuel oil) caused less impact on the coastal ecosystem.

The extent of damage in different communities

Few studies exist on the effects of single oil spills on planktonic communities. Some effects were observed on phytoplankton following the "Torrey Canyon", and "Thesis" oil spills. These effects were, however, minor. Some impact on zooplankton was observed after the "Torrey Canyon" spill, although the effect was probably related to the toxicity of dispersants rather than oil. The "Amoco Cadiz" oil spill apparently resulted in effects on zooplankton up to a few months after the spill in off-shore areas. Following the "Argo Merchant" spill some effects were observed on zooplankton in the oil contaminated area. These effects did not, however, appear to be very drastic. After the "Thesis" oil spill zooplankton was severely affected only immediately after the spill and in the close vicinity of the wreck. Effects have also been observed in the Santa Barbara channel (Straughan, 1971)

Based on these observations it would appear that the impact of the oil spills on the planktonic community is not of a long-term nature. The water exchange and turbulence in off-shore areas rapidly dilute the oil and replace the affected communities. It seems likely that the period necessary for recovery of the plankton community from single spills is usually a question of weeks rather than months.

Studies in the littoral zone are more frequent. Extensive and lasting damage was caused to the littoral communities after the "Tampico Maru", "Florida", "Arrow" and "Thesis" oil spills. These accidents occurred in bays and estuaries where the spilled oil was not diluted sufficiently. In several cases the oil also accumulated and was retained in sediments. The spills from the "Tampico Maru" and "Florida" also involved highly toxic products. The "Amoco Cadiz" spill caused severe acute effects along the coast of Brittany. Except in the estuaries, however, the spill does not appear to have caused a long-term impact in the littoral zone. It appears from these studies that whether the impact on littoral communities is drastic and lasting depends on a number of factors. The recovery of affected littoral communities is usually a question of several years. In the worst cases, the time necessary for a complete recovery of the ecosystem may take one or more decades.

Only a few studies are available on the impact of acute oil spills on benthic sub-tidal and sub-littoral communities. The studies following the "Florida" and "Thesis" oil spills indicate however, that the impact in this zone may be severe and may perhaps last longer than in any other part of the ecosystem. The "Thesis" oil spill caused effects in soft bottom sub-littoral communities that lasted longer than those in the littoral zone. The oil was incorporated into sediments and organisms and as the water exchange was limited and the temperature and oxygen content low, the oil was preserved for a longer period than in the littoral zone.

The immediate effects of catastrophic oil spills may be obvious although their long-term consequences are often difficult to quantify, since the abundance of plants and animals in any locality fluctuates naturally from year to year and catches vary with fishing effort and for other reasons as well.

Assessing the impact of chronic pollution, which is the most common in the Mediterranean, is even harder, as it may not cause an appreciable increase in mortality and since other forms of pollution are usually also present. With these limitations in mind however one can make some generalizations about the biological effects of long-term, low level pollution of marine habitats by oil.

Among individuals, young stages are more sensitive than adults, while some species are more sensitive than others at any stage, as it has been described in comprehensive reviews (Nelson-Smith, 1975; GESAMP, 1977). Some illustrative examples are given below.

It is well documented that even 1 ug l^{-1} of oil dispersed in seawater or 1 ug l^{-1} of water-soluble oil components can harm sensitive organisms. For example, it has been recognized that it may have a negative effect on the health of the larvae hatched from fish eggs. Also, trace amounts of oil components in sea-water interfere with the sex behaviour of marine animals and they may have an effect on the chemical orientation of marine organisms. Salmon fry for example avoid oil concentrations as low as 1.6 ug l^{-1} , which may frequently occur around a river mouth and which therefore disrupt their migration patterns. Exposure to low-boiling hydrocarbons at 12 ug l^{-1} halves the rate at which mussels can assimilate food; the effect is enhanced by low salinities and high temperatures to the extent that bivalves inhabiting estuaries or bays, where these conditions often occur, may not be able to breed in spring. Synergistic effects particularly between aromatic hydrocarbons and trace metals may also occur in natural environments.

Some organisms are of course more tolerant than others of chronic pollution. Sublethal effects will soon exclude particular groups and those surviving may be able to take advantage of the extra space or food which becomes available, so that there may not be a drop in the overall abundance of biomass, but in the species diversity. If the organisms which are excluded occupy a key ecological role, a major change may occur in the nature of the community. This has been demonstrated in shores crossed by refinery effluents (Crapp, 1971).

These ecosystem disturbances may have unforeseen effects on fishes and birds, simply because of the limitations of food.

Bearing in mind the importance of chronic inputs in certain Mediterranean coastal areas, where many effluents are incorporated into the sea without any treatment or regulatory constraint, it is expected that chronic effects occur, although at present there is little or practically no information on the subject.

7. EVALUATION OF THE AVAILABLE DATA BASE AND STATE OF KNOWLEDGE

The review of the available data base on hydrocarbon levels in the Mediterranean Sea shows that most of the data are from coastal and nearshore areas with a lack of data from the open sea. Most of the data are not comparable in the sense that they have not been obtained by intercalibrated methods. Very little information is available on the biological effects of petroleum hydrocarbon pollution from the Mediterranean Sea. A reliable scientific evaluation of the state of pollution and the possible associated biological effects cannot be made with confidence on the basis of existing data.

In order to improve the pollution assessment there is a need for data covering various parts of the Mediterranean Sea obtained through agreed Reference Methods that have been intercalibrated. This could be achieved through one or more baseline studies so as to cover as large a part of the Mediterranean Sea as possible.

There is also a need for investigations of coastal ecosystems and wildlife on oil-sensitive shorelines to determine their relative vulnerability to spilled oil; this information may provide a basis for oil spill response priorities and aid in the selection of protection and clean-up methods for oil-sensitive areas.

Furthermore, there is a need for studies of the possible biological effects of chronic petroleum hydrocarbon pollution.

There is finally a need for further studies on the fate of petroleum hydrocarbons in the marine environment in the Mediterranean Sea.

8. REFERENCES

- Aboul-Dahab, O. and Y. Halim (1981), Relationship between dissolved and dispersed petroleum hydrocarbons and floating tar in Alexandria coastal water. In: V Journ. etud. pollut. mar. Med., Cagliari, 1980. C.I.E.S.M., pp. 209-214.
- Aboul-Dahab, O. and Y. Halim (1981a), Oil pollution of the marine environment in the area of Alexandria. In: V Journ. etud. pollut. mar. Med., Cagliari, 1980. C.I.E.S.M., pp. 201-208.
- Ahel, M. and M. Picer (1979), Monitoring of dissolved and dispersed petroleum hydrocarbons in Rijeka Bay. In: IV Journ. etud. pollut. mar. Med., Antalya, 1978. C.I.E.S.M., pp. 99-101
- Ahel, M. (1985), Petroleum hydrocarbon pollution in the Rijeka bay determined by fluorescence spectroscopy and gas chromatography. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.519-525.
- Albaiges, J. and R.W. Frei (1982), Chemistry and analysis of environmental hydrocarbons. Proceedings of a workshop. London; Gordon and Breach. 314 pp.
- Albaiges, J., J. Algaba, J.M. Bayona, and J. Grimalt (1983), New perspective in the evaluation of anthropogenic inputs of hydrocarbons in the western Mediterranean coast. In: VI Journ. etud. pollut. mar. Med., Cannes, 1982. C.I.E.S.M., pp.199-206
- Albaiges, J., J. Grimalt, J.M. Bayona, R. Risebrough, B. de Lappe, and W. Walker II, (1984), Dissolved, particulate and sedimentary hydrocarbons in a deltaic environment. Organic Geochem., 6, pp.236-248.
- Albaiges, J., M. Aubert and J. Aubert (1985), The footprint of life and of man. In: Western Mediterranean, R. Margalef, ed. Oxford, Pergamon Press, pp.317-351.
- Albaiges, J., A. Farran, P. Martin and M. Soler (1985a), Petroleum and chlorinated hydrocarbons in biota samples from Western Mediterranean. II Fish samples. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.545-553.
- Baker, J.M. (1983), Impact of oil pollution on living resources. The Environmentalist, 3, Suppl. No. 4, pp.5-12.
- Ballester, A., J. Sanchez-Pardo, J.A. Garcia-Regueira, X. Modamia and A. Julia (1982), Heavy metals, aliphatic hydrocarbons and organo-chlorinated pesticides in mussels from a pillar of the drilling platform "Amposta". The Ebro river delta. Thal. Yug., 18, pp.1-4.
- Bayona, J.M., J. Albaiges, A.M. Solanas, R. Parès, P. Garrigues and M. Ewald (1986), Selective aerobic degradation of methyl-substituted pluryaromatic hydrocarbons in petroleum by pure microbial cultures. Int. J. Env. Anal. Chem., 23, pp.289-304.

- Benshitsky, A.G. and G.G. Polikarpov (1974), Petroleum aggregates in the surface waters of the Mediterranean. In: Radiochemo-ecological studies in the Mediterranean Sea. G.G. Polikarpov, ed. USSR, pp.33-36.
- Blumer, M., M. Ehrhardt and J.H. Jones (1973), The environmental fate of stranded crude oil. Deep-Sea Res., 20, pp.239-259.
- Burns, K.A. and J.P. Villeneuve (1983), Biogeochemical processes affecting the distribution and vertical transport of hydrocarbon residues in the coastal Mediterranean. Geochim. Cosmochim. Acta, 47, pp.995-1006.
- Burns, K.A., J.P. Villeneuve and S.W. Fowler (1985), Fluxes and residence times of hydrocarbons in the coastal Mediterranean: How important are the biota. Est. Coastal Shelf Science, 20, pp.313-330.
- Butler, J.N. (1975), Evaporative weathering of petroleum residues; the age of pelagic tar. Mar. Chem., 3, pp.9-21.
- Button, D.K. (1976), The influence of clay and bacteria on the concentration of dissolved hydrocarbons in saline solution. Geochim. Cosmochim. Acta, 40, pp.435-440.
- Clark, R.C. and D.W. Brown (1977), Petroleum properties and analyses in biotic and abiotic systems. In: Effects of petroleum on Arctic and subarctic marine environments and organisms. D.C. Malins, ed. New York, Academic Press, pp.1-90.
- CONCAWE (1977), Emissions and Effluents from European refineries. CONCAWE
- Crapp, G.B. (1971), Marine pollution and sea life. M. Ruivo, ed. FAO/Fishing News Books, London, pp.187-203.
- Cousteau, J-Y. (1979), Rapport préliminaire de l'expédition. In: IV Journ. etud. pollut. mar. Med., Antalya, 1978. C.I.E.S.M., pp.21-31.
- De Armas, J.D., (1985), Pelagic tar in the Western Mediterranean. In: VII Journ. etud. pollut. Mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.555-559.
- De Leon, personal communication.
- Demetropoulos, A. (1985), Long Term Programme for Pollution Monitoring and Research in the Mediterranean Sea. MED POL Phase II, Annual Report.
- Eganhouse, R.P. and I.R. Kaplan (1981), Extractable organic matter in urban stormwater runoff. Environ. Sci. Technol., 15, pp.310-315.
- Ehrhardt, unpublished data.
- El-Heyawi, M.L., (1979), New data on the distribution of pollutants and their effect on some hyponeuston constituents in the southeast Mediterranean. In: IV Journ. etud. pollut. mar. Med., Antalya, 1978. C.I.E.S.M., pp.301-305.
- El Samra, M.I., K.Z. El-Deeb and Y. Halim (1983), Transport of pollutants along the Suez Canal and its effects on the southeast Mediterranean. In: VI Journ. etud. pollut. mar. Med., Cannes, 1982. C.I.E.S.M., pp.227-229.

- Farrington, J.W., J. Albaiges, K.A. Burns, B.P. Dunn, P. Eaton, J.C. Laseter, P.C. Parker and S. Wise (1980), Fossil fuels. In : The International Mussel Watch, National Academy of Sciences, Washington, D.C., pp.7-77.
- Faraco, F. et J. Ros (1979), Pollution par les hydrocarbures des eaux superficielles de la Méditerranée occidentale. 2: Hydrocarbures dissous. In: IV Journ. etud. pollut. mar. Med., Antalya, 1978. C.I.E.S.M., pp.117-121.
- Gabrielides, G.P., E. Verykokakis and E. Hadjigeorgiou (1984), Estimates of oil concentrations in Aegean waters. Mar. Poll. Bull., 15(6), pp.231-233.
- Carcia-Regueiro, J.A., J. Rovira and J. Sanchez-Pardo (1983), Micro-contaminantes organismos en sedimentos de la plataforma continental mediterranea espanola. In: Estudio Oceanografico de la Plataforma Continental. J. Castellvi, ed. Cadiz, pp.305-332.
- Gerges, M.A. (1976), Preliminary results of a numerical model of circulation using the density field in the Eastern Mediterranean. Acta Adriatica, 18(10), pp.163-167.
- Gerges, M.A. (1977), A numerical investigation of the circulation in the Mediterranean Sea. Rapp. Comm. Int. Mer. Medit., 24(2), pp.25-30.
- Gerges, M.A. and A. Durgham (1983), Distribution and transport of oil pollutants along the Libyan Coast in relation to the physical factors and processes. In: VI Journ. etud. pollut. mar. Med., Cannes, 1982. C.I.E.S.M., pp.219-226.
- GESAMP (1977), Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (GESAMP). Impact of oil on the marine environment. Rep. Stud., 6, 250 pp.
- Golik, A. (1985), Accumulation of tar balls on the beach. Israel Oceanogr. Limnol. Res. 3(85), pp.10.
- Golik, A. (1986), Tar pollution in the Mediterranean Sea. IOC/UNEP - in press.
- Grimalt, J., J.M. Bayona and J. Albaiges (1985), Chemical markers for the characterization of pollutant inputs in the coastal zones. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.533-543.
- Gschwend, P.M., O.C. Zafiriou, R.F.C. Mantoura, R.P. Schwarzenbach and R.B. Gagosian (1982), Volatile organic compounds at a coastal site 1. Seasonal variations. Envir. Sci. Technol., 16, pp.31-38.
- Henry, P.M. (1977), The Mediterranean : A threatened microcosm. Ambio, 6, pp.300-307.
- Ho, R., J.C. Marty and A. Saliot (1982), Hydrocarbons in the Western Mediterranean Sea, 1981. Internat. J. Environ. Anal. Chem., 12, pp.81-98.

- Ho, R., J.C. Marty and A. Saliot (1983), Les hydrocarbures à l'interface air-mer en Méditerranée occidentale. In: VI Journ. etud. poll. mar. Méd., Cannes, 1982. C.I.E.S.M., pp.39-45.
- Hopkins, T.S. (1983a), A discussion of the Ionian and Levantine Seas. Proceedings of a NATO workshop on atmospheric and oceanic circulation in the Mediterranean basin. Santa Teresa, Italy, September, 1983. 42 pp.
- Hopkins, T.S. (1983b), Physics of the Sea. In: Western Mediterranean. R. Margalef, ed. Oxford, Pergamon Press. pp.23-30.
- Horn, M.H., J.M. Teal and R.H. Backus (1970), Petroleum lumps on the surface of the sea. Science, 168, pp.245-246.
- IOC (1981), Global oil pollution. The IGOSS Pilot Project on Marine Pollution (Petroleum) Monitoring. (Levy, E.M., M. Ehrhardt, D. Kohnke, E. Sobotchenko, T. Suzuoki, A. Tokuhiko) Intergovernmental Oceanographic Commission, Paris. 35 pp.
- IOC (1984), A framework for the implementation of the Comprehensive Plan for the Global Investigation of Pollution in the Marine Environment IOC Techn. Ser. 25. UNESCO. 28 pp.
- IMCO (1981), Petroleum in the marine environment. Inputs of petroleum hydrocarbon in the ocean due to marine transportation activities. Intergovernmental Maritime Consultative Organization.
- Jeffery, P.C. (1974), Marine Pollution from ships: Sources, effects and preventive measures. In: Proceedings of the interparliamentary Mediterranean Sea. Camera dei Deputati, Rome, p.5.
- Lacombe, M. and P. Tchernia (1960), Quelques traits généraux de l'hydrologie Méditerranéennes. Cahiers Océanogr., 12(8), pp.527-547.
- Lacombe, H and P. Tchernia (1972), Caractères hydrologiques et circulation des eaux en Méditerranée. In: The Mediterranean Sea: A natural sedimentation laboratory. D.J. Stanley, ed. Dowden, Hutchison and Ross, pp. 25-36.
- Laubier, L. (1980), The Amoco Cadiz oil spill: An ecological impact study. Ambio, 9, pp. 268-276.
- Le Lourd, P. (1977), Oil Pollution in the Mediterranean Sea. Ambio, 6, pp.317-321.
- Linden, O., R. Elmgren and P. Boehm (1979), The Tsesis oil spill. Its impact on the coastal ecosystem of the Baltic Sea. Ambio, 8, pp.244-253.
- Longé, J.P. (1980), Installations de réception de mélanges d'hydrocarbures en Méditerranée. Progr. Wat. Techn. 12, pp.455-462.
- MFRRC, Tripoli (1981), Dissolved and dispersed petroleum hydrocarbons in Libyan coastal waters. Bulletin Marine Research Centre, No. 1. 12 pp.
- Mimicos, N. (1981), Pollution by petroleum hydrocarbons along several Greek island coasts and harbours. In: V Journ. etud. pollut. mar. Méd., Cagliari, 1980. C.I.E.S.M., pp.489-492.

- Mimicos, N., E. Stavrianoudakis and M. Scoullou (1985), Petroleum aromatic hydrocarbons in the Patraikos Gulf and the estuary of Acheloos river, Greece. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.527-532.
- Mille, G., Y.Y. Chen and H. Dow (1982), Polycyclic aromatic hydrocarbons in Mediterranean coastal sediments. Intern. J. Environ. Anal. Chem., 11, pp.295-304.
- Mille, G., Y.Y. Chen and H. Dow (1983), Hydrocarbures presents dans des sediments superficiels méditerranéens (zone cotière Fos/Mer - Monaco). In: VI Journ. etud. pollut. mar. Med., Cannes, 1982. C.I.E.S.M., pp.191-198.
- Monaghan, P.H., D.E. Brandon, R.A. Borne, T.D. Searl and J.J. Elliot (1974), Measurement and interpretation of non-volatile hydrocarbons in the ocean. Part 1: Measurements in Atlantic, Mediterranean, Gulf of Mexico and Persian Gulf. Prepared by Exxon Research and Engineering Company and Exxon Production Research Company for US Department of Commerce, Maritime Administration, Washington D.C. (AID IDJB 74/EPR 4EX. 74) 217 pp.
- Morris, B.F., J.N. Butler and A. Zsolnay (1975), Pelagic tar in the Mediterranean Sea. Environ. Conservat., 2, pp.275-281.
- Nelson-Smith, A. (1975), Effects of long-term, low level exposure to oil. In: Petroleum and the Continental Shelf. Northwest Europe, H.A. Cole, ed. Applied Sci. pp.105-111.
- Nielsen, J.N. (1912), Hydrography of the Mediterranean and adjacent waters. Report of the Danish Oceanographical Expedition, 1880-1910. Copenhagen. 42 pp.
- Ovchinnikov, I.M. (1966), Circulation in the surface and intermediate layers of the Mediterranean. Oceanology, 6, pp.48-59.
- Risebrough, R.W., B.W. De Lappe, W. Walker, B.R. Simoneti, G. Grimalt, J. Albaiges, J. Garcia, A. Ballester and M. Marino (1983), Applications of the Mussell Watch concept in studies of the distribution of hydrocarbons in the coastal zone of the Ebro Delta. Mar. Pollut. Bull., 14, pp.181-187.
- Ros, J. and F. Faraco (1979), Pollution par les hydrocarbures des eaux superficielles de la Méditerranée occidentale. 2: Hydrocarbures dissous. In: IV Journ. etud. pollut. mar. Med., Antalya, 1978. C.I.E.S.M., pp.111-115.
- Rouit, C. (1975), Pollution in the Mediterranean. IPRA-UNEP Seminar, Athens.
- Sakarya, M., I. Salihoglu and C. Saydam (1985), Distribution of dissolved and dispersed polyaromatic hydrocarbons (PAHs) along the Turkish coast. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.509-518.

- Sanchez-Pardo, J. and J. Rovira (1985), Hydrocarburos alifaticos, DDTs y PCBs, en sedimentos marinos de la zona catalano-balear (Mediterraneo occidental). Inv. Pesq. 49, pp.521-536.
- Sanders, H.L. (1978), Florida oil spill impact on the Buzzards Bay benthic fauna: West Falmouth. J. Fish. Res. Board. Can., 35, pp.717-730.
- Saydam, C., I. Salinoglu, M. Sakarya and A. Yilmaz (1985). Suspended sediment, plastic, pelagic tar and other litter in the northeastern Mediterranean. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.509-518.
- Sicre, M.A., R. Ho, J.C. Marty, P. Scribe and A. Saliot (1985), Non-volatile hydrocarbons at the sea-air interface in the western Mediterranean Sea in 1983. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.499-507.
- Sleeter, T.D. and J.N. Butler (1982), Petroleum hydrocarbons in zooplankton faecal pellets from the Sargasso Sea. Mar. Poll. Bull., 13, pp.54-56.
- Smith, J.E. (1968), Torrey Canyon pollution and marine life. Cambridge University Press, London, 196pp.
- Smith, J.W. (1975), Oil spills from tankers. In: Proceedings of the Conference on Marine Ecology and Oil Pollution. IP and FSC, Avimore, Scotland.
- Solonas, A.M., R. Parès, C. Marfil, and J. Albaiges (1982), A comparative study of chemical and microbiological monitoring of pollutant hydrocarbons in urban aquatic environment. Internat. J. Env. Anal. Chem., 12, pp.141-151.
- Southward, A.J. and E.C. Southward (1976), Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the Torrey Canyon spill. J. Fish Res. Board Can., 35, pp.682-706.
- Straugham, D. (1971), Oil pollution and wildlife and fisheries in the Santa Barbara Channel. Trans. North Am. Wild Conf. 36, pp.220-229.
- Strusi, A. (1984), personal communication.
- Sunay, M., T.I. Balkas, A.F. Gaines and J. Abbot (1983), Distribution and source identification of petroleum pollutants, particularly PAH, in the northeastern Mediterranean. In: VI Journ. etud. pollut. mar. Med., Cannes, 1982. C.I.E.S.M., pp. 207-214.
- Talbot, J.W. (1972). The influence of tides, waves and other factors on diffusion rates in marine and coastal situations. In: Marine pollution and sea life. M. Ruivo, ed. West Byfleet, Surrey, Fishing News (Books) Ltd., pp.122-130.
- Topcu, N. and A. Muezzinoglu (1984), Dokuz Eylul Universitesi Report. Izmir, 1984 (in Turkish).
- Torrados, J.M. and J. Albaiges (1978), Caracterization de los crudos de petroleo nacionales: 3. Crudo Amposta - Marino. An. Quim. 74(6), pp.991-997.

- UNEP (1977), Preliminary report on the state of pollution of the Mediterranean Sea. (UNEP/IG.11/INF.4)
- UNEP (1980), Summary Reports on the Scientific Results of MED POL I. (UNEP/IG.18/INF.3)
- UNEP (1984), UNEP/ECE/UNIDO/FAO/UNESCO/WHO/IAEA : Pollutants from land-based sources in the Mediterranean. UNEP Regional Seas Reports and Studies, No. 32.
- UNESCO (1982), The Determination of petroleum hydrocarbons in sediments. IOC Manuals and Guides, No. 11.
- UNESCO (1984), Manual for Monitoring Oil and Dissolved/Dispersed Petroleum Hydrocarbons in Marine Waters and on Beaches. IOC Manuals and Guides, No. 13.
- Univ. Rhode Island, (1978), Proceedings of the Symposium, In the Wake of the Argo Merchant. Centre for Ocean Management Studies, University of Rhode Island.
- U.S. Natl. Acad. Sci. (1975), Petroleum in the marine environment. Washington D.C., 107pp.
- U.S. Natl. Acad. Sci. (1985), Oil in the sea, inputs, fates and effects. Nat. Acad. Press, Washington D.C., 1985. 601 pp.
- Wahby, S.D. and K.Z. El-Deeb (1981), A study of the state of pollution by petroleum hydrocarbons along the Alexandria coast. In: V Journ. etud. pollut. mar. Med., Cagliari, 1980. C.I.E.S.M., pp.257-262.
- Weidemann, H. and H. Sendner (1972), Dilution and dispersion of pollutants by physical processes. In: Marine pollution and sea life. M. Ruivo, ed. West Byfleet, Surrey, Fishing News (Books) Ltd., pp.115-121.
- Wüst, G. (1961), On the vertical circulation of the Mediterranean Sea. J. Geophys. Res., 66(10), pp.3261-3271.
- Zsolnay, A., B.F. Morris, N.F. Buttler (1978), Relationship between aromatic hydrocarbons and pelagic tar in the Mediterranean Sea 1974-1975. Environ. Conserv., 5(4), pp.295-297.
- Zsolnay, A. (1979), Hydrocarbons in the Mediterranean Sea. Mar. Chem. 7, pp.343-352.

PUBLICATIONS IN THE MAP TECHNICAL REPORTS SERIES

- No. 1 UNEP/IOC/WMO: Baseline studies and monitoring of oil and petroleum hydrocarbons in marine waters (MED POL I). MAP Technical Reports Series No. 1. UNEP, Athens 1986.
- No. 2 UNEP/FAO: Baseline studies and monitoring of metals, particularly mercury and cadmium, in marine organisms (MED POL II). MAP Technical Reports Series No. 2. UNEP, Athens 1986.
- No. 3 UNEP/FAO: Baseline studies and monitoring of DDT, PCBs and other chlorinated hydrocarbons in marine organisms (MED POL III). MAP Technical Reports Series No. 3. UNEP, Athens 1986.
- No. 4 UNEP/FAO: Research on the effects of pollutants on marine organisms and their populations (MED POL IV). MAP Technical Reports Series No. 4. UNEP, Athens 1986.
- No. 5 UNEP/FAO: Research on the effects of pollutants on marine communities and ecosystems (MED POL V). MAP Technical Reports Series No. 5. UNEP, Athens 1986.
- No. 6 UNEP/IOC: Problems of coastal transport of pollutants (MED POL VI). MAP Technical Reports Series No. 6. UNEP, Athens 1986.
- No. 7 UNEP/WHO: Coastal water quality control (MED POL VII). MAP Technical Reports Series No. 7. UNEP, Athens 1986.
- No. 8 UNEP/IAEA/IOC: Biogeochemical studies of selected pollutants in the open waters of the Mediterranean (MED POL VIII). MAP Technical Reports Series No. 8. UNEP, Athens 1986.
- No. 8 UNEP: Biogeochemical studies of selected pollutants in the open Add. waters of the Mediterranean (MED POL VIII). Addendum, Greek Oceanographic Cruise 1980. MAP Technical Reports Series No. 8, Addendum. UNEP, Athens 1986.
- No. 9 UNEP: Co-ordinated mediterranean pollution monitoring and research programme (MED POL - PHASE I). Final report. 1975 - 1980. MAP Technical Reports Series No. 9. UNEP, Athens, 1986.
- No.10 UNEP: Research on the toxicity, persistence, bioaccumulation, carcinogenicity and mutagenicity of selected substances (Activity G). Final reports on projects dealing with toxicity (1983-85). MAP Technical Reports Series No. 10. UNEP, Athens, 1987.
- No.11 UNEP: Rehabilitation and reconstruction of Mediterranean historic settlements. Documents produced in the first stage of the Priority Action (1984-1985). MAP Technical Reports Series No. 11. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1986.
- No.12 UNEP: Water resources development of small Mediterranean islands and isolated coastal areas. Documents produced in the first stage of the Priority Action (1984-1985). MAP Technical Reports Series No. 12. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987.

- No.13 UNEP: Specific topics related to water resources development of large Mediterranean islands. Documents produced in the second phase of the Priority Action (1985-1986). MAP Technical Reports Series No. 13. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987.
- No.14 UNEP: Experience of Mediterranean historic towns in the integrated process of rehabilitation of urban and architectural heritage. Documents produced in the second phase of the Priority Action (1986). MAP Technical Reports Series No. 14. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987
- No.15 UNEP: Environmental aspects of aquaculture development in the Mediterranean region. Documents produced in the period 1985-1987. MAP Technical Reports Series No. 14. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987.
- No.16 UNEP: Promotion of soil protection as an essential component of environmental protection in Mediterranean coastal zones. Selected documents (1985-1987). MAP Technical Reports Series No. 16. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987.
- No.17 UNEP: Seismic risk reduction in the Mediterranean region. Selected studies and documents (1985-1987). MAP Technical Reports Series No. 17. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987.
- No.18 UNEP/FAO/WHO: Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by mercury and mercury compounds. MAP Technical Reports Series No. 18. UNEP, Athens, 1987.

Issued and printed by:



Mediterranean Action Plan
United Nations Environment Programme

Additional copies of this and other publications issued by
the Mediterranean Action Plan of UNEP can be obtained from:

Co-ordinating Unit for the Mediterranean Action Plan
United Nations Environment Programme
Leoforos Vassileos Konstantinou, 48
116 35 Athens
GREECE

Publié et imprimé par:



Plan d'action pour la Méditerranée
Programme des Nations Unies pour l' Environnement

Des exemplaires de ce document ainsi que d'autres
publications du Plan d'action pour la Méditerranée
du PNUÉ peuvent être obtenus de:

Unité de coordination du Plan d'action pour la Méditerranée
Programme des Nations Unies pour l' Environnement
Leoforos Vassileos Konstantinou, 48
116 35 Athènes
GRECE

MEDITERRANEAN ACTION PLAN

MED POL

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME

INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION

ASSESSMENT OF THE STATE OF POLLUTION OF THE
MEDITERRANEAN SEA BY PETROLEUM HYDROCARBONS

EVALUATION DE L'ETAT DE LA POLLUTION DE LA MER
MEDITERRANEE PAR LES HYDROCARBURES DE PETROLE

MAP Technical Reports Series No.19

UNEP
Athens, 1988

This volume is the nineteenth issue of the Mediterranean Action Plan Technical Report Series

This series contains selected reports resulting from the various activities performed within the framework of the components of the Mediterranean Action Plan: Pollution Monitoring and Research Programme (MED POL), Blue Plan, Priority Actions Programme, Specially Protected Areas and Regional Oil Combating Centre.

Ce volume constitue le dix-neuvième numéro de la série des Rapports techniques du Plan d'action pour la Méditerranée.

Cette série comprend certains rapports élaborés au cours de diverses activités menées dans le cadre des composantes du Plan d'action pour la Méditerranée: Programme de surveillance continue et de recherche en matière de pollution (MED POL), Plan Bleu, Programme d'actions prioritaires, Aires spécialement protégées et Centre régional de lutte contre la pollution par les hydrocarbures.

EVALUATION DE L'ETAT DE LA POLLUTION
DE LA MER MEDITERRANEE PAR LES HYDROCARBURES DE PETROLE

RESUME

On ne dispose encore à l'heure actuelle que de renseignements restreints sur les apports d'hydrocarbures de pétrole et sur les sources de pollution en Méditerranée. Les estimations globales des sources et apports tournent autour d'une quantité de 0,6 million de tonnes d'hydrocarbures introduite chaque année dans la Méditerranée.

Une évaluation des flux et destinées des hydrocarbures de pétrole est réalisée sur la base des apports estimés, bien qu'on manque de données détaillées sur certains des principaux éléments, notamment sur le devenir biologique (biodégradation, etc.) dans la région.

Les données recueillies sur les taux de concentration des hydrocarbures de pétrole dans l'écosystème méditerranéen se sont accrues au cours des dernières années, spécialement en ce qui concerne les concentrations dans l'eau et sur les plages. Toutefois, on ne possède encore qu'une connaissance médiocre des quantités d'hydrocarbures contenues dans les organismes marins et dans les sédiments de la région. Les données disponibles ont surtout trait à la zone littorale, de sorte que l'on est moins bien renseigné sur la contamination des eaux du large.

En vue d'obtenir une uniformité dans les données communiquées à propos des concentrations d'hydrocarbures dans les sédiments, les biotes et l'eau, il a été réalisé plusieurs exercices d'inter-étalonnage qui portaient sur l'échantillonnage et les techniques d'analyse, et les progrès accomplis dans ce domaine sont patents.

Les résultats indiquent que les concentrations d'hydrocarbures dissous/dispersés dans l'eau varient considérablement dans l'ensemble de la région, probablement en raison de l'inégale répartition des sources d'apport. Les concentrations varient généralement entre 0 et 5 $\mu\text{g l}^{-1}$, bien qu'un faible nombre de valeurs relevées dépassent 10 $\mu\text{g l}^{-1}$.

Les observations portant sur les goudrons effectuées en mer Méditerranée au cours de la période 1969-1985 révèlent que les concentrations moyennes de goudrons pélagiques s'échelonnent de 0,2 à 130 mg m^{-2} et que les quantités moyennes enregistrées sur les plages vont de 0,2 à 4.388 g m^{-1} . On a donc relevé des variations considérables. Cependant, les dosages de goudrons pratiqués en haute mer et sur les plages après 1980 donnent à penser qu'il s'est produit une diminution de ces substances pendant les dernières années, notamment dans les zones de la Méditerranée orientale.

Les hydrocarbures de pétrole ont été mesurés à plusieurs reprises en mer Méditerranée au cours des dernières années. Mais il faudrait obtenir un nombre plus important de données pour la Méditerranée orientale. Il ressort des résultats que la teneur en hydrocarbures des sédiments s'est accrue par rapport à celle de l'eau, ce qui autorise à penser que, dans certaines zones de la mer Méditerranée, les hydrocarbures de carbone s'accumulent dans les sédiments.

Rares sont les études qui ont porté sur la fixation d'hydrocarbures par les organismes marins de la Méditerranée et sur les taux relevés dans ces derniers. Aussi ces études n'offrent-elles pas de données suffisantes sur l'état de pollution de l'écosystème méditerranéen envisagé dans son ensemble.

Sur la base des données disponibles ayant trait à la répartition des hydrocarbures de pétrole dans les différents compartiments de l'écosystème, on procède à l'estimation du bilan matière. La toute première estimation réalisée évoque un apport d'hydrocarbures de l'ordre de 716×10^3 tonnes an^{-1} . Cette quantité est à mettre en rapport avec l'estimation de l'apport annuel, à savoir 635×10^3 tonnes an^{-1} , ce qui paraît indiquer qu'il se produirait une accumulation d'hydrocarbures dans l'écosystème méditerranéen. Mais la marge d'incertitude entachant le bilan matière est telle qu'on ne peut tirer de conclusions solides; elle permet seulement d'affirmer qu'il faudrait davantage de données pour affiner le bilan matière.

On ne dispose pratiquement pas d'observations concernant les effets que les hydrocarbures de pétrole exercent sur les organismes marins en Méditerranée, et on ne peut donc à cet égard formuler de conclusions pour la région.

Les principales lacunes de nos connaissances concernent les apports et les niveaux d'hydrocarbures le long de certaines parties du littoral sud de la Méditerranée. On ne possède également que peu de données sur les niveaux dans les sédiments de mer profonde et dans les eaux du large, notamment en Méditerranée orientale; enfin, il faudrait absolument, pour l'ensemble de la Méditerranée, obtenir des renseignements quant aux effets occasionnés aux organismes marins par l'apport prolongé de contaminants à faible taux.

INTRODUCTION

La réunion des Etats méditerranéens à Barcelone, en 1975, a adopté un Plan d'action pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution. Le cadre juridique de ce programme de coopération régional est constitué par la Convention pour la protection de la mer Méditerranée avec les protocoles y relatifs (dite également Convention de Barcelone) qui a été ratifiée par 17 Etats méditerranéens et la Communauté économique européenne. Jusqu'ici, quatre protocoles ont été adoptés et sont entrés en vigueur, l'un d'eux étant le Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique.

Le programme MED POL est la composante scientifique/technique du Plan d'action pour la Méditerranée et il vise à évaluer les problèmes environnementaux. L'évaluation de l'environnement qui est entreprise fournit une base qui permet d'aider les décideurs nationaux à gérer leurs ressources naturelles d'une manière plus efficace et judicieuse.

Entre autres objectifs spécifiques, le programme MED POL est conçu de manière à fournir aux Parties contractantes à la Convention de Barcelone:

- les renseignements nécessaires à l'application de la Convention et des Protocoles;
- des indicateurs et une évaluation de l'efficacité des mesures de prévention de la pollution prises aux termes de la Convention et des Protocoles;
- des informations scientifiques qui peuvent éventuellement conduire à des révisions et modifications des dispositions concernées de la Convention et des protocoles ainsi qu'à la formulation de protocoles additionnels;
- les renseignements qui pourraient servir à formuler, sur un plan national, bilatéral et multilatéral, des décisions de gestion respectueuses de l'environnement et essentielles au développement socio-économique continu de la mer Méditerranée sur une base rationnelle.

Les Parties contractantes au Protocole relatif à la pollution d'origine tellurique, qui est entré en vigueur en 1983, sont convenues de prendre toutes mesures appropriées pour prévenir, réduire, combattre et maîtriser la pollution de la zone de la mer Méditerranée due aux déversements par les fleuves, les établissements côtiers ou les émissaires, ou émanant de toute autre source terrestre située sur leur territoire.

Pour la réalisation du but précité, la réunion d'experts sur l'application technique du Protocole tellurique (décembre 1985) a proposé, notamment, que préalablement à la recommandation de mesures spécifiques aux Parties, il devrait être établi, sur un certain délai, des "documents d'évaluation" pour certaines des substances énumérées dans le Protocole tellurique. Selon cette proposition qui a été adoptée par la Cinquième réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (septembre 1987), ces évaluations devaient comporter notamment les sections suivantes:

- sources, points d'entrée et quantités de polluants pour les rejets industriels, municipaux et autres opérés dans la mer Méditerranée;
- niveaux de pollution;
- effets de la pollution;
- mesures juridiques, administratives et techniques aux échelons national et international.

Le présent document sur l'évaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les hydrocarbures de carbone récapitule les informations disponibles sur les sources d'apport ainsi que les observations effectuées sur les niveaux d'hydrocarbures de pétrole en Méditerranée et sur les effets biologiques de la contamination. Ce document a été élaboré conjointement par l'Unité de coordination du Plan d'action pour la Méditerranée et par la COI; il a été présenté à la Cinquième réunion du Groupe de travail de la coopération scientifique et technique pour le MED POL (Athènes, 6-10 avril 1987) au titre de partie "A" du document UNEP/WG.160/11. La réunion a approuvé le document et a recommandé qu'il soit publié. Il a été ensuite approuvé par la Cinquième réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (Athènes, 7-11 septembre 1987).

1. RENSEIGNEMENTS D'ORDRE GENERAL

La Méditerranée, une mer semi-fermée d'une superficie de 2,96 millions de km², est environnée de montagnes, excepté sur le littoral sud-est qui est désertique. Les plaines côtières sont étroites et peu étendues par comparaison avec les traits généraux qui caractérisent les bords de l'océan Atlantique. De vastes plaines alluviales occupent les deltas de grands fleuves comme l'Ebre, le Rhône et le Pô. En outre, le delta du Nil constitue un élément essentiel de l'environnement en Méditerranée orientale, bien que la construction du barrage d'Assouan ait modifié son importance hydrographique. La figure 1 représente la Méditerranée et ses mers régionales.

La Méditerranée a une profondeur moyenne de 1500 m, avec des maxima de 5000 m. Elle occupe un volume de 3,7 millions de km³, et sa période de renouvellement des eaux est de 80 ans. Il existe trois seuils importants en Méditerranée: le détroit de Gibraltar (365 m de profondeur), le détroit de Sicile (350 m) et les Dardanelles (100 m). Le premier, d'une largeur de 15 km, sépare la Méditerranée de l'océan Atlantique et fait de celle-ci une mer presque fermée; le second la divise en un bassin occidental et un bassin oriental; quant au détroit des Dardanelles, il la sépare de la mer de Marmara et de la mer Noire.

Le taux d'évaporation est extrêmement élevé, si bien que la circulation de surface entraîne un apport net d'eaux de surface provenant de l'Atlantique Nord et de la mer Noire. Ce taux est variable sur toute l'étendue de la zone. Dans la mer Egée, la mer Adriatique et la mer Ligurienne (fig. 1), le bilan de l'évaporation est égal à zéro, alors qu'on décèle un taux d'évaporation élevé dans la Méditerranée orientale, dans le golfe de Syrte et au centre de la Méditerranée occidentale. La Méditerranée a une salinité moyenne de 38 ‰ contre 35 ‰ pour l'océan Atlantique. La Méditerranée est bordée par 18 pays dont certains sont parmi les plus industrialisés du monde. Plus de 200 millions d'habitants vivent le long de ses côtes et dans les régions drainées par les cours d'eau qui se jettent dans cette mer.

La pollution par les hydrocarbures n'est pas un phénomène nouveau en Méditerranée. Des suintements naturels se sont produits au cours des temps géologiques, particulièrement dans les parties nord-est. Cependant, la pollution par les hydrocarbures résultant des activités humaines est importante, et l'on en observe fréquemment des quantités considérables, principalement sous forme de masses goudroneuses déversées sur les rivages ou au large, conjointement à une pellicule contaminante de surface. De fait, on estime que la Méditerranée est relativement plus polluée par les hydrocarbures que toute autre mer pour laquelle on dispose de données (US Natl. Acad. Sci., 1975; UNEP, 1980).

Jusqu'à présent, la Méditerranée a été épargnée par les déversements massifs de pétrole. Toutefois, un nombre important de déversements mineurs accidentels ou délibérés se produisent chaque année dans le cadre des activités de transport d'hydrocarbures au sein de la région. La pollution s'observe le long des voies suivies par les navires-citernes, notamment dans la partie orientale de la mer (IOC, 1981). En outre, des quantités considérables d'hydrocarbures sont déversées par les zones urbaines et industrielles du littoral (UNEP, 1977).

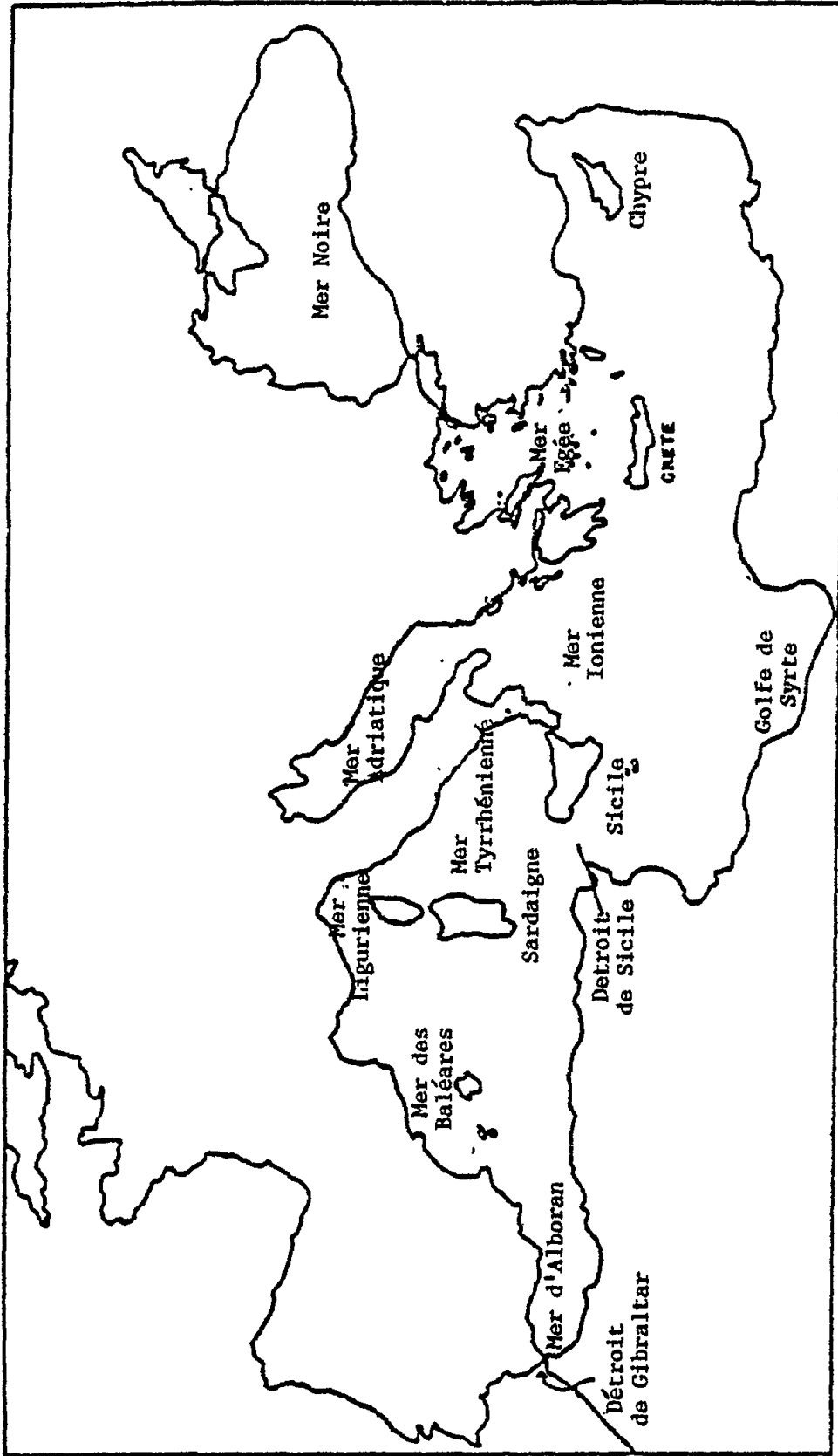


Figure 1 : La Méditerranée et ses mers régionales

Un certain nombre d'activités de surveillance continue ont été menées par des centres de recherche méditerranéens en vue d'évaluer la pollution par les hydrocarbures dans la région. Ces études ont, pour la plupart, été réalisées dans le cadre du Plan d'action pour la Méditerranée. Bien qu'on manque encore de notions dans un certain nombre de domaines, des aspects du problème ont été étudiés au cours de la décennie écoulée, par exemple l'évaluation quantitative et qualitative des hydrocarbures dissous/dispersés dans l'eau et du goudron sur les rivages et dans les eaux de surface. Plus récemment, on s'est attaché à étudier d'autres éléments, notamment les milieux benthique et atmosphérique marins ainsi que les biotes marins, ce qui a permis d'obtenir les premières estimations approximatives des flux et du bilan matière pour les hydrocarbures en Méditerranée.

2. SOURCES ET APPORT D'HYDROCARBURES DE PETROLE EN MEDITERRANEE

L'introduction des hydrocarbures de pétrole dans le milieu marin peut aller des apports chroniques diffus (ruissellement terrestre et suintements naturels) jusqu'aux déversements localisés massifs (par exemple, par des navires-citernes). Les déversements délibérés d'hydrocarbures dans les océans mondiaux lors d'opérations maritimes ou d'activités terrestres sont des sources de pollution relativement plus importantes que les accidents occasionnant des apports massifs isolés (tableau I). Bien que l'on dispose de fort peu de données sur l'importance respective des diverses sources de pollution en Méditerranée, il est admis que la pollution chronique intentionnelle par les hydrocarbures est beaucoup plus importante que la pollution due aux accidents (Jeffery, 1974; Le Lourd, 1977).

En 1979, Le Lourd a estimé que la quantité d'hydrocarbures déversée en Méditerranée se situait entre 0,5 et 1 million de tonnes par an, la moitié correspondant aux déversements provenant du littoral et l'autre moitié à ceux opérés au large. Cette quantité qui représente environ le cinquième de la quantité globale déversée dans toutes les mers (approximativement 4 millions de tonnes) est émise dans une région qui n'occupe pas plus de 1% de la superficie des océans mondiaux. D'autres auteurs (Longé, 1980) ont évalué cette quantité à 1,7 million de tonnes, mais il s'agit vraisemblablement d'une surestimation.

L'estimation de Le Lourd se fondait sur les pratiques des navires-citernes dans la région et elle demeure un chiffre plausible. La quantité d'hydrocarbures transportée sur les océans mondiaux s'est considérablement accrue (tableau II), mais, en dépit de cette évolution, on a enregistré une réduction importante de la quantité d'hydrocarbures déversée en Méditerranée au cours du transport par suite de l'entrée en vigueur de la Convention MARPOL. Si l'on se base sur ces estimations et sur les 35 millions de tonnes d'hydrocarbures transitant chaque année en mer Méditerranée (Smith, 1975), on peut admettre que la quantité d'hydrocarbures introduite en Méditerranée par ces pratiques tourne autour de 330×10^3 tonnes. L'OMI a même jugé qu'un chiffre de 500×10^3 tonnes n'était pas extravagant (UNEP, 1984). On doit considérer que, à la fin 1978, sur les 19 terminaux de chargement existant en Méditerranée, 10 n'étaient pas dotés d'installations de déballastage alors qu'ils traitaient plus de 190 millions de tonnes du trafic pétrolier (tableau III). Sur la base des données publiées, il n'apparaît pas justifié de fournir une estimation quantitative de l'apport dû au manque d'installations de réception des eaux de ballast des navires-citernes ou des boues et eaux de cale provenant de tous les navires, bien que l'on s'attende à ce que l'apport en question soit considérable. Cette source d'apport d'hydrocarbures devrait par conséquent faire l'objet d'une estimation à l'avenir.

Il est possible d'affiner les estimations des apports d'autres sources si l'on y inclut les décharges des installations industrielles, telles qu'elles ont été récapitulées par le PNUE (UNEP, 1977). Plus de 60 raffineries de pétrole sont situées le long des côtes de la Méditerranée (tableau IV). L'apport d'hydrocarbures dû à ces sources en Méditerranée a été estimé, au bas mot, à 20.000 tonnes par an (Rouit, 1975). Ces hydrocarbures proviennent en majeure partie de raffineries anciennes dont la conception n'avait pas intégré en priorité l'hydrotraitement (tableau V). Leur consommation d'eau est élevée et leurs effluents font rarement l'objet d'une séparation. Leurs eaux usées ne sont souvent soumises qu'à un traitement primaire. Ces raffineries ont un débit supérieur d'eaux usées et une charge polluante beaucoup plus élevée par tonne de pétrole brut traité, par comparaison avec les raffineries récentes. Ces dernières utilisent un système de refroidissement par air ou par eau recyclée qui permet de réduire au minimum les quantités d'eaux usées.

On ne dispose pas de chiffres ou d'estimations concernant les quantités d'hydrocarbures de pétrole apportées en Méditerranée soit directement par le ruissellement terrestre soit indirectement par les cours d'eau. Comme la charge polluante et les modalités de la pollution varient énormément selon les cours d'eau, il semble impossible de transposer les résultats des analyses détaillées opérées pour d'autres cours d'eau que ceux de la région sans y apporter des rectifications importantes. Cependant, comme plusieurs des pays bordant la mer Méditerranée sont parmi les plus industrialisés du monde, il paraît extrêmement probable que des quantités considérables d'hydrocarbures sont apportées dans cette mer par le ruissellement terrestre. On estime à 110.000 tonnes l'apport global dû aux diverses sources industrielles.

S'agissant des apports d'origine urbaine, ils peuvent être calculés à partir des estimations de Eganhouse et Kaplan (1981), soit 1.014 g/habitant/an pour les zones urbaines et 398 g habitant⁻¹ an⁻¹ pour les zones rurales. Si l'on prend en compte la répartition de la population méditerranéenne fournie par Henry (1977), on obtient un apport total de 160.000 tonnes d'hydrocarbures par an.

Enfin, très rares sont les études visant à quantifier les apports d'hydrocarbures dus aux retombées atmosphériques en Méditerranée. Cependant, il est à prévoir que des quantités considérables y pénètrent par voie atmosphérique puisque plusieurs des pays méditerranéens sont fortement industrialisés et brûlent par conséquent de grandes quantités d'hydrocarbures.

Les produits de combustion sont estimés, à partir des flux atmosphériques communiqués par Ho et al. (1983), à 35.000 tonnes par an, dépôts secs et humides compris. Bien que ces flux aient été calculés d'après les relevés de bord le long de deux transversales du bassin occidental qui constitue probablement la zone la plus touchée par ce type de pollution, cette estimation ne représente qu'une contribution d'environ 10% sur le total de l'apport à l'échelle mondiale (tableau I).

La valeur résultante de 0,6 million de tonnes (tableau VI) se situe dans les estimations de Le Lourd.

Tableau I

Apports d'hydrocarbures de pétrole dans le milieu marin
(en millions de tonnes métriques par an)
(d'après l'OMCI, 1981; Baker, 1983; US Nat. Acad. Sc., 1985)

	Meilleure estimation	Intervalle probable des variations	US. Nat. Acad. Sc. 1985
Transport	1,49	1,00-2,60	1,47
Opérations des navires-citernes	0,71	0,44-1,45	0,7
Lavage des cales	0,03	0,02-0,05	0,03
Terminaux maritimes	0,02	0,01-0,03	0,02
Eaux et résidus huileux des cales	0,32	0,16-0,60	0,3
Accidents des navires-citernes	0,39	0,35-0,43	0,4
Accidents d'autres navires	0,02	0,02-0,04	0,02
Plates-formes de production	0,05	0,04-0,07	0,05
Retombées atmosphériques	0,30	0,05-0,50	0,3
Eaux usées industrielles et municipales, ruissellement	1,40	0,70-2,80	1,18
Suintements naturels/érosion	0,03	0,03-2,60	0,25
Total	3,27	1,82-8,57	3,25

Tableau II

Quantités du trafic pétrolier maritime et taille des flottes commerciale et pétrolière mondiales en 1970 et 1980
(d'après l'OMCI, 1981)

	1970	1980	Rapport 1980/70
Trafic pétrolier maritime (millions de tonnes)			
Pétrole brut	1.100	1.319,3	1,20
Pétrole traité	255	268,9	1,05
Total	1.355	1.588,2	1,17
Flotte commerciale mondiale			
Nombre de bâtiments	55.041	73.832	1,34
Charge totale en lourd (tonnes)	247.202.634	419.910.651	1,70
Flotte pétrolière mondiale			
Nombre de bâtiments	6.292	7.112	1,13
Charge totale en lourd (tonnes)	169.354.743	339.801.719	2,00
Charge moyenne en lourd (tonnes)	36.900	47.800	1,78

Tableau III

Terminaux de chargement en Méditerranée
(Adapté d'après Longé, 1980)

Port	Tonnage maximum des navires	Installations de déballastage	Quantité d'hydro- carbures chargés (en millions de tonnes)
<u>TURQUIE</u>			27,5
Dortyol	35.000	OUI	2,5
Botas	150.000	OUI	35,0
<u>SYRIE</u>			38,0
Banias	120.000	NON	34,0
Tartous	100.000	NON	4,0
<u>LIBAN</u>			41,0
Tripoli	140.000	NON	23,0
Sidon	150.000	NON	18,0
<u>EGYPTE</u>			41,5
Sidi Kreir	250.000	OUI	40,0
Marsa Al Hamra	100.000	OUI	1,5
<u>LYBIE</u>			108,5
Marsa Al Hariga	120.000	OUI	17,5
Zueitina	250.000	NON	31,5
Marsa El-Brega	300.000	NON	12,5
Ras Lanuf	265.000	NON	12,5
Es-Sider	250.000	NON	34,5
<u>TUNISIE</u>			16,0
La Skhirra	120.000	OUI	14,0
Ashtart	100.000	NON	2,0
<u>ALGERIE</u>			36,0
Skikda	50.000	OUI	7,5
Bejaia	100.000	OUI	13,0
Arzew	100.000	NON	15,5
		TOTAL	318,5

Tableau IV

Volume moyen pondéré d'effluents liquides déversés (m³) par tonne de pétrole brut traité pour les raffineries européennes (CONCAWE, 1977)

	Raffineries construites		
	avant 1960	1960-1969	depuis 1969
Résultats 1969	10,45	2,17	
Résultats 1974	6,37	0,92	0,38

Tableau V

Teneur moyenne pondérée en hydrocarbures des effluents des raffineries européennes exprimée en kg d'hydrocarbures d'effluent par 1000 tonnes de pétrole brut traité (CONCAWE, 1977)

Emplacement des raffineries	avant 1960	1960-1969	depuis 1969
Côte	80	10,6	1,82
Intérieur	56	4,1	0,92

Tableau VI

Apports d'hydrocarbures de pétrole en Méditerranée (10³ tonnes par an)

Source	Estimation
Hydrocarbures déversés par les navires-citernes, les opérations de ballastage et de chargement, le lavage des cales et des citernes	330
Décharges d'origine tellurique, ruissellement:	
Eaux usées municipales	160
Eaux usées industrielles	110
Dépôt des retombées atmosphériques	35
	—
Total	635

3. PROCESSUS INFLUANT SUR LE COMPORTEMENT DES HYDROCARBURES DE PETROLE

Tout apport d'hydrocarbures dans le milieu marin qui est dû aux activités humaines, une fois qu'il a pénétré dans la masse d'eau réceptrice, est soumis à toute une série de processus physiques, chimiques et biologiques qui déterminent le cycle biogéochimique des hydrocarbures en mer. La compréhension du cheminement et du sort de ces apports revêt une importance capitale pour interpréter leurs incidences sur l'environnement et notamment pour évaluer la capacité des eaux réceptrices à absorber des déchets sans qu'il en résulte d'effets préjudiciables.

Ce sont en premier lieu des facteurs et des processus physiques qui exercent l'effet le plus important sur les hydrocarbures déversés dans le milieu marin. Des facteurs tels que la diffusion, la dispersion, l'évaporation, la dissolution et la formation d'aérosols, l'émulsification, la sorption en matières particulaires et la sédimentation des hydrocarbures modifient l'impact potentiel sur les ressources marines vivantes. Dans l'intervalle, des processus dynamiques tels que les courants, les vagues, les mouvements de la marée exercent aussi des effets marqués sur la pollution du milieu marin puisque, conjointement aux vents, ils régissent l'advection et la dispersion des hydrocarbures dans la mer. Talbot (1972), Weidemann et Sendner (1972), entre autres, ont étudié de manière approfondie les effets de ces facteurs et processus. Toutefois, on envisagera ici les processus de transfert des polluants pétroliers dans la mer Méditerranée, dans la mesure où ils influent sur la distribution et le sort des hydrocarbures dans le milieu marin; autrement dit, on prêtera attention à des facteurs principalement liés aux vents et aux courants de surface qui sont les agents majeurs d'advection influant sur ces polluants.

D'une manière générale, la circulation de la Méditerranée est soumise à l'influence de plusieurs facteurs: la distribution de la densité interne, la vitesse du vent en surface, la force de Coriolis, et les caractères topographiques du fond marin. Le courant de la marée joue un rôle négligeable dans la circulation générale de la mer Méditerranée. Hormis quelques zones restreintes telles que le détroit de Gibraltar, le détroit de Messine, le golfe de Gabès, le nord de l'Adriatique, le Bosphore et les Dardanelles, les amplitudes des marées sont faibles par rapport aux normes des océans mondiaux. Ces données, conjointement à l'existence de plateformes continentales étroites, aboutissent à une amplification très faible de la marée le long des côtes. Ainsi, si l'on s'en tient à la circulation résultante finale (ou circulation nette), les mouvements des marées n'engendrent par eux-mêmes que très peu de mouvements finaux, et on ne considère pas qu'ils contribuent à la circulation nette. Parmi les régions peu soumises à des flux circulants, on peut notamment citer le nord de l'Adriatique et le golfe Saronique.

Les modalités de la circulation méditerranéenne comportent quelques caractères généraux stationnaires, mais avec des variations saisonnières notables. On a pu préciser les modalités hivernales de la circulation grâce aux calculs géostrophiques effectués par Ovchinnikov (1966) et à un modèle numérique mis au point par Gerges (1976, 1977). Les principaux caractères de la circulation hivernale, tels qu'ils ont été établis par ces deux auteurs ainsi que par d'autres chercheurs avant eux en se fondant sur la distribution des propriétés hydrographiques des diverses masses d'eau (par exemple: Nielsen, 1912; Lacombe et Tchernia, 1960 et 1972; Wüst, 1961) indiquent qu'il existe un flux général vers l'est le long des côtes de l'Afrique du Nord, puis un flux qui remonte le littoral de l'Asie Mineure en mer Egée pour revenir en Méditerranée occidentale sous forme d'un flux général dirigé vers l'ouest. Les modalités estivales sont indiquées sur la figure 2.

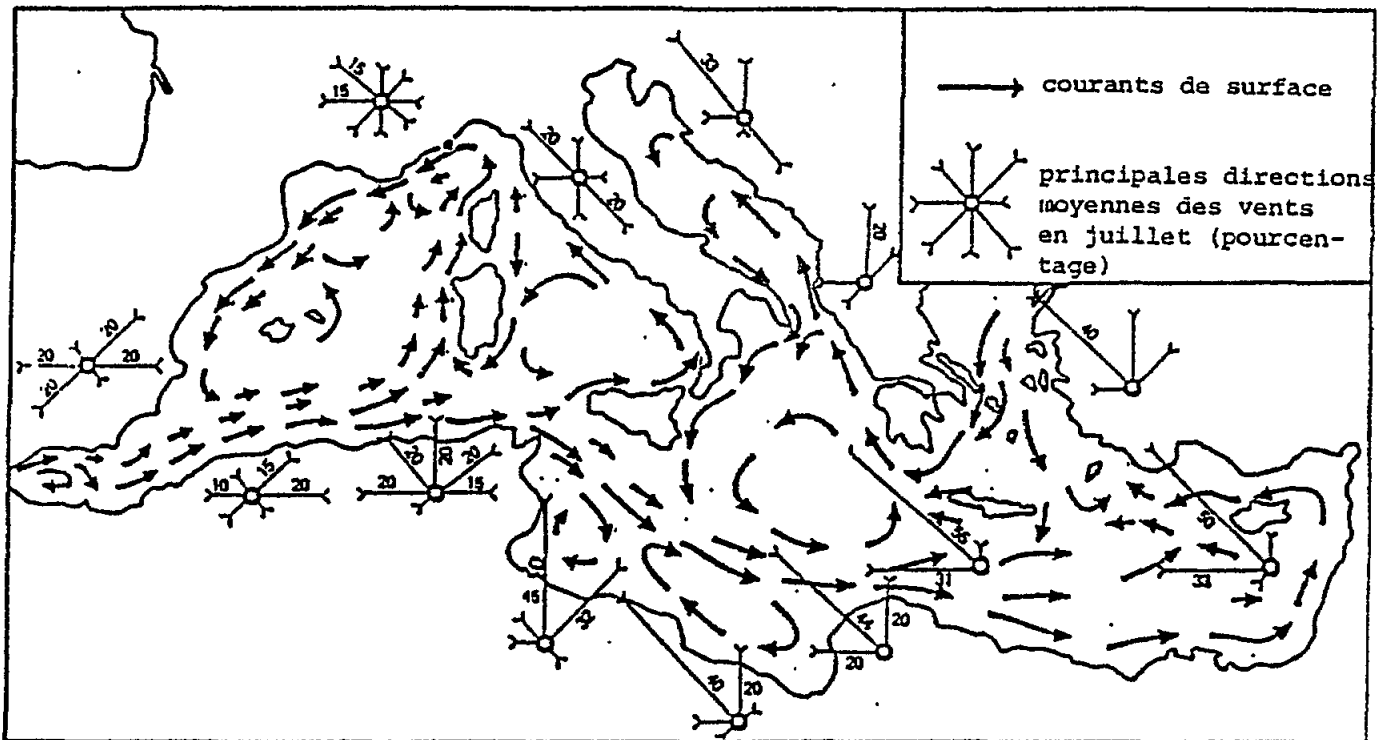


Fig. 2 Courants de surface et principaux vents en Méditerranée pendant l'été.
(d'après Lacombe et Tchernia, 1972).

Selon Gerges (1977), les vitesses des courants de surface varient de 15 à 30 cm seconde^{-1} , et ces courants ont une direction générale cyclonique. Etant donné l'étroitesse du détroit de Gibraltar, les vitesses des courants de surface dans cette région sont plus faibles (5-10 cm seconde^{-1}). On relève des vitesses plus élevées en mer Ionienne où les valeurs dépassent 35 cm seconde^{-1} .

En outre, il a été confirmé que les zones situées à la jonction entre les bassins comportent certains caractères propres, comme par exemple des caractères cycloniques entre Chypre et la Crète ainsi qu'entre la Crète et la Cyrénaïque. On observe un autre caractère cyclonique qui, sur le plan dynamique, évoque l'anticyclone de la mer d'Alboran (Hopkins, 1983a). Ces manifestations de mouvements giratoires revêtent une importance particulière puisque, dans certaines autres zones océaniques, comme la mer des Sargasses, les tourbillons de la circulation de surface ont tendance à entraîner l'accumulation de goudrons flottants (IOC, 1981). Ainsi, on peut escompter que des concentrations plus élevées d'hydrocarbures soient observées dans les zones où les tourbillons constituent généralement des manifestations prédominantes.

Cette circulation générale de surface de la mer Méditerranée présente en fait des modalités plus détaillées, notamment dans les zones côtières. En outre, il est notoire que le courant de surface estival est plus complexe en raison des régimes de vents plus divers et à plus faible échelle. La complexité accrue au cours de la saison d'été se manifeste souvent sous forme d'éléments plus restreints de courants de nature giratoire; par exemple, la mer Tyrrhénienne peut présenter plusieurs caractères de surface cycloniques par opposition à un cyclone d'hiver à l'échelon du bassin (Hopkins, 1983b). Néanmoins, les principaux caractères de la circulation de surface en Méditerranée tels qu'ils ont été décrits par Ovchinnikov (1966) et Gerges (1976, 1977) restent généralement valables.

Des systèmes de dispersion, tels que ceux examinés, n'éliminent pas les polluants du milieu marin mais les redistribuent simplement dans les divers réservoirs ou compartiments. Il y a notamment lieu de souligner ici que, au cours de son cheminement, le pétrole peut faire l'objet d'un fractionnement chimique par suite de sa répartition dans l'atmosphère, la microcouche de surface, la colonne d'eau (phases dissoute et particulaire), le sédiment et le biote, en fonction des propriétés de volatilité, de solubilité et d'adsorption de ses constituants.

Des modifications sélectives de la composition chimique des hydrocarbures peuvent également se produire au cours des intempéries, par suite aussi bien de la dégradation microbologique que de l'oxydation atmosphérique. A la fin des années 1960, on pensait que la question du sort ultime des hydrocarbures déversés en mer était essentiellement liée aux processus de dégradation. Mais il a été démontré par la suite que ces derniers agissent plus lentement que la disparition des hydrocarbures à la surface de la mer, bien que les deux mécanismes soient en rapport étroit.

Il est difficile d'évaluer l'importance relative des processus ci-dessus dans le devenir ultime des hydrocarbures de pétrole en Méditerranée, mais quelques estimations sont données sur le tableau VII.

L'évaporation élimine les fractions les plus volatiles des hydrocarbures déversés et qui contiennent une proportion importante d'hydrocarbures aromatiques à toxicité aiguë. Ces fractions constituent 20 à 50% de la plupart des pétroles bruts et 10% ou moins des fuel-oils résiduels. Plusieurs modèles mathématiques ont été mis au point pour donner une description quantitative de ce processus (Butler, 1975). On peut estimer qu'il se produit une déperdition moyenne dans l'atmosphère de 30% des apports d'hydrocarbures déversés et de 10% des résidus d'origine tellurique, en tenant compte des conditions hydrogéographiques particulières de la Méditerranée. Il ressort d'études récentes que la voie d'échange à l'interface air/mer constitue la seule voie importante pour les hydrocarbures volatiles se trouvant dans l'eau de mer, par rapport à d'autres moyens d'évacuation possibles tels que l'adsorption sur particules et la sédimentation (Gschwend et al., 1982).

On a estimé que la formation de goudrons à partir de résidus d'hydrocarbures, suivie de leur rejet sur les rivages, survenait pour 30% environ des hydrocarbures déversés en Méditerranée (US Natl. Acad. Sci., 1975). Ce taux est plus élevé qu'au large des océans du fait que les goudrons en suspension ont une probabilité plus forte d'atteindre les rivages dans une mer fermée.

Tableau VII

Quantités d'hydrocarbures éliminées en Méditerranée
(10³ tonnes par an)

Processus	Estimation
Evaporation	125
Formation et rejet de goudrons sur les rivages	100
Sédimentation	230
Biodégradation et fixation biologique	180
Total	635

Néanmoins, bien que des goudrons de pétrole soient couramment décelés sur les plages, on n'a pas signalé leurs concentrations par accumulation à long terme; cela indique qu'il se produit une certaine dégradation des goudrons échoués ou que le rejet sur les côtes n'est pas le seul mécanisme d'élimination des résidus pélagiques. Blumer et al. (1973) ont constaté que, sous les climats tempérés, les hydrocarbures subsistant sur une plage renfermaient encore, au bout d'une année, presque l'ensemble des hydrocarbures originels au-dessus de n-C₂₂ (point d'ébullition supérieur à 320° C). Il reste à déterminer si le sort ultime des résidus de pétrole consiste en leur biodégradation dans l'eau et le sédiment ou dans leur enfouissement par sédimentation.

Les vitesses de sédimentation ont été estimées d'après une expérience à long terme de "piège" sédimentaire menée au large de Monaco, dans le bassin occidental (Burns et Villeneuve, 1983). Les valeurs obtenues traduisent la situation prévalant dans les eaux côtières mais sont probablement des sous-estimations pour les estuaires où la sédimentation est accrue et où l'on a relevé une accumulation importante d'hydrocarbures dans les sédiments (Albaigés et al., 1985). Les processus survenant au cours de la sédimentation, notamment la médiation des matières fécales biologiques, ont également été étudiés mais seront examinés dans une autre section.

Etant donné qu'on ne possède pas de preuves concluantes d'une accumulation à vaste échelle des hydrocarbures en Méditerranée, excepté dans les zones où leurs apports sont importants, la disparition des résidus restants devrait s'expliquer par le processus de la biodégradation. D'après les estimations figurant sur le tableau VII, il s'agit là de l'une des principales voies d'élimination.

La Méditerranée est une mer chaude, et les températures des eaux du fond y sont supérieures à 10° C, même en hiver (Lacombe et Tchernia, 1972). En raison de ces conditions favorables, les micro-organismes doivent assurer la dégradation de 50% ou davantage du pétrole brut (Bayona et al., 1986). La dégradation microbienne dépend dans une large mesure du degré de dispersion des hydrocarbures dans l'eau, et il s'ensuit donc que la biodégradation est le processus par lequel les hydrocarbures dissous sont de préférence éliminés de la mer (Button, 1976).

L'élimination vers des masses d'eau contiguës est jugée négligeable pour le calcul des flux puisqu'il est probable que les teneurs en résidus pétroliers sont faibles dans les eaux situées sous la surface (Ho et al., 1983) qui sont généralement échangées avec ces masses d'eau précitées.

4. CONCENTRATIONS D'HYDROCARBURES DE PETROLE DANS LA MEDITERRANEE

Le nombre des données communiquées sur les concentrations d'hydrocarbures dans l'eau et sur les plages n'a cessé de croître au cours des dix dernières années, surtout par suite des activités entreprises dans le cadre des projets MED POL I (Etudes de base et surveillance continue du pétrole et des hydrocarbures contenus dans les eaux de la mer, PNUE et MAP MOPP Projet pilote IGOSS COI/OMS de surveillance continue de la pollution du milieu marin). A cet égard, la disponibilité de méthodes de référence (UNESCO, 1982 et 1984) et les moyens de formation fournis par les laboratoires participants ont joué un rôle très important. La Phase II du programme MED POL permet actuellement de recueillir les données communiquées par les laboratoires qui ont participé aux exercices d'inter-étalonnage et ont recours aux méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse.

On possède, comparativement, peu de données sur les concentrations d'hydrocarbures dans les sédiments benthiques, vraisemblablement parce qu'une méthode de référence a été publiée plus tardivement (UNESCO, 1982) et que la détermination de ces concentrations est plus complexe. On dispose de renseignements encore plus restreints concernant les niveaux dans les échantillons biologiques marins, et il n'a pas encore été adopté de méthode de référence à ce sujet.

Les premières études importantes ont été consacrées à l'évaluation des goudrons pélagiques et des hydrocarbures dissous/dispersés dans les eaux du large. Après la croisière du navire de recherche Atlantis II en 1969, (Horn et al., 1970), la région a été étudiée en 1975 par le Westward (Morris et al., 1975; Zsolnay, 1979), en 1975 et 1977 par le Cornide de Saavedra (Faraco et Ros, 1979; Ros et Faraco 1979) et en 1978 par le Meteor (Ehrhardt, données non publiées). Malheureusement, la vaste étude entreprise par le Calypso en 1977-1978 (Cousteau, 1979) n'était centrée que sur les métaux et les composés organochlorés.

Depuis lors, des projets de surveillance continue sont en cours dans plusieurs zones, principalement côtières, et portent notamment sur les hydrocarbures dissous/dispersés, de même que sont réalisées des études concernant les goudrons sur les plages et les hydrocarbures de pétrole dans les sédiments et les biotes marins. Le bassin occidental de la Méditerranée a été plus largement étudié que le bassin oriental. Les côtes de la Méditerranée occidentale sont potentiellement plus atteintes par la pollution en raison de l'importante concentration de populations urbaines, d'activités industrielles et de déversements de cours d'eau en bordure de ce bassin (UNEP, 1977).

Les données disponibles figurent sur les tableaux VIII à XII.

Techniques d'analyse et études de contrôle de la qualité des données

Le grand nombre de mesures analytiques réalisées lors d'un programme régional de surveillance continue et la participation de plusieurs laboratoires nécessitent l'existence d'une base commune permettant de comparer les données et de les intégrer dans un ensemble cohérent. A l'heure actuelle, on se heurte à des difficultés de plusieurs ordres, les unes étant liées aux méthodologies d'analyse proprement dites, les autres aux notions restreintes sur la comparabilité des données relatives aux hydrocarbures parmi les laboratoires de la région.

Sur le plan méthodologique, il convient de considérer que le pétrole se compose d'une vaste gamme de types moléculaires d'hydrocarbures (à savoir: hydrocarbures saturés et non saturés, aliphatiques, aromatiques et hétéroaromatiques) qui nécessitent des protocoles complexes pour leur isolement et leur analyse. Les hydrocarbures proviennent également d'autres sources, comme les goudrons de houille et les produits de combustion, et chacun d'eux contribue à la pollution par des composés ou mélanges de composés caractéristiques. Enfin, le milieu marin renferme toute une série d'hydrocarbures biogènes liés à la production du secteur primaire et particulièrement abondants dans les eaux superficielles des zones côtières. Il est donc pratiquement impossible de retenir une technique particulière qui conviendrait à l'analyse de tous les types d'hydrocarbures dans toutes les matrices. Il a été publié à ce sujet d'excellentes synthèses qui permettent aux laboratoires de choisir les méthodes les plus appropriées (Farrington et al., 1980; Clark et Brown, 1977). Mais à cet égard, la question de savoir quelle méthodologie devait être adoptée pour évaluer la contamination par les hydrocarbures a suscité des controverses. Certains chercheurs réclament des méthodes simples, rapides et moins distinctives pour la surveillance continue de type courant (par exemple, la fluorescence aux UV), alors que d'autres préconisent des méthodes très élaborées et plus spécifiques permettant de doser une série de composés indicateurs (technique COM-GC-MS, par exemple), bien qu'en général ces études soient assujetties à des considérations d'ordre financier et à la disponibilité d'un personnel qualifié.

Une autre difficulté tient à la diversité des méthodes de quantification. Bien qu'on dispose d'un état descriptif des techniques recommandées pour doser les hydrocarbures dans l'eau et les plages (UNESCO, 1984), les résultats obtenus pour les goudrons des plages, par exemple, sont tantôt exprimés en unités de poids superficielle⁻¹ et tantôt en poids mètre⁻¹ de bordure de plage. Les concentrations d'hydrocarbures déterminées par la fluorescence aux UV sont souvent communiquées en équivalents chrysène ou en unités de pétrole brut. Les sédiments et les tissus biologiques peuvent être analysés à l'état frais ou sec, et il s'ensuit que les résultats sont exprimés en poids frais ou en poids sec. Quand on a recours à la technique d'analyse GC, il existe une gamme étendue de paramètres pour rendre compte de la pollution par les hydrocarbures (n-alcanes, pristane, phytane, UCM, PAH, etc.).

D'autre part, la distribution de la fréquence de tout ensemble de données pour une zone déterminée est très variable. On devrait veiller à ne pas publier les données avant qu'un nombre suffisamment élevé d'échantillons autorise une analyse statistique valable pour l'évaluation des variations spatiales et temporelles.

Le problème du contrôle de la qualité des données doit être envisagé avec rigueur. Une méthode permettant d'accroître la qualité des données consiste à faire participer des laboratoires à des exercices d'intercomparaison. Théoriquement, un exercice d'intercomparaison devrait se dérouler selon une méthode bien spécifiée appliquée à un matériel de référence dont on a vérifié qu'il renferme une quantité connue de constituants étudiés. Un tel matériel n'est pas disponible pour les hydrocarbures de pétrole en raison de la complexité qu'impliquent la détermination et la quantification des éléments analysés.

On peut également réaliser des exercices de comparaison inter-laboratoires en recourant à des échantillons prélevés sur le terrain (homogénats sédimentaires ou tissulaires) qui ont été recueillis en quantité suffisante pour permettre une large distribution et qui ont été homogénéisés le mieux possible. En outre, la réunion d'analystes qui, lors d'un exercice commun, comparent leurs méthodes individuelles et examinent les différences décelées dans leurs analyses en vue d'en rechercher l'origine, garantira la validation des données sur une base régionale. Il s'agit là d'une nécessité absolue quand l'élément à analyser est de l'eau de mer du fait des difficultés soulevées par la distribution des échantillons.

Tout récemment, plusieurs laboratoires de la région ont eu l'occasion de participer à divers exercices concernant les hydrocarbures dans l'eau (DDPH), dans les sédiments et dans les biotes.

En novembre 1984, un exercice d'inter-étalonnage relatif au pétrole et aux hydrocarbures de pétrole s'est déroulé à Barcelone (COI/CSIC/PNUE/MED CAL I) à la suite d'une recommandation du Groupe de travail de la coopération scientifique et technique pour le MED POL (Athènes, 21-25 novembre 1983), et les participants provenaient de 9 pays.

Chaque groupe de laboratoires a procédé à une analyse des DDPH dans des échantillons d'eau prélevés dans une zone assez polluée, selon la procédure préconisée dans le document M/G no 13 (UNESCO, 1984). Les dosages ont fourni des concentrations de 1,65 $\mu\text{g l}^{-1}$ d'équivalents chrysène (après qu'on ait éliminé deux résultats trop divergents) avec un écart type relatif (ETR) de 33% jugé satisfaisant pour ce niveau de concentrations. Lors d'un exercice similaire qui s'est tenu aux Bermudes (décembre 1984), on a obtenu un ETR de 60% pour des dosages à des niveaux beaucoup plus faibles (0,057 $\mu\text{g l}^{-1}$). La méthode est vraiment très sensible, si bien que le problème des échantillons témoins doit faire l'objet d'une vérification soigneuse. En 1986, un exercice analogue s'est à nouveau déroulé à Barcelone, avec 11 participants, et il a également permis d'obtenir des résultats satisfaisants.

Bien que, avec les échantillons prélevés au large des océans, la signification des dosages prête à discussion puisque la fluorescence n'est pas seulement liée à la présence d'hydrocarbures de pétrole mais aussi à celle d'autres composés biogènes, la méthode convient pour les déterminations effectuées dans des "sites critiques". En outre, l'examen sur toute l'étendue du spectre selon le procédé normal ou synchrone permet d'obtenir des renseignements utiles sur les sources d'hydrocarbures (Solanas *et al.*, 1982).

Au cours de l'exercice COI-CSIC-PNUE (1984), un échantillon sédimentaire lyophilisé et tamisé (250 μm) a également été analysé selon la procédure décrite dans le document M/G no. 11 (UNESCO, 1982). Les n-alcanes totaux et le mélange complexe non résolu (UCM, "unresolved complex mixture") ont été calculés par la technique GC, et les hydrocarbures aromatiques par la fluorescence aux UV. La précision des résultats s'est améliorée, depuis les n-alcanes totaux (ETR = 70%) jusqu'à l'UCM (ETR = 45%) et aux hydrocarbures aromatiques totaux (ETR = 26%), ce qui concorde avec le degré de difficulté dans la manipulation et l'analyse des échantillons. Manifestement, l'analyse par la technique GC, notamment sur colonnes capillaires, permet de quantifier des composés simples connus et d'éviter ainsi bon nombre des ambiguïtés résultant de la fluorescence aux UV, bien que ce soit au détriment de la précision. On doit toutefois remarquer que, même si la méthode comporte une séparation chromatographique, la précision des résultats obtenus pour les hydrocarbures aromatiques en recourant à la fluorescence aux UV est du même ordre de grandeur que pour les hydrocarbures contenus dans l'eau de mer.

Enfin, douze laboratoires (6 de France, 3 d'Espagne, de Monaco, de Malte et de Chypre) ont participé en 1984 à l'exercice CIEM/COI d'intercomparaison pour les hydrocarbures contenus dans un tissu biologique, réalisé sur un homogénat de moules lyophilisé adressé à chaque laboratoire par la Station biologique des Bermudes.

Ce nombre de participants est plutôt faible si l'on considère que l'on avait contacté 129 laboratoires aptes à mener des investigations de chimie analytique. Il y a lieu de noter qu'aucun des laboratoires n'a eu recours à la technique GC-MS. Bien qu'en l'occurrence aucune méthode particulière n'eût été suggérée, les résultats communiqués avaient des limites de confiance d'environ 80%, ce qui ne différait guère de celles signalées par d'autres groupes régionaux participants.

Cependant, ces coefficients de variation devraient mettre en garde contre une interprétation abusive des valeurs relevées, lors de la conception de tout programme futur de surveillance continue de la pollution et de l'évaluation de ses résultats.

Un manque d'uniformité des données communiquées, des différences dans les fréquences d'échantillonnage selon les zones et le contrôle de la qualité des données obtenues dans le cadre des divers programmes de surveillance continue, tels sont certains des problèmes qui réclament une attention plus soutenue. Enfin, un vif effort s'impose en matière de formation, dans la région méditerranéenne, afin d'assurer une ample participation des laboratoires à un programme de surveillance des hydrocarbures.

Hydrocarbures de pétrole dissous/dispersés (DDPH)

Résultats du projet MAPMOPP en mer Méditerranée

Les résultats du projet MAPMOPP ont été communiqués dans le rapport COI intitulé "Pollution mondiale par les hydrocarbures" (IOC, 1981). La base de données consistait en 465 valeurs principalement relevées dans les bassins oriental et central. Dans l'ensemble, les concentrations étaient comprises entre 0 et 5 $\mu\text{g l}^{-1}$, bien qu'un nombre restreint de valeurs dépassât 10 $\mu\text{g l}^{-1}$. La moyenne arithmétique globale s'établissait à 2,0 $\mu\text{g l}^{-1}$, mais elle ne constitue pas un indicateur de la tendance dominante quand on a affaire, comme c'est le cas ici, à des ensembles d'unités très asymétriques. La distribution de la fréquence, après transformation logarithmique des données, a donné à penser qu'il existait deux groupes différents, l'un comprenant des échantillons dont les concentrations étaient inférieures à 0,4 $\mu\text{g l}^{-1}$, et l'autre présentant des concentrations supérieures. Les moyennes géométriques, à savoir 0,04 et 2,0 $\mu\text{g l}^{-1}$, ont fourni des estimations acceptables de la tendance dominante pour ces deux groupes (tableau VIII).

Selon une interprétation plausible, les valeurs inférieures représenteraient le niveau de base des DDPH dans la région, tandis que le groupe des valeurs supérieures indiquerait des apports récents d'hydrocarbures qui ne se sont pas encore diffusés. Il se peut également qu'on ait affaire à un artefact dû aux procédures utilisées pour recueillir les données. Cependant, la situation géographique des échantillons plus fortement pollués correspondait à la région orientale, le long des voies sillonnées par les navires-citernes (tableau VIII). En Méditerranée occidentale, les niveaux de contamination étaient plus faibles, bien que le nombre des échantillons fût insuffisant pour permettre une analyse statistique valable. En dépit de la répartition inégale des échantillonnages sur l'ensemble de la région, il apparaît que les niveaux décelés en Méditerranée étaient significativement

plus élevés que ceux communiqués pour d'autres régions océaniques (tableau VIII). Avec l'entrée en vigueur de la Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires (1973), modifiée par le Protocole y relatif de 1978 (MARPOL 1973/78), il est probable que ce tableau va s'améliorer progressivement.

La section suivante offre une liste importante de données relatives aux DDPH, notamment pour des zones qui n'avaient pas bien été étudiées dans le cadre du projet MAPMOPP. On peut néanmoins procéder à une évaluation préliminaire sur la base des concentrations communiquées jusqu'à ce jour.

Si l'on retient les postulats suivants pour la Méditerranée:

- (i) une surface de $2,96 \times 10^6$ kilomètres carrés
- (ii) un apport annuel de 0,6 million de tonnes d'hydrocarbures de pétrole (tableau VI)
- (iii) la majeure partie de l'apport survenant dans les zones proches du littoral (tableau VI)
- (iv) un délai moyen d'une année pour le séjour des hydrocarbures de 0 à 100 mètres de profondeur (Burns et al., 1985),

on obtient alors une estimation de l'ordre de $0,2 \text{ ug l}^{-1}$ de composés totaux du pétrole à prévoir de 0 à 100 mètres de profondeur au large de la Méditerranée.

Il est extrêmement peu probable que ces postulats soient entachés d'erreurs telles qu'elles modifieraient l'estimation ci-dessus d'un ordre de grandeur; c'est pourquoi les valeurs dépassant ce niveau dans les zones du large sont à considérer avec prudence et il y a de fortes chances qu'elles traduisent soit une contamination lors de la manipulation des échantillons soit une contribution de composés biogènes fluorescents lors du dosage.

Méditerranée occidentale

Les concentrations d'hydrocarbures de pétrole dissous/dispersés dans cette partie de la Méditerranée ont été obtenues dans le cadre d'un certain nombre de croisières. Des échantillons recueillis au voisinage du littoral révèlent fréquemment des teneurs supérieures à 10 ug l^{-1} , particulièrement s'ils sont prélevés à proximité de zones industrielles ou d'embouchures de cours d'eau (tableau IX).

Tableau VIII

Concentrations de résidus pétroliers dissous/dispersés en Méditerranée (n = nombre de valeurs; c = moyenne arithmétique; s = écart type; MG = moyenne géométrique)
Toutes les valeurs sont données en ug l⁻¹ (IOC, 1981)

Région	Statistiques normales			Données log-transformées	
	n	c	s	n	MG
Méditerranéenne	466	2,0	5,0	462	0,33
0,4 ug l ⁻¹	219	0,07	0,08	215	0,04
0,4 ug l ⁻¹	247	3,7	6,4	247	2,0
Mer Egée	134	1,3	0,79	134	1,1
Région orientale	133	5,5	8,3	131	1,5
0,4 ug l ⁻¹	29	0,04	0,06	27	0,03
0,4 ug l ⁻¹	104	7,0	8,8	104	4,0
Région centrale	176	0,17	0,42	175	0,06
0,4 ug l ⁻¹	156	0,07	0,07	155	0,05
0,4 ug l ⁻¹	20	1,0	0,86	20	0,77
Région occidentale	22	0,02	0,01	22	0,02
Baie de Baffin	104	0,11	0,12	93	0,09
Océan indien	45	60,1	92,7	36	8,9
Japon	1666	0,31	1,21	1640	0,13
Côte est Amérique Nord	80	0,11	0,10	71	0,09
Mer du Nord	90	0,02	0,12	9	0,15
Mer de Chine méridionale	272	0,20	0,28	256	0,10
Détroit de Malacca	14	0,11	0,12	10	0,13

On a communiqué les résultats correspondant à la portion de la côte espagnole comprise entre Castellon et Carthagène à partir d'échantillonnages effectués le long de neuf transversales (De Leon, comm. pers.). Cette étude a permis d'enregistrer des concentrations se situant entre 0,06 et 8,26 ug l⁻¹ et représentant les valeurs moyennes à chaque station. Dans la Mar Piccolo, Tarente, Italie, on a signalé des concentrations variant de 0,1 à 36 ug l⁻¹ (Strusi, comm. pers.). Les valeurs moyennes s'établissent respectivement à 3,26, 7,42 et 7,98 ug l⁻¹ pour trois circonstances d'échantillonnage. Des déterminations plus précises (GC) ont été effectuées lors des croisières PHYCEMED (Ho et al., 1983; Sicre et al., 1985). Les concentrations d'hydrocarbures pétrogènes variaient de 1,1 à 4,5 ug l⁻¹ pour la fraction aliphatique, et de 0,1 à 0,8 ug l⁻¹ pour la fraction aromatique. Durant ces croisières, on a recueilli des données pertinentes sur l'accumulation des hydrocarbures à l'interface air/eau de mer. On a relevé dans la microcouche de surface un accroissement des teneurs en hydrocarbures par un facteur atteignant jusqu'à 50 (Sicre et al., 1985), mais cet effet était plus

manifeste pour les hydrocarbures biogènes. Le tableau X récapitule les données obtenues lors de cette étude et qui peuvent être comparées avec celles reproduites sur le tableau IX pour la même zone. Pour les pays situés le long de la côte de l'Afrique du Nord, les données sont rares ou manquent totalement.

Adriatique

Les résultats de l'analyse d'échantillons d'eau sont consignés sur le tableau IX. La plupart de ces études ont trait au secteur de la baie de Rijeka, mais des données ont été récemment obtenues pour Sibenik et Split. Les concentrations relevées dans ces zones varient de 0,1 ug l⁻¹ ou moins pour les sites non pollués à 50 ug l⁻¹ pour les sites pollués.

Méditerranée centrale

Les seules concentrations provenant d'échantillonnages effectués au large ont été communiquées par Monaghan et al. (1974). Pour les zones situées au voisinage du littoral (côte libyenne), Gerges et Durgham (1983) signalent des teneurs comprises entre 0,6 et 28 ug l⁻¹. Les valeurs les plus élevées (10-28 ug l⁻¹) correspondent à des zones éloignées des principales activités industrielles. Des concentrations analogues variant de 0 (eaux non polluées) à 27,6 ug l⁻¹ (eaux polluées) ont été communiquées dans le cadre d'une étude réalisée par le Centre de recherches des pêches marines de Tripoli (MFRC, 1981). Dans les eaux côtières du pourtour de Malte, on a relevé des concentrations de 0,02 à 0,29 ug l⁻¹ (UNEP, 1980).

Tableau IX

Hydrocarbures de pétrole dissous/dispersés (ug l⁻¹)

Région	Année	Concentrations	Technique	Référence
Méditerranée occidentale (large)				
Partie nord	1973	10-2200 (surface) (moyenne: 448)	Fluorescence	Monaghan <u>et al.</u> , 1974
		3-37 (10m) (moyenne: 15)	"	"
	1975/77	2-6 (surface) (moyenne: 3,3)	"	Faraco et Ros, 1979
	1981	1,5-21,1 (surface)	GC-n-alkanes	Ho <u>et al.</u> , 1983
		3,5-4,6 (surface)	GC-UCM	"
		0,5-0,8 (eq.chr.)	Fluorescence	"
	1983	1,9 (surface)	GC-n-alkanes	Sicre <u>et al.</u> , 1985
		1,3 (surface)	GC-UCM	"
Partie centrale	1981	0,33 (eq.chr.)	Fluorescence	Ho <u>et al.</u> , 1983
	1983	0,68 (surface)	GC-n-alkanes	Sicre <u>et al.</u> , 1985
		1,37 (surface)	GC-UCM	"

Tableau IX (suite)

Hydrocarbures de pétrole dissous/dispersés (ug l⁻¹)

Région	Année	Concentrations	Technique	Référence
Méditerranée occidentale (large)	1973	2-17 (surface)	Fluorescence	Monaghan et al., 1974
		(moyenne: 8,5) 2-7 (10m) (moyenne: 4,3)	"	"
	1974-75	moy. 6,9 (surface)	"	Zsolnay, 1979
	1975-77	1-123,5 (surface) (moyenne: 17,5)	"	Faraco et Ros, 1979
Mer d'Alboran	1981	0,23 (surface)	GC-n-alcane	Ho et al., 1983
		0,81 (surface)	GC-UCM	"
		0,07-0,2 (eq.chr.)	Fluorescence	"
	1983	0,31 (surface) 0,15 (surface)	GC-n-alcane GC-UCM	Sicre et al., 1985
1975/77	4,3-14,6 (surface) (moyenne: 7,9)	Fluorescence	Faraco et Ros, 1979	
1981	0,2 (eq. chr.)	"	Ho et al., 1983	

Tableau IX (suite)

Hydrocarbures de pétrole dissous/dispersés (ug l⁻¹)

Région	Année	Concentrations	Technique	Référence
Méditerranée occidentale (proximité du littoral)				
Côte espagnole				
Castellon	1983	1,36-2,40	Fluorescence	de Leon, comm. pers.
Sagunto	"	0,06-3,40	"	"
Valence	"	0,63-4,35	"	"
Cullera	"	0,06-3,10	"	de Leon, comm. pers.
Benidorm	"	0,68-1,80	"	"
Alicante	"	0,85-8,26	"	"
Guardamar	"	1,15-3,15	"	"
Portman	"	0,26-6,50	"	"
Carthagène	"	0,26-3,22	"	"
Côte française	1975-78	50-5.000	Infrarouges	PNUE 1980
Banyuls-sur-Mer		(moyenne: 580)		
Estuaire du Var	1981	0,4-1,0	GC-UCM	Burns et Villeneuve, 1983
Golfe de Fos	1983-84	30-200		MEDPOL Phase II
Golfe d'AJaccio	1983-84	0-100		MEDPOL Phase II 1982

Tableau IX (suite)

Hydrocarbures de pétrole dissous/dispersés (ug l⁻¹)

Région	Année	Concentrations	Technique	Référence
Côte italienne				
Mer Tyrrhénienne	1973	8-614 (surface) (moyenne: 180) 3-19 (10m) (moyenne: 7)	Fluorescence	Monaghan et al, 1974
	1974-75	moyenne 4,8 (surface)	"	Zsolnay, 1979
	1975-77	1,9-20,5 (surface) (moyenne 7,4)	"	Faraco et Ros, 1979
Tarente, Mar Piccolo	1983	0,2-11,6 (moyenne: 3,26)	GC	Strusi, comm. pers.
"	"	0,5-23,0 (moyenne: 7,42)	"	"
"	"	0,1-36,0 (moyenne: 7,98)	"	"

Tableau IX (suite)

Hydrocarbures de pétrole dissous/dispersés (ug l⁻¹)

Région	Année	Concentrations	Technique	Référence
Méditerranée centrale				
Sud de la mer Ionienne	1973	3-423 (surface) (moyenne: 58) 2-120 (10 m) (moyenne: 16)	Fluorescence	Monaghan <u>et al.</u> , 1974
			"	"
	1974-75	moyenne 14,9 (surface)	"	Zsolnay, 1979
Malte, eaux côtières	1977-78	0,02-0,29	"	UNEP, 1980
	1984	0,03-1,70 (moy. 0,51)	"	MEDPOL-Phase II data
Côte libyenne	1974-75	moy. 24,9 (surface)	"	Zsolnay, 1979
Sedra O, port de Tripoli	1980	20-28	"	Gerges & Durgham 1983
Zawia				
Janzur, Brega E et O,	"	12,5-19	"	"
Zawia, Khoms O				
Zlitan, Zwetina, Benghazi,		4,6-5,3	"	"
Sirte E, Tajura		0,6-2,9	"	"
Sabratha, Derna, Sidi Blal				

Tableau IX (suite)

Hydrocarbures de pétrole dissous/dispersés (ug l⁻¹)

Région	Année	Concentrations	Technique	Référence
Côte libyenne 171 échantillons provenant de zones côtières		0,0-27,6 (moy. 3,6)	Fluorescence	MERC, Tripoli 1981
Mer Adriatique				
Yougoslavie, Baie de Rijeka	1976-77	1-50	"	UNEP, 1980
"		100-1.100	Infrarouges	
"		moins de 0,1	GC	Ahel & Picer 1979
	1976-78	1-7 ("pollué")	Fluorescence	Ahel 1985
		0,2-0,5 ("non pollué")		
Yougoslavie, zone de Sibenik	1984	0,2-16,4 (moy. 1,4)	"	MEDPOL Phase II data
Yougoslavie, Split	"	moy. 24-9 (surface)	"	MEDPOL Phase II data
Méditerranée orientale				
Mer Egée	1974-1975	moy. 20,5	Fluorescence	Zsolnay, 1979

Tableau IX (suite)

Hydrocarbures de pétrole dissous/dispersés (ug l⁻¹)

Région	Année	Concentrations	Technique	Référence
Grèce				
Eaux côtières		en dessous de 3	Fluorescence	Mimicos 1981
Golfe Saronique	1980-81	1,6-5,6	"	Gabrielides <u>et al.</u> 1982
Mer Egée	"	2,9-13,7	"	"
Port de Thessalonique	1976-79	1.500	Infrarouges	UNEP 1980
Port de Cavala	"	2.600	"	"
Baie du Strymon	"	1.100	"	"
Golfe de Patras	1977-83	0,12-28,2	Fluorescence	Mimicos <u>et al.</u> 1985
Estuaire de l'Achelooos	"	1,3-4,5	"	"
Turquie				
Mersin-Akkuyu	1977-78	8,2-39,4	"	UNEP 1980
Côte sud	1980-82	0,5-3,5 (moy. 1,5)	"	Sunay <u>et al.</u> 1983
Eaux du large entre la				
Turquie et Chypre	"	2,0-6,0	Fluorescence	"
Baie d'Iskenderum	"	0,7-7,0	"	"
Mer de Marmara	1983	0,88 (max. 8.07)	"	Sakarya <u>et al.</u> 1985
Baie d'Izmit	"	0,75-5,0	"	"

Tableau IX (suite)

Hydrocarbures de pétrole dissous/dispersés (ug l⁻¹)

Région	Année	Concentrations	Technique	Référence
Mer Egée	1983	0,14-1,39	Fluorescence	Sakarya et al., 1985
Eaux côtières de la Méditerranée	"	0,02-1,1	"	"
Baie d'Iskenderum	"	0,11-1,0	"	"
Baie de Candarli	1983-84	1,20-80,0	"	Topcu&Muezzinoglu, 1984
Aliaga	"	0,53-7,30	"	"
Baie de Saros	1983	0,77	"	"
Baie d'Izmir	"	9,40	"	"
Côte sud de l'Egée	"	0,86	"	"
Méditerranée orientale				
Eaux du large au sud du Chypre				
Sud-est de la Crète	1975-76	10-40	Fluorescence	UNEP, 1980
Israël				
Ashkelon	1975-76	9,4-19,4	"	"
Baie de Haifa	"	15,0-15,6	"	"
Plamachim	"	10,7-12,5	"	"
Lagune de Bardawil	"	20,6	"	"
Tel Shikmona	"	1,1-45,3	"	"

Tableau IX (suite)

Hydrocarbures de pétrole dissous/dispersés (ug l⁻¹)

Région	Année	Concentrations	Technique	Référence
Egypte Alexandrie	1978-79	0,7-35,2	Fluorescence	Aboul-Dahab & Halim 1981a
"	1979-80	(moyenne: 3.7) 6,6-41,4 (près des côtes)	"	Wahby & El Deeb 1981
Entrée du canal de Suez	1980-81	0,7-3,9 (au large) 0,5-14	"	"
Chypre, baie de Limassol	1983	2,6-8,1	"	El Samra et al.1983
baie de Larnaca	1984	1,15-1,48	"	MED POL-Phase II
	1983	4,2-13,6	"	"
	1984	1,74-2,53	"	"

Tableau X

Hydrocarbures dans la microcouche de surface

Région	Année	Concentrations (en ug l ⁻¹)	Technique	Référence
Au large de Monaco	1981	6,0-11,4 (n-alcanes)	GC	Burns et Villeneuve, 1983
		23 - 61 (UCM)*	GC	
		4,3 - 4,9 (hydr. arom.)	GC	
Nord du bassin occidental	1981	1,0-13,48 (n-alcanes)	GC	Ho <u>et al.</u> 1983
		8,11-22,1 (UCM)	GC	
		0,26-0,35 (hydr. arom.)	Fluor.UV	
	1983	0,55 (n-alcanes)	GC	Sicre <u>et al.</u> 1985
Centre du bassin occidental	1981	0,69 (n-alcanes)	GC	Ho <u>et al.</u> 1983
		6,8 (UCM)	GC	
		0,70 (hydr. arom.)	Fluor.UV	
	1983	0,96 (n-alcanes)	GC	Sicre <u>et al.</u> 1985
Sud du bassin occidental	1981	0,57 (n-alcanes)	GC	Ho <u>et al.</u> 1983
		0,25-5,15 (hydr. arom.)	Fluor.UV	
	1983	1,67-1,86 (n-alcanes)	GC	Sicre <u>et al.</u> 1985
Mer d'Alboran	1983	1,4 (n-alcanes)	GC	Sicre <u>et al.</u> 1985

* UCM = Unresolved Complex Mixture: Mélange complexe non résolu.

Méditerranée orientale

On signale des valeurs s'échelonnant de 0,1 à 2,6 ug l^{-1} pour les eaux côtières grecques (tableau IX), tandis que des concentrations variant de 1 à 2,6 ug l^{-1} ont été relevées dans les zones portuaires et déterminées par la spectroscopie aux infrarouges. Mais dans certaines études réalisées assez loin des grands centres industriels du continent, comme au large de la mer Egée, on enregistre des concentrations supérieures à 10 ug l^{-1} . Sakarya et al., 1985, on fait état de valeurs comprises entre 0,14 et 1,39 ug l^{-1} en mer Egée.

Pour les eaux turques, les données communiquées varient de 0,02 à 40 ug l^{-1} (Sunay et al., 1983; Sakarya et al., 1985). Pour les eaux côtières au sud-ouest de Mersin, on signale des concentrations de l'ordre de 1,5 ug l^{-1} (Sunay et al., 1983). Toutefois, les mêmes auteurs font état de concentrations de 2,0-6,0 ug l^{-1} pour les zones du large situées entre la Turquie et Chypre. Des concentrations atteignant 7,0 ug l^{-1} ont été communiquées pour la baie industrialisée d'Iskenderun (Sunay et al., 1983). Sakarya et al. (1985) ont relevé des valeurs oscillant entre 0,11 et 1,0 ug l^{-1} au large de la côte turque dans le nord-est de la Méditerranée.

En Israël, on a relevé des concentrations comprises entre 10 et 20 ug l^{-1} dans les zones situées à proximité de ports, de raffineries de pétrole, d'embouchures de cours d'eau, etc. Des teneurs élevées en hydrocarbures dissous ont été décelées au sud de Chypre (25-40 ug l^{-1}) et au sud-est de la Crète (de 10 à plus de 40 ug l^{-1}), encore que, plus récemment, on ait signalé des concentrations variant de 2,6 à 8,1 ug l^{-1} pour la baie de Limassol, Chypre, et de 4,2 à 13,6 ug l^{-1} pour la baie de Larnaca, Chypre, (rapport adressé à la COI et non publié, 1984). Il s'agit là d'un autre exemple où a pu se produire une pollution du large due au trafic maritime.

On dispose de plusieurs rapports sur la contamination des eaux côtières d'Egypte par les hydrocarbures (Abou-Dahab et Halim, 1981, 1981a; Wahby et El Deeb, 1981; El Samra et al., 1983). On a relevé des concentrations atteignant 30-40 ug l^{-1} dans des zones soumises aux effets de diverses activités industrielles (Aboul-Dahab et Halim, 1981, 1981a; Wahby et El Deeb, 1981). Les mêmes auteurs font état de concentrations inférieures à 10 ug l^{-1} et généralement inférieures à 5 ug l^{-1} dans les eaux du large. Une étude portant sur la teneur en hydrocarbures des eaux atteignant la Méditerranée par le canal de Suez a été communiquée par El Samra et al. (1983). Elle indique que ces eaux contenaient de 0,5 à 14 ug l^{-1} d'hydrocarbures.

On peut procéder à certaines remarques qui méritent attention. Zsolnay et al. (1978) signalent que les concentrations d'"hydrocarbures aromatiques" dans les eaux de la mer Baltique sont presque deux fois supérieures à celles de la Méditerranée, et presque dix fois supérieures à celles de l'Atlantique Nord, y compris la mer des Sargasses.

En revanche, on relève en Méditerranée une pollution plus forte par les boules de goudron flottant en surface que dans la Baltique ou le nord-ouest de l'Atlantique. Il semblerait qu'il y ait une corrélation faible ou nulle entre la quantité de goudrons provenant des déversements d'hydrocarbures (soit, par déduction, la quantité d'hydrocarbures déversés) et le degré de contamination par les hydrocarbures dissous/dispersés. De fait, ni Zsolnay et al. (1978) ni Faraco et Ros (1979) n'ont décelé une telle corrélation dans un groupe d'échantillons prélevés dans l'ensemble de la Méditerranée. On peut l'expliquer en admettant que les hydrocarbures dissous proviennent des rejets d'eaux usées industrielles et municipales, alors que les goudrons pélagiques

proviennent des ballasts des navires-citernes. Mais il se pourrait également que les hydrocarbures dissous subissent une lixivation lors du dépôt initial de matières goudroneuses dans le milieu marin et qu'ensuite leur accumulation et leur transfert dépendent d'autres facteurs. Ces facteurs comprennent les courants marins, la concentration d'autres substances avec lesquelles les matières interagissent. Les courants, en partie dirigés par les vents, constituent les principaux agents de transfert pour les matières contenues dans la couche superficielle.

Nappes de pétrole, goudrons flottants et goudrons des plages

Dans le cadre du MAPMOPP (Projet COI/OMM de surveillance continue de la pollution des mers), il a été effectué à bord de navires des observations visuelles des nappes de pétrole (IOC, 1981). Chaque fois qu'une nappe était aperçue, on relevait ses coordonnées: position, dimensions, date, heure. Comme il est aussi important de connaître quelles zones ne sont pas polluées que celles qui le sont, un rapport était établi toutes les 24 heures, même lorsqu'aucune pollution n'avait été observée. En Méditerranée, des nappes de surface ont été relevées dans plus de 10% des observations, et pratiquement sur toute l'étendue de la région. Ces données, comparées avec les résultats du MAPMOPP communiqués pour d'autres régions, attestent qu'il existe une pollution de surface relativement étendue en Méditerranée.

Les données disponibles pour les goudrons pélagiques en Méditerranée (tableau XI) indiquent que, entre 1969 et 1983, les concentrations moyennes variaient de 0,5 à 130 mg m⁻² et que la mer Ionienne était la zone la plus polluée par les goudrons en mer Méditerranée. Les données permettent également d'estimer que les valeurs normales pour les zones du large s'établissent jusqu'à 5 mg m⁻², tandis que dans les eaux situées à proximité des côtes, les concentrations peuvent être très supérieures (10-100 mg m⁻²).

Les données autorisent également à penser que le bassin oriental était, comparativement, le plus fortement contaminé par cette source de pollution, bien que les indices recueillis au cours des dix dernières années évoquent une amélioration de la situation. On a pu obtenir (Torrados et Albaiges, 1978) des preuves confirmant la nature et l'origine de ces goudrons flottants (eaux de déballastage des navires-citernes).

Les données disponibles sur les goudrons des plages en Méditerranée révèlent des variations considérables. Les quantités moyennes qui ont été décelées se situent entre 0,2 et 4.388 g m⁻¹ (Golik, 1986).

Si l'on se fonde sur la répartition géographique des données, il apparaît que les zones de la Méditerranée où, jusqu'en 1978, le déballastage d'eaux huileuses et le déversement de composés d'hydrocarbures dans la mer étaient autorisés constituaient des zones soumises à la contamination par les goudrons. Cependant, les mesures de goudrons pélagiques pratiquées à partir de 1980 indiquent qu'on pourrait avoir affaire, ces dernières années, à une diminution de la quantité des goudrons, notamment en Méditerranée orientale.

Les mesures de goudrons pratiquées sur les plages de Chypre et d'Israël au cours d'une période de dix années (Golik, 1985; Demetropoulos, 1985) laissent également entrevoir une réduction analogue des quantités de goudrons en Méditerranée orientale. Les résultats de ces mesures indiquent une diminution spectaculaire de la quantité des goudrons sur les plages.

Tableau XI

Goudrons pélagiques dans la mer Méditerranée (mg m⁻²) (Golik, 1986)

Zone	Période	Intervalle de variation	Moyenne arithmétique	Moyenne géométrique	Références
Mer d'Alboran					
	1969		6,5		Horn <u>et al.</u> , 1970
	1974-75	0,35-45,11	11,0	4,4	Morris <u>et al.</u> , 1975
	1976	0,04-6,6	0,6	0,22	Ros et Faraco, 1979
	1981-82	0,01-25,6	0,8	0,17	De Armas, 1985
Mer des Baléares					
	1969		2,4	2,2	Horn <u>et al.</u> , 1970
	1972-73		3,1	2,5	Benshitshij A.G. et Polikarpov G.G., 1974
	1974-75	0,1-27,9	0,5	0,4	Morris <u>et al.</u> , 1975
nord	1975-77	0-77,7	5,4	1,06	Ros et Faraco, 1979
sud	1975-77	0,05-26,8	3,9	1,18	Ros et Faraco, 1979
	1981-82		3,6	0,63	De Armas, 1985
Mer Tyrrhénienne					
	1969		1,5		Horn <u>et al.</u> , 1970
	1972-73		4,7		Benshitshij A.G. et Polikarpov G.G., 1974
	1974-75	0,2-14,7	3,2	1,4	Morris <u>et al.</u> , 1975
	1975-77	0-10	0,9	0,3	Ros et Faraco, 1979
Mer Ionienne					
	1969		130,0	60,0	Horn <u>et al.</u> , 1970
	1974-75	0,9-109,9	16,0	5,0	Morris <u>et al.</u> , 1975
Est de la Méditerranée					
	1970-71	0-58,3	5		El Hehyawi, 1979
	1977-79	0,2-1,33*			Wahby & El Deeb, 1981
	1978-79	0-8,91	2,82		Aboul-Dahab & Halim, 1981a
N-E Méditerranée					
	1983-84	0-33,4			Saydam <u>et al.</u> , 1985

* mg m⁻³

Hydrocarbures de pétrole dans les sédiments

Ce n'est que récemment qu'on a entrepris, en Méditerranée, d'appliquer le concept selon lequel les sédiments constituent un réservoir d'évacuation pour certains polluants. Des études ont principalement été menées dans le bassin occidental (Mille et al., 1982 et 1983 (tableau XII)).

Pour le segment de la côte française compris entre Fos-sur-Mer et Monaco, Mille et al. (1983) ont signalé des concentrations d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques variant entre 20 et 950 $\mu\text{g g}^{-1}$. Les plus fortes concentrations ont été décelées au large d'une raffinerie.

Albaiges et al. (1983) ont fait part de résultats comparables pour des sédiments recueillis le long de la côte espagnole, au large de ports, de terminaux pétroliers et d'embouchures de cours d'eau (1-62 $\mu\text{g g}^{-1}$ d'aliphatiques et 2-66 $\mu\text{g g}^{-1}$ d'aromatiques). En vue d'acquérir des notions sur les sources de ces hydrocarbures, les prélèvements sédimentaires ont fait l'objet d'une analyse des constituants simples par la technique GC-MS; les niveaux des PAH de nature pyrolytique variaient de 0,3 à 2,3 $\mu\text{g g}^{-1}$ de poids sec. Ces concentrations sont similaires à celles communiquées par Mille et al. (1982), Burns et Villeneuve (1983) (0,6-0,7 $\mu\text{g g}^{-1}$) pour la côte française. Deux échantillons prélevés dans la partie centrale du bassin occidental ont permis d'obtenir des renseignements sur les niveaux de base des hydrocarbures pétrogènes dans la région (1,2 $\mu\text{g g}^{-1}$ d'aliphatiques et 0,6 $\mu\text{g g}^{-1}$ d'aromatiques).

Dans la Mar Piccolo, Tarente, Italie, on a enregistré dans 8 stations des concentrations moyennes de 14,7 $\mu\text{g g}^{-1}$ d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques à des profondeurs de 1 à 10 m (Strusi, 1984). Des résultats analogues ont récemment été communiqués pour la côte yougoslave.

En ce qui concerne la Méditerranée orientale, on dispose de résultats pour Chypre et la Turquie. Les concentrations de 0,114 à 1,35 $\mu\text{g g}^{-1}$ relevées à Chypre concernent des échantillons sédimentaires recueillis à 90 m de profondeur. Dans la baie d'Iskenderun, Turquie, Sunay et al. (1983) ont relevé des concentrations moyennes de 0,24 $\mu\text{g g}^{-1}$ dans les sédiments. Les échantillons avaient été prélevés à 10-90 m de profondeur et les limites de variation des concentrations étaient de 0,04-0,68 $\mu\text{g g}^{-1}$. Des mesures pratiquées récemment dans les eaux turques ont révélé des niveaux très faibles d'hydrocarbures de pétrole (tableau XII).

D'une façon générale, les concentrations d'hydrocarbures relevées dans la région indiquent une pollution modérée par rapport à d'autres sites ayant fait l'objet d'une évaluation de la contamination par les hydrocarbures (2-1200 $\mu\text{g g}^{-1}$ pour la baie de New-York, 45-730 $\mu\text{g g}^{-1}$ pour le golfe de Californie). Néanmoins, l'emploi des sédiments dans le cadre des programmes de surveillance continue des zones côtières s'annonce prometteur pour l'identification des sources polluantes telluriques et, notamment, des "sites critiques".

Hydrocarbures de pétrole dans les organismes

Peu d'études ont été réalisées sur la fixation des hydrocarbures de pétrole par les organismes de la Méditerranée. Pour la côte espagnole, les analyses d'échantillons de poissons et de mollusques provenant de l'embouchure du Ter et du sud du delta de l'Ebre ont été communiquées par Albaiges et al. (1983); Ballester et al. (1982); Albaiges et al. (1985, 1985a); Risebrough et al. (1983).

Risebrough et al. (1983) ont eu recours à la technique employée lors du projet de surveillance des moules dans leur étude des hydrocarbures de pétrole dans des mollusques provenant du delta de l'Ebre. Des moules (Mytilus galloprovincialis), des huîtres (Ostrea edulis) et des clams (Venus gallinae) ont été choisis comme organismes indicateurs. Les hydrocarbures de pétrole ont été dosés en se basant sur le mélange complexe non résolu (UCM) dans les chromatogrammes des fractions saturée et aromatique. On a en général enregistré des teneurs de l'ordre de 100 à 300 mg g⁻¹. Ces concentrations équivalaient à celles relevées dans des moules des ports et baies les plus pollués de la Californie.

Dans une autre étude réalisée par Albaiges et al. (1983), ces auteurs ont relevé des concentrations relativement élevées d'hydrocarbures dans les bivalves provenant de la même zone précitée (190-215 ug g⁻¹ de poids sec) (tableau XIII). Chez des poissons pélagiques, on a constaté des teneurs plus faibles des échantillons tissulaires (moins de 10 ug g⁻¹). Une étude de Ballester et al. (1982) portant sur des moules provenant d'une plate-forme de forage du delta de l'Ebre a révélé des concentrations atteignant 20-30 ug g⁻¹ de n-alcanes.

Tableau XII

Hydrocarbures de pétrole dans les sédiments benthiques

Région	Concentrations (en ug g ⁻¹)	Références
Large de Valence (10-100 m) (5 échantillons)	0,8-1,0 (p.s.) n-alcanes (GC) 3,8-12,3 UCM 4,8-26,0 aromatiques	Albaiges <u>et al.</u> , 1983 et 1985
Large de Benidorm (10-100 m) (2 échantillons)	0,8-0,9 (p.s.) aromatiques 1,9-4,0 " 2,8-5,5 "	"
Méditerranée occidentale (1000 m)	1,2-1,6 UCM 0,6-2,3 aromatiques	
Italie, Tarente, Mar Piccolo, 1983 8 stations (1-10m profond.)	1,3-45 (p.s.) moyenne: 14,73	(Strusi, 1984, comm. pers.)
<u>Yougoslavie</u> , Split, 1984	1,0-18,9 (p.s.) Fluorescence	MED POL-Phase II
<u>Chypre</u> Baie de Larnaca, 1983 1984	0,114-0,135 (4. éch.) " 0,442-1,301 "	" "
Baie de Limassol 1984 (18-90 m)	0,308-0,417 (2 éch.) "	"
<u>Turquie</u> , baie d'Iskenderun 1980-82, 10-90 m de profondeur	0,04-0,68 (PAH) (GC) (moyenne: 0,24)	Sunay <u>et al.</u> , 1983
<u>Turquie</u> Baie de Candarli, 1983-84 Aliaga, 1983-84 Baie de Saros, 1983 Baie d'Izmir, 1983 Sud de la côte égéenne 1983	0,0043-0,375 (p.f.*), fluorescence 0,0175-0,025 (p.f.), " 1,0 (p.f.), " 0,047 (p.f.), " 0,1575 (p.f.), "	Topcu & Muezzinoglu, 1984 " " " "

* p.f. = poids frais

Tableau XII

Hydrocarbures de pétrole dans les sédiments benthiques

Région	Concentrations (en ug g ⁻¹)	Références
Côte française		Mille <u>et al.</u> , 1982
(de Fos-sur-Mer à Monaco) (1979)		
Côte Bleue	13 -952 aliphatiques + aromatiques	
Les Embiez	69 -93 aliphatiques + aromatiques	
Monaco	51 -77 aliphatiques + aromatiques	
Côte espagnole (1980-82)	0,6 -2 (p.s.*) C ₁₄ -C ₂₀ (GC)	J.A.García-Regueiro <u>et al.</u> , 1983
Large de Valence 3-10m (0-5cm)		
Large d'Alicante	0,1 -5,8 (p.s.) C ₁₄ -C ₂₄ (GC)	
Large du delta de l'Ebre	0,3 -1,1 (p.s.) C ₁₅ -C ₂₄ (GC)	
Large d'autres cours d'eau catalans	0,07 -0,56 (p.s.) (GC)	Sanchez-Pardo et Rovira, 1985
Embouchures de cours d'eau et villes:		
Embouchure du Ter (10-60 m) (3 échantillons)	0,5 -1,9 (p.s.) n-alcanes (GC) 1,8 -9,8 UCM 5,1 -10,1 aromatiques	Albaiges <u>et al.</u> , 1983 et 1985
Large de Barcelone (10-80 m) (9 échantillons)	1,3 -17,0 24,5 -52,8 3,1 -66,8	"
Large de Tarragone (17-95 m) (6 échantillons)	0,9 -5,8 4,8 -77,1 7,8 -21,2	"
Delta de l'Ebre (10-100 m) (5 échantillons)	0,4 -3,2 1,3-12,9 0,6-15,2	"

* poids sec

Albaiges et al. (1984 et 1985) ont fait part des concentrations d'hydrocarbures dans les tissus de trois espèces de poisson (Mullus barbatus, Merluccius merluccius, Trachurus trachurus). Cette étude a montré que les taux de base dans les tissus musculaires pour la zone comprise entre Barcelone et la frontière française étaient respectivement de 1,5-12 $\mu\text{g g}^{-1}$ et de 1,7-8,4 $\mu\text{g g}^{-1}$ (poids sec) pour les hydrocarbures saturés et aromatiques. On a décelé des concentrations plus élevées dans le poisson provenant du large de Barcelone et de l'Ebre. Les résultats sont récapitulés sur le tableau XIII. Dans cette étude, on a également constaté une forte accumulation des hydrocarbures dans le foie et chez les espèces adultes.

On ne peut conclure des données disponibles que la plus forte concentration d'hydrocarbures de pétrole relevée en Méditerranée par rapport aux autres régions océaniques ait un effet biologique sur les poissons pélagiques. Il est cependant souhaitable que soit exercée une surveillance continue de certaines espèces.

Pour les autres parties de la Méditerranée, il existe peu d'études sur la contamination des organismes marins par les hydrocarbures de pétrole. Pour la côte turque, notamment la baie d'Iskenderun, il a été réalisé une étude sur la teneur du poisson en PAH (Sunay et al., 1983). Les concentrations moyennes dans le muscle et le foie étaient respectivement de 0,13 et 0,79 $\mu\text{g g}^{-1}$.

Pour la Mar Piccolo, Tarente, Italie, on a communiqué une étude sur les teneurs des moules en hydrocarbures (Strusi, 1984). Les résultats qui sont exprimés en concentrations par poids frais, varient de 0,5 à 10,1 $\mu\text{g g}^{-1}$, soit une moyenne de 2,7 $\mu\text{g g}^{-1}$. Si ces concentrations étaient converties en valeurs par poids sec, on obtiendrait des chiffres environ dix fois plus élevés.

Tableau XIII

Hydrocarbures dans des échantillons de biotes provenant de la côte méditerranéenne d'Espagne (en $\mu\text{g g}^{-1}$ poids sec)
(Albaiges et al., 1983, 1984 et 1985)

Espèce	Région	Fraction saturée (UCM)	Fraction aromatique (eq. pétr. brut)
Esp. <u>Mytilus</u> (10 éch.)	Palamos	106-190	-
	Barcelone	500-3200	-
	Delta de l'Ebre	8-216	-
Esp. <u>Mullus</u> (muscle) (14 éch.)	Palamos	12,6	4,4
	Barcelone	22,2	9,3
	Delta de l'Ebre	5,8	11,1
Esp. <u>Merluccius</u> (muscle) (14 éch.)	Palamos	1,5	1,7
	Barcelone	0,2	3,9
	Delta de l'Ebre	0,2	2,4
Esp. <u>Trachurus</u> (muscle) (14 éch.)	Palamos	11,2	4,2
	Barcelone	1,4	10,9
	Delta de l'Ebre	5,4	3,7
Esp. <u>Engraulis</u> (muscle) (19 éch.)	Barcelone	7,7	7,8

5. REPARTITION DES HYDROCARBURES DE PETROLE DANS LES COMPARTIMENTS DE L'ECOSYSTEME MEDITERRANEEEN ET EVALUATION PROVISOIRE DU BILAN MATIERE

On dispose d'une masse considérable de données sur la répartition des hydrocarbures de pétrole dans certains éléments du milieu méditerranéen. Lors de tout programme de surveillance continue à long terme, un problème crucial est celui posé par la gestion et l'interprétation des données recueillies. La surveillance continue n'est pas une activité consistant simplement à accumuler des données (Albaiges et Frei, 1982) mais elle devrait être conçue pour répondre à des questions spécifiques. Elle devrait être associée à des recherches concomitantes et, à mesure que de nouvelles données sont disponibles, adaptée en conséquence.

Une évaluation de l'information disponible exige une connaissance suffisante des processus biogéochimiques régissant le transfert et la destinée des résidus pétroliers introduits dans la mer. C'est pourquoi, plus récemment, l'attention a été centrée sur l'investigation de ces processus. Ainsi, en 1981 et 1983, les croisières PHYCEMED ont eu pour mission d'évaluer le bilan atmosphérique des hydrocarbures en Méditerranée occidentale et d'étudier les mécanismes d'échange de ces matières à travers l'interface air/eau de mer (Ho et al., 1982 and 1983; Sicre et al., 1985).

L'importance relative de ces échanges, dans la mesure où il s'agit des dépôts atmosphériques, est évaluée sur le tableau XIV. Mais, comme on l'a admis, le compartiment atmosphérique n'est pas seulement une source d'apport d'hydrocarbures, dont la plupart proviennent de la combustion, il est également un réservoir d'évacuation pour ceux qui sont volatilisés à partir du pétrole déversé en mer. Ce flux à double sens à travers la limite air/mer est difficile à mesurer, mais il réclame une poursuite des investigations.

En outre, des "pièges" semi-permanents ont été installés par le Laboratoire international de radio-activité marine de Monaco (à 100 m de profondeur dans une colonne d'eau de 250 m située à 2 km au large du littoral monégasque) pour obtenir des renseignements sur le flux descendant des substances provenant des activités humaines dans la mer Ligurienne, et notamment sur les principaux processus régissant le transfert et la rétention des hydrocarbures dans le réservoir sédimentaire. Ces processus comprennent la fixation biologique et la production concomitante de matières fécales, la dégradation biologique/chimique et la répartition physique/chimique entre les compartiments marins (Burns et al., 1983 et 1985).

Tableau XIV

Estimation de l'apport annuel d'hydrocarbures par voie atmosphérique en Méditerranée occidentale (Ho et al., 1983)

Transversale (fig. 6)	Hydrocarbures	dépôts (mg m ⁻² an ⁻¹)	
		humides	secs
a-b	aromatiques	0,04-0,44	0,025-0,25
	totaux	1,67-16,70	0,94-9,4
b-c	aromatiques	0,05-0,5	0,03-0,3
	totaux	0,84-8,4	0,47-4,7

Tableau XV

Flux d'hydrocarbures à la station "piège" de Monaco
(Burns et al., 1983 et 1985)

Flux	Hydrocarbures ($\mu\text{g m}^{-2} \text{an}^{-1}$)	
	Pétrole	Mélange non résolu
Sur les matières fécales du zooplancton	8,2-9,0	-
A 100 m (a)	0,8-1,0	0,6-0,9
Au niveau des sédiments (b)	0,9	0,8

- a) estimé d'après le matériel du piège sédimentaire
b) estimé d'après la vitesse de sédimentation et les concentrations moyennes dans les sédiments

Pour estimer l'importance quantitative des matières fécales du zooplancton dans le transfert des contaminants organiques jusqu'aux sédiments, et notamment des hydrocarbures, Burns et al. (1985) ont calculé les flux de polluants en se basant sur les analyses des résidus contenus dans les matières fécales, sur les estimations des taux de production de grains fécaux et sur celles de la biomasse moyenne du zooplancton au large de Monaco. Les flux moyens obtenus (tableau XV) à cet emplacement étaient six fois supérieurs à ceux estimés pour la mer des Sargasses (Sleeter et Butler, 1982).

D'autre part, le tableau XIV met en évidence le fait suivant: bien que le pétrole soit relativement non soluble et rapidement transféré en profondeur sur le site par la médiation des matières fécales, seuls 10% de la quantité tombant à travers la colonne d'eau subsistent assez longtemps pour être incorporés dans les sédiments. Cette disparité donne à penser qu'il se produit une biodégradation rapide de la plupart des hydrocarbures de pétrole qui sont évacués jusqu'aux sédiments. De cette façon, les sédiments incorporent les constituants les plus réfractaires, et ces derniers peuvent donc servir de marqueurs pour l'évaluation des flux et du bilan matière.

La caractérisation chimique des différents compartiments marins (état dissous, particulaire, sédimentaire), grâce à l'application du concept des marqueurs moléculaires, a été effectuée pour tenter d'élucider les sources des apports polluants et la destinée de ceux-ci dans la mer (Albaiges et al., 1984; Grimalt et al., 1985). Les apports d'hydrocarbures dus aux eaux usées domestiques, aux huiles usées, à la combustion des goudrons de houille et de fossiles, ont été identifiés, apportant la preuve que le ruissellement urbain constitue le principal apport d'hydrocarbures dans les zones côtières. Les PAH sont particulièrement abondants dans les sédiments; ils sont ainsi des marqueurs utiles pour établir des associations entre les apports de surface, le transfert sur particules et l'incorporation dans les sédiments.

Les délais de séjour des hydrocarbures dans les eaux de surface ont été calculés (par Burns et al., 1985) selon des modèles récents de répartition et comparés avec les délais obtenus d'après les flux des particules en cours de sédimentation et les données relatives aux sédiments (tableau XVI). Comme les vitesses de flux calculées d'après les matières fécales et les matières retenues dans les "pièges" sédimentaires concordent, on peut en inférer qu'un délai de séjour d'environ un an est une estimation plausible. L'écart enregistré avec les calculs reposant sur les concentrations d'hydrocarbures dans les sédiments démontre une fois de plus qu'on a affaire à un rythme rapide de biodégradation à l'interface mer/sédiment.

Tableau XVI

Estimation des délais de séjour des résidus d'hydrocarbures entre 0 et 100 m de profondeur de la colonne d'eau en Méditerranée (Burns et al., 1985)

Base de données	Hydrocarbures (années)
Teneurs de l'eau de mer et des particules de surface	0,6
Matériel de piège sédimentaire	1,0
Teneurs de l'eau de mer et des sédiments	10,5

Tableau XVII

Répartition des hydrocarbures dans les compartiments de l'écosystème (en 10^3 tonnes an^{-1})

Goudrons de plage	100
Microcouche de surface	0,018
Goudrons flottants	8,8
Eaux de surface (0-5 m)	30
Eaux situées sous la surface	72
Couche floculeuse sédimentaire	230
Sédiments	120
Biomasse	0,220
Atmosphère	155
Total	716

Ces calculs autorisent à penser que des modifications importantes de l'apport de polluants organiques en Méditerranée devraient être décelables dans un délai d'un an par des changements dans les concentrations des eaux de surface.

Evaluation provisoire du bilan matière

A partir de ces investigations sur les flux effectuées par Burns et al. (1985) ainsi que des données obtenues dans le cadre des activités de surveillance continue (tableaux VIII à XIII), on peut procéder à une estimation brute de la quantité d'hydrocarbures de pétrole associée aux différents compartiments de l'écosystème et aux flux en jeu.

A l'aide des estimations précitées et en adoptant le principe de base établi par le Programme GIPME (IOC, 1984) pour les calculs du bilan matière selon lequel les inventaires équivalent aux apports se produisant sur une base annuelle, et en admettant ainsi que, dans chaque compartiment, les apports remplacent continuellement les résidus à mesure que ces derniers sont ôtés par les processus d'élimination, nous obtenons les résultats reproduits sur le tableau XVII. Ces estimations représentent une mise à jour des calculs effectués antérieurement par un Groupe spécial de travail GEMSI en vue d'identifier les lacunes existant dans les données sur les rapports bilan matière/type de flux pour les polluants des océans. Ces estimations ont été effectuées en retenant pour la Méditerranée une surface de $2,96 \times 10^{12} \text{ m}^2$ et un volume de $3,6 \times 10^{15} \text{ m}^3$. Il va de soi que ce bilan matière est très approximatif.

Les goudrons des plages peuvent être évalués à 30% des apports d'hydrocarbures déversés, comme on l'a vu précédemment à propos des quantités éliminées. Cette estimation pourrait être vérifiée si des données recueillies dans le cadre d'une surveillance à vaste échelle étaient publiées aux fins de comparaison.

Les concentrations relevées dans la microcouche de surface sont recensées sur le tableau X. Des valeurs corrigées pour tenir compte de l'épaisseur de la microcouche échantillonnée selon chaque technique (0,44 mm pour Ho et al., 1983) et Sicre et al., 1985; 0,11 mm pour Burns et Villeneuve, 1983) ont donné une moyenne de 6 ug m^{-2} d'hydrocarbures pétrogènes dans la microcouche. On peut estimer les goudrons pélagiques en faisant la moyenne des dosages fournis sur le tableau XI, soit $3,0 \text{ ug m}^{-2}$.

De nombreux auteurs ont fait part des concentrations d'hydrocarbures de pétrole relevées dans les eaux de mer superficielles (tableau VIII), et les niveaux varient de 0,05 à 423 ug l^{-1} , avec des moyennes comprises entre 1 et 20 ug l^{-1} . L'estimation inscrite au tableau repose sur une moyenne de 2 ug l^{-1} entre 0 et 5 m de profondeur, d'après les résultats du projet MAPMOPP (tableau IX). Mais les mesures des niveaux d'hydrocarbures dans les eaux de mer sont entachées d'une marge importante d'incertitude et on doit considérer que cette estimation fournit tout au plus l'ordre de grandeur. Les concentrations enregistrées dans les eaux situées sous la surface sont entachées d'une marge encore plus grande d'incertitude. Les quelques valeurs communiquées indiquent des niveaux inférieurs d'au moins un ordre de grandeur à ceux relevés dans les eaux de surface. Pour ce compartiment, on a établi l'estimation en postulant une concentration moyenne de $0,02 \text{ ug l}^{-1}$.

Les données ne permettent pas d'estimer les quantités contenues dans la couche floculeuse du sédiment. Toutefois, si l'on admet que la quantité qui sédimente à travers la colonne d'eau, telle qu'elle a été mesurée dans l'expérience de piège réalisée à Monaco (8 ug cm^{-2}), fournit un ordre de grandeur de la valeur, on peut, par extrapolation, obtenir une estimation approximative pour la Méditerranée (tableau XV). La teneur des sédiments côtiers peut être estimée à $0,9 \text{ ug cm}^{-2} \text{ an}^{-1}$ d'après le flux calculé pour les sédiments situés en dessous des pièges sédimentaires. En intégrant ce chiffre sur une profondeur de 2 cm et sur plus de 20% de la superficie totale, on obtient la valeur indiquée sur le tableau XVII. La charge des sédiments du large peut être calculée en admettant que ces sédiments reçoivent des dépôts à raison de 10% du flux côtier par an. Les rares données communiquées sur les teneurs des sédiments corroborent dans l'ensemble cette différence d'un ordre de grandeur entre les concentrations des sédiments côtiers et celles des sédiments du large (Albaiges et al., 1983).

La charge de la biomasse dans le bassin occidental peut être calculée en retenant une concentration moyenne d'hydrocarbures de 225 ug g^{-1} de poids sec et une réserve permanente de la biomasse du zooplancton de 1 g m^{-2} quand elle est intégrée sur une profondeur de 0 à 100 m de la colonne d'eau (Burns et al., 1985). Comme on l'a déjà mentionné, on a pu admettre que l'atmosphère constitue à la fois un réservoir d'évacuation pour les hydrocarbures volatiles déversés à la surface de la mer et une source d'apport de produits de combustion. L'apport total d'hydrocarbures de pétrole par voie atmosphérique a été établi à partir des tableaux VI et VII.

Grâce à l'établissement du bilan matière, on peut évaluer les taux de disparition des apports polluants et déterminer quels sont les éléments de l'écosystème qui sont les plus altérés. Les niveaux ambiants de polluants pétroliers dans les eaux superficielles occasionnent des teneurs relativement élevées des organismes et de leurs fèces en hydrocarbures. Des valeurs dépassant 6000 ug g^{-1} de poids sec ont été relevées dans des fèces fraîchement émises par le zooplancton de surface (Burns et Villeneuve, 1983). Ces constatations, ajoutées à d'autres preuves indirectes, autorisent à penser que l'interface mer/sédiment contient des niveaux élevés d'hydrocarbures de pétrole, même dans les zones où les teneurs des sédiments sous-jacents peuvent être faibles et induire ainsi en erreur. Il incombe de mener au plus vite des investigations sur les sédiments pélagiques et leurs couches floculeuses associées. D'autres réservoirs critiques sont constitués par la microcouche superficielle et les eaux situées sous la surface puisqu'elles déterminent la charge polluante dans les biotes.

La marge d'incertitude dont sont entachés les dosages des hydrocarbures en traces dans l'eau de mer restreint l'utilité de ces données pour établir les tendances à long terme dans les principaux compartiments de l'écosystème.

Les principales lacunes du bilan matière paraissent concerner les sédiments profonds, l'ampleur des flux atmosphériques et les teneurs des biotes et des particules pélagiques. On devrait s'attacher davantage à déterminer ces parties du bilan matière. En évaluant la marge d'incertitude inhérente aux dosages chimiques et en identifiant les compartiments critiques de l'écosystème, on devrait être en mesure de concevoir des stratégies plus efficaces de surveillance continue.

6. EFFETS DES HYDROCARBURES DE PETROLE

La pollution des produits comestibles de la mer par les hydrocarbures a fait, de temps à autre, l'objet de communications relatives aux diverses zones de la mer Méditerranée. C'est ainsi que l'on a fait part d'Espagne, de France, d'Italie et de Yougoslavie de quelques études portant sur le goût de pétrole relevé dans les poissons et les moules (Le Lourd, 1977). Une dégradation du milieu due à la pollution par les hydrocarbures a également été signalée pour la mer de Marmara et la baie d'Izmir en Turquie, ainsi que pour le golfe de Naples et celui de Cagliari, les lagunes de Venise et la baie de Muggia en Italie (Le Lourd, 1977). Dans tous ces cas, la reproduction des poissons et des mollusques a été affectée, ce qui a été préjudiciable aux pêches. A part ces données, on ne dispose pas d'études sur les effets de la pollution par les hydrocarbures sur les écosystèmes méditerranéens.

Dans d'autres régions, on a mené des investigations qui ont mis en évidence le spectre complet des effets des déversements massifs d'hydrocarbures sur diverses parties des écosystèmes. Parmi ces études, on citera celles qui ont suivi les déversements accidentels des navires suivants: Torrey Canyon, Cornouailles, Angleterre, 1967 (Southward et Southward, 1976; Smith, 1968); Florida, West Falmouth, Massachusetts, USA, 1969 (Sanders, 1978); Amoco Cadiz, Bretagne, France, 1978 (Laubier, 1980); Argo Merchant, banc de Georges, nord-ouest de l'océan Atlantique, 1976 (Université de Rhode Island, 1978); et Tsesis, mer Baltique, 1977 (Linden et al., 1979). Tous ces déversements accidentels sont survenus dans des zones de climat tempéré. Il est possible que, en raison de la température plus élevée de la Méditerranée, l'impact dans cette région soit légèrement différent. Ainsi, les effets aigus pourraient être un peu plus marqués, alors qu'à long terme il est possible qu'il se produise une reconstitution plus rapide. Toutefois, il y a tout lieu de penser que les conclusions générales susceptibles d'être tirées de ces études sont également applicables à des déversements accidentels survenant en Méditerranée. Par conséquent, on donne ci-après une récapitulation succincte des conclusions générales déduites des déversements accidentels précités.

La reconstitution des écosystèmes altérés par la pollution pétrolière varie considérablement. Dans certains cas, des déversements massifs n'ont entraîné que des effets mineurs, alors que dans d'autres cas des quantités de pétrole très réduites ont occasionné des effets graves et même à long terme sur des parties importantes de l'écosystème marin. Des facteurs à la fois abiotiques et biotiques régissent le degré d'ampleur des conséquences biologiques de chaque déversement d'hydrocarbures, et ce sont l'interaction et la contribution respective de chacun de ces facteurs qui sont déterminantes.

Un paramètre abiotique important pour le degré d'ampleur des dommages biologiques et le délai nécessaire à une reconstitution complète consiste dans la capacité de la zone d'eau polluée à être diluée à des concentrations trop faibles pour qu'il en résulte des effets létaux ou sublétaux prononcés. Sur ce point, il est manifeste que la quantité de pétrole déversée ainsi que la morphologie et l'hydrographie de la zone atteinte sont importantes. Il apparaît donc à l'évidence que des déversements pétroliers uniques dans des aires du large où les eaux ont une profondeur considérable provoquent moins de dommages biologiques que le pétrole déchargé à proximité de la côte ou dans des masses d'eau peu profondes et confinées. Les effets sur les populations d'oiseaux de mer peuvent toutefois être graves dans l'un ou l'autre de ces cas. Les conséquences de l'accident de l'Argo Merchant semblent offrir l'exemple d'un déversement occasionnant des dommages relativement réduits aux écosystèmes de la région concernée, alors que celui du Florida, à West Falmouth, Massachusetts, illustre un déversement proche du littoral où la concentration d'hydrocarbures au sein de la masse d'eau confinée a atteint rapidement des niveaux toxiques. Cependant, le type d'hydrocarbures en cause a également joué un rôle important dans ces deux cas (voir plus bas).

De plus, les déversements survenant à proximité d'un littoral dégagé (c'est-à-dire des terrains plats ou des marais non soumis à la marée) dans des zones comportant des marées de vaste amplitude et des échanges d'eau satisfaisants semblent provoquer des dommages considérablement moindres que les déversements se produisant dans des baies sans marée et des archipels où les vents et les courants ne peuvent diluer le pétrole. Bien que localement étendus, les dommages causés par les quantités massives de pétrole rejetées par le Torrey Canyon n'ont pas semblé comporter d'effets à long terme. Mais il n'en va pas de même dans les zones où l'on a fait un usage étendu de dispersants pour éliminer le pétrole. Si l'on tient compte de la quantité énorme de pétrole qui a été libérée, les conséquences restreintes qu'a eues jusqu'à ce jour le naufrage de l'Amoco Cadiz donnent également à penser qu'il se produit une reconstitution assez rapide, du moins dans les sites exposés. En revanche, le déversement accidentel du Tsesis a occasionné des dommages comparativement plus durables dans un archipel fermé et à faibles turbulences.

La plupart des études concernant les déversements accidentels qui ont révélé des effets à long terme sur les communautés marines avaient trait à des cas où le pétrole s'est accumulé dans des sédiments à fines particules dans la zone intertidale ou la zone subtidale où la dégradation et l'évaporation des hydrocarbures sont lentes, voire quasi inexistantes. L'action à long terme des hydrocarbures aromatiques à poids moléculaire élevé sur les organismes vivants devient plus marquée en pareilles circonstances. Les accidents du Florida (West Falmouth), de l'Arrow et du Tsesis illustrent des déversements où les hydrocarbures se sont accumulés dans les sédiments, ce qui a ainsi prolongé les effets.

Un autre facteur abiotique de grande importance pour l'ampleur des dommages consiste dans la composition des hydrocarbures déversés. Les produits raffinés légers comme le fuel No 2 ou des dérivés similaires renfermant une forte proportion d'hydrocarbures aromatiques légers, aisément solubles, sont considérablement plus toxiques que les pétroles bruts courants ou les huiles raffinées lourdes. En outre, les produits raffinés légers sont d'ordinaire plus facilement émulsifiés sous l'action des vagues au sein de la masse d'eau. Le déversement accidentel du Florida (West Falmouth) concernait justement un gas-oil léger qui a entraîné des effets à long terme très marqués sur les communautés voisines du littoral. Le déversement du Tsesis qui est également survenu à proximité de la côte et concernait approximativement la même quantité de produits raffinés lourds (fuel No 5) a entraîné un impact moindre sur l'écosystème côtier.

L'ampleur des dommages causés à diverses communautés

Il existe peu d'études portant sur les effets de déversements uniques d'hydrocarbures sur les communautés planctoniques. Certains effets ont été observés sur le phytoplancton à la suite des accidents pétroliers du Torrey Canyon et du Tsesis. Ces effets ont cependant été mineurs. On a observé quelques répercussions sur le zooplancton à la suite du déversement du Torrey Canyon, bien que ces effets aient vraisemblablement été en relation avec la toxicité des dispersants plutôt qu'avec les hydrocarbures proprement dits. L'accident de l'Amoco Cadiz a, semble-t-il, entraîné des effets sur le zooplancton sur une période de quelques mois consécutive au déversement dans des zones du large. Après l'incident de l'Argo Merchant, on a observé certains effets sur le zooplancton dans la zone contaminée par le pétrole, mais il ne paraissent pas avoir été très sévères. Après le déversement du Tsesis, le zooplancton n'a été sérieusement atteint qu'aussitôt après l'accident et dans les proches parages de l'épave. Des effets ont aussi été observés dans le canal de Santa Barbara (Straughan, 1971).

En se fondant sur ces observations, on peut en déduire que les effets des déversements pétroliers sur les communautés planctoniques n'ont pas un caractère durable. Les échanges d'eau et les turbulences dans les zones du large diluent rapidement les hydrocarbures et remplacent les communautés atteintes. Il paraît probable que le délai nécessaire à la reconstitution des communautés planctoniques altérées par des déversements uniques se pose en termes de semaines plutôt que de mois.

On a mené plus fréquemment des études dans la zone littorale. Des dommages étendus et durables ont été occasionnés aux communautés littorales à la suite des déversements accidentels du Tampico Maru, du Florida, de l'Arrow et du Tsesis. Ces accidents se sont produits dans des baies et des estuaires où les hydrocarbures répandus ne se sont pas suffisamment dilués. Dans plusieurs cas, les hydrocarbures se sont accumulés et ont été retenus dans les sédiments. Lors des accidents du Tampico Maru et du Florida, les déversements contenaient des produits extrêmement toxiques. Dans le cas de l'Amoco Cadiz, la marée noire a provoqué des effets aigus graves le long du littoral de la Bretagne. Mais, à l'exception des estuaires, le déversement ne semble pas avoir entraîné d'impact à très long terme dans la zone littorale. Il ressort de ces études que la sévérité et la durée des répercussions sur les communautés littorales dépendent d'un certain nombre de facteurs. La reconstitution des communautés littorales atteintes est habituellement une question de plusieurs années. Dans les cas les plus graves, le délai nécessaire à une reconstitution complète peut prendre une ou plusieurs décennies.

On ne dispose que de quelques études concernant l'impact de déversements massifs d'hydrocarbures sur les communautés benthiques situées dans les étages sublittoral et subtidal. Les études effectuées à la suite des accidents du Florida et du Tsesis indiquent toutefois que l'impact peut être prononcé et durer éventuellement plus longtemps que dans toute autre partie de l'écosystème. L'accident du Tsesis a occasionné des effets sur les communautés de la zone sous-littorale à fonds mous; ces effets ont duré plus longtemps que dans la zone littorale. Les hydrocarbures se sont incorporés au sein des sédiments et des organismes, et comme les échanges d'eau étaient restreints et que la température et la teneur en oxygène étaient faibles, ces hydrocarbures ont persisté plus longtemps que dans la zone littorale.

Les effets immédiats de déversements catastrophiques d'hydrocarbures peuvent être manifestes, bien que leurs conséquences à long terme soient difficiles à quantifier puisque l'abondance de la faune et de la flore à chaque site fluctuent naturellement d'une année à l'autre, que les captures varient selon l'ampleur des activités de pêche, et ainsi de suite.

Il est encore plus malaisé d'évaluer l'impact de la pollution chronique - la plus courante en Méditerranée - car elle n'occasionne pas un accroissement appréciable de la mortalité et d'autres formes de pollution sont le plus souvent associées. En gardant à l'esprit ces facteurs restrictifs, il est toutefois possible de procéder à certaines généralisations concernant les effets biologiques d'un faible niveau à long terme de pollution des habitats marins par les hydrocarbures.

Au sein d'une même espèce, on note que les individus jeunes sont plus sensibles que les adultes, tandis que certaines espèces sont plus sensibles que d'autres à n'importe quel stade, comme il a été exposé dans des études très détaillées (Nelson-Smith, 1975; GESAMP, 1977). On en fournit ci-après des exemples évocateurs.

Comme on a pu nettement l'établir, même des concentrations de 1 mg l^{-1} d'hydrocarbures dispersés dans l'eau de mer ou de 1 ug l^{-1} de constituants pétroliers hydrosolubles peuvent léser des organismes sensibles. Par exemple, il s'est avéré que ces concentrations ne permettent pas le développement de larves saines à partir des oeufs de poisson. De même, des quantités en traces de constituants pétroliers retentissent sur le comportement sexuel des animaux marins et peuvent avoir des incidences sur l'orientation chimique des organismes marins. Le frai des saumons, par exemple, évite des concentrations d'hydrocarbures aussi faibles que $1,6 \text{ mg l}^{-1}$ qui doivent fréquemment se produire dans une embouchure de cours d'eau et perturberaient son mode de migration. L'exposition à des hydrocarbures à faible point d'ébullition, à raison de 12 ug l^{-1} , réduit de moitié le taux auquel les moules peuvent assimiler la nourriture; cet effet est renforcé par de faibles salinités ou des températures élevées au point que les bivalves résidant dans des estuaires ou des baies où ces conditions prévalent peuvent ne pas être capables de se nourrir au printemps. Des effets synergiques, notamment entre les hydrocarbures aromatiques et les métaux en trace, se manifestent également dans les milieux naturels.

Evidemment, certains organismes tolèrent mieux que d'autres la pollution chronique. Des effets sublétaux peuvent éliminer précocément des groupes particuliers, et les groupes qui survivent sont alors susceptibles de profiter du supplément d'espace et de nourriture dont ils disposent, si bien qu'on n'enregistrera pas une réduction de la biomasse globale mais de la variété des espèces. Si les organismes qui sont éliminés jouent un rôle écologique déterminant, la nature de la communauté peut en être fortement modifiée. On a pu vérifier ce phénomène sur des rivages traversés par des effluents de raffinerie (Crapp, 1971).

Ces perturbations des écosystèmes peuvent entraîner des effets imprévus sur les populations de poissons et d'oiseaux, du simple fait de la limitation de leur nourriture.

En considérant l'importance des apports polluants chroniques dans certaines zones côtières de la Méditerranée où sont déversés de nombreux effluents sans qu'ils aient été soumis à un traitement ou à une réglementation coercitive, on peut s'attendre à des effets chroniques, bien qu'on possède peu ou pratiquement pas de données à ce sujet.

7. EVALUATION DE LA BASE DE DONNEES ET DE L'ETAT DES CONNAISSANCES

L'examen de la base de données disponible sur les niveaux d'hydrocarbures en mer Méditerranée montre que la plupart des données proviennent des zones côtières ou proches du rivage, alors que l'on manque de données sur la haute mer. La plupart des données ne sont pas comparables dans la mesure où elles n'ont pas été obtenues par des méthodes inter-étalonnées. On dispose de fort peu de renseignements sur les effets biologiques de la pollution par les hydrocarbures de pétrole en mer Méditerranée. On ne peut, sur la base des données existantes, procéder avec une marge de confiance raisonnable à une évaluation scientifique fiable de l'état de pollution et des effets biologiques qui lui sont éventuellement associés.

Afin d'améliorer l'évaluation de la pollution, il incombe d'avoir des données couvrant les diverses parties de la mer Méditerranée et qui auront été obtenues grâce à des méthodes de référence ayant préalablement fait l'objet d'un inter-étalonnage. On pourra y parvenir en réalisant une ou plusieurs études de base qui permettront de couvrir la plus grande partie possible de la mer Méditerranée.

Il incombe également de mener des investigations des écosystèmes, de la faune et de la flore côtières sur les bordures littorales exposées aux hydrocarbures afin de déterminer leur vulnérabilité respective aux déversements accidentels d'hydrocarbures; ces renseignements pourraient fournir une base pour définir les priorités dans la lutte contre les déversements accidentels et pour aider à choisir des méthodes de protection et de nettoyage dans les zones exposées aux hydrocarbures.

Il incombe de réaliser des études sur les effets biologiques éventuels de la pollution chronique par les hydrocarbures de pétrole.

Enfin, il incombe de poursuivre les études sur le sort des hydrocarbures de pétrole dans le milieu marin de la Méditerranée.

8. REFERENCES

- Aboul-Dahab, O. and Y. Halim (1981), Relationship between dissolved and dispersed petroleum hydrocarbons and floating tar in Alexandria coastal water. In: V Journ. etud. pollut. mar. Med., Cagliari, 1980. C.I.E.S.M., pp. 209-214.
- Aboul-Dahab, O. and Y. Halim (1981a), Oil pollution of the marine environment in the area of Alexandria. In: V Journ. etud. pollut. mar. Med., Cagliari, 1980. C.I.E.S.M., pp. 201-208.
- Ahel, M. and M. Picer (1979), Monitoring of dissolved and dispersed petroleum hydrocarbons in Rijeka Bay. In: IV Journ. etud. pollut. mar. Med., Antalya, 1978. C.I.E.S.M., pp. 99-101
- Ahel, M. (1985), Petroleum hydrocarbon pollution in the Rijeka bay determined by fluorescence spectroscopy and gas chromatography. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.519-525.
- Albaiges, J. and R.W. Frei (1982), Chemistry and analysis of environmental hydrocarbons. Proceedings of a workshop. London; Gordon and Breach. 314 pp.
- Albaiges, J., J. Algaba, J.M. Bayona, and J. Grimalt (1983), New perspective in the evaluation of anthropogenic inputs of hydrocarbons in the western Mediterranean coast. In: VI Journ. etud. pollut. mar. Med., Cannes, 1982. C.I.E.S.M., pp.199-206
- Albaiges, J., J. Grimalt, J.M. Bayona, R. Risebrough, B. de Lappe, and W. Walker II, (1984), Dissolved, particulate and sedimentary hydrocarbons in a deltaic environment. Organic Geochem., 6, pp.236-248.
- Albaiges, J., M. Aubert and J. Aubert (1985), The footprint of life and of man. In: Western Mediterranean, R. Margalef, ed. Oxford, Pergamon Press, pp.317-351.
- Albaiges, J., A. Farran, P. Martin and M. Soler (1985a), Petroleum and chlorinated hydrocarbons in biota samples from Western Mediterranean. II Fish samples. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.545-553.
- Baker, J.M. (1983), Impact of oil pollution on living resources. The Environmentalist, 3, Suppl. No. 4, pp.5-12.
- Ballester, A., J. Sanchez-Pardo, J.A. Garcia-Rogueira, X. Modamia and A. Julia (1982), Heavy metals, aliphatic hydrocarbons and organo-chlorinated pesticides in mussels from a pillar of the drilling platform "Amposta". The Ebro river delta. Thal. Yug., 18, pp.1-4.
- Bayona, J.M., J. Albaiges, A.M. Solanas, R. Parès, P. Garrigues and M. Ewald (1986), Selective aerobic degradation of methyl-substituted pluryaromatic hydrocarbons in petroleum by pure microbial cultures. Int. J. Env. Anal. Chem., 23, pp.289-304.

- Benshitsky, A.G. and G.G. Polikarpov (1974), Petroleum aggregates in the surface waters of the Mediterranean. In: Radiochemo-ecological studies in the Mediterranean Sea. G.G. Polikarpov, ed. USSR, pp.33-36.
- Blumer, M., M. Ehrhardt and J.H. Jones (1973), The environmental fate of stranded crude oil. Deep-Sea Res., 20, pp.239-259.
- Burns, K.A. and J.P. Villeneuve (1983), Biogeochemical processes affecting the distribution and vertical transport of hydrocarbon residues in the coastal Mediterranean. Geochim. Cosmochim. Acta, 47, pp.995-1006.
- Burns, K.A., J.P. Villeneuve and S.W. Fowler (1985), Fluxes and residence times of hydrocarbons in the coastal Mediterranean: How important are the biota. Est. Coastal Shelf Science, 20, pp.313-330.
- Butler, J.N. (1975), Evaporative weathering of petroleum residues; the age of pelagic tar. Mar. Chem., 3, pp.9-21.
- Button, D.K. (1976), The influence of clay and bacteria on the concentration of dissolved hydrocarbons in saline solution. Geochim. Cosmochim. Acta, 40, pp.435-440.
- Clark, R.C. and D.W. Brown (1977), Petroleum properties and analyses in biotic and abiotic systems. In: Effects of petroleum on Arctic and subarctic marine environments and organisms. D.C. Malins, ed. New York, Academic Press, pp.1-90.
- CONCAWE (1977), Emissions and Effluents from European refineries. CONCAWE
- Crapp, G.B. (1971), Marine pollution and sea life. M. Ruivo, ed. FAO/Fishing News Books, London, pp.187-203.
- Cousteau, J-Y. (1979), Rapport préliminaire de l'expédition. In: IV Journ. etud. pollut. mar. Med., Antalya, 1978. C.I.E.S.M., pp.21-31.
- De Armas, J.D., (1985), Pelagic tar in the Western Mediterranean. In: VII Journ. etud. pollut. Mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.555-559.
- De Leon, personal communication.
- Demetropoulos, A. (1985), Long Term Programme for Pollution Monitoring and Research in the Mediterranean Sea. MED POL Phase II, Annual Report.
- Eganhouse, R.P. and I.R. Kaplan (1981), Extractable organic matter in urban stormwater runoff. Environ. Sci. Technol., 15, pp.310-315.
- Ehrhardt, unpublished data.
- El-Heyawi, M.L., (1979), New data on the distribution of pollutants and their effect on some hyponeustron constituents in the southeast Mediterranean. In: IV Journ. etud. pollut. mar. Med., Antalya, 1978. C.I.E.S.M., pp.301-305.
- El Samra, M.I., K.Z. El-Deeb and Y. Halim (1983), Transport of pollutants along the Suez Canal and its effects on the southeast Mediterranean. In: VI Journ. etud. pollut. mar. Med., Cannes, 1982. C.I.E.S.M., pp.227-229.

- Farrington, J.W., J. Albaiges, K.A. Burns, B.P. Dunn, P. Eaton, J.C. Laseter, P.C. Parker and S. Wise (1980), Fossil fuels. In : The International Mussel Watch, National Academy of Sciences, Washington, D.C., pp.7-77.
- Faraco, F. et J. Ros (1979), Pollution par les hydrocarbures des eaux superficielles de la Méditerranée occidentale. 2: Hydrocarbures dissous. In: IV Journ. etud. pollut. mar. Med., Antalya, 1978. C.I.E.S.M., pp.117-121.
- Gabrielides, G.P., E. Verykokakis and E. Hadjigeorgiou (1984), Estimates of oil concentrations in Aegean waters. Mar. Poll. Bull., 15(6), pp.231-233.
- Carcia-Regueiro, J.A., J. Rovira and J. Sanchez-Pardo (1983), Micro-contaminantes organismos en sedimentos de la plataforma continental mediterranea espanola. In: Estudio Oceanografico de la Plataforma Continental. J. Castellvi, ed. Cadiz, pp.305-332.
- Gerges, M.A. (1976), Preliminary results of a numerical model of circulation using the density field in the Eastern Mediterranean. Acta Adriatica, 18(10), pp.163-167.
- Gerges, M.A. (1977), A numerical investigation of the circulation in the Mediterranean Sea. Rapp. Comm. Int. Mer. Medit., 24(2), pp.25-30.
- Gerges, M.A. and A. Durgham (1983), Distribution and transport of oil pollutants along the Libyan Coast in relation to the physical factors and processes. In: VI Journ. etud. pollut. mar. Med., Cannes, 1982. C.I.E.S.M., pp.219-226.
- GESAMP (1977), Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (GESAMP). Impact of oil on the marine environment. Rep. Stud., 6, 250 pp.
- Golik, A. (1985), Accumulation of tar balls on the beach. Israel Oceanogr. Limnol. Res. 3(85), pp.10.
- Golik, A. (1986), Tar pollution in the Mediterranean Sea. IOC/UNEP - in press.
- Grimalt, J., J.M. Bayona and J. Albaiges (1985), Chemical markers for the characterization of pollutant inputs in the coastal zones. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.533-543.
- Gschwend, P.M., O.C. Zafiriou, R.F.C. Mantoura, R.P. Schwarzenbach and R.B. Gagosian (1982), Volatile organic compounds at a coastal site 1. Seasonal variations. Envir. Sci. Technol., 16, pp.31-38.
- Henry, P.M. (1977), The Mediterranean : A threatened microcosm. Ambio, 6, pp.300-307.
- Ho, R., J.C. Marty and A. Saliot (1982), Hydrocarbons in the Western Mediterranean Sea, 1981. Internat. J. Environ. Anal. Chem., 12, pp.81-98.

- Ho, R., J.C. Marty and A. Saliot (1983), Les hydrocarbures à l'interface air-mer en Méditerranée occidentale. In: VI Journ. etud. poll. mar. Med., Cannes, 1982. C.I.E.S.M., pp.39-45.
- Hopkins, T.S. (1983a), A discussion of the Ionian and Levantine Seas. Proceedings of a NATO workshop on atmospheric and oceanic circulation in the Mediterranean basin. Santa Teresa, Italy, September, 1983. 42 pp.
- Hopkins, T.S. (1983b), Physics of the Sea. In: Western Mediterranean. R. Margalef, ed. Oxford, Pergamon Press. pp.23-30.
- Horn, M.H., J.M. Teal and R.H. Backus (1970), Petroleum lumps on the surface of the sea. Science, 168, pp.245-246.
- IOC (1981), Global oil pollution. The IGOS Pilot Project on Marine Pollution (Petroleum) Monitoring. (Levy, E.M., M. Ehrhardt, D. Kohnke, E. Sobtchenko, T. Suzuki, A. Tokuhiko) Intergovernmental Oceanographic Commission, Paris. 35 pp.
- IOC (1984), A framework for the implementation of the Comprehensive Plan for the Global Investigation of Pollution in the Marine Environment IOC Techn. Ser. 25. UNESCO. 28 pp.
- IMCO (1981), Petroleum in the marine environment. Inputs of petroleum hydrocarbon in the ocean due to marine transportation activities. Intergovernmental Maritime Consultative Organization.
- Jeffery, P.C. (1974), Marine Pollution from ships: Sources, effects and preventive measures. In: Proceedings of the interparliamentary Mediterranean Sea. Camera dei Deputati, Rome, p.5.
- Lacombe, M. and P. Tchernia (1960), Quelques traits généraux de l'hydrologie Méditerranéennes. Cahiers Océanogr., 12(8), pp.527-547.
- Lacombe, H and P. Tchernia (1972), Caractères hydrologiques et circulation des eaux en Méditerranée. In: The Mediterranean Sea: A natural sedimentation laboratory. D.J. Stanley, ed. Dowden, Hutchison and Ross, pp. 25-36.
- Laubier, L. (1980), The Amoco Cadiz oil spill: An ecological impact study. Ambio, 9, pp. 268-276.
- Le Lourd, P. (1977), Oil Pollution in the Mediterranean Sea. Ambio, 6, pp.317-321.
- Linden, O., R. Elmgren and P. Boehm (1979), The Tsessis oil spill. Its impact on the coastal ecosystem of the Baltic Sea. Ambio, 8, pp.244-253.
- Longé, J.P. (1980), Installations de réception de mélanges d'hydrocarbures en Méditerranée. Progr. Wat. Techn. 12, pp.455-462.
- MFRC, Tripoli (1981), Dissolved and dispersed petroleum hydrocarbons in Libyan coastal waters. Bulletin Marine Research Centre, No. 1. 12 pp.
- Mimicos, N. (1981), Pollution by petroleum hydrocarbons along several Greek island coasts and harbours. In: V Journ. etud. pollut. mar. Med., Cagliari, 1980. C.I.E.S.M., pp.489-492.

- Mimicos, N., E. Stavrianoudakis and M. Scoullou (1985), Petroleum aromatic hydrocarbons in the Patraikos Gulf and the estuary of Acheloos river, Greece. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.527-532.
- Mille, G., Y.Y. Chen and H. Dow (1982), Polycyclic aromatic hydrocarbons in Mediterranean coastal sediments. Intern. J. Environ. Anal. Chem., 11, pp.295-304.
- Mille, G., Y.Y. Chen and H. Dow (1983), Hydrocarbures presents dans des sediments superficiels méditerranéens (zone cotière Fos/Mer - Monaco). In: VI Journ. etud. pollut. mar. Med., Cannes, 1982. C.I.E.S.M., pp.191-198.
- Monaghan, P.H., D.E. Brandon, R.A. Borne, T.D. Searl and J.J. Elliot (1974), Measurement and interpretation of non-volatile hydrocarbons in the ocean. Part 1: Measurements in Atlantic, Mediterranean, Gulf of Mexico and Persian Gulf. Prepared by Exxon Research and Engineering Company and Exxon Production Research Company for US Department of Commerce, Maritime Administration, Washington D.C. (AID IDJB 74/EPR 4EX. 74) 217 pp.
- Morris, B.F., J.N. Butler and A. Zsolnay (1975), Pelagic tar in the Mediterranean Sea. Environ. Conservat., 2, pp.275-281.
- Nelson-Smith, A. (1975), Effects of long-term, low level exposure to oil. In: Petroleum and the Continental Shelf. Northwest Europe, H.A. Cole, ed. Applied Sci. pp.105-111.
- Nielsen, J.N. (1912), Hydrography of the Mediterranean and adjacent waters. Report of the Danish Oceanographical Expedition, 1880-1910. Copenhagen. 42 pp.
- Ovchinnikov, I.M. (1966), Circulation in the surface and intermediate layers of the Mediterranean. Oceanology, 6, pp.48-59.
- Risebrough, R.W., B.W. De Lappe, W. Walker, B.R. Simoneti, G. Grimalt, J. Albaiges, J. Garcia, A. Ballester and M. Marino (1983), Applications of the Mussell Watch concept in studies of the distribution of hydrocarbons in the coastal zone of the Ebro Delta. Mar. Pollut. Bull., 14, pp.181-187.
- Ros, J. and F. Faraco (1979), Pollution par les hydrocarbures des eaux superficielles de la Méditerranée occidentale. 2: Hydrocarbures dissous. In: IV Journ. etud. pollut. mar. Med., Antalya, 1978. C.I.E.S.M., pp.111-115.
- Rouit, C. (1975), Pollution in the Mediterranean. IPRA-UNEP Seminar, Athens.
- Sakarya, M., I. Salihoglu and C. Saydam (1985), Distribution of dissolved and dispersed polyaromatic hydrocarbons (PAHs) along the Turkish coast. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.509-518.

- Sanchez-Pardo, J. and J. Rovira (1985), Hydrocarburos alifaticos, DDTs y PCBs, en sedimentos marinos de la zona catalano-balear (Mediterraneo occidental). Inv. Pesq. 49, pp.521-536.
- Sanders, H.L. (1978), Florida oil spill impact on the Buzzards Bay benthic fauna: West Falmouth. J. Fish. Res. Board. Can., 35, pp.717-730.
- Saydam, C., I. Salinoglu, M. Sakarya and A. Yilmaz (1985). Suspended sediment, plastic, pelagic tar and other litter in the northeastern Mediterranean. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.509-518.
- Sicre, M.A., R. Ho, J.C. Marty, P. Scribe and A. Saliot (1985), Non-volatile hydrocarbons at the sea-air interface in the western Mediterranean Sea in 1983. In: VII Journ. etud. pollut. mar. Med., Lucerne, 1984. C.I.E.S.M., pp.499-507.
- Sleeter, T.D. and J.N. Butler (1982), Petroleum hydrocarbons in zooplankton faecal pellets from the Sargasso Sea. Mar. Poll. Bull., 13, pp.54-56.
- Smith, J.E. (1968), Torrey Canyon pollution and marine life. Cambridge University Press, London, 196pp.
- Smith, J.W. (1975), Oil spills from tankers. In: Proceedings of the Conference on Marine Ecology and Oil Pollution. IP and FSC, Avimore, Scotland.
- Solonas, A.M., R. Parès, C. Marfil, and J. Albaiges (1982), A comparative study of chemical and microbiological monitoring of pollutant hydrocarbons in urban aquatic environment. Internat. J. Env. Anal. Chem., 12, pp.141-151.
- Southward, A.J. and E.C. Southward (1976), Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the Torrey Canyon spill. J. Fish Res. Board Can., 35, pp.682-706.
- Straugham, D. (1971), Oil pollution and wildlife and fisheries in the Santa Barbara Channel. Trans. North Am. Wild Conf. 36, pp.220-229.
- Strusi, A. (1984), personal communication.
- Sunay, M., T.I. Balkas, A.F. Gaines and J. Abbot (1983), Distribution and source identification of petroleum pollutants, particularly PAH, in the northeastern Mediterranean. In: VI Journ. etud. pollut. mar. Med., Cannes, 1982. C.I.E.S.M., pp. 207-214.
- Talbot, J.W. (1972). The influence of tides, waves and other factors on diffusion rates in marine and coastal situations. In: Marine pollution and sea life. M. Ruivo, ed. West Byfleet, Surrey, Fishing News (Books) Ltd., pp.122-130.
- Topcu, N. and A. Muezzinoglu (1984), Dokuz Eylul Universitesi Report. Izmir, 1984 (in Turkish).
- Torrados, J.M. and J. Albaiges (1978), Caracterization de los crudos de petroleo nacionales: 3. Crudo Amposta - Marino. An. Quim. 74(6), pp.991-997.

- UNEP (1977), Preliminary report on the state of pollution of the Mediterranean Sea. (UNEP/IG.11/INF.4)
- UNEP (1980), Summary Reports on the Scientific Results of MED POL I. (UNEP/IG.18/INF.3)
- UNEP (1984), UNEP/ECE/UNIDO/FAO/UNESCO/WHO/IAEA : Pollutants from land-based sources in the Mediterranean. UNEP Regional Seas Reports and Studies, No. 32.
- UNESCO (1982), The Determination of petroleum hydrocarbons in sediments. IOC Manuals and Guides, No. 11.
- UNESCO (1984), Manual for Monitoring Oil and Dissolved/Dispersed Petroleum Hydrocarbons in Marine Waters and on Beaches. IOC Manuals and Guides, No. 13.
- Univ. Rhode Island, (1978), Proceedings of the Symposium, In the Wake of the Argo Merchant. Centre for Ocean Management Studies, University of Rhode Island.
- U.S. Natl. Acad. Sci. (1975), Petroleum in the marine environment. Washington D.C., 107pp.
- U.S. Natl. Acad. Sci. (1985), Oil in the sea, inputs, fates and effects. Nat. Acad. Press, Washington D.C., 1985. 601 pp.
- Wahby, S.D. and K.Z. El-Deeb (1981), A study of the state of pollution by petroleum hydrocarbons along the Alexandria coast. In: V Journ. etud. pollut. mar. Med., Cagliari, 1980. C.I.E.S.M., pp.257-262.
- Weidemann, H. and H. Sendner (1972), Dilution and dispersion of pollutants by physical processes. In: Marine pollution and sea life. M. Ruivo, ed. West Byfleet, Surrey, Fishing News (Books) Ltd., pp.115-121.
- Wüst, G. (1961), On the vertical circulation of the Mediterranean Sea. J. Geophys. Res., 66(10), pp.3261-3271.
- Zsolnay, A., B.F. Morris, N.F. Buttler (1978), Relationship between aromatic hydrocarbons and pelagic tar in the Mediterranean Sea 1974-1975. Environ. Conserv., 5(4), pp.295-297.
- Zsolnay, A. (1979), Hydrocarbons in the Mediterranean Sea. Mar. Chem. 7, pp.343-352.

PUBLICATIONS "MAP TECHNICAL REPORTS SERIES"

- No. 1 PNUE/COI/OMM: Etudes de base et surveillance continue du pétrole et des hydrocarbures contenus dans les eaux de la mer (MED POL I). MAP Technical Reports Series No. 1. UNEP, Athens 1986.
- No. 2 PNUE/FAO: Etudes de base et surveillance continue des métaux, notamment du mercure et du cadmium, dans les organismes marins (MED POL II). MAP Technical Reports Series No. 2. UNEP, Athens 1986.
- No. 3 PNUE/FAO: Etudes de base et surveillance continue du DDT, des PCB et des autres hydrocarbures chlorés contenus dans les organismes marins (MED POL III). MAP Technical Reports Series No. 3. UNEP, Athens 1986.
- No. 4 PNUE/FAO: Recherche sur les effets des polluants sur les organismes marins et leurs peuplements (MED POL IV). MAP Technical Reports Series No. 4. UNEP, Athens 1986.
- No. 5 PNUE/FAO: Recherche sur les effets des polluants sur les communautés et écosystèmes marins (MED POL V). MAP Technical Reports Series No. 5. UNEP, Athens 1986.
- No. 6 PNUE/COI: Problèmes du transfert des polluants le long des côtes (MED POL VI). MAP Technical Reports Series No. 6. UNEP, Athens 1986.
- No. 7 PNUE/OMS: Contrôle de la qualité des eaux côtières (MED POL VII). MAP Technical Reports Series No. 7. UNEP, Athens 1986.
- No. 8 PNUE/AIEA/COI: Etudes biogéochimiques de certains polluants au large de la Méditerranée (MED POL VIII). MAP Technical Reports Series No. 8. UNEP, Athens 1986.
- No. 8 PNUE: Etudes biogéochimiques de certains polluants au large de la Méditerranée (MED POL VIII). Addendum, Croisière Océanographique de la Grèce 1980. MAP Technical Reports Series No. 8, Addendum. UNEP, Athens 1986.
- No. 9 PNUE: Programme coordonné de surveillance continue et de recherche en matière de pollution dans la Méditerranée (MED POL - PHASE I). Rapport final. 1975 - 1980. MAP Technical Reports Series No. 9. UNEP, Athens 1986.
- No.10 PNUE: Recherches sur la toxicité, la persistance, la bioaccumulation, la cancerogénicité et la mutagenicité des certaines substances (Activité G). Rapports finaux sur les projets ayant trait à la toxicité (1983-85). MAP Technical Reports Series No. 10. UNEP, Athens, 1987.
- No.11 PNUE: Rehabilitation et reconstruction des établissements historiques méditerranéens. Textes rédigés au cours de la première phase de l'action prioritaire (1984-1985). MAP Technical Reports Series, No. 11. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1986.

- No.12 PNUE: Développement des ressources en eau des petites îles et des zones côtières isolées méditerranéennes. Textes rédigés au cours de la première phase de l'action prioritaire (1984-1985). MAP Technical Reports Series, No. 12. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987.
- No.13 PNUE: Thèmes spécifiques concernant le développement des ressources en eau des grandes îles méditerranéennes. Textes rédigés au cours de la deuxième phase de l'action prioritaire (1985-1986). MAP Technical Reports Series No. 13. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987.
- No.14 PNUE: L'expérience des villes historiques de la Méditerranée dans le processus intégré de rehabilitation du patrimoine urbain et architectural. Documents établis lors de la seconde phase de l'Action prioritaire (1986). MAP Technical Reports Series No. 14. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987
- No.15 PNUE: Aspects environnementaux du développement de l'aquaculture dans la région méditerranéenne. Documents établis pendant la période 1985-1987. MAP Technical Reports Series No. 15. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987.
- No.16 PNUE: Promotion de la protection des sols comme élément essentiel de la protection de l'environnement dans les zones côtières méditerranéennes. Documents sélectionnés (1985-1987). MAP Technical Reports Series No. 16. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987.
- No.17 PNUE: Réduction des risques sismiques dans la région méditerranéenne. Documents et études sélectionnés (1985-1987). MAP Technical Reports Series No. 17. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987.
- No.18 PNUE/FAO/OMS: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par le mercure et les composés mercuriels. MAP Technical Reports Series No. 18. UNEP, Athens, 1987.

Issued and printed by:



Mediterranean Action Plan
United Nations Environment Programme

Additional copies of this and other publications issued by
the Mediterranean Action Plan of UNEP can be obtained from:

Co-ordinating Unit for the Mediterranean Action Plan
United Nations Environment Programme
Leoforos Vassileos Konstantinou, 48
116 35 Athens
GREECE

Publié et imprimé par:



Plan d'action pour la Méditerranée
Programme des Nations Unies pour l'Environnement

Des exemplaires de ce document ainsi que d'autres
publications du Plan d'action pour la Méditerranée
du PNUE peuvent être obtenus de:

Unité de coordination du Plan d'action pour la Méditerranée
Programme des Nations Unies pour l'Environnement
Leoforos Vassileos Konstantinou, 48
116 35 Athènes
GRECE