

AMOCO CADIZ

BILAN DU COLLOQUE SUR LES CONSÉQUENCES
D'UNE POLLUTION ACCIDENTELLE PAR HYDROCARBURES
BREST - NOVEMBRE 1979



**CENTRE OCÉANOLOGIQUE
DE BRETAGNE**

JUIN 1981

**PUBLICATIONS DU
CENTRE NATIONAL POUR L'EXPLOITATION DES OCÉANS
(C N E X O)**

Rapports Scientifiques et Techniques N° 44

AMOCO CADIZ

**BILAN DU COLLOQUE
SUR LES CONSEQUENCES D'UNE POLLUTION
ACCIDENTELLE PAR HYDROCARBURES.**

BREST - Novembre 1979

‡

par

Michel MARCHAND

CNEXO - CENTRE OcéANOLOGIQUE DE BRETAGNE

Documentation

Boîte Postale 337

29273 BREST CEDEX

Tél. (98) 45.80.55 - Telex : Oceanex 940 627 F

ISSN 0339 2899

© Centre National pour l'Exploitation des Océans, 1981

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	1
Première partie : POLLUTION DU MILIEU MARIN	
I. - BREF RAPPEL CHRONOLOGIQUE - CADRE SPATIAL DE LA POLLUTION	5
II. - COMPOSITION INITIALE DU PÉTROLE	5
III. - POLLUTION DE L'ATMOSPHÈRE	6
IV. - POLLUTION DU LITTORAL BRETON	7
1. Les côtes rocheuses	8
2. Les plages	8
3. Les abers et les marais maritimes	12
4. Index de vulnérabilité du littoral breton	12
V. - POLLUTION DE L'EAU DE MER	13
VI. - POLLUTION DES FONDS MARINS	14
1. Pollution des fonds marins en Manche occidentale (avril 1978)	14
2. Les abers	15
3. Zone côtière entre Portsall et l'île de Batz	16
4. Baies de Morlaix et de Lannion	16
5. Modalités de pollution des fonds marins	17
6. Modalités de décontamination	17
7. Incidences de la pollution sur la radio-activité artificielle des sédiments	18
VII. - ÉVOLUTION CHIMIQUE DES HYDROCARBURES	19
1. Vieillessement du pétrole brut « Arabian Light » en mer	20
2. Schéma général d'évolution chimique du pétrole de l'« Amoco Cadiz »	20
3. Portsall	21
4. Aber Benoit	21
5. Aber Wrac'h	21
6. Baie de Morlaix	22
7. Plage de Saint-Michel-en-Grève	22
8. Marais de l'Île-Grande	22
9. Conclusion	22
VIII. - PROCESSUS DE BIODÉGRADATION DES HYDROCARBURES	23
1. Simulation expérimentale de la dégradation microbiologique du pétrole	23
2. Biodégradation « in situ » des hydrocarbures dans l'eau de mer	24
3. Écologie microbienne des sédiments pollués	24
4. Processus de biodégradation dans les sédiments en milieu aérobie	25
5. Processus de biodégradation dans les sédiments en milieu anaérobie	26
Deuxième partie : IMPACT ÉCOLOGIQUE	
I. - CONSÉQUENCES MÉDICALES DE LA POLLUTION DE L'« AMOCO CADIZ »	31
A - Impact écologique dans le domaine intertidal	
II. - IMPACT ÉCOLOGIQUE IMMÉDIAT SUR LE LITTORAL	33
1. Peuplements des rochers	33
2. Peuplements des sables et des vases	33
3. La faune vagile, poissons et crustacés	34
4. Utilisation d'un indice biotique pour mesurer l'impact écologique de la pollution sur le littoral	34
III. - ÉVOLUTION DES PEUPELEMENTS SUR LES PLAGES	37
1. Macrofaune	37
2. Méiofaune et microphytobenthos	38

IV. - LES ALGUES	39
1. Niveau des hautes mers et niveau intermédiaire	39
2. Niveau des basses mers	41
V. - ÉVOLUTION DE LA FLORE ET DE LA MICROFLORE	43
1. Les lichens	43
2. Flore des prés salés et du marais maritime de l'Île-Grande	43
3. Microflore du marais de l'Île-Grande	44
B - Impact écologique dans les domaines pélagique et subtidal	
VI. - IMPACT ÉCOLOGIQUE SUR LE PLANCTON	45
1. Phytoplancton	45
2. Zooplancton	45
VII. - ÉVOLUTION DES PEUPELEMENTS BENTHIQUES	47
1. Les abers	47
2. Baies de Morlaix et de Lannion	48
2.1. Macrofaune	48
2.2. Méiofaune	49
C - Contamination des organismes marins et effets biologiques de la pollution	
VIII. - CONTAMINATION DES OISEAUX	50
IX. - CONTAMINATION DES INVERTÉBRÉS MARINS PAR LES HYDROCARBURES	51
1. Processus de contamination	51
2. Processus d'épuration	52
3. Effets biologiques	52
X. - IMPACT DE LA POLLUTION SUR LES HUITRES	53
1. Techniques de mesure employées	53
2. Suivi de la pollution des huitres dans les zones polluées	54
3. Épuration après transfert en zones salubres	55
4. Adaptation d'huitres saines en zones polluées	56
5. Processus de contamination et d'épuration chez l'huitre	56
6. Effets biologiques	57
XI. - POISSONS	58
1. Anguille jaune	58
2. Poissons plats	59
2.1. Contamination par les hydrocarbures	59
2.2. Effets de la pollution	59
XII. - CRUSTACÉS	60
CONCLUSIONS	
I. - SCHÉMA GÉNÉRAL DE L'ÉVOLUTION DE LA POLLUTION DANS LE MILIEU MARIN	63
II. - IMPACT ÉCOLOGIQUE DE LA POLLUTION DE L'"AMOCO CADIZ"	64
III. - BILAN D'UN PROGRAMME DE SUIVI ÉCOLOGIQUE	67
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	
— Communications présentées au cours du colloque « Amoco Cadiz » (novembre 1979)	70
— Références bibliographiques complémentaires	73
ANNEXE 1 - Liste des travaux effectués, par secteurs géographiques, dans le cadre du programme de suivi écologique « Amoco Cadiz »	75
ANNEXE 2 - Mesures d'interventions immédiates pour évaluer les premiers effets d'une pollution accidentelle par hydrocarbures	81

AVANT-PROPOS

Après le colloque international tenu au Centre Océanologique de Bretagne, à Brest en novembre 1979, et consacré aux conséquences de la pollution de l'Amoco Cadiz, il était important et utile, pour les équipes scientifiques, les professionnels de la mer, les responsables du Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, de tenter une synthèse des informations considérables présentées durant cette manifestation et de la publier en même temps que les Actes du Colloque*.

Le C.N.E.X.O. était chargé par le Ministère de l'Environnement de coordonner l'ensemble du programme de suivi écologique. Nous disposions donc pour réaliser ce travail, non seulement des textes des communications présentées mais également de nombreux documents et rapports scientifiques antérieurs qui se sont souvent révélés des éléments précieux et complémentaires. Ainsi avons-nous inclus un résumé des conclusions de l'étude réalisée par la faculté de médecine de Brest, concernant les conséquences médicales de la pollution de l'Amoco Cadiz.

La synthèse présentée couvre une période de vingt mois d'étude, de mars 1978 à novembre 1979. Depuis le premier semestre 1980, de nouveaux travaux ont été engagés au cours d'une troisième année d'étude du suivi écologique. Dans l'ensemble, ces travaux sont la poursuite d'observations déjà mentionnées au cours du colloque et concernent l'évolution à long terme de la pollution par hydrocarbures dans quelques zones côtières abritées ainsi que le retour à l'équilibre de certaines communautés biologiques.

Par ailleurs, nous présentons en terme de bilan l'effort considérable de recherche, mené pour évaluer l'impact de la pollution de l'Amoco Cadiz, bilan entre les connaissances acquises et les zones d'ombre pour lesquelles nous ne pouvons apporter de réponses satisfaisantes. L'expérience de l'Amoco Cadiz nous conduit à formuler quelques propositions concrètes, concernant notamment les mesures d'intervention immédiate pour évaluer les premiers effets d'une pollution accidentelle par hydrocarbures. Sans doute cette démarche peut être jugée comme négative et empreinte d'une certaine fatalité. Ce pessimisme s'est malheureusement vérifié après les naufrages au large des côtes bretonnes du Gino (avril 1979) et du Tanio (mai 1980).

Si ce travail a été réalisé à partir de documents écrits, il a été largement facilité par les contacts ouverts et amicaux de nombreux scientifiques qui ont activement participé à l'étude du suivi écologique. Je remercie tout particulièrement M. le professeur Glémarec, directeur de l'Institut d'Études Marines de l'Université de Brest, et le docteur Cabioch, sous-directeur de la Station Biologique de Roscoff, ainsi que mes collègues du Centre Océanologique de Bretagne.

* AMOCO CADIZ

Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures.

Fates and effects of the oil spill.

Colloque international - Centre océanologique de Bretagne - Brest (France), 19, 22 novembre 1979.

1 volume, 882 pages, 120 F.

PREMIÈRE PARTIE

POLLUTION DU MILIEU MARIN

AMOCO-CADIZ

CARTE D'EXTENSION MAXIMALE EN MER DES NAPPES D'HYDROCARBURES
DU 17 MARS AU 26 AVRIL 1978

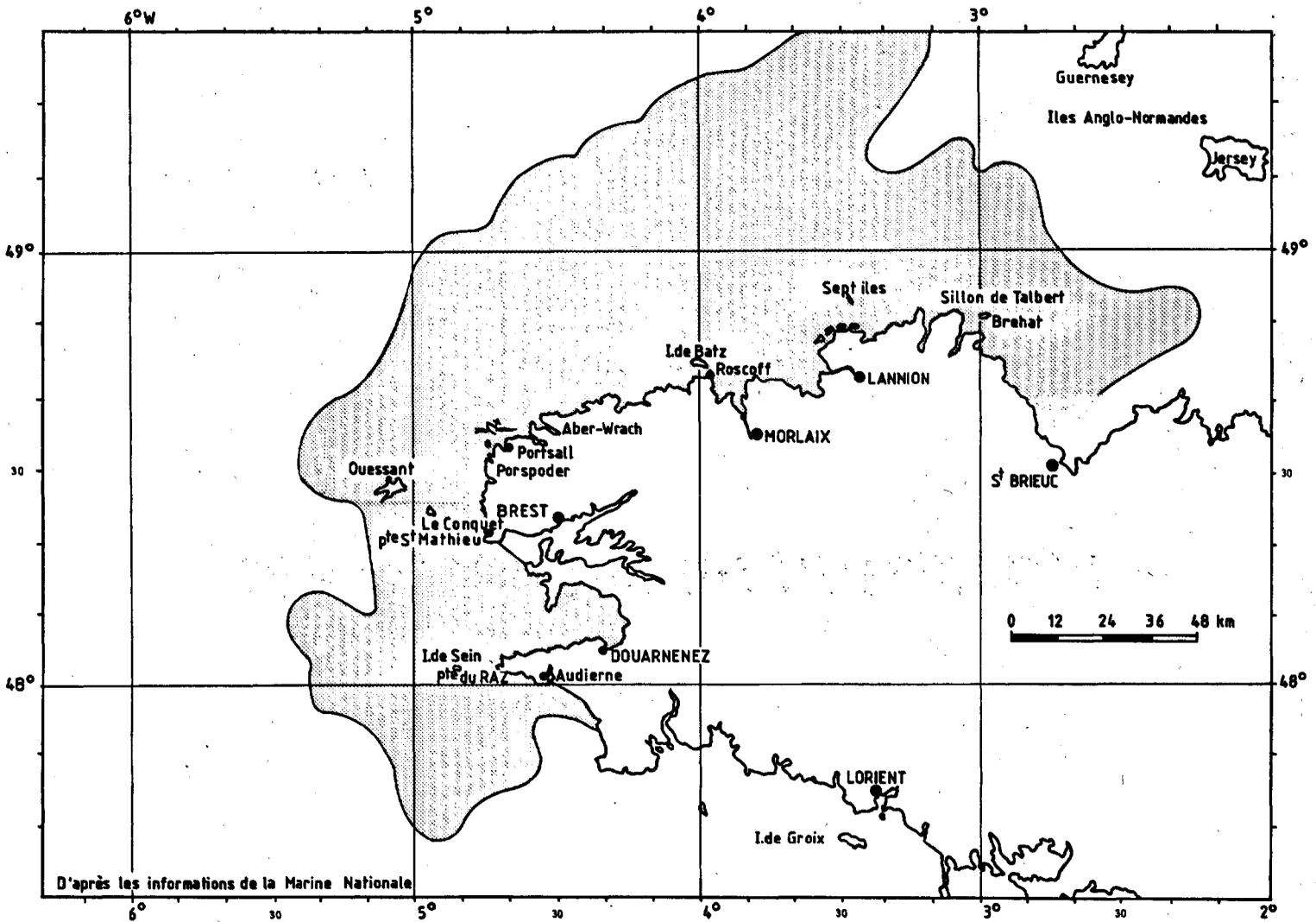


Fig. 1

I. - RAPPEL CHRONOLOGIQUE - CADRE SPATIAL DE LA POLLUTION

Dans la nuit du 16 au 17 mars 1978, l'« Amoco Cadiz » s'échoue sur les hauts fonds rocheux de **Portsall** (Nord-Finistère), à 1,5 milles de la côte. Les 223.000 tonnes de pétrole brut qu'il transporte, mélange d'« Arabian Light » (100.000 t) et d'« Iranian Light » (123.000 t) vont s'écouler sans interruption, du 17 au 30 mars, et occasionner la plus importante marée noire jamais enregistrée.

Les deux pétroles bruts ont des caractéristiques chimiques très voisines. Ils sont très fluides, peu asphaltés et contiennent 30 à 35 % d'hydrocarbures aromatiques, produits admis comme toxiques. La faible viscosité du pétrole déversé, la forte proportion de fractions légères et l'état très agité de la mer favorisent le mélange des hydrocarbures dans la masse d'eau par dissolution et formation d'émulsions inverses (« mousse au chocolat »). Un intense phénomène d'évaporation des composés légers dans l'atmosphère est constaté jusqu'à plus de 80 km du lieu du naufrage.

Du 17 au 30 mars, le régime des vents de secteur ouest provoque une large dérive côtière vers l'est. Les nappes atteignent l'**Aber-Wrac'h** (19 mars), **Roscoff** (20 mars), la baie de **Lannion** (21 mars), les **Sept-Iles** (22 mars), le **Sillon du Talbert** (23 mars). A partir du 2 avril, le passage des vents à l'est renverse le sens de dérive des nappes qui atteignent **Le Conquet** et **Ouessant** (11 avril), le **Raz de Sein** (13 avril), **Douarnenez** (22 avril). Quelques traces d'hydrocarbures arrivent à la côte dans le secteur de la baie d'**Audierne** en mai.

Le déplacement des nappes en mer, l'état de pollution du littoral sont suivis par *télé-détection* à l'initiative de l'I.G.N., de l'I.F.P. et du C.N.E.X.O. Une cartographie de progression des nappes est établie pour la période du 18 au 31 mars (5)*. La pollution de l'« Amoco Cadiz » a permis de tester les moyens existants et de dresser un bilan des possibilités offertes par les moyens de télé-détection. Les enseignements qui se sont dégagés de cette expérience, avantages et inconvénients respectifs, sont présentés par Berné et d'Ozouville (6).

En mai 1978, l'extension maximale des nappes d'hydrocarbures en mer est atteinte (fig. 1). La phase de décontamination et d'évolution à long terme débute schématiquement à partir de cette date.

II. - COMPOSITION INITIALE DU PÉTROLE

Pour évaluer le transfert des hydrocarbures vers l'atmosphère, pour suivre l'évolution chimique du pétrole dans le milieu marin et connaître les processus de bio-dégradation, il est essentiel de définir la composition chimique initiale du pétrole de l'« Amoco Cadiz ». Aucun échantillon ne sera pris directement dans les cuves du pétrolier. Les analyses sont effectuées sur des échantillons de pétrole fraîchement émulsionné, prélevés à proximité de l'épave (1-9)*, sur la côte de **Portsall** (1-6, 1-11). La composition du pétrole a également été étudiée par Boehm et al. (1-10), Menez et al. (7), Overton et al. (8), Calder et al. (9).

L'huile dans l'émulsion de référence analysée par Calder et Boehm (1, 9) contient 39 % d'hydrocarbures saturés, 34 % d'aromatiques, 24 % de composés polaires et 3 % de composés résiduels. La fraction saturée contient des alcanes linéaires, ramifiés et cycliques (naphtènes).

* Les chiffres simples entre parenthèses renvoient à la Bibliographie (p. 73 et 74). Les chiffres doubles entre parenthèses renvoient à la liste des communications présentées au colloque (p. 70-72).

Les alcanes linéaires sont identifiés du n-C₈ à n-C₃₇, le n-C₁₁ apparaissant comme le plus abondant sur le tracé chromatographique. Les hydrocarbures isoprénoides, phytane et pristane, sont perçus en quantités voisines. Les deux alcanes linéaires, n-C₁₇ et n-C₁₈, sont plus abondants que leurs isoprénoides adjacents respectifs; les rapports n-C₁₇/pristane varient de 2,7 à 4,4 n-C₁₈/phytane de 2,0 à 3,4 selon les auteurs. La fraction aromatique contient des composés identifiés allant des dérivés méthylés du benzène (1 noyau aromatique) au méthylphénanthrène (3 noyaux). Cette fraction est dominée par les naphthalènes (2 noyaux) comprenant le naphthalène lui-même et ses dérivés alkylés, C₁-, C₂-, C₃-naphthalènes. Les séries des phénanthrènes et des dibenzothiophènes (composés aromatiques soufrés) sont identifiés en quantités plus faibles. D'une manière générale, les composés aromatiques alkylés prédominent sur le composé « parent » non substitué. Les hydrocarbures aromatiques lourds à 4 noyaux aromatiques et plus (composés polycycliques) et leurs homologues alkylés n'ont pas été identifiés dans le pétrole de l'« Amoco Cadiz » (8-9).

III. - POLLUTION DE L'ATMOSPHERE

Les émanations de pétrole dans l'atmosphère, liées à l'évaporation des hydrocarbures légers, ont été ressenties dans les jours qui ont suivi le naufrage, non seulement par la population bordant le littoral touché, mais également par celle vivant à l'intérieur des terres et même dans le Finistère-Sud, jusqu'à **Audierne**. Ceci atteste de l'importance du phénomène.

Il est difficile d'avancer des chiffres définitifs sur la quantité de pétrole évaporée. Le chiffre de 90.000 tonnes (4), estimé sur la base de la composition chimique du pétrole, semble pour certains une estimation excessive. Comparant les analyses chimiques détaillées des constituants de deux résidus de pétrole, prélevés les 17 mars et 18 avril sur le même site de **Porspoder**, Menez et al. (7) estiment que la quantité de pétrole relâchée dans l'atmosphère se situe plutôt entre 60.000 et 70.000 tonnes, dont 40.000 tonnes d'aromatiques légers. Selon ces travaux, il apparaît que les composés plus volatils que le n-C₁₂ ont disparu dans l'atmosphère. La disparition des composés les plus légers jusqu'au n-C₁₃ est également notée par Morel et Courtot (1-6), sur une émulsion prélevée à 25 milles au large des côtes. Sur une émulsion exposée aux conditions naturelles pendant un minimum de huit heures, Calder et Boehm (1-9) notent une altération de la composition des n-alcanes, par processus d'évaporation, jusqu'au n-C₁₅. Parmi les composés plus volatils que le n-C₁₂, Menez et al (7) relèvent le benzène et ses dérivés méthylés et éthylés, le toluène, le thiophène, le xylène. Entre le n-C₁₁ et le n-C₁₂, limite supérieure d'évaporation, on trouve les dérivés tétra- et penta-méthylés du benzène, le naphthalène et les dérivés méthylés du thiophène.

La disparition des hydrocarbures les plus volatils, mise en évidence par l'analyse du pétrole émulsionné ayant subi des processus d'altération, indique bien un transfert notable de ces composés vers l'atmosphère, mais peut être également attribuée à leur dissolution dans la masse d'eau. Les travaux réalisés ne peuvent exprimer la part respective de ces deux transferts. Il était, par conséquent, très intéressant de connaître les conclusions de l'étude de Dowty et al. (1-1) qui ont analysé des échantillons d'air prélevés le 4 avril 1978 dans le secteur de la baie de **Lannion** sur les sites pollués du marais de l'**Ile-Grande** et de la plage de **Saint-Michel-en-Grève**. Des échantillons de comparaison étaient également prélevés en zone rurale non contaminée et en zone urbaine à **Brest**.

Sur les deux sites pollués, une enveloppe non résolue d'hydrocarbures, allant du C₁₁ au C₁₅, est identifiée. Elle est attribuable, selon les auteurs, au pétrole de l'« Amoco Cadiz ». Les teneurs sont approximativement 2,5 fois plus fortes sur la plage de **Saint-Michel-en-Grève** que sur le site de l'**Ile-Grande**. Les isomères du méthyl- et diméthyl-naphthalène sont identifiés à des concentrations importantes par rapport aux autres échantillons de comparaison. La conclusion la plus pertinente des auteurs de cette étude concerne les composés aromatiques légers, admis comme toxiques, tels le toluène, le benzène et ses dérivés alkylés. Leurs teneurs observées en zone urbaine à **Brest** sont beaucoup plus élevées que sur les sites pollués (tableau I).

Tableau I

*Quelques teneurs de composés volatils identifiés dans l'atmosphère ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).
D'après Dowty et al. (1-1)*

	Blanc	Zone rurale non contaminée	Zone urbaine Brest	Zones polluées par l'« Amoco Cadiz »
Benzène	1,0	2,0	17,5	1,0
Toluène	0,1	2,8	41,7	2,7 - 13,5
C ₂ alkyl-benzène	0,2	2,6	39,8	2,9 - 15,1
C ₃ alkyl-benzène	N.D.	0,1	25,3	3,1 - 15,6
n-C ₁₃ H ₂₈	N.D.	N.D.	1,0	22,3 - 66,4
Méthyl-naphtalène	N.D.	N.D.	0,7	8,5 - 14,2

L'apparente contradiction entre les travaux de Menez et al. (7) : disparition des composés plus volatils que le n-C₁₂ sur le site de **Porspoder**, et ceux de Dowty et al. (1-1) : identification dans l'air pollué de composés entre le C₁₁ et le C₁₅, en baie de **Lannion**, peut s'expliquer par l'éloignement des deux sites d'études, l'un près de **Portsall**, l'autre éloigné de quelques 100 km. Rappelons toutefois que Calder et Boehm (1-9) observent bien une altération des n-alcanes sur une émulsion jusqu'au n-C₁₅. Il est regrettable que cette étude d'identification des composés volatils dans l'atmosphère soit restée ponctuelle. Si elle ne permet pas de conclure sur les teneurs qui auraient pu être observées dans l'atmosphère dans la région proche de l'épave de l'« Amoco Cadiz », elle n'en apporte pas moins des informations intéressantes sur le phénomène d'évaporation.

IV. - POLLUTION DU LITTORAL BRETON

La phase de contamination du littoral s'est déroulée en mars et avril 1978. L'évolution spatiale de la pollution a été essentiellement commandée par l'intensité et la direction des vents. Entre le 18 mars et le 2 avril, les nappes d'hydrocarbures ont dérivé vers l'est, jusqu'au **Sillon du Talbert**, à une vitesse admise comme étant égale à 3 % de celle du vent. Second fait caractéristique de la pollution du littoral, les grandes marées d'équinoxe du 25 au 28 mars (8 mètres d'amplitude en baie de **Morlaix**), associées à des vents puissants, ont permis la pollution de zones rarement recouvertes par la mer (marais de **l'Île-Grande**). Enfin, dernière particularité, l'accident survenait au début de l'engraissement des plages, ce qui a provoqué l'interstratification des couches d'hydrocarbures dans les sables. L'étude de l'évolution de la pollution sur les différents faciès côtiers a été réalisée par une équipe franco-américaine (1-3) sur 160 stations, entre mars 1978 et novembre 1979. Une seconde équipe, canadienne (1-4), a étudié spécifiquement les processus de migration du pétrole échoué dans les estrans sableux.

A la fin mars, avant que les vents ne tournent à l'est, d'Ozouville et al. (1-3) concluent que 60.000 tonnes d'hydrocarbures ont pollué 72 km de côte. En avril, l'état maximum de pollution est atteint, correspondant à environ 360 km de côte touchés par les hydrocarbures.

La phase de décontamination débute en mai 1978, indépendamment des efforts entrepris pour le nettoyage. D'une façon générale, le comportement des hydrocarbures échoués sur le littoral est lié à la géomorphologie côtière et au type de sédiment. Dans certains secteurs abrités, tels les abers et les marais maritimes, il n'y a aucune évolution (fig. 2).

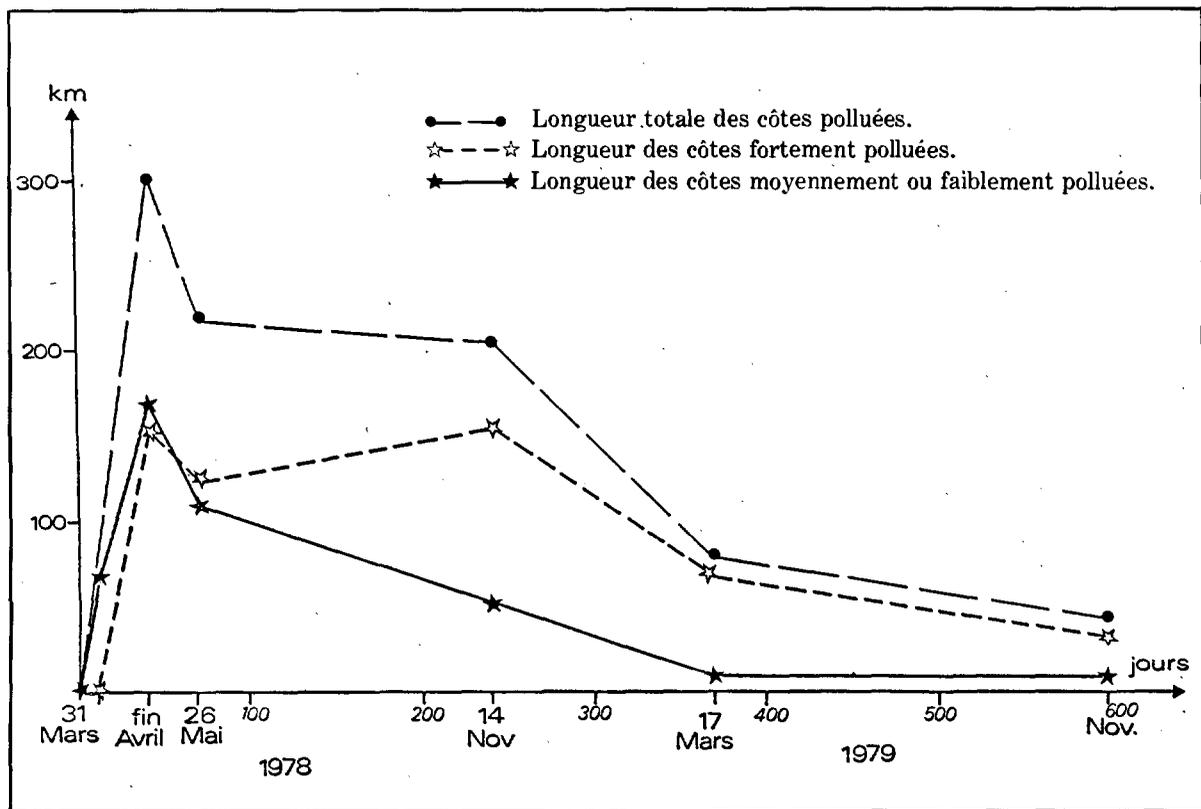


Fig. 2, d'après d'Ozouville et al. (1-3).

1. Les côtes rocheuses

L'auto-nettoyage des côtes rocheuses par les éléments naturels a été très actif dès les premières semaines et s'est poursuivi pendant tout l'hiver 1978-1979. D'Ozouville et al. (1-3) observent que les seules côtes rocheuses encore polluées en novembre 1979 se trouvent dans les zones de faible énergie : secteurs abrités, protégés des tempêtes par des îlots (région d'Argenton), terrasses d'érosion dont la structure en marche d'escalier brise l'énergie des vagues (nord de Plouescat), enfin, secteurs abrités exposés à l'est et ayant été pollués en avril au moment du renversement du sens de dérive des nappes (région de Ploumanac'h).

2. Les plages.

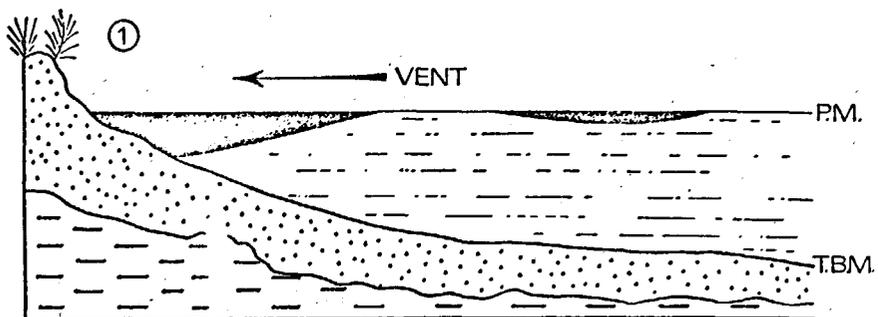
Long et al. (1-4) étudient plusieurs plages représentatives des types d'estrans sableux rencontrés sur la côte bretonne :

— les **plages en relation avec un cordon dunaire**. Elles sont soumises à une grande énergie des houles et sont formées d'un sable homogène provenant de la dune adjacente;

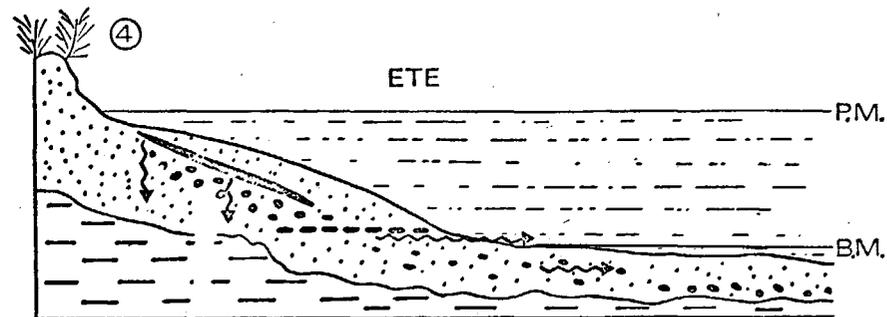
— les **plages coupées de leur système dunaire ou adossées à une falaise**. Le transport littoral est responsable du dépôt ou de l'érosion. La plage ne représente qu'un cordon de transit;

— les **plages de dépôt** situées au fond des baies abritées et où l'action des courants de marée est prépondérante.

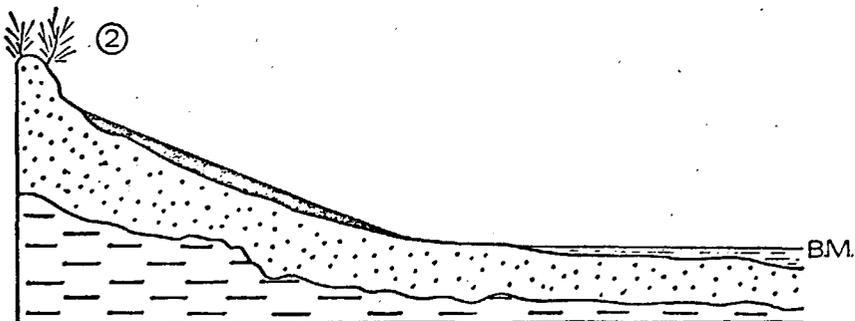
Sur chaque estran, l'action des houles représente l'agent principal du transport sédimentaire.



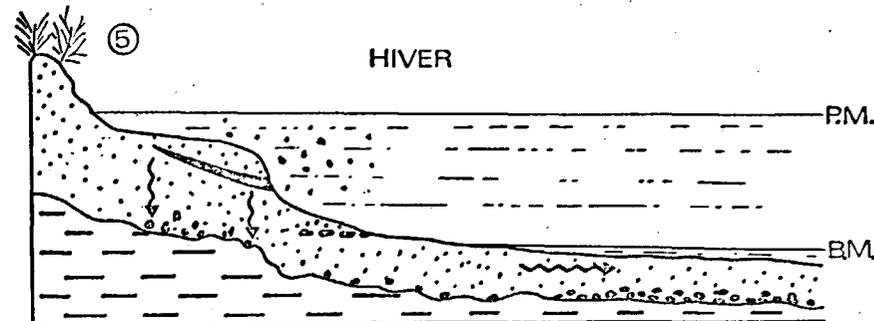
Arrivée de nappes d'hydrocarbures à la côte poussées par le vent par pleine mer.



Migration verticale et horizontale des hydrocarbures.



Dépôt d'hydrocarbures sur la partie haute de la plage à marée descendante.



Erosion de la plage et remise en suspension (partielle ou totale) des hydrocarbures interstratifiés:
Piégeage des hydrocarbures dans les petites dépressions du substratum en haut de plage.
Accumulation des hydrocarbures au niveau de la terrasse de basse mer.



Dépôt de sable recouvrant les hydrocarbures à marée montante.

LÉGENDE

-  Migration des hydrocarbures
-  Niveau de la nappe phréatique
-  Hydrocarbures
-  Sable
-  Substratum

P.M. : pleine mer - B.M. : basse mer - T.B.M. : terrasse de basse mer.

Fig. 3, d'après d'Ozouville et al. (1-3).

TABEAU II

Index de vulnérabilité appliqué à la côte nord de la Bretagne
d'après d'Ozouville et al. (1-3)

	Index	Types de côtes Exemples	Accumulation des hydrocarbures	Nettoyage	Durée de la pollution
ZONES A HAUTE ÉNERGIE	1	Côtes et promontoires rocheux	— La réflexion des vagues sur les rochers ne permet pas aux hydrocarbures de s'y déposer pendant une tempête.	— Très difficile d'accès. — Autonettoyage suffisant.	Quelques semaines
	2	Plate-forme rocheuse d'érosion	— Partie supérieure de l'estran.	— Difficile d'accès. — Autonettoyage suffisant, seules resteront polluées les parties abritées des rochers. — Si nécessaire, nettoyage au jet haute pression.	Quelques mois
	3	Plage de sable fin	— Interstratification dans le sédiment. — Migration lente en profondeur. — Emulsion dans l'eau interstitielle.	— Facile d'accès. — Mise en œuvre de moyens mécaniques permettant le raclage de la surface de la plage. — Éviter le mélange sable et hydrocarbures.	1 à 2 ans
	4	Plage de sable moyen à grossier	— Interstratification dans le sédiment. — Migration rapide en profondeur. — Emulsion dans l'eau interstitielle.	— Facile d'accès. — Pas de tranchées sur la plage. — Utilisation des moyens mécaniques réduits au minimum surtout quand il y a des hydrocarbures sur la plage. — Lorsqu'il y a des hydrocarbures enfouis dans le sédiment, méthode de hersage ou de labourage mais sans toucher le substratum. — Autonettoyage par le jeu d'érosion et d'accrétion du sable sur les plages.	1 à 3 ans
	5	Plage de graviers et de galets	— Migration rapide des hydrocarbures en profondeur; peu ou pas de dépôts en surface.	— Utilisation d'engins mécaniques pour favoriser l'autonettoyage. Déplacement des galets vers le bas de la plage, formation de sillons.	3 à 5 ans

ZONES A FAIBLE ÉNERGIE	6	Côtes rocheuses et plates-formes d'érosion	<ul style="list-style-type: none"> — Accumulation des hydrocarbures dans les anfractuosités des rochers. — Rochers recouverts d'une fine pellicule. 	<ul style="list-style-type: none"> — Accès difficile. — Nettoyage au jet haute pression. 	3 à 5 ans
	7	Plage de sable fin à moyen	<ul style="list-style-type: none"> — Percolation en profondeur. — Pollution de la zone subtidale par les marées (mélange des hydrocarbures et des sédiments fins). — Formation en surface d'une couche durcie après un an. 	<ul style="list-style-type: none"> — Accès facile. — Intervention rapide pour le nettoyage : mise en œuvre de moyens mécaniques pour le raclage de la surface mais éviter de faire un mélange sable + hydrocarbures. — Biodégradation. 	* > 5 ans
	8	Plage de sable grossier et de galets	<ul style="list-style-type: none"> — Percolation rapide en profondeur jusqu'au substratum. — Formation d'une croûte de galets et d'hydrocarbures après un an. 	<ul style="list-style-type: none"> — Accès souvent facile. — Moyens mécaniques pour favoriser l'autonettoyage. — Nettoyage au jet haute pression. 	> 5 ans
	9	Vasières	<ul style="list-style-type: none"> — Percolation en profondeur due aux organismes fouisseurs et mouvements d'eau interstitielle. 	<ul style="list-style-type: none"> — Accès difficile. — Faible autonettoyage dû aux marées. — Favoriser la biodégradation. 	> 10 ans
	10	Marais	<ul style="list-style-type: none"> — Encroûtements en surface. — Migration dans le sédiment. 	<ul style="list-style-type: none"> — Accès facile à difficile. — Nettoyage manuel. — Favoriser la biodégradation. — Pas d'engins mécaniques. — Autonettoyage nul. 	> 10 ans

La pollution de l'« Amoco Cadiz » survient à la fin d'une période hivernale, caractérisée par un fort amaigrissement des plages. A partir d'avril 1978, l'inversion du régime des vents, d'ouest à nord-est, produit l'inversion des processus de dynamique sédimentaire et permet l'accumulation de sable sur la partie supérieure des plages ouvertes aux vents de secteur ouest. De ce fait, les hydrocarbures déposés à marée descendante se retrouvent *interstratifiés* dans le sable à la marée montante suivante. Quelques semaines après l'accident, d'Ozouville et al. (1-3) montrent que le « feuilletage » des hydrocarbures dans le sable est observé sur les plages constituées de sable grossier à fin et exposées aux vents dominants de secteur ouest. La profondeur d'enfouissement est en moyenne de 15 à 20 cm et peut atteindre 70 cm localement.

Le second processus d'enfouissement du pétrole dans les estrans sableux est un processus de *percolation* très rapide des hydrocarbures, favorisé par la faible viscosité du pétrole de l'« Amoco Cadiz ». Ce phénomène est observé sur les plages de faible niveau énergétique et constituées de sable grossier ou de galets (1-3).

Les deux équipes scientifiques (1-3, 1-4) s'accordent pour admettre que le pétrole, d'origine aussi bien « interstratifié » que « percolé », a subi un mouvement de migration, lié à la granulométrie du sédiment et aux fluctuations de la nappe phréatique d'eau salée durant le cycle tidal. D'une façon générale, la pénétration des hydrocarbures peut se faire, soit verticalement dans le sable, soit après avoir rencontré un interface imperméable, le long de cet interface pour émerger éventuellement au pied de la plage à la limite de la zone subtidale (1-4) (fig. 3).

Actuellement, la plupart des plages sont propres en surface. Par contre, l'imprégnation des sédiments n'a pas diminué, tout particulièrement dans les terrasses de basse mer. Long et al. (1-4) estiment par exemple que 600 t de pétrole seraient encore logées dans la plage de **Sainte-Marguerite**. A ce stade, l'auto-épuration du pétrole piégé est probablement fonction de la dégradation microbiologique. Ce processus est lent, Long et al. (1-4) estiment que les séquelles de la pollution sur les estrans sableux se feront sentir encore pendant de nombreuses années.

3. Les abers et les marais maritimes

Les abers et les marais maritimes ont été très gravement pollués dans les jours qui suivirent l'accident de l'« Amoco Cadiz ». Dans ces zones, bien abritées des vents et des courants, l'auto-nettoyage y est pratiquement nul (1-3). Ainsi, la quantité d'hydrocarbures ayant atteint les marais de **l'Île-Grande** a été estimée à 7.000 t. A la fin des travaux de nettoyage, en juillet 1978, il restait moins de 3.000 t et, depuis cette date, l'évolution de la pollution a été à peu près inexistante. L'ordre de grandeur de la durée de la pollution pour les marais et les abers serait la dizaine d'années (1-3).

4. Index de vulnérabilité du littoral breton

D'Ozouville et al. (1-3) établissent un index de vulnérabilité du littoral breton à la pollution par hydrocarbures, selon le protocole déjà développé par Hayes et al., 1976 (10). Deux critères ont été retenus par les auteurs, d'une part, la notion d'énergie à laquelle est exposée une section de côte, d'autre part, la granulométrie du sédiment qui permet ou non la percolation des hydrocarbures en profondeur. L'échelle de vulnérabilité, présentée dans le tableau II, a été établie en fonction d'un pétrole léger analogue à celui de l'« Amoco Cadiz ».

V. - POLLUTION DE L'EAU DE MER

La pollution de l'eau de mer a été suivie en Manche occidentale, au large et le long de la zone littorale des abers à la baie de **Saint-Brieuc** (1-2), dans l'**Aber-Benoît** (1-6) et dans l'**Aber-Wrac'h** (1-9).

Les mesures effectuées par spectrofluorimétrie par Marchand et Caprais (1-2), 15 jours après l'accident, montrent que la pollution de l'eau de mer par les hydrocarbures couvre un très large secteur de la Manche occidentale, limité schématiquement à l'ouest par le méridien 5° W, à l'est par la baie de **Saint-Brieuc** comprise, et au nord par le parallèle 49° 20'. A la mi-avril, du fait du renversement du régime des vents, la baie de **Saint-Brieuc** n'est plus polluée ($1,0 \pm 0,5 \mu\text{g/l}$), par contre, des teneurs significatives d'hydrocarbures sont relevées à l'ouest de **Portsall**, vers **Ouessant**, le **Chenal du Four** ($2,2 \pm 0,9 \mu\text{g/l}$), en mer d'**Iroise** ($1,8 \pm 0,8 \mu\text{g/l}$). Les zones les plus polluées se localisent vers les **Abers** ($38,9 \pm 6,7 \mu\text{g/l}$), les baies de **Morlaix** ($11,5 \pm 5,1 \mu\text{g/l}$) et de **Lannion** ($10,7 \pm 3,0 \mu\text{g/l}$). Au nord, la pollution n'est pratiquement plus observée au-delà du 49° parallèle ($1,6 \pm 0,5 \mu\text{g/l}$). Dans l'**Aber-Wrac'h**, toujours par spectrofluorimétrie, les teneurs observées par Calder et Boehm (1-9) sont en moyenne de $120 \mu\text{g/l}$, à la fin mars 1978.

A cette large dispersion des hydrocarbures en mer dans le mois qui a suivi le naufrage de l'« Amoco Cadiz », s'ajoute un second phénomène très important, celui de la diffusion verticale du pétrole sur l'ensemble de la tranche d'eau (1-2, 1-9). La contamination de la masse d'eau, de la surface vers le fond, s'explique par l'agitation de la mer à cette époque, par la nature du pétrole déversé (brut léger favorisant le processus naturel de dissolution), son évolution physique et chimique (émulsification, précipitation naturelle) et par l'utilisation des produits anti-pétrole (dispersants...). Cette diffusion verticale des hydrocarbures permet d'ores et déjà de présumer que les fonds marins seront pollués dans les secteurs atteints par la dérive des nappes.

Le suivi de la pollution de l'eau de mer en surface (1-2) montre qu'à partir de mai 1978, les teneurs en hydrocarbures, le long de la zone littorale, décroissent d'une façon générale. En mars 1979, les niveaux sont revenus dans l'ensemble à la « normale ». De très légers taux résiduels sont toutefois encore observés à proximité des abers et au fond de la baie de **Lannion** ($2 \mu\text{g/l}$). La cinétique de décontamination des hydrocarbures dans l'eau de mer de surface a pu être estimée entre mars et juin 1978 sur plusieurs secteurs côtiers. Marchand et Caprais (1-2) calculent la période (T) de décontamination, égale à la période durant laquelle la teneur en hydrocarbures diminue de moitié (fig. 4). Cette période (T) est de 11 jours dans la zone marine située à l'est de **Portsall**. Elle est de 14 jours à proximité des abers et est évaluée à 28 jours dans les baies de **Morlaix** et de **Lannion**, secteur qui s'est trouvé soumis à des apports d'hydrocarbures venant de l'ouest durant la phase de progression des nappes. Dans l'**Aber-Wrac'h**, zone d'estuaire, cette période est de 40 jours selon Calder et Boehm (1-9).

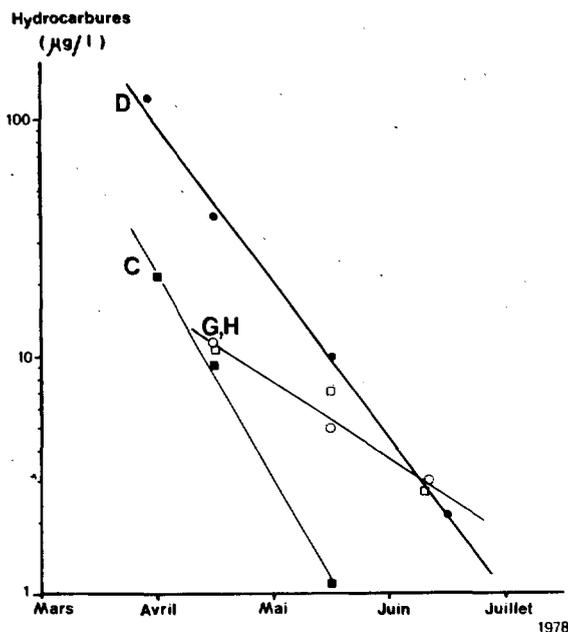


Fig. 4 - Cinétique de décontamination des hydrocarbures dans l'eau de mer de surface, en différents secteurs, d'après Marchand et Caprais (1-2)

VI. - POLLUTION DES FONDS MARINS

La pollution des fonds marins, par suite de la diffusion des hydrocarbures dans la masse d'eau, s'est trouvée confirmée par plusieurs équipes scientifiques dont les travaux ont cherché à en évaluer l'importance et à en suivre l'évolution dans le temps. Les études ont été réalisées dans le mois qui a suivi l'accident, sur l'ensemble de la Manche occidentale (1-2), puis se sont axées vers les zones côtières les plus gravement touchées : les deux abers (1-2, 1-6, 1-9), entre **Portsall** et **Roscoff** (1-5) et dans les baies de **Morlaix** et de **Lannion** (1-2, 1-5). Nous donnerons dans ce chapitre les conclusions des évaluations quantitatives globales de pétrole piégé dans les sédiments marins. Le chapitre suivant sera plus spécifiquement consacré aux processus d'évolution chimique des hydrocarbures.

1. Pollution des fonds marins en Manche occidentale (avril 1978).

Les sédiments prélevés en Manche occidentale sont généralement des sables grossiers à moyennement fins, calcaires à débris coquilliers. Les teneurs d'hydrocarbures observées par spectrophotométrie I.R. varient de 10 à 1.100 ppm en avril 1978. Les résultats obtenus (1-2) indiquent une très large pollution du milieu sédimentaire par des fonds supérieurs à 50 m. La zone océanique ainsi atteinte peut se limiter au nord par le 49° parallèle, à l'ouest par une radiale face à **Portsall** et à l'est par celle face aux **Sept-Iles** (fig. 5). Cette zone est sensiblement la même que celle correspondant à la pollution des eaux de surface. Les plus fortes teneurs sont observées à proximité des abers et dans les baies de **Morlaix** et de **Lannion** (fig. 6).

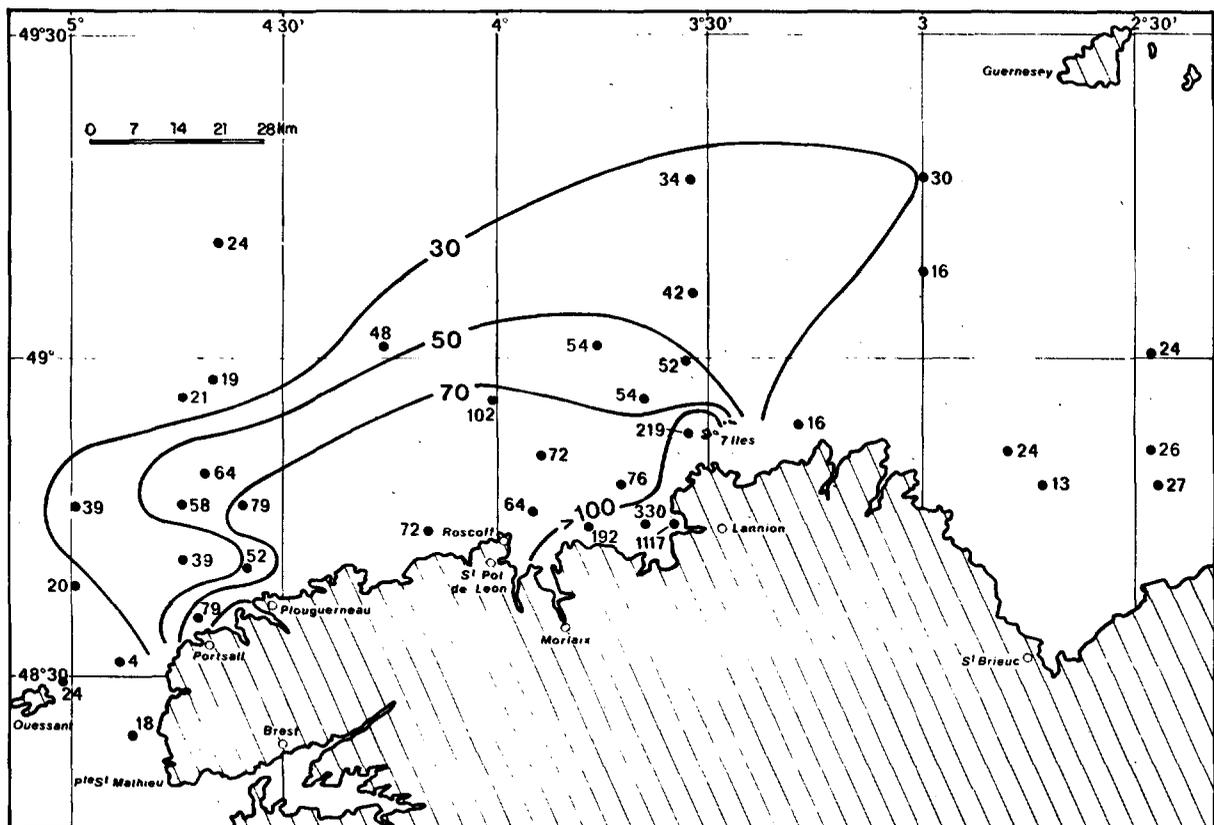


Fig. 5 - Pollution des fonds marins (avril 1978).
Teneurs en hydrocarbures (ppm) dans les sédiments,
d'après Marchand et Caprais (1-2)

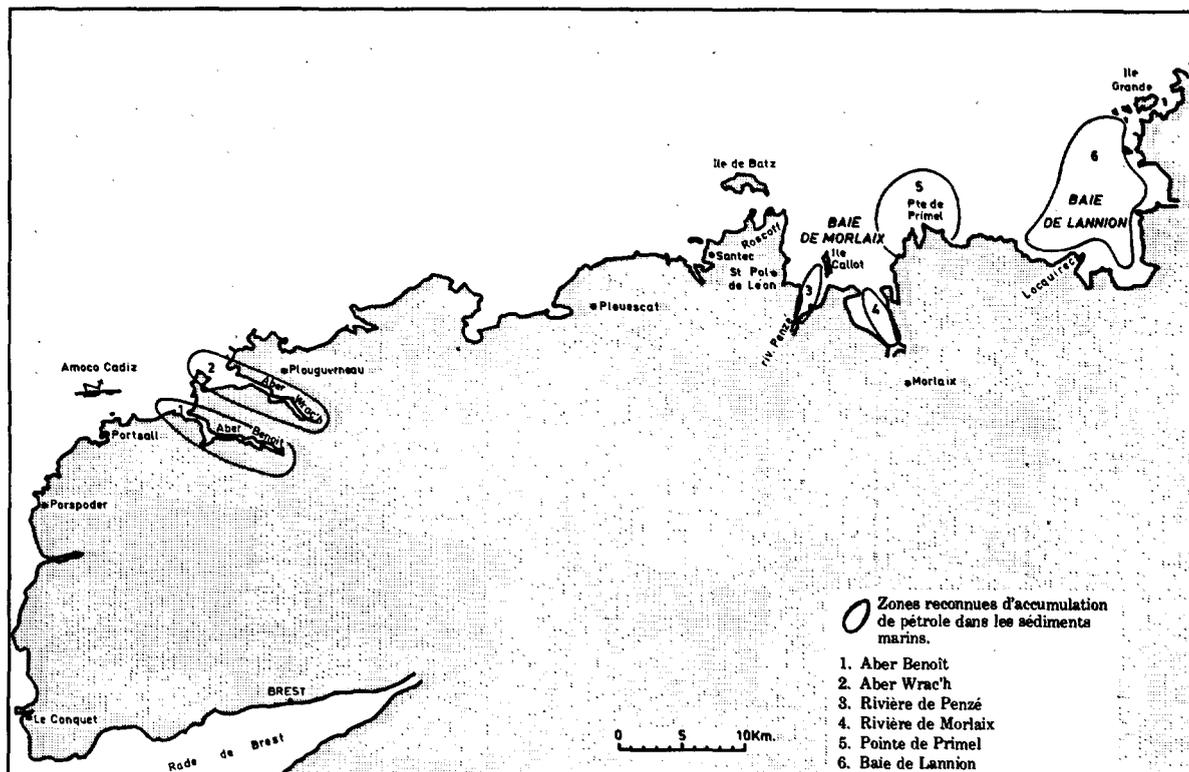


Fig. 6 - Zones reconnues d'accumulation du pétrole dans les sédiments marins

2. Les abers

Les deux abers, situés à environ 8 à 10 km à l'est de **Portsall**, ont été très gravement pollués par les nappes d'hydrocarbures dès les premiers jours qui ont suivi l'échouement du super-pétrolier. Ce sont de petits estuaires de 10 à 15 km de long, de 1 km de large au maximum, comprenant des zones de sable et de vase. Ils constituent des sites privilégiés d'exploitation conchylicole.

Dès la fin mars 1978, les premières analyses montrent que les sédiments sont pollués sur l'ensemble des deux abers. Les teneurs observées sont supérieures à 100 ppm et peuvent dépasser 10.000 ppm.

Le suivi chimique de cette pollution (1-2) montre que le processus naturel de décontamination est lié à deux facteurs essentiels :

- la nature du sédiment,
- le caractère marin plus ou moins prononcé de la zone de l'estuaire.

La fig. 7 illustre les principaux faits observés :

- les sables moyens à fins de l'**Aber-Benoît** prélevés dans la partie aval de l'estuaire se sont bien décontaminés (27 ppm en moyenne, en février 1979);
- les vases de l'**Aber-Benoît**, provenant de l'anse du **Loc-Majan** et du pont de **Tréglo-nou**, ont constitué un piège à hydrocarbures (teneurs supérieures en moyenne à 10.000 ppm). Le processus de décontamination n'est pas observé;
- à l'embouchure de l'**Aber-Wrac'h**, le caractère marin a permis une décontamination des sables fins non vaseux (113 ppm en février 1979);
- dans la partie aval de l'**Aber-Wrac'h**, le processus de décontamination, favorisé par le caractère marin assez prononcé de cette zone, a été considérablement freiné par la nature légèrement vaseuse à vaseuse des sables pollués (1.700 ppm en moyenne en février 1979).

— dans la partie amont de l'Aber-Wrac'h, la décontamination des sables de nature également vaseuse n'est pas observée de façon significative (1.700 ppm en moyenne en février 1979).

En conclusion, les sédiments de l'Aber-Wrac'h sont et restent plus pollués (> 1.000 ppm d'hydrocarbures) que les sédiments sableux de l'Aber-Benoît (< 100 ppm d'hydrocarbures). Les plus fortes teneurs (< 10.000 ppm) sont observées dans les vasières de l'Aber-Benoît.

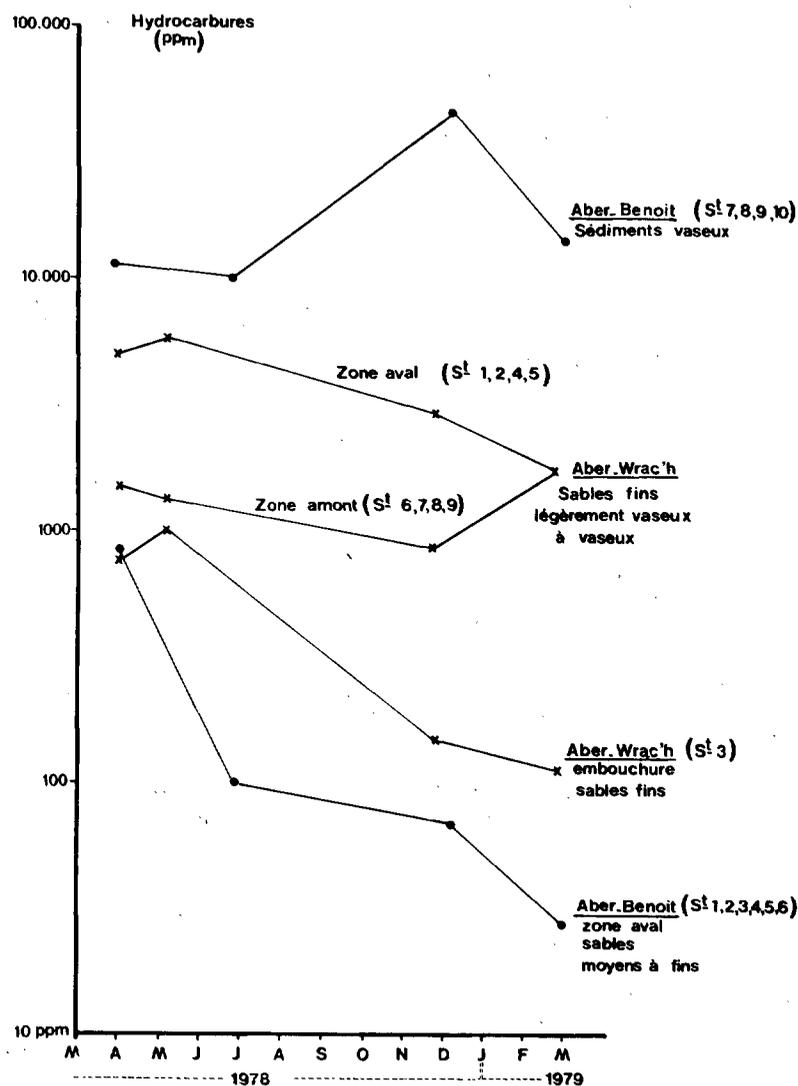


Fig. 7 - Évolution du processus de décontamination dans les sédiments de l'Aber-Benoît et de l'Aber-Wrac'h, d'après Marchand et Caprais (1-2)

3. Zone côtière entre Portsall et l'île de Batz

En août 1978, Beslier et al. (1-5) montrent que les hydrocarbures sont toujours abondants près des Roches de Portsall, au large de Plouguerneau et de Plouescat et dans les baies de Goulven et de Siec. Un an après, la décontamination est très marquée dans ce secteur battu. Les restes de pollution ne demeurent qu'au large de Plouguerneau (cailloutis) et près de l'île de Batz (sables très fins).

4. Baies de Morlaix et de Lannion

Les mesures effectuées sur des sédiments prélevés en juillet et août 1978 (1-2, 1-5) indiquent que les deux baies sont très largement polluées. Trois zones d'accumulation d'hydrocarbures sur les fonds marins sont observées dans la baie de **Morlaix** :

- le chenal de la rivière de **Morlaix**;
- le chenal de la rivière de **Penzé**;
- le secteur est de la baie, centré sur **Primel**.

En baie de **Lannion**, la pollution est localisée en fond de baie, au-delà d'une ligne joignant la pointe de **Beg-en-Fry** et le marais de **l'Île-Grande** (fig. 6). La comparaison avec la carte de répartition de la fraction fine des sédiments (fraction inférieure à 0,18 mm) montre une corrélation significative, mais les dépôts de vase et de sablons ne sont pas les seuls à être contaminés (1-5).

En novembre 1978, la tendance générale est à la décontamination, elle est particulièrement importante dans les zones de forte énergie (exemple, secteur de **Primel**). Localement, les teneurs en hydrocarbures restent élevées sur les grèves sablo-vaseuses de **Carantec**, dans le maërl envasé de la région de **Trébeurden-Locquémeau**. Signalons que, dès avril 1978, de très fortes pollutions étaient déjà observées dans le maërl du fond de la baie de **Lannion** (comm. de l'auteur).

En février et mai 1979, les hydrocarbures ont presque disparu des zones de haute turbulence. Les régions calmes présentent toujours des valeurs élevées : rivière de **Morlaix**, fond de la baie de **Lannion**. Les dépôts de maërl près de **Carantec** (île **Callot**) et de **Trébeurden** restent très pollués.

En août 1979, la dernière campagne effectuée (1-5) indique une tendance à la décontamination en baie de **Lannion**, où les hydrocarbures ne persistent que dans les sables vaseux du sud de la baie et dans les dépôts de maërl au nord de **Locquémeau**. En baie de **Morlaix**, la pollution est toujours observée dans les zones estuariennes.

5. Modalités de pollution des fonds marins

Si, en milieu océanique, la pollution des fonds paraît être étroitement liée à la dérive des nappes en mer (1-2), par contre, la pollution du milieu subtidal côtier n'est pas directement calquée sur la répartition des nappes échouées à la côte (1-5), l'hydrodynamisme local peut jouer en effet un rôle important.

En baie de **Morlaix**, les eaux de fond ont tendance à entrer par l'est et à ressortir par le nord-ouest, après avoir parcouru le fond de la baie. Plus au nord, les dérives résiduelles longeant la Bretagne portent à l'est (1-5). Soumis à ces courants, le matériel oléo-sédimentaire, associé aux suspensions, est allé s'accumuler dans les zones de basse énergie, c'est-à-dire sur les fonds vaseux de la région. Les particules polluées sont allées également s'accumuler dans les dépôts de maërl qui constituent de véritables pièges biologiques. Selon Beslier et al. (1-5), dans la rivière de **Morlaix**, l'hydrodynamisme local a joué un rôle essentiel dans la pollution qui peut être attribuée à l'introduction vers l'amont de particules oléo-sédimentaires transportées en suspension près du fond.

6. Modalités de décontamination.

Dans les zones côtières étudiées, l'ensemble des travaux montrent que le processus naturel de décontamination est lié à deux facteurs essentiels :

- la nature du sédiment;
- le caractère abrité ou battu du secteur considéré.

Les évolutions constatées sont quantifiées et résumées dans le tableau III.

TABLEAU III
ÉVOLUTION DE LA POLLUTION PAR HYDROCARBURES
DES FONDS MARINS EN ZONES CÔTIÈRES

	Zone côtière	Description	Nature sédimentaire	Teneurs moyennes d'hydrocarbures (ppm)		Processus de décontamination
Secteur abrité ↓	1. Les deux abers			Avril 1978	Mars 1979	
	Aber-Benoit	vasière (Loc Majan)	vase	> 10.000	> 10.000	Non
	Aber-Wrac'h	partie amont	sables vaseux	1.500	1.700	Non
	Aber-Wrac'h	partie aval	sables vaseux	4.200	1.700	Faible
	Aber-Benoit	partie aval	sables non vaseux	700	27	Oui
Secteur battu ↓	2. Baies de Morlaix et de Lannion			Juillet 1978	Février 1979	
	Rivière de Morlaix	fond de baie	vase sableuse	311	172	Faible
	Baie de Lannion	fond de baie	sables généralement fins	281	126	Faible
	Zone Est (Primel)	secteur ouvert et battu	sédiments grossiers à sables fins	600	19	Oui

d'après Marchand et Caprais (1-2)

En conclusion, bien qu'il n'existe pas de données analytiques, il est tout à fait vraisemblable que les secteurs pollués de la Manche occidentale, en dehors des zones côtières précédemment étudiées, se sont décontaminés naturellement au cours de l'année 1978, ceci en raison du caractère agité de cette région marine (1-2). Beslier et al. (1-5) estiment que, pour les baies de **Morlaix** et de **Lannion**, l'évolution ultérieure de la pollution pourra être contrôlée et suivie dans les sédiments vaseux et les dépôts de maërl où elle se maintiendra le plus longtemps.

7. Incidences de la pollution sur la radioactivité artificielle des sédiments

Le suivi régulier de la radioactivité artificielle dans les sédiments littoraux, liée aux rejets industriels de l'usine atomique de **La Hague** et aux retombées atmosphériques (tests nucléaires chinois dans l'atmosphère) a permis à Guegueniat et al. (1-7) d'observer une incidence entre la pollution de l'« Amoco Cadiz » et les teneurs en ^{144}Ce mesurées dans les sédiments littoraux. Ceux-ci présentent une concentration notable de ^{144}Ce (facteur 2 à 3) lorsqu'ils contiennent plus de 1.000 ppm d'hydrocarbures. Les auteurs émettent l'hypothèse d'une récupération en surface et en profondeur des particules en suspension dans l'eau de mer par les nappes d'hydrocarbures, ce qui entraîne un « balayage » d'une énorme masse d'eau, suivi d'un dépôt plus ou moins rapide sur le littoral et en milieu subtidal. Les processus chimiques de fixation n'ont pas été étudiés par les auteurs. Parmi les radionucléides mesurés (^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{137}Cs) dans le sédiment, il semble que le ^{144}Ce soit le seul élément dont le comportement dépend du degré de pollution en hydrocarbures.

VII. - ÉVOLUTION CHIMIQUE DES HYDROCARBURES

L'évolution chimique des hydrocarbures dans l'environnement marin a fait l'objet de cinq communications. L'une d'entre elles (1-8) est une étude expérimentale contrôlée dans une enceinte flottante de 25 m². Elle est consacrée à l'évolution des caractères physico-chimiques d'un pétrole brut (« Arabian Light ») laissé à la surface de la mer pendant une année. Les autres travaux concernent l'évolution chimique des hydrocarbures dans plusieurs secteurs pollués par le pétrole de l'« Amoco Cadiz ».

- Portsall, sédiments intertidaux (1-10).
- Aber-Benoît, eau et sédiments (1-6).
- Aber-Wrac'h, sédiments intertidaux (1-9, 1-10) et subtidaux (1-10).
- Marais de l'Île-Grande (1-10). /

Le but recherché dans de tels travaux est essentiellement de tenter de relier les processus d'évolution des hydrocarbures, observés principalement au sein du milieu sédimentaire, aux caractéristiques du milieu environnant : nature et énergie du site, quantités d'hydrocarbures piégées, état d'oxydation du milieu, distance du lieu du naufrage...

Les paramètres chimiques pris en compte sont très variés. Certains d'entre eux évoluent rapidement et sont, par conséquent, d'excellents indicateurs d'évolution à court terme. D'autres peuvent, au contraire, servir comme marqueurs à long terme de la persistance d'une pollution pétrolière dans le milieu marin. L'une des qualités principales demandées à ces paramètres (un constituant ou une famille de composés chimiques) est de permettre la distinction entre les hydrocarbures biogènes et les hydrocarbures fossiles. Enfin, les paramètres utilisés dépendent également des possibilités des laboratoires.

L'Institut Français du Pétrole (1-8, 1-11) détermine le profil de répartition pondérale des principales familles chimiques composant un pétrole : hydrocarbures saturés, hydrocarbures aromatiques, composés polaires (ou résines) et asphaltènes.

La répartition des *hydrocarbures saturés* linéaires (n-alcanes) déterminée par chromatographie en phase gazeuse permet la distinction entre les hydrocarbures fossiles et les hydrocarbures biogènes. Par ailleurs, le processus de bio-dégradation peut être mis en évidence car ces composés sont facilement dégradés. L'analyse chromatographique permet d'identifier certains alcanes ramifiés (isoprénoides). L'attention est spécialement portée sur le pristane et le phytane qui apparaissent respectivement à la suite des n-alcanes n-C₁₇ et n-C₁₈ en formant des doublets caractéristiques. Ces isoprénoides sont moins facilement dégradés que les n-alcanes. Par conséquent, la diminution des rapports n-C₁₇/pristane et n-C₁₈/phytane est un bon indice de la dégradation des n-alcanes.

Les profils chromatographiques des *hydrocarbures aromatiques* peuvent être utilisés comme « empreinte digitale » de la pollution. En effet, les hydrocarbures biogènes, d'origine aquatique ou terrestre, sont peu riches en composés aromatiques et surtout dépourvus de composés soufrés (hydrocarbures thiophéniques). L'analyse chromatographique des hydrocarbures aromatiques permet de suivre les processus d'évolution et de dégradation de différents groupes chimiques de cette famille que l'on peut caractériser par le nombre de noyaux aromatiques : benzène (1), naphthalène (2), phénanthrène (3)...

L'analyse des *résines* (composés polaires) par spectrométrie infra-rouge permet l'étude dans la région d'absorption des carbonyles (1.700 cm⁻¹) et des hydroxyles (3.600-3.200 cm⁻¹) de l'oxydation du polluant (1-11).

Enfin, les *métaux* (nickel, vanadium) et le *soufre*, qui intervient sous forme de molécules très diverses (thiophènes, mercaptans, sulfure, thiols...), sont considérés comme des traceurs d'une pollution par le pétrole.

1. Vieillessement du pétrole brut « Arabian Light » en mer

Cette étude expérimentale (1-8) a été conduite dans une enceinte flottante de 25 m² dans laquelle 360 litres de pétrole brut « Arabian Light » ont été déversés. L'évolution des caractères physico-chimiques de ce pétrole a été suivie sur six mois.

Au bout d'une semaine, les hydrocarbures à moins de 10 carbones ont disparu, traduisant les effets classiques dus à l'évaporation et à la dissolution des constituants légers. Au-delà de ce laps de temps, l'émulsion formée contient 76 % d'eau et reste stable pratiquement pendant toute la durée de l'expérimentation. Les déterminations du nickel, du vanadium, du soufre, de la concentration en asphaltènes sont réalisées. Aucun de ces quatre paramètres n'évolue et les valeurs de Ni et V sont remarquablement fixes. Les spectres I.R. restent identiques durant l'expérimentation; la seule différence observée est une légère oxydation après une semaine et qui est traduite dans la bande d'absorption des carbonyles (1.700 cm⁻¹).

L'évolution de la fraction des hydrocarbures saturés, mis à part le processus d'évaporation et de dissolution initial, n'est pas significative, les variations sont faibles. La fraction aromatique reste à peu près stable, les auteurs notent toutefois une évolution des composés aromatiques soufrés qui pourrait traduire une baisse de la concentration en composés dibenzothiophéniques.

En définitive, si l'on excepte les effets de l'évaporation et de la dissolution, aucune évolution du pétrole brut « Arabian Light » n'est observée, aucune action biologique évidente n'est apparue dans les échantillons recueillis en surface. Il serait hasardeux de vouloir extrapoler de telles conclusions au milieu où, comme nous le verrons, des processus d'évolution du pétrole sont observés. Les auteurs de ce travail reconnaissent qu'ils n'ont pu, pour des raisons évidentes, laisser le pétrole s'étaler à l'infini et ont été obligés de travailler sur une masse compacte, ce qui minimise le contact hydrocarbures-milieu marin.

2. Schéma général d'évolution chimique du pétrole de l'« Amoco Cadiz »

Les analyses chimiques donnant la composition détaillée du pétrole de l'« Amoco Cadiz » (1-10) montrent que celui-ci évolue dans le temps en fonction des facteurs environnants. Les rapports n-alcanes/isoprénoides (ALK/ISO) - exemple : n-C₁₇/pristane, n-C₁₈/phytane, diminuent très rapidement dans les jours et les semaines qui suivent l'arrivée du pétrole à la côte. Cette diminution met en évidence les premiers processus de dégradation microbologique, essentiellement concernant les n-alcanes. Le rapport ALK/ISO continue à décroître, bien que l'on observe également une diminution en quantités absolues ramifiés (isoprénoides). A ce stade, les hydrocarbures saturés en dessous du n-C₁₄ ne sont plus identifiés. Les hydrocarbures cycliques, du type pentacycliques triterpanes (hopanes : C₂₇ à C₃₁), qui sont faiblement représentés durant les premières phases du processus d'altération, augmentent par la suite en proportions relatives car ils sont moins facilement dégradés que les autres hydrocarbures saturés. Les n-alcanes ne sont plus identifiés, les isoprénoides subissent à leur tour les processus de dégradation. Au bout d'une année, le tracé chromatographique montre que les composés restants sont centrés entre le C₂₅ et le C₃₁.

Boehm et al. (1-10) décrivent le processus d'évolution des hydrocarbures aromatiques en trois phases successives. La première phase concerne la perte des composés les plus légers par évaporation et dissolution. Durant la seconde phase, les composés les plus légers par évaporation et dissolution. Durant la seconde phase, les composés à deux noyaux aromatiques — naphtalènes — disparaissent par processus physiques et réaction d'oxydation. Les dibenzothiophènes substitués (composés soufrés) représentent le groupe des hydrocarbures aromatiques le plus persistant avec celui des C₃- et C₄-phénanthrènes. Le profil chromatographique de la fraction aromatique se caractérise, comme pour celui des hydrocarbures saturés, par une enveloppe chromatographique non résolue. Cette enveloppe augmente avec le temps et correspond au groupe des composés naphténo-aromatiques.

Le schéma général d'évolution des hydrocarbures, observé sur une année, montre que les conclusions de l'étude expérimentale, précédemment décrite, ne peuvent être utilisées pour un milieu naturel où intervient une grande variété de processus physiques et biologiques.

Nous décrivons à présent les processus d'évolution observés sur plusieurs sites pollués caractéristiques.

3. Portsall

Le sédiment de surface pollué est constitué de sable grossier. Le rapport ALK/ISO (égal à 4 dans l'émulsion de référence) diminue et indique la dégradation microbologique des hydrocarbures aliphatiques (1-10). Ce rapport reste toutefois relativement haut jusqu'en décembre 1978 (0,66). A cette période, les hydrocarbures aromatiques les plus abondants sont les composés alkylés du naphthalène et du phénanthrène et les dibenzothiophènes. Le processus d'évolution s'accélère ensuite, de décembre 1978 à mars 1979 (ALK/ISO égal à 0,37).

4. Aber-Benoît

L'étude débute en novembre 1978 (1-6). Sur une plage située à l'entrée de l'aber, sept mois et demi après l'accident, les n-alcanes d'origine pétrolière ont disparu, le rapport n-C₁₇/pristane, initialement égal à 2,8, n'est plus que de 0,3. En mars 1979, il augmente à 0,7 et atteint 0,9 en juin 1979. Cette augmentation correspond, selon les auteurs, à la deuxième phase de biodégradation, celle durant laquelle la microflore bactérienne dégrade les alcanes ramifiés après l'épuisement du stock des alcanes linéaires.

Un retard dans le processus de biodégradation est observé dans les zones vaseuses de l'aber. Dans la vaseuse du **Loc-Majan**, les n-alcanes sont dégradés à moins de 80 % en novembre 1978 et il faut attendre mars 1979 pour observer une dégradation à plus de 95 %.

5. Aber-Wrac'h

L'évolution des hydrocarbures a été étudiée dans les sédiments intertidaux (1-9, 1-10) et subtidaux (1-11).

Zone intertidale. Les hydrocarbures aliphatiques dans les sédiments diminuent selon un mode exponentiel, les teneurs passent de 500 ppm en avril 1978 à 80 ppm fin octobre. Les n-alcanes, du n-C₁₀ au n-C₃₄, disparaissent plus rapidement, de 35 ppm en avril à 1,8 ppm sept mois plus tard. La décroissance accentuée des n-alcanes par rapport aux isoprénoïdes (phytane, pristane) indiquent que la dégradation microbologique a été le processus d'évolution le plus important durant le premier mois (1-9). En octobre 1978, le groupe des isoprénoïdes prédomine et seuls quelques n-alcanes peuvent être encore identifiés.

La fraction aromatique diminue de manière comparable à la fraction aliphatique, sur la base des concentrations globales, de 630 ppm en avril 1978 à 90 ppm en octobre 1978. La concentration des composés résolus et identifiés par chromatographie en phase gazeuse varie de 29 ppm en avril à 2 ppm en octobre (1-9). Quatre groupes de composés sont identifiés dans cette fraction : naphthalènes, fluorènes, phénanthrènes et dibenzothiophènes. Rappelons que, dans l'émulsion de référence, les naphthalènes sont de loin les composés les plus abondants. En avril 1978, les naphthalènes et les fluorènes sont en concentrations similaires, les phénanthrènes sont deux à trois fois plus abondants et les dibenzothiophènes représentent la moitié ou plus du total. Par conséquent, avant l'incorporation des hydrocarbures au sédiment, les aromatiques légers ont diminué par la combinaison des processus d'évaporation et de dissolution. Durant les quatre premiers mois, d'avril à juillet 1978, les hydrocarbures aromatiques des quatre groupes identifiés diminuent rapidement de 29 ppm à 5 ppm. Les dibenzothiophènes représentent les 2/3 du total. En octobre, les dérivés alkylés du phénanthrène et les dibenzothiophènes sont les composés les plus persistants. En mars 1979, les teneurs globales des quatre groupes ont peu évolué (2 ppm).

Zone subtidale. Les analyses chimiques détaillées sont réalisées (1-11) sur les échantillons de sédiments prélevés pour suivre globalement la pollution par hydrocarbures dans l'**Aber-Wrac'h** (1-2). Rappelons que le processus de décontamination globale dans la partie aval de l'aber évolue favorablement dans les sables fins mais il est, par contre, freiné dans les sables à caractère vaseux. Dans la partie amont, le processus n'est pas observé dans les sables

vaseux. Sur toutes les stations étudiées, le processus d'évolution qui apparaît le plus clairement est celui de la dégradation des n-alcanes jusqu'au n-C₃₀. Ceci se traduit par la diminution des rapports n-C₁₇/pristane et n-C₁₈/phytane. Cette dégradation se trouve par ailleurs confirmée par l'analyse en spectrométrie de masse qui montre la décroissance relative des (n + iso) paraffines par rapport aux hydrocarbures aliphatiques cycliques (naphtènes) principalement en 2 et 5 noyaux. Le phénomène de dégradation oxydante du pétrole, par transformation graduelle dans les résines des carbonyles esters en composés acides carboxyliques, est observé par spectrométrie I.R. Dans les sédiments pollués, les auteurs notent la permanence des hydrocarbures aromatiques soufrés (composés thiophéniques) et celle des teneurs en nickel (14-20 ppm), vanadium (35-50 ppm) et soufre (2-3 %).

6. Baie de Morlaix

Les modalités de pollution des sédiments subtidiaux de la baie de **Morlaix** ont été précédemment décrits (1-5). Les analyses chromatographiques sur quelques échantillons (1-10) indiquent que le pétrole de l'« Amoco Cadiz » n'est pas le seul présent dans les sédiments étudiés, la pollution chronique et les apports terrigènes sont également visualisés. En juillet 1978, ce pétrole, identifié dans les sédiments, est déjà largement altéré. En novembre 1978, les hydrocarbures saturés sont dans leur phase finale d'évolution, c'est-à-dire que la plupart des composés résolus par chromatographie en phase gazeuse, à l'exception des hopanes (triterpanes pentacycliques), ne sont plus discernables au-dessus de l'enveloppe chromatographique non résolue. Concernant les hydrocarbures aromatiques, les processus d'évolution ont déjà eu lieu sur les échantillons prélevés en juillet 1978.

7. Plage de Saint-Michel-en-Grève

Sur cette plage, comme cela sera décrit par la suite, une très grande mortalité de la faune benthique sera constatée dans les premières semaines qui ont suivi la pollution. Les analyses d'hydrocarbures (1-10) sur des échantillons prélevés en décembre 1978 et mars 1979 indiquent une très forte altération des fractions aliphatique et aromatique. Les n-alcanes et les isoprénoïdes sont identifiés à l'état de traces; il ne reste dans la fraction aliphatique que les hydrocarbures polycycliques (hopanes) et l'enveloppe non résolue. Dans la fraction aromatique, les composés à deux et trois noyaux aromatiques sont très réduits, les seuls hydrocarbures présents sont les dérivés alkylés du phénanthrène et les dibenzothiophènes, identifiés sur une enveloppe non résolue correspondant aux naphténo-aromatiques.

8. Marais de l'Île-Grande

Sur les sédiments fins, prélevés en décembre 1978 (1-10), les concentrations totales des deux fractions aliphatique (595 ppm) et aromatique (494 ppm) restent très importantes. L'évolution est observée de décembre 1978 à mars 1979. Le rapport ALK/ISO diminue, ainsi que la quantité d'hydrocarbures aliphatiques résolus et identifiés par chromatographie en phase gazeuse; mais les dernières analyses réalisées en mars 1979 montrent que le pétrole n'a pas totalement évolué et garde la marque initiale du pétrole de l'« Amoco Cadiz ». La composition de la fraction aromatique confirme le retard de l'évolution chimique du pétrole dans ce marais maritime.

9. Conclusion

Les processus d'altération du pétrole dans les sédiments dépendent de nombreux facteurs environnants tels que le degré global de pollution, la température, la disponibilité en éléments nutritifs, l'état d'oxydation du milieu, l'intensité lumineuse en surface, le mouvement de l'eau dans le substrat, l'énergie de mouvement et d'érosion... (1-10). Les cinétiques d'évolution sont étroitement liées à de tels paramètres.

Les différents processus d'altération du pétrole aboutissent finalement à un appauvrissement ou disparition des n-alcanes, des alcanes ramifiés (isoprénoïdes) pour la fraction saturée, des dérivés alkylés du naphtalène (2 noyaux) et du phénanthrène (3 noyaux) pour la fraction aromatique. A cet appauvrissement découle un enrichissement relatif des hydrocarbures aliphatiques cycliques (naphtènes) — enveloppe chromatographique non résolue — des

hydrocarbures du type hopanes pour la fraction saturée, des composés naphthéno-aromatiques — enveloppe non résolue — des dérivés alkylés (>C₂) du phénanthrène et des dibenzothiophènes pour la fraction aromatique.

Boehm et al. (1-10) comparant les processus d'évolution chimique des hydrocarbures en différents secteurs, donnent comme facteurs environnants responsables du phénomène d'altération du pétrole, dans un ordre d'importance décroissante : pollution globale du milieu = degré d'énergie du site > état d'oxydation du sédiment >> distance par rapport au lieu du naufrage.

VIII. - PROCESSUS DE BIODÉGRADATION DES HYDROCARBURES

La capacité des micro-organismes à dégrader les hydrocarbures est connue depuis longtemps. Le processus de biodégradation peut intervenir dans la masse d'eau immédiatement après le déversement du pétrole en mer et être ensuite l'un des principaux facteurs d'évolution à long terme des hydrocarbures piégés dans les sédiments. Les conclusions du chapitre précédent ont déjà montré les effets du processus de dégradation par les micro-organismes dans l'évolution chimique du pétrole de l'« Amoco Cadiz » au sein du milieu sédimentaire.

Deux types de réponses microbiologiques sont recherchés après une pollution pétrolière dans l'environnement : le dénombrement et l'activité des bactéries utilisant les hydrocarbures et leur rôle dans le processus de dégradation du pétrole. Six communications sont présentées sur ce thème. L'une d'entre elles est consacrée à une simulation en laboratoire de la dégradation microbiologique du pétrole en milieu marin (1-17). Une seconde communication (1-12) met en évidence le processus de biodégradation des hydrocarbures dans l'eau de mer dans le mois qui a suivi l'échouement de l'« Amoco Cadiz ». Les autres communications sont consacrées à l'activité microbienne dans divers types de sédiments, à caractère aérobie et anaérobie. Il est regrettable que les études microbiologiques dans la phase sédimentaire n'aient pu débiter que neuf mois après l'accident. A cette époque, les processus de dégradation du pétrole par les populations microbiennes étaient déjà dans une phase active.

1. Simulation expérimentale de la dégradation microbiologique du pétrole

Cette expérimentation (1-17) est conduite sur le pétrole brut « Arabian Light », de composition voisine à celle du pétrole de l'« Amoco Cadiz ». Afin de se rapprocher des conditions réelles du milieu marin (évaporation), le pétrole brut est étêté à 150 °C et à 240 °C pour éliminer les fractions légères. Le milieu aqueux expérimental a la composition d'une eau de mer de l'océan Atlantique, enrichie en azote, phosphore et fer. L'isolement et la sélection des souches ont été réalisés à partir de sédiments pollués par le pétrole de l'« Amoco Cadiz ». Après culture, une association bactérienne est sélectionnée, comprenant quatre genres : *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Moraxella* et *Acinetobacter*.

La première expérience est réalisée avec le brut « Arabian Light » étêté à 150 °C durant 71 heures. Le bilan des hydrocarbures montre que dans les conditions expérimentales décrites, 2,10 g/l ont été consommés, soit un pourcentage de 43,3 %. Il apparaît nettement que la fraction des hydrocarbures saturés est celle qui est la plus sensible aux processus de biodégradation, 67 % de cette fraction sont consommés pour 38,6 % de la fraction aromatique. Dans la fraction saturée, les n-alcanes (n-C₁₄ au n-C₃₅) et les isoprénoïdes (C₁₆ au C₂₃) ont pratiquement disparu.

La seconde expérience, avec le brut étêté à 240 °C, indique que 44 % des hydrocarbures totaux sont consommés, avec une disparition de 63,1 % pour la fraction saturée et 48,6 % pour la fraction aromatique. Les auteurs notent que les résines et asphaltènes ne sont pas du tout attaqués par les micro-organismes. Comme précédemment, les n-alcanes et les isoprénoïdes ne sont plus décelables qu'à l'état de traces. Dans la fraction aromatique, ce sont surtout les mono- et di-aromatiques qui sont dégradés.

L'évolution dans le temps montre que durant les 21 premières heures de l'expérimentation, ce sont surtout les hydrocarbures saturés qui disparaissent, la fraction aromatique est peu dégradée. De la 21^e à la 46^e heure, on observe, d'une part, un ralentissement global de la biodégradation, d'autre part, une accélération de ce processus pour les composés aromatiques.

En conclusion à cette étude, les auteurs estiment que lorsqu'il n'existe aucun facteur limitant — dispersion des hydrocarbures en phase aqueuse, oxygène, éléments nutritifs — 40 à 45 % du pétrole sont dégradés par l'action des bactéries.

2. Biodégradation « in situ » des hydrocarbures dans l'eau de mer

S'il existe de nombreux travaux expérimentaux, analogues à celui présenté précédemment, montrant la capacité des micro-organismes à dégrader les hydrocarbures ou cherchant à en évaluer les cinétiques de décomposition, c'est la première fois, à notre connaissance, que dans le milieu naturel la biodégradation des hydrocarbures dans l'eau de mer est mise en évidence et quantifiée. L'intérêt du travail d'Aminot (1-12) est d'avoir permis cette observation par l'analyse de plusieurs paramètres hydrobiologiques : salinité, température, oxygène dissous, sels nutritifs, chlorophylle et phéopigments.

A l'origine, ce phénomène est mis en évidence, à la fin mars 1978, par des déficits en oxygène dissous constatés en plusieurs stations hydrologiques et dans toute la colonne d'eau, dans le secteur au large de **Plouguerneau**. L'auteur exclut par raisonnement la conséquence d'une oxydation photo-chimique des hydrocarbures. Une seconde anomalie est constatée dans le même secteur, concernant un déficit de plusieurs micro-atome-grammes par litre des éléments nutritifs d'azote et de phosphore. L'étude montre que le phytoplancton ne peut être responsable de ces anomalies. D'une part, les légères variations de concentrations de chlorophylle ne peuvent expliquer les déficits constatés en azote. D'autre part, les mesures de silicium, essentiels pour les diatomées qui constituent l'espèce principale de la flore phytoplanctonique à cette époque de l'année, ne présentent aucune anomalie particulière dans ce secteur.

Le phytoplancton ne pouvant être la cause des plus faibles valeurs d'azote et de phosphore, l'auteur admet qu'il est parfaitement raisonnable d'admettre que l'observation simultanée des déficits d'oxygène, d'azote et de phosphore n'est valablement expliquée que par la biodégradation des hydrocarbures dans l'eau de mer.

La quantification du phénomène observé s'appuie sur les résultats des éléments nutritifs en prenant la valeur de 7 $\mu\text{atg-N}$ par mg d'hydrocarbures dégradé, pour une eau de mer à 10 °C (température mesurée). La dégradation est estimée à 0,3 - 0,4 mg/l en surface et décroît vers de fond. La durée maximale du phénomène à la date des observations — fin mars 1978 — est de deux semaines. Sur la base des concentrations maximales d'hydrocarbures dégradés durant cette période, la vitesse de dégradation est estimée à 10 g/m³/an à 10 °C, valeur du même ordre de grandeur que celles trouvées par d'autres auteurs au cours de travaux « in vitro ».

Les quantités dégradées sont environ de 0,4 mg/l en surface, 0,3 mg/l à 20 m et 0,15 mg/l au fond, ce qui représente une dégradation de 20 à 25 g/m² intégrée sur toute la colonne d'eau (moyenne 80 m). La zone d'extension du phénomène de biodégradation est limitée à un cercle de 20 à 30 km de diamètre. La quantité d'hydrocarbures, biologiquement dégradés en mer pendant les deux semaines qui ont suivi l'échouement, serait de l'ordre de 10.000 tonnes, soit environ 5 % de la cargaison de l'« Amoco Cadiz ».

3. Écologie microbienne des sédiments pollués

L'étude de la microflore bactérienne (1-16) est réalisée dans trois types de côtières pollués par le pétrole de l'« Amoco Cadiz » un sable (plage de **Sainte-Marguerite**), une vase noire et un humus (**Aber-Benoît**), à trois périodes de l'année (hiver, printemps et automne 1979).

Les divers types microbiens étudiés sont plus importants dans l'humus que dans les autres sédiments, les teneurs en hydrocarbures variant dans le même sens. La microflore adaptée au pétrole représente 50 % du total dans l'humus et l'on peut penser à la nécessité d'une concentration élevée en hydrocarbures pour modifier la microflore du sédiment. Ces bactéries chimio-organotrophes aérobies appartiennent aux genres *Arthobacter*, *Pseudomonas*, *Moraxella* et *Favobacterium*.

Les bactéries du cycle du soufre paraissent jouer un rôle particulièrement intéressant car leur nombre est d'autant plus élevé qu'il y a plus d'hydrocarbures. On retrouve des bactéries sulfatoréductrices (*Desulfovibrio* sp.), des bactéries réduisant le soufre (*Desulfomonas acetoxydans*), des bactéries oxydant le soufre et les sulfures (*Thiobacillus*) et des bactéries phototrophes vertes (*Chlorobiaceae*) et rouges (*Chromatiaceae*). Il est vraisemblable que des associations existent entre les diverses bactéries retrouvées dans les sédiments. Certains composés résultant de la dégradation du pétrole par les bactéries peuvent servir directement de sources d'électrons aux bactéries sulfatoréductrices qui produisent de l'acétate et des sulfures.

Les auteurs indiquent que les bactéries chimio-organotrophes anaérobies strictes sont peu nombreuses dans les sédiments examinés, même dans l'humus. Il s'agit surtout d'un petit nombre d'espèces du genre *Clostridium*.

4. Processus de biodégradation dans les sédiments en milieu aérobie

Plusieurs populations microbiennes, décrites précédemment, possèdent la capacité enzymatique de dégrader les hydrocarbures. La dégradation complète aboutit à la formation de $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$. Les cinétiques de biodégradation sont fonction d'un certain nombre de facteurs liés aux conditions de l'environnement tels que la concentration en éléments nutritifs, la température, la structure moléculaire et les teneurs en hydrocarbures du pétrole.

Deux travaux (1-13, 1-14) ont été consacrés à l'évaluation du processus de biodégradation des hydrocarbures de l'« Amoco Cadiz » par les populations microbiennes du domaine intertidal. Les études ont débuté en décembre 1978, neuf mois après l'accident du pétrolier. Pour connaître la réponse initiale des micro-organismes en contact avec le pétrole, Atlas et Bronner (1-14) estiment qu'elle doit être analogue à ce qui est observé lorsque du pétrole est ajouté expérimentalement à des sédiments actuellement non pollués.

Les sédiments étudiés proviennent de plusieurs sites caractéristiques du littoral touché par la pollution :

— plages plus ou moins exposées :

- Portsall (1-14),
- Presqu'île de Sainte-Marguerite (1-13),
- Centre hélio-marin près de Roscoff (1-13),
- Saint-Michel-en-Grève (1-14),

— zones d'estuaires :

- Aber-Benoît (1-13),
- Aber-Wrac'h (1-14),

— marais maritime de l'Île-Grande (1-13, 1-14).

Des échantillons de référence sont prélevés dans la rade de Brest, au Trez-Hir (1-14) et dans la rivière de Trieux (1-13).

Le nombre total de micro-organismes est déterminé par gramme de sédiment. L'énumération des bactéries utilisant les hydrocarbures est réalisée après addition de Bunker C (1-13) ou de pétrole brut « Arabian Light » (1-14). Le potentiel de biodégradation des hydrocarbures est déterminé par Traxler et Vandermeulen (1-13) sur un gramme de sédiment dans de l'eau de mer pendant une heure, après ajouts d'hexadécane ($n\text{-C}_{16}$) et de naphthalène

marqués au ^{14}C . La quantité d'hydrocarbures minéralisée est calculée sur la base du $^{14}\text{CO}_2$ produit. Atlas et Bronner (1-14) mesurent ce potentiel avec du sédiment mis en milieu de culture (Bushnell Haas) durant 14 jours, avec 50 μl de pétrole « Arabian Light » marqué avec ^{14}C -hexadécane, ^{14}C -pristane, ^{14}C -naphtalène, ^{14}C -9-méthylanthracène ou ^{14}C -benzanthracène.

Atlas et Bronner (1-14) observent que la pollution des sédiments entraîne un enrichissement des bactéries utilisant les hydrocarbures par rapport à la microflore totale. Sur certains sites, la densité des populations bactériennes chimio-organotrophes atteint des chiffres jamais reportés dans la littérature. Traxler et Vandermeulen (1-13) ne trouvent aucune corrélation entre la biomasse microbienne totale et la biomasse des bactéries utilisant les hydrocarbures.

Les potentiels de biodégradation sont relativement constants sur les différents sites étudiés par Atlas et Bronner (1-14) et aux différentes périodes d'échantillonnage (décembre 1978, mars et août 1979). Un ordre préférentiel de biodégradation est observé : n-alcanes > alcanes ramifiées > aromatiques de 2 à 4 noyaux benzéniques. Les taux de biodégradation observés sur deux semaines sont estimés à : 40 % pour l'hexadécane (avec 10-15 % convertis en CO_2), 20-30 % pour le pristane (2-6 % minéralisés), > 12 % pour le naphtalène, > 23 % pour le 9-méthylanthracène (sans minéralisation), 10 % pour le benzanthracène (< 1 % minéralisé).

Les résultats de Traxler et Vandermeulen (1-13) diffèrent, les taux de dégradation du naphtalène sont en général supérieurs (60 à 270 ng/h) à ceux de l'hexadécane (1 à 34 ng/h), observés dans les sédiments. Les auteurs discutent des différences de méthodologies utilisées qui peuvent conduire à des résultats radicalement différents.

Les résultats d'Atlas et Bronner (1-14) sont en bon accord avec les observations d'évolution chimique du pétrole (cf. chapitre VII). Les analyses chimiques détaillées du pétrole résiduel montrent dans un premier temps une diminution des n-alcanes et la persistance des alcanes ramifiés et des hydrocarbures polyaromatiques. Les potentiels de dégradation microbienne corrélerent bien ces changements dans la composition du pétrole durant la première phase d'évolution. Ceci suggère que les processus de dégradation interviennent rapidement comme processus majeurs d'altération et d'évolution.

Atlas et Bronner (1-14) essayent d'estimer la quantité d'hydrocarbures biodégradée dans les sédiments intertidaux. Le chiffre avancé est de 0,5 kg/hectare/jour. Sur une zone intertidale totale de 320 km de long et de 0,5 km de large, touchée par la pollution, la biodégradation des hydrocarbures, dans les semaines qui ont suivi l'échouement de l'« Amoco Cadiz » serait de l'ordre de 8 tonnes/jour. Une telle estimation doit toutefois être prise avec prudence.

5. Processus de biodégradation dans les sédiments en milieu anaérobie

Il est admis que les hydrocarbures sont faiblement ou non dégradés dans un milieu pauvre en oxygène. La migration verticale du pétrole dans les sédiments vers les couches anaérobies peut entraîner des effets à long terme. Dans un tel milieu, la dégradation de la matière organique aboutit à la réduction des sulfates en hydrogène sulfuré (H_2S) et à la production de méthane (CH_4). L'étude de ces deux paramètres permet de suivre la décomposition de la matière organique. Winfrey et Ward (1-15) examinent les processus de réduction des sulfates et de la méthanogénèse dans divers types de sédiments intertidaux, pour déterminer l'impact de la pollution de l'« Amoco Cadiz » sur les activités microbiennes en milieu anaérobie.

Les carottes sédimentaires sont prélevées sur plusieurs sites :

- plage de **Portsall**, sable moyen pollué, oxydé jusqu'à une profondeur de 5 à 8 cm ;
- **Aber-Wrac'h**, vase polluée, oxydée sur 1 à 2 cm ;
- marais de **l'Île-Grande**, vase polluée, oxydée sur 0,2 à 0,4 cm.

Des échantillons de contrôle, non pollués, sont prélevés au **Trez-Hir** (sable), dans l'**Aber-Ildut** (vase d'estuaire) et dans le marais de l'**Ile-Grande**.

Les taux de réduction des sulfates sont très importants dans les couches de surface des sédiments et diminuent en profondeur. La méthanogénèse dans les sédiments de marais est forte en surface et décroît très rapidement en profondeur.

Sur tous les sites examinés, les auteurs observent que le processus de réduction des sulfates est nettement plus important que celui de la production de méthane, ce qui démontre la prédominance de la réduction des sulfates comme processus terminal de la dégradation de la matière organique. Ces observations, comparées à d'autres travaux publiés, tendraient à suggérer que les sédiments intertidaux étudiés ont des systèmes microbiens analogues à ceux d'autres sédiments marins. Par ailleurs, il n'est pas constaté de variations significatives entre les activités microbiennes des sédiments pollués et des sédiments de contrôle, à l'exception toutefois de celui de l'**Ile-Grande**.

Ces altérations dans les processus de réduction des sulfates et de la méthanogénèse, observées dans le sédiment pollué de l'**Ile-Grande**, pourraient être reliées à la présence du pétrole de l'« Amoco Cadiz »; cependant, les auteurs estiment que des travaux complémentaires sont nécessaires pour confirmer une telle relation de cause à effet.

Des analyses chimiques réalisées sur les sédiments de contrôle montrent que s'ils ne contiennent pas de pétrole de l'« Amoco Cadiz », par contre, plusieurs d'entre eux sont soumis à des pollutions chroniques par hydrocarbures, pouvant entraîner une inhibition ou une sélection de la microflore. Ainsi, l'impact direct d'une pollution pétrolière accidentelle sur les populations microbiennes de sédiments chroniquement pollués a pu être minime.

SECONDE PARTIE

IMPACT ÉCOLOGIQUE

L'impact écologique de la pollution de l'« Amoco Cadiz » revêt de multiples aspects, tant sont grands et diversifiés les peuplements de la faune et de la flore marines dans cette région de la Bretagne Nord. Cette originalité et cette richesse écologiques découlent largement des caractères océanographiques et géomorphologiques. Cela a ainsi justifié la création, dès 1972, de la station biologique de **Roscoff**, l'une des plus anciennes et des plus importantes d'Europe.

La diversité des biotopes est extrême. Chassé, 1978 (1), indique que, du **Conquet** au **Sillon du Talbert**, soit 1.300 km² affectés par la marée noire, il y a près de 800 km² de surface rocheuse :

— environ 100 km², situés au-dessus de + 3 m dans la zone intertidale sont couverts d'algues brunes sucales, peuplées de 30.000 tonnes de patelles, littorines et de gibbules;

— 300 km², situés entre + 3 m et - 12 m, sont couverts par le plus grand champ d'algues de France;

— 400 km², entre - 12 m et - 50 m, sont peuplés d'éponges, d'hydrides et de bryozoaires.

Les fonds sableux couvrent quelques 500 km², où vivent des peuplements extrêmement diversifiés.

Cette diversité écologique a entraîné une diversité des activités humaines orientées vers la mer : tourisme, thalassothérapie (**Roscoff**), exploitation des ressources marines, activités goémonières, pêches côtières de poissons et de crustacés, ostréiculture, expérimentations de sites propices à l'aquaculture. L'impact écologique, tel qu'il a pu être établi par les scientifiques, se répercute donc au niveau social et au niveau économique. Il justifie la présentation, au cours de la quatrième session du colloque, des études actuellement en cours qui visent à évaluer le préjudice et l'impact économique de la pollution de l'« Amoco Cadiz ».

Le premier objectif du suivi écologique proprement dit a été, durant les premières semaines de la pollution, de dresser un bilan, aussi exhaustif que possible, de l'ampleur des mortalités et des espèces touchées par la marée noire. Le second objectif a consisté à suivre, à plus long terme, l'évolution des grandes communautés marines, et notamment, celles à caractère exploitable (algues, huîtres, poissons, crustacés).

Ces grandes communautés appartiennent aux domaines de l'intertidal (zone de balancement des marées), du pélagique et du subtidal. Nous avons adopté ce schéma de partage sectoriel et nous avons regroupé dans une dernière partie, plus particulièrement les travaux ayant trait à la contamination des organismes marins par les hydrocarbures : oiseaux, invertébrés marins, poissons et crustacés.

Avant d'aborder les conclusions des travaux consacrés aux effets de la pollution de l'« Amoco Cadiz » sur la faune et la flore marines, il nous a semblé intéressant de rappeler les conclusions du travail réalisé par la faculté de médecine de **Brest** (7), concernant les conséquences médicales de cette pollution. Cette étude n'a pas fait l'objet d'une présentation durant le colloque.

I. - CONSÉQUENCES MÉDICALES DE LA POLLUTION DE L'« AMOCO CADIZ »

La pollution de l'« Amoco Cadiz » a libéré en quelques jours une quantité impressionnante de produits volatils. Devant l'ampleur de la catastrophe, diverses initiatives sur le terrain ont été prises rapidement, sans mesure sanitaire particulière. Le 3 avril 1978, le préfet du Finistère chargeait la faculté de médecine de **Brest**, de la surveillance médicale; mais pour cette opération, aucun moyen matériel, ni financier exceptionnel n'a été débloqué. Les conditions d'intervention ont donc été pour le moins précaires et les résultats malheureusement incomplets.

On a estimé qu'environ 40.000 tonnes d'hydrocarbures aromatiques légers ont été libérés dans l'atmosphère. Deux catégories très différentes de sujets exposés peuvent être distinguées :

— Les habitants de la zone proche qui ont subi un aérosol contenant les différents composés volatils, principalement des composés mono-aromatiques substitués, et ce durant toute la période d'évaporation, qui a duré au moins trois semaines (1-1).

— Les divers groupes de volontaires et le personnel mobilisé pour le ramassage, ensemble très hétérogène, qui ont cumulé la contamination respiratoire, les contacts cutanés, voire l'ingestion en quantité minime de pétrole lors des manipulations. Il est à noter, au sujet de la contamination respiratoire, que le degré d'inhalation a été plus important qu'en ce qui concerne les habitants, du fait de la concentration plus forte sur les lieux mêmes et de l'effort physique fourni.

Les études ont consisté en examens cliniques pratiqués par les médecins de l'antenne SAMU, en collaboration avec la Croix Rouge Française, en examens biologiques par les laboratoires de la faculté de médecine et de l'hôpital Morvan (**Brest**), avec la collaboration des médecins praticiens de la région côtière polluée. Environ quatre cents personnes ont été examinées et soignées.

Les troubles cliniques peuvent se résumer en irritations nasopharyngées, accès de dyspnée aiguë, irritations du revêtement cutané et des conjonctives, troubles digestifs (douleurs abdominales et vomissements), troubles nerveux (céphalées, vertiges...). Tous ces cas ont été rapidement et totalement régressifs. Les rares cas graves observés semblent relever de la pure coïncidence.

Des études biochimiques et hématologiques ont consisté à rechercher une cytolyse, une induction enzymatique (apparaissant lors d'une exposition prolongée à un agent donné), des perturbations d'une lignée sanguine. Parmi les deux cents prélèvements effectués, trente-cinq ont été retenus dans le but d'avoir un échantillon à peu près homogène. D'autre part, deux prélèvements, avant et après leur séjour, ont pu être effectués sur neuf Alsaciens, arrivés sur les lieux deux mois après la catastrophe. Seule une augmentation des enzymes musculaires a été retrouvée d'une manière générale. Cette augmentation est probablement due à l'effort physique des « ramasseurs » de pétrole. La même explication paraît valable en ce qui concerne une hyperleucocytose au-dessus de 10.000 relevée sur quelques cas. Il n'y a pas eu à court terme de chute d'une lignée sanguine témoignant d'un phénomène toxique aigu la concernant. Cependant, la prudence est de rigueur car les conséquences d'une éventuelle aplasie médullaire produite par le benzène et ses dérivés pourraient apparaître à plus long terme, voire même au bout de plusieurs années de latence.

Les résultats des *explorations fonctionnelles pulmonaires* pratiquées chez trente-sept sujets ayant présenté des troubles respiratoires ou autres, attribués au contact de la pollution pétrolière, montrent d'une manière quasi générale, l'absence de tout phénomène anormal. Ceci pour un séjour d'environ quatre semaines maximum. Compte rendu de l'absence d'examen antérieurs, il est impossible de savoir si le contact polluant a augmenté les perturbations des fonctions respiratoires relevées chez les sujets ayant des antécédents respiratoires. Les fonctions respiratoires chez les fumeurs, moins bonnes que celles des non fumeurs, n'ont malgré tout pas paru particulièrement altérées.

Afin d'apprécier de manière indiscutable le rôle de cette pollution sur la santé des personnes, les enseignants de la faculté de médecine de **Brest** proposaient une *étude prospective* ; celle-ci consistait à examiner sur le plan clinique, biologique et explorations fonctionnelles pulmonaires, un échantillon homogène avant le travail et dix jours après son début. Malheureusement, l'État-Major militaire n'a pas donné l'autorisation pour une étude sur des militaires du contingent, et seuls, les neuf Alsaciens précités ont pu être examinés dans les conditions prévues.

Les conclusions générales de ces différentes études sont donc les suivantes :

- à brève échéance, sur le plan clinique, les incidents immédiats ont été peu importants et régressifs;
- à moyenne échéance, les médecins praticiens n'ont pas observé de pathologie particulière.

Malheureusement, bien qu'un grand nombre de personnes aient été examinées et que de nombreux prélèvements sanguins aient été pratiqués, les auteurs regrettent de n'avoir pu travailler sur des groupes plus homogènes. Un suivi médical aurait été également indispensable pour dépister d'éventuelles conséquences ultérieures.

A. IMPACT ÉCOLOGIQUE DANS LE DOMAINE INTERTIDAL

II. - IMPACT ÉCOLOGIQUE IMMÉDIAT SUR LE LITTORAL

Le premier bilan écologique de la pollution de l'« Amoco Cadiz », c'est à dire l'inventaire des mortalités constatées sur le littoral et l'évaluation des espèces touchées, revient à l'Institut d'Études Marines de l'Université de Bretagne Occidentale (Chassé (11), (12), (2-5)). Grâce aux états de référence qualitatifs et quantitatifs sur la plupart des peuplements des plages et des rochers, il était possible de dresser un premier bilan des effets de la marée noire sur les communautés marines. Les observations débutaient dès mars 1978 et étaient obtenues par 250 équipes, de quatre étudiants chacune, travaillant sur 250 localités. Elles sont présentées par Chassé (11), (12).

1. Peuplements des rochers

Les algues ont été huilées sur presque 200 km de rivage, sur une surface de 70 km². A la mi-juin, elles ne sont presque plus souillées sur l'ensemble du littoral, à l'exception de certains secteurs bien abrités. Le champ de laminaires est resté intact.

Les animaux des rochers intertidaux ont subi des pertes variables selon les groupes et selon l'intensité, le renouvellement et la persistance de la pollution. La mortalité est nulle pour les cirripèdes (*Chthamalus*, *Bahalus perforatus*), les moules (*Mytilus*), les hermelles (*Sabellaria*). La mortalité est forte pour les gastropodes herbivores. Les bigorneaux (*Littorina*, *Gibbula*, *Monodonta*) ont subi des mortalités, en moyenne de 54 %. La mortalité des patelles (*Patella*) est plus faible, de l'ordre de 30 %. Sous la zone intertidale, il semble que les ascidies, les éponges, les hydraires, les crustacés, les étoiles de mer, aient peu souffert dans l'ensemble.

Les peuplements de crustacés des dessous de blocs se sont nettement appauvris, spécialement au voisinage de l'épave. Les amphipodes ont presque totalement disparu jusqu'à Plouguerneau. Les isopodes et les *Carcinus Moenas* sont rares. A partir de juillet 1978, on note par contre une prolifération de copépodes harpacticoïdes (petits crustacés de 0,2 mm) qui sont jusqu'à trente fois plus nombreux que dans les secteurs non pollués comparables. Cette explosion démographique de la méiofaune des algues est apparemment liée à la persistance de la couverture algale, à la réduction énorme de la macrofaune herbivore (bigorneaux et crustacés amphipodes) et au développement des bactéries et algues unicellulaires qui leur servent de nourriture.

2. Peuplements des sables et des vases

Sur les plages, de nombreuses mortalités ont été constatées. Les espèces de Lamelli-branches de la pêche récréative touristique (coques, couteaux, palourdes) ont été lourdement atteintes. Dans l'ensemble, cependant, les associations de macrofaune subsistent largement.

La vulnérabilité des espèces aux hydrocarbures est spécifique. Les espèces qui accusent une mortalité très forte sont : l'oursin de sable, les coques, les couteaux (Solenidae), les Mactridae, les palourdes « Veneridae » et les crustacés épipsammiques : Mysidacés, Crangonidae.

Autour de l'épave, sur 5 km de côte, et dans les premiers jours, toutes les espèces ont été trouvées foudroyées, y compris celles que l'on sera amené à considérer comme les plus résistantes : polychètes (*Nereis diversicolor*, *Arenicola marina*, *Audouina tentaculata*) et les crabes (*Carcinus maenas*). Le même phénomène est observé, mais atténué, là où les nappes de pétrole ont buté sur un obstacle : **Roscoff, Trébeurden**.

Si la faune des sables survit assez largement en zone littorale, elle est par contre durement frappée au-dessous des basses mers, parfois au-delà de 40 m de profondeur. C'est le cas en baie de **Morlaix** et en baie de **Lannion**. Ainsi, sur les 5 km de plage à **Saint-Michel-en-Grève**, on dénombre, le 6 avril 1978, dans le cordon d'échouage, 10 millions d'oursins de sable morts (*Echinocardium edule*), 7,5 millions de coques (*Cardium edule*) et 7 millions de bivalves. Les cadavres échoués proviennent en grande partie des peuplements toujours submergés. En baie de **Morlaix**, les chercheurs de la Station Biologique de **Roscoff** signalent la quasi-disparition des cinq espèces d'*Ampelisca* qui constituent une source importante de nourriture pour de nombreux poissons.

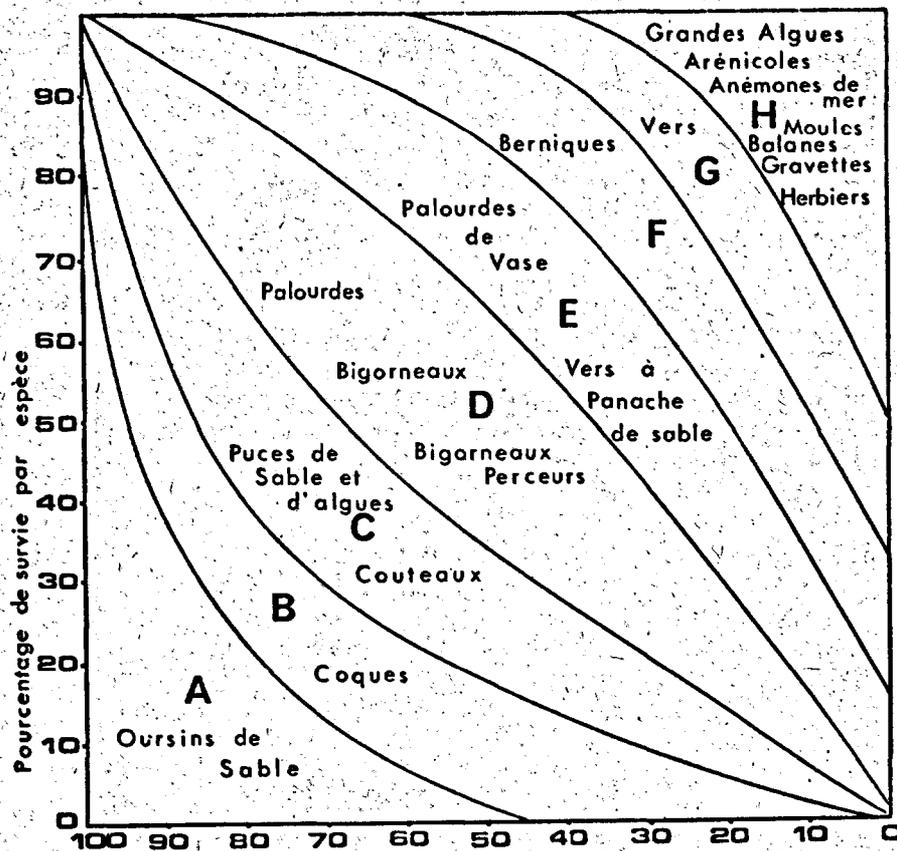
3. La faune vagile, poissons et crustacés

Une mortalité très visible de poissons et crustacés est constatée durant la première semaine sur 10 km autour de l'épave et à **Roscoff** (plus faiblement); ailleurs, elle est négligeable. L'échouage à la côte représente moins de 10.000 poissons littoraux de toutes tailles et autant de crustacés. Cela est fort minime et très localisé, même si l'échouage de cadavres représente qu'une fraction de la mortalité. Les observations réalisées autour de l'épave ont montré que le poisson, qui n'a pas été foudroyé sur place, a déserté très vite, mais pour un temps très court, le secteur pollué.

4. Utilisation d'un indice biotique pour mesurer l'impact écologique de la pollution sur le littoral

En définitive, si l'on place sur un plan strictement qualitatif, on pourrait soutenir, comme le souligne Chassé (2-5), qu'il ne s'est rien passé, aucune espèce n'ayant totalement disparu à la suite de la pollution de l'« Amoco Cadiz ». L'évaluation du dommage écologique doit par conséquent être quantitative et estimée en terme de biomasse. L'intérêt du travail de Chassé (2-5) est d'avoir recherché un *indice biotique simple*, adapté à la région sinistrée, pour mesurer au mieux, en chaque localité, l'intensité de l'agression subie dans l'écosystème dans ses divers compartiments. L'indice de survie B.I.G.H.O.R.N. défini par l'auteur représente un essai original de modélisation de l'impact écologique d'une pollution sur l'écosystème littoral.

Toutes les espèces ne sont pas aussi vulnérables les unes par rapport aux autres, face à un gradient d'intensité de pollution. Chassé (2-5) choisit les Gastropodes Herbivores Operculés des milieux Rocheux (G.H.O.R.), littorines et gibbules, espèces de résistance moyenne, comme modèle prédictif et évaluatif du comportement des autres espèces. Aux biomasses moyennes de ces gastropodes en zones non polluées est affecté l'indice de survie B.I.G.H.O.R.N. (Biomasse des Gastropodes Operculés du Rocher Normalisé) de valeur égale à 100. Hors pollution, la biomasse moyenne en poids brut des bigorneaux est estimée à 200 g/m² dans les zones abritées et à 100 g/m² dans les zones exposées. Dans les secteurs pollués, les biomasses réduites correspondent à des indices de survie inférieurs et proportionnels. Cet indice de survie est mis en corrélation avec l'intensité de l'agression du pétrole, définie par l'auteur en fonction de la durée du vieillissement en flottation du pétrole avant l'échouage à la côte, à l'abondance du pétrole et à la fréquence successive des échouages de nappes. Cet indice biotique est enfin relié aux taux de survie des autres espèces, regroupées en neuf séries de vulnérabilité différente, notées des plus vulnérables aux plus résistantes, de A à H (figure 8). Chassé (2-5) ajoute la catégorie D' prise en compte plus récemment et qui concerne le peuplement de crustacés décapodes des dessous de blocs.



Pourcentage de survie Bigorneaux (*Littorina - Gibbula*)

ROCHERS	SABLE & VASE
H GRANDES ALGUES : FICUS, ASCOPHYLLUM, LAMINARIA CIRRIPEDES : CITHARALUS, BALANUS PERFORATUS MOULES : MYTILUS POLYCHETES : SABELLARIA ACTINIAIRES : ACTINIA, BIPHODES, ANEMONIA (PHYTOPLANCTON)	ZOSTERA MARINA, ZOSTERA NANA POLYCHETES : NEPES DIVERSICOLOR, PERINERIS CULTRIFERA, NEPHTYS SCOLOPIUS, ARENICOLA, AUDOUINIA, TELLINA TENUIS, TELLINA FABULA, MYA ECHINODERMES : LEPTOSYNAPTA
G CRUSTACES : CARCINUS MOEIAS, XANTHO DECAPODES : LEANDER SERRATUS	POLYCHETES : OPHELIA BICORNIS, O. NEGLECTA, TRAVISIA F. CRUSTACES : EURYDICE, HAUSTORIUS
F MOLLUSQUES : PATFLLA ISOPODES DES ALGUES : NAESTIA, TROTHEA (ZOOPLANCTON)	MOLLUSQUES : LORIPES LACTEUS
E	POLYCHETES : LANICE MOLLUSQUES : SCROBICULARIA
D GASTROPODES : LITTORINA RUDIS, LITTORALIS, GIBBULA OBLIICALIS, G. PENNANTI, G. CINERARIA NUCELLA, L'APILLUS	MOLLUSQUES : TAPES D'CUSSATUS, TAPES PULLASTRA, VENUS VERRUCOSA POLYCHETES : LITOCNYE
C AMPHIPODES DES ALGUES DECAPODES : PORCELLANA TANAIIDACES	AMPHIPODES DU SABLE : BATHYPOREIA, UROTHE, TALITRUS MEIOFAUNE DU SABLE : NEMATODES MOLLUSQUES : HYDROBIA, LUTRARIA, SOLEN MARGINATUS ECHINODERMES : ACROCNIDA
B AMPHIPODES DES ALGUES DECAPODES : ATHANAS	AMPHIPODES : BATHYPOREIA PILOSA, COROPHIUM MYSIDACEES MOLLUSQUES : ENSIS ENSIS, E. SILIQUA, PHARUS LEGUMEN, CARDIUM EDULE, DONAX ABRA TENUIS MEIOFAUNE DU SABLE : COPEPODES
A	ECHINODERMES : ECHINOCARDIUM CORDATUM

Fig. 8, d'après Chassé (2-5)

Pour chaque commune du littoral, un indice B.I.G.H.O.R.N. moyen est calculé. L'auteur distingue les zones intertidales des zones infratidales. Les résultats sont détaillés sur deux secteurs : la côte nord, de **Paimpol** à l'entrée de la rade de **Brest** (exclue) et la côte ouest et sud, de l'entrée de la rade de **Brest** à la pointe de **Penmarc'h**. La combinaison de ces indices avec les biomasses caractéristiques de chaque peuplement permet d'évaluer le préjudice en biomasse de chaque nature, pour chaque localité et pour l'ensemble de la côte.

Pour une surface totale de 200.000 ha, constituée à 50 % de rochers, la perte en biomasse est calculée à 26.000 tonnes en poids sec, soit 260.000 tonnes de poids brut frais. Cette perte totale ne prend pas en compte la méiofaune (généralement 1/10 de la macrofaune), ni certains groupes très touchés mais difficiles à évaluer (Amphipodes, Isopodes).

Un tel bilan global n'est certes pas à l'abri de nombreuses critiques. Il a toutefois le mérite d'exister et permet une première approche de l'évaluation d'un dommage écologique au sens large, ceci en dehors des aspects particuliers et plus facilement chiffrables des répercussions de la pollution sur les ressources marines exploitables.

Par ailleurs, comme l'indique l'auteur, un bilan écologique ne se réduit pas à un bilan nécrologique immédiat, même s'il est estimé à 260.000 tonnes de cadavres. Il s'exprime surtout en termes d'évolution des écosystèmes perturbés et de restauration de l'équilibre originel des communautés naturelles. Cet équilibre, lorsqu'il est perturbé, est généralement long à se rétablir.

III. - ÉVOLUTION DES PEUPELEMENTS SUR LES PLAGES

1. Macrofaune

Le suivi de la macrofaune de sable, animaux supérieurs au mm, est étudié sur les plages de l'**Aber-Benoît** et de l'**Aber-Wrac'h** (2-2), sur une plage proche de **Portsall** pour une population de crustacés isopodes (2-1) et sur les grandes plages de **Saint-Efflam** et de **Saint-Michel-en-Grève** au fond de la baie de **Lannion** (2-4).

Le crustacé isopode *Eurydice*, suivi par Blanchard (2-1) à partir de juillet 1978, est un animal présent sur tous les niveaux de l'estran avec une préférence pour les hauts niveaux. Il possède la particularité de pouvoir s'enfoncer dans le sédiment jusqu'à une vingtaine de centimètres de profondeur. Sur la plage de **Tréompan**, près de **Portsall**, site profondément perturbé par la marée noire, l'analyse de la population d'isopodes indique une mortalité importante dès les premières semaines de la pollution. Malgré la diminution des individus, les diverses générations se sont maintenues et se sont reproduites, ce qui confirme la résistance de cette espèce en milieu intertidal. L'auteur observe une croissance plus rapide des juvéniles sur le site pollué par rapport au site de référence des **Blancs-Sablons** près du **Conquet**. Ce phénomène de croissance rapide est attribué au phénomène de densité (croissance meilleure si la population est moins nombreuse), complété par la disponibilité d'une grande quantité de débris organiques sur la plage de **Tréompan** et de la prolifération des copépodes harpacticoides, mentionnée précédemment par Chassé (11), (12), durant l'année 1978, sur les estrans pollués et dont les isopodes sont friands.

Le Moal et Quillien-Monot (2-2) montrent par contre que, sur les plages des **Abers**, certaines espèces de la macrofaune ont disparu après la pollution et n'ont pas réapparu plus d'un an après. C'est le cas des polychètes *Scoloplos armiger*, *Notomastus latericeus* et des amphipodes *Bathyporeia sarsi*. Simultanément, la polychète *Spio martineusis*, disparue en novembre 1978, réapparaît en mai 1979. Aux premières disparitions observées en 1978, s'installe en automne une faune de remplacement de polychètes cirratulidés et capitellidés. L'évolution écologique de cette nouvelle faune commence à se dessiner en 1979 : *Heterocirrus bioculatus* régresse en mai et *Chactozone setosa* en août, *Capitomastus minimus*, au contraire, s'installe massivement et devient l'espèce dominante. Cette faune de remplacement

parvient difficilement à s'installer sur la plage polluée de **Corn-ar-Gazel**, milieu ouvert, bien brassé et bien oxygéné. Par contre sur la plage de **Brouennou**, milieu plus abrité, faiblement oxygéné et particulièrement réduit, la faune de remplacement paraît mieux s'adapter. Le développement des *Capitomastus minimus* pourrait être relié plus à une réduction extrême du sédiment qu'à la pollution par hydrocarbures. Ainsi le déséquilibre actuel des peuplements et le non retour aux conditions normales apparaissent être fonction des phénomènes secondaires de la pollution, à savoir la réduction du milieu.

Au fond de la baie de **Lannion**, Chassé et Guenolé-Bouder (2-4) suivent l'évolution des peuplements sur les deux grandes plages de **Saint-Efflam** et de **Saint-Michel-en-Grève**. Cet ensemble de plages de sable fin fut particulièrement touché par la pollution : 60 millions de cadavres échoués furent dénombrés. A cette mortalité initiale brutale s'est ajoutée une importante mortalité ultérieure plus discrète. La régression des peuplements est plus accentuée dans la moitié est que dans la moitié ouest de cet ensemble sableux. D'autre part, les parties hautes et basses de l'estran sont plus touchées que les niveaux médians. Ces observations coïncident avec la plus forte accumulation des échouages de nappes en haut de plage et dans la moitié est (dérive sous l'effet des vents de secteur ouest), suivie d'une persistance des hydrocarbures dans l'épaisseur du sédiment. La régression des peuplements dans le bas des plages, confirmée par la nature souvent infratidale des cadavres retrouvés à la côte, montrent qu'en dehors des hauts de plage directement atteints par les nappes, l'essentiel de la mortalité est à imputer au pétrole dissous ou dispersé au sein de la masse d'eau.

Le comportement relatif des diverses espèces est très variable et assez imprévisible. Ceci confirme les observations précédentes (2-2). Chassé et Guenolé-Bouder (2-4) observent que les effets immédiats du pétrole sont très différents, certaines espèces résistent parfaitement (*Tellina tenuis*, *Owenia fusiformis*), d'autres sont presque totalement détruites (*Donax vittatus*, *Bathyporeia*, *Echinocardium cordatum*, *Cardium edule*, *Pharus legumen*, *Ensis euis*, *Ensis silica*, *Mactra corallina*). A plus long terme, les comportements sont aussi disparates. Certaines espèces qui avaient d'abord prospéré, régressent (*Nephtys hombergii*, *Tellina fabula*, *Owenia fusiformis*, *Arenicola marina*) ou, au contraire, continuent de prospérer (*Tellina tenuis*). D'autres espèces, qui avaient disparu initialement, sont réapparues (*Urothoe*, *Bathyporeia*).

De ces études, dans le secteur des abers et au fond de la baie de **Lannion**, on constate un comportement très variable selon les espèces. La persistance du pétrole dans les sédiments entraîne la disparition quasi-définitive ou provisoire de certains peuplements. On discerne, comme le soulignent Chassé et Guenolé-Bouder (2-4), une pathologie sub létale, un an et demi après l'accident, dont l'évolution n'est pas encore prévisible. D'autre part, la réduction du milieu sédimentaire, consécutive à la pollution, observée dans les secteurs abrités, entraîne l'installation d'une faune de remplacement adaptée aux nouvelles conditions du milieu.

2. Méiofaune et Microphytobenthos

L'impact de la pollution sur le microphytobenthos et la méiofaune (animaux inférieurs à 1 mm), méiofaune temporaire correspondant aux juvéniles de la macrofaune et méiofaune vraie, ont été étudiés sur les plages de **l'Aber-Benoît (Brouennou et Corn-ar-Gazel)**, près de **Portsall (Kersaint)** et sur une plage de **Roscoff**. Les résultats obtenus sur l'évolution des populations permettent difficilement d'évaluer l'impact réel de la pollution en l'absence d'états de référence se rapportant à la méiofaune de ces plages, avant la pollution de l'« Amoco Cadiz » (2-2). De plus Bodin et Boucher (2-3) indiquent qu'il ne leur a pas été possible de trouver une plage écologiquement homologue et non polluée dans la région.

Le microphytobenthos est étudié en relation avec les teneurs en chlorophylle *a* et en phéopigments dans les sédiments. A **Corn-ar-Gazel**, plage exposée et battue, les auteurs (2-3) observent une forte dispersion des concentrations en chlorophylle *a* que l'on peut associer à l'hétérogénéité de la surface sédimentaire. La quantité de phéopigments est faible et peu

marquée dans la distribution verticale. Les fluctuations temporelles peuvent être le reflet d'actions hydrodynamiques. A **Brouennou**, site peu exposé, les teneurs en chlorophylle *a* diminuent rapidement avec la profondeur et subissent de fortes variations temporelles. Le taux de phéopigments relativement élevé et concentré en surface est en relation avec le mode abrité de cette plage.

En comparaison avec d'autres accidents pétroliers, Bodin et Boucher (2-3) estiment que la *méiofaune* des plages étudiées semble avoir moins souffert. Apparemment, il n'y a pas eu de régression brutale des populations. A **Brouennou**, l'évolution des densités de nématodes et de la méiofaune vraie totale subit un cycle saisonnier très prononcé. Les nématodes constituent la quasi-totalité de la méiofaune; les copépodes harpacticoïdes sont beaucoup moins nombreux et ne présentent pas des variations saisonnières aussi accentuées. L'accent est mis également sur l'importance des densités des polychètes de la méiofaune vraie, surtout en bas de plage. A **Corn-ar-Gazel**, la méiofaune est moins abondante. Les nématodes dominent encore le peuplement (2-3). Les juvéniles de la macrofaune qui sont absents en novembre 1978, s'installent en 1979 : polychète *Spio martinensis* et amphipode *Bathyporeia*. D'autres espèces ne sont pas retrouvées, c'est le cas du polychète *Scoloplos armiger*. Sur la plage de **Roscoff**, dix jours après l'arrivée du pétrole, la méiofaune est présente en surface et dans l'épaisseur, mais s'est trouvée généralement amoindrie. Sept mois plus tard, grâce à l'hydrodynamisme puissant de la plage, un important repeuplement s'est accompli (2-16). A **Kersaint**, la prédominance des harpacticoïdes sur les nématodes est observée en mars 1978 (2-3), tendance qui se renverse à partir du mois de mai. Dans l'ensemble, le peuplement de **Kersaint** est quantitativement le plus pauvre et les variations saisonnières y sont nettement moins marquées.

Dans tous les cas, les nématodes ne semblent guère affectés par les hydrocarbures. Il apparaît par ailleurs que la pollution ait pu agir sur le plan qualitatif de la faune harpacticoïdienne, soit indirectement en appauvrissant le milieu en oxygène et en retardant ainsi la dégradation des organismes végétaux, induisant l'installation d'espèces opportunistes, soit directement en provoquant la disparition progressive de certaines espèces.

Ces trois études montrent la difficulté d'interpréter les résultats obtenus lorsque l'on ne peut, de manière satisfaisante, faire la part des variations saisonnières des effets directs ou indirects de la pollution.

IV. - LES ALGUES

La région touchée par la pollution de l'« Amoco Cadiz » est du point de vue de la flore marine la plus riche du littoral français. Les algues représentent d'importantes ressources exploitables au plan régional. Les activités goémonières se développent sur l'exploitation de plusieurs espèces, Perez (13).

— les algues brunes, *Fucus vesiculosus*, *Fucus serratus* et *Ascophyllum nodosum*, sont situées à un niveau relativement élevé de la zone intertidale et sont utilisées pour la fabrication d'engrais et de farines alimentaires animales. La récolte annuelle de 2.300 tonnes représente la quasi-totalité de la production française;

— l'algue brune, *Laminaria digitata*, se situe sur les substrats rocheux à la limite des basses mers. Elle est utilisée pour la production d'alginate et alimente le travail de quelques 160 goémoniers. La récolte de 3.600 tonnes de produit sec représente près des 2/3 de la production nationale;

— l'algue rouge, *Chondrus crispus*, occupe la partie la plus basse de la zone intertidale. Elle est utilisée pour l'extraction des carraghénanes. Les peuplements sur cette côte sont les plus luxuriants d'Europe; 1.000 à 1.200 récoltants en prélèvent, de mai à octobre, près de 1.300 tonnes, soit environ 65 % de la production française.

On comprend donc quelle a été, au moment du naufrage de l'« Amoco Cadiz », l'inquiétude de tous ceux qui vivent de l'exploitation des algues. Les premiers résultats concernant

l'impact de cette pollution sur les peuplements d'algues exploitables ont été donnés par Perez (13). La poursuite de ces travaux a été assurée par Kaas (2-25). Deux autres travaux étaient également présentés durant le colloque, une étude intensive (2-6) des algues intertidales sur un seul secteur, une anse très polluée à **Portsall**, et une étude comparative (2-7) des effets de la pollution sur les grandes algues brunes, un an après l'accident, sur plusieurs sites de la côte bretonne.

Nous examinerons successivement les communautés d'algues vivant aux différents niveaux de la zone de balancement des marées.

1. Niveau des hautes mers et niveau intermédiaire

Les observations de Floc'h et Diouris (2-6) à **Portsall** montrent que l'algue *Pelvetia canaliculata* a subi une élimination drastique dans certaines stations abritées. L'action du pétrole a été progressive, la dégradation de cette ceinture d'algue, lente au cours des premières semaines, s'est accélérée brutalement après trois mois et a atteint son maximum huit mois après le naufrage. Au bout d'un an, les germinations de *Pelvetia* sont les premiers signes d'une recolonisation.

Le *Fucus spiralis*, dont la ceinture est située immédiatement sous le niveau de la ceinture à *Pelvetia*, a été très tôt enrobé d'une épaisse couche de mazout sur les rochers abrités. L'espèce a subi une détérioration analogue, toutefois moins accentuée, à celle de *Pelvetia* (2-6).

Sur les rochers abrités, les auteurs observent la disparition de plusieurs espèces : *Catenella repens*, *Rhodothamniella floridula*. Les rochers exposés de ces mêmes niveaux n'ont pas été dégarnis et toutes les espèces s'y sont maintenues et ont prospéré normalement.

Plus bas, au niveau de mi-marée, les peuplements de *Fucus vesiculosus* et d'*Ascophyllum nodosum* ont séjourné durant les premières semaines de la pollution dans les émulsions de pétrole et ont conservé par la suite, jusqu'en mai, à leur surface une pellicule irrisée. Les observations de Perez (13) ne révèlent ni nécroses, ni mortalités anormales, observations confirmées par Floc'h et Diouris (2-6). Ces algues ont toutefois été rendues, durant les premiers mois, impropres à la consommation animale (farines alimentaires). L'espèce *Fucus serratus* vit à un niveau inférieur, elle n'en a pas moins été contaminée, présentant par la suite également une légère irrisation en surface (13).

A **Portsall**, les algues vivant immergées dans des cuvettes d'eau ne semblent pas avoir été affectées dans leur évolution. Floc'h et Diouris (2-6) constatent que les *Ulva* et *Enteromorpha*, ainsi que les algues rouges, réputées plus fragiles, se sont maintenues.

Durant l'année 1978, les champs de *Fucus*, particulièrement ceux de *Fucus spiralis* et *Fucus vesiculosus* sont restés en parfait état, ce qui permettrait à l'ISTPM (14) d'être favorable dès le début de l'année 1979 à une autorisation de récolte en février et mars.

Entre juin et août 1979, Topinka et Tucker (2-7) étudient la croissance des grandes algues brunes *Fucus* et *Ascophyllum nodosum*, sur plusieurs sites côtiers d'**Argenton à l'Île-Grande**. Ils examinent simultanément la contamination résiduelle d'hydrocarbures sur ces espèces prélevées en juin 1979. Les résultats analytiques indiquent que les algues étudiées sont contaminées, quatorze mois après l'accident, uniquement dans les deux **Abers**, conséquence vraisemblable de la persistance de la pollution dans les sédiments de ces deux estuaires. Les analyses chromatographiques de la fraction aliphatique des échantillons pollués montrent une enveloppe non résolue, caractéristique du pétrole dégradé. Parmi les composés résolus et identifiés, le pentadécane (n-C₁₅) prédomine. Cet alcane linéaire correspond à un hydrocarbure biogène connu pour être produit par les algues brunes non contaminées. Les concentrations de pentadécane indiquent que la contamination résiduelle du pétrole de

l'« Amoco Cadiz » semble avoir stimuler la production biogénique de cet hydrocarbure par *Fucus vesiculosus*, *Fucus serratus* et *Ascophyllum nodosum*, dans les **Abers**.

La croissance de *Fucus vesiculosus*, entre juin et août 1979, est normale. Les taux de croissance maximum sont observés de façon surprenante dans les **Abers**, secteurs ayant été les plus pollués. Les différences constatées entre les sites d'études sont corrélées avec la disponibilité en azote. Les **Abers** reçoivent des quantités importantes d'azote (ammonium, nitrate) qui assimilé par les algues peut favoriser leur croissance. L'azote est à présent bien connu pour être l'élément nutritif le plus important dans la croissance, non seulement du phytoplancton mais également des grandes algues. Topinka et Tucker (2-7) font toutefois observer qu'ils ignorent le taux de croissance habituel de *Fucus vesiculosus* dans les **Abers** avant la pollution et n'écartent donc pas la possibilité d'une diminution effective de la croissance en liaison avec la contamination de *Fucus vesiculosus*.

Sur le site très pollué du marais de l'**Ile-Grande**, qui a été soumis à un intense effort de nettoyage, notamment par les actions mécaniques de ramassage des plantes et du sédiment de surface, les communautés d'algues ont gravement souffert. A l'été 1979, Topinka et Tucker (2-7) constatent que les populations de *Fucus*, d'*Ascophyllum nodosum* et de *Pelvetia canaliculata* commencent à recoloniser les sites les plus endommagés ou d'autres niveaux intertidaux de hautes mers.

2. Niveau des basses mers

Les deux espèces les plus représentatives sont l'algue brune *Laminaria digitata* et l'algue rouge *Chondrus crispus*, toutes deux d'importance commerciale.

Laminaria digitata :

Les premières observations de Perez (13), dans les deux mois qui suivent l'accident, montrent qu'il n'y a pas eu de mortalité anormale consécutive à la pollution. Les densités restent habituelles dans l'ensemble et sont à peu près identiques tout au long de la côte. Les classes d'âge sont sensiblement les mêmes, quel que soit le lieu considéré, et comparables à celles observées les années précédentes à la même époque. Floc'h et Diouris (2-6) observent à **Portsall**, dix semaines après l'accident, une rigidité et une friabilité des thalles des laminaires plus grandes que les années précédentes, notamment pour *Laminaria digitata* (10 %); les auteurs n'attribuent pas forcément ces anomalies à l'action du pétrole.

La croissance est faible en avril 1978 mais ce phénomène est plus vraisemblablement imputable, selon Perez (13) aux conditions climatiques peu favorables qu'à la pollution elle-même. A partir de mai 1978, la croissance redevient normale et évolue de manière identique aussi bien dans les zones contaminées que dans les zones non polluées (ISTPM 14). En 1979, Kaas (2-25) observe que sur les sites de **Roscoff**, **Portsall** et **Porspoder**, les croissances sont dans l'ensemble plus fortes qu'à **Bréhat**, secteur non pollué. Toutefois, l'évolution générale reste analogue sur toutes les stations, à savoir une augmentation de la croissance jusqu'en mars, suivie par une diminution progressive.

Les plus grandes craintes avaient initialement été émises sur la capacité de reproduction de *Laminaria digitata*. La phase critique du cycle de reproduction est celle consécutive à l'émission des spores qui ne disposent que d'une autonomie de un à deux jours. Cette libération a lieu généralement en juin et juillet, donc peu de temps après le naufrage de l'« Amoco Cadiz ». Les craintes concernaient le devenir des spores et leur possibilité de germination. En mai 1978, Perez (13) constate l'apparition des spores (zones marron foncé) aux extrémités des lanières laminaires (fig. 9). Les spores sont constituées de milliers de petits sacs remplis de spores. Fin mai, 80 % des algues sont fertiles. L'émission des spores est facilement obtenu en laboratoire et l'auteur peut suivre 15 jours plus tard leur germination. Dans le milieu naturel, les spores ont été émises comme prévu en juin-juillet et ont permis l'apparition d'une nouvelle génération de plantules qui constituent une proportion importante de la population, de 44 à

55 % de **Porspoder à Bréhat** (ISTPM, 14). En 1979, le pourcentage d'algues fertiles est à nouveau normal et la germination des spores est également obtenue en laboratoire par Kaas (2-25). Le succès de la reproduction de l'année précédente est établi sur les jeunes plants de 20 à 30 cm de longueur, issus des spores ayant germés en juin-juillet 1978. Les mesures de densités de populations montrent aucun changement particulier sur les stations se trouvant en milieu pollué. La répartition des dimensions des thalles présente, toutefois, une hétérogénéité plus importante dans les stations ayant subi la pollution, par rapport au site témoin de **Bréhat**. Cette différence peut s'expliquer selon Kaas (2-25) par la croissance plus forte des laminaires sur les sites pollués de **Roscoff, Portsall et Porspoder**.

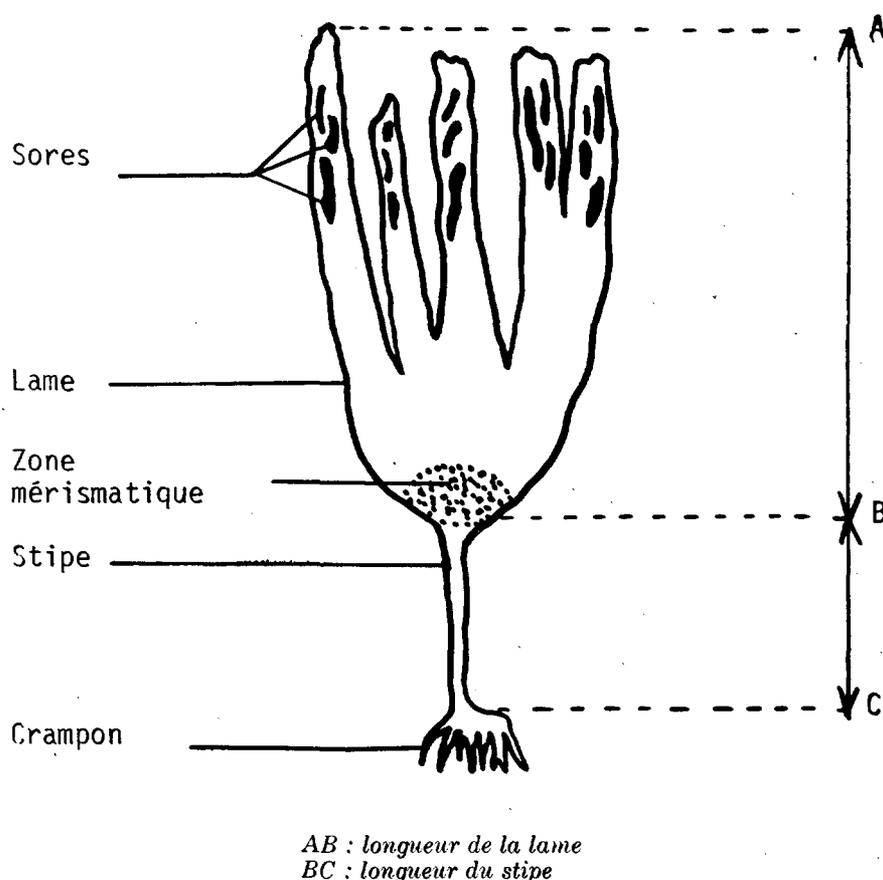


Fig. 9. - Thalle de *Laminaria digitata*

Chondrus crispus :

Les observations de Floc'h et Diouris (2-6) à **Portsall** montrent que cette espèce a subi, dans les premières semaines après l'accident, une faiblesse du thalle dans sa fixation au substrat. La décoloration de l'algue, observée en mai 1978, est attribuée selon les auteurs aux premiers effets de la pollution; explication que ne partage pas Perez (13) qui note que ce phénomène n'est pas localisé aux seules zones contaminées et s'explique plutôt par une trop forte exposition à l'éclairement solaire et à une déficience du milieu en azote.

La biomasse est suivie durant les deux premiers mois par Perez (13) et en 1979 par Kaas (2-25), sur plusieurs sites pollués (tableau IV).

Tableau IV - Densités des populations de *Chondrus crispus* (kg/m²)

SITES	1978			1979			
	Mars	Avril	Mai	Février	Avril	Mai	Août
Valeurs témoins	4,2	5,5	3,0	3,5	5,0	3,0	—
Porspoder	—	—	—	1,0	1,6	1,3	1,2
Portsall	4,0	4,6	5,2	1,3	1,7	—	1,7
Roscoff	—	—	—	1,2	1,5	0,7	2,8

D'après : Perez (13), résultats 1978.

Kaas (2-25), résultats 1979.

La biomasse maximale est normalement atteinte en avril, suivi d'une baisse caractéristique en mai. En 1978, les biomasses observées en mars et avril sont inférieures dans l'ensemble à la normale, mais l'élévation s'est poursuivie en mai et a coïncidé avec l'ouverture de la récolte, ce qui explique les rendements excellents obtenus cette année là par les pêcheurs. En 1979, les valeurs enregistrées sont restées inférieures aux valeurs normales. La diminution de la biomasse en mai est cette fois observée.

Floc'h et Diouris (2-6) observent à **Portsall**, dans les niveaux de basses mers, une faiblesse dans la fixation du thalle de *Gigartina stellata*, analogue à celle déjà mentionnée pour *Chondrus crispus*. La modification la plus évidente est l'extension de la ceinture d'algues *Fucus vesiculosus* vers les niveaux de basses mers, conséquence vraisemblable de la disparition à ce niveau d'animaux herbivores. La colonisation par le *Fucus vesiculosus* de zones occupées par *Chondrus crispus* risque d'être néfaste au développement de cette algue rouge et d'avoir des répercussions sur la récolte de cette espèce utilisée par l'industrie. La diminution de la biomasse de *Chondrus crispus*, constatée par Kaas (2-25) en 1979 renforce cette inquiétude pour l'avenir.

V. - EVOLUTION DE LA FLORE ET DE LA MICROFLORE

1. Les lichens

Les observations de Lallemand et Delzenne (2-8) n'ont été réalisées que plus d'un an après la catastrophe. De plus, à défaut d'une connaissance préalable de la flore lichénique, il a été difficile pour les auteurs de savoir si les anomalies constatées étaient liées à la pollution, au nettoyage des rochers ou à quelque autre cause naturelle ou accidentelle. Douze sites ont été prospectés de **Portsall** au marais de l'Île-Grande.

Les dégâts observés sont très variables et peuvent être pour ainsi dire inexistant sur certains sites (anse de **Guisseny**, nord de l'île de **Batz**). Dans certains endroits, les lichens des rochers sont par contre considérablement atteints. Dans les zones où l'arrivée du pétrole a été massive, la flore lichénique est morte. Ailleurs, une perte de vitalité importante peut être observée, en particulier chez les *Ramalina*, qui peut traduire une lenteur de réaction des lichens à la pollution par hydrocarbures. Ainsi, sur certains thalles, des zones de nécrose sont visibles en septembre 1979, alors qu'elles n'apparaissaient pas en juillet. La zone à *Verrucaria* est celle qui a été la plus affectée.

Sur les rochers où subsistent des plaques de mazout, la recolonisation est actuellement impossible. On estime que la phase de repeuplement n'a pas commencé en 1979. Les effets des hydrocarbures continuent à s'exercer, sans doute à cause des particularités physiologiques des lichens et de leur croissance lente. Sur beaucoup de sites, la flore lichénique est toujours dans

sa phase de dépeuplement. Là où le nettoyage des rochers, naturel ou humain, a été efficace, le processus de recolonisation du substrat est en cours. Mais l'installation du lichen est long et nécessite au préalable un long travail de micropédogénèse qui dure plusieurs années.

2. Flore des prés salés et du marais maritime de l'Île-Grande

A l'inverse de la précédente étude sur les lichens, Géhu et Géhu-Franck (2-10) disposaient, avant la catastrophe de l'« Amoco Cadiz », d'un état descriptif assez complet de la flore et de la végétation des prés salés des anses et des estuaires de la côte nord de la Bretagne. L'évaluation de l'impact de la pollution en a été facilitée. La diversité floristique, avant l'accident, s'exprime par l'existence de 76 plantes phanérogames et se traduit par 37 associations phanérogamiques.

Toutes les espèces connues et toutes les associations végétales subsistent après la catastrophe, de la rade de Brest à la rivière du Trieux. Toutefois sur quelques sites (Guissey, et surtout le marais de l'Île-Grande), des populations de bon nombre d'espèces ont été décimées et de nombreuses associations sont détruites ou déstructurées sur de grandes surfaces.

Sur le site le plus atteint, le marais de l'Île-Grande, le taux de destruction ou de destructuration de la végétation a atteint 90 % durant l'été 1978. Ce taux s'atténue quelque peu dans les zones élevées des prés salés. Une espèce a pratiquement disparu : *Spartina maritima*. Quelques espèces ont bien résisté : *Limonium vulgare*, *Triglochin maritima*, *Juncus maritimus*; et il semble que le *Triglochin* profite de la place libérée par les autres végétaux. La mise à nu, par les opérations de nettoyage, de substrats pédologiques inertes risque de compromettre beaucoup plus longtemps le retour de la végétation.

La reconstitution du couvert végétal phanérogamique du marais de l'Île-Grande, altéré et modifié par la pollution par hydrocarbures et par les opérations de nettoyage, est étudiée par Levasseur et al. (2-11). Cette double altération a considérablement réduit et modifié la nature et la répartition de certains habitats floristiques. L'auteur estime que si les opérations de nettoyage ont été exemplaires du point de vue de la « réhabilitation » visuelle, par contre le bilan de ces opérations sur la végétation est négatif, l'intervention ayant agi sur un système naturel déjà rendu fragile par la première agression.

La restauration volontaire impose en premier lieu la restauration des drainages, par conséquent la destruction des routes et des remblais divers qui ont amputé, en 1978, du domaine maritime, 36 % de la surface initiale des marais de l'Île-Grande. Du point de vue biologique, l'implantation volontaire d'espèces vivaces est envisageable lorsqu'aucune reprise de la végétation n'est constatée. Pour la réimplantation, l'auteur estime que ce n'est pas au niveau des communautés qu'il faut raisonner mais plutôt à celui du site et, dans celui-ci, au niveau des populations.

3. Microflore du marais de l'Île-Grande

L'étude de la récupération des peuplements bactériens et microphytiques des marais maritimes de l'Île-Grande a été entreprise tardivement (automne 1978) par Vacelet et al. (2-9), sans qu'il y ait eu d'études préalables servant de référence. La microflore est suivie dans les schorres (immergés seulement aux hautes mers de vives eaux), les chenaux qui drainent les schorres et les hautes slikkes qui ne découvrent qu'aux basses mers.

L'évolution annuelle de la microflore hétérotrophe dans les schorres est peu perturbée par la présence d'hydrocarbures, elle se caractérise par une période active de juillet à décembre. Les groupes fonctionnels ne sont pas perturbés et se caractérisent également par des périodes actives pour l'ammonification (mars à juillet) et la sulfato-réduction (octobre à mars). Le nombre de germes ammonifiants et sulfato-réducteurs sont nettement augmentés sur le site le plus pollué.

L'évolution annuelle de la microflore dans les chenaux est caractérisée par un maximum d'activité à la même période (juillet à décembre), mais des variations plus importantes et une activité plus forte sont observées par rapport aux schorres correspondants. L'ammonification et la sulfato-réduction varient moins que dans les schorres. Les populations augmentent en présence d'hydrocarbures.

La pollution par le pétrole n'intervient pas dans le cycle de la microflore dans les hautes slikkes, qui se caractérisent par une plus grande régularité du point de vue nombre de germes. Le maximum d'activité de la microflore hétérotrophe est toujours observé de juillet à décembre. Par contre, le nombre de germes diminue en présence d'hydrocarbures, aussi bien pour la microflore hétérotrophe que pour les groupes fonctionnels.

En définitive, la pollution par hydrocarbures ne modifie pas le cycle annuel de la microflore hétérotrophe. Par contre, le nombre et l'activité des germes sont perturbés, mais de façon très différentes selon le biotope considéré.

En ce qui concerne les germes capables de dégrader les hydrocarbures, leur nombre est sans rapport direct avec le degré de pollution et il faut une grande quantité d'hydrocarbures pour que ces germes dominent réellement le reste de la microflore hétérotrophe.

B. IMPACT ÉCOLOGIQUE DANS LES DOMAINES PÉLAGIQUE ET SUBTIDAL

VI. - IMPACT ÉCOLOGIQUE SUR LE PLANCTON

1. Phytoplancton

Les premières observations des teneurs en chlorophylle *a* et en pheopigments dans l'eau de mer, en Manche occidentale, ont été réalisées par Aminot et Kerouel (15) en mars et avril 1978. Elles ont été complétées de juin à septembre 1978 le long de la bande côtière, des Abers à la baie de Saint-Brieuc par Aminot (16). Les mesures de chlorophylle *a* montrent un retard de poussée phytoplanctonique de plusieurs semaines de Portsall à la baie de Lannion. Le retard de ce développement dans le secteur des Abers et, en particulier, dans l'Aber-Benoît est attribué sans ambiguïté à la marée noire. Les autres observations ne révèlent pas forcément de la catastrophe. Paradoxalement des teneurs plus fortes sont observées en baie de Morlaix, par rapport à celles mesurées au cours des années antérieures. Aminot (16) admet que le phytoplancton a pu subir une inhibition photosynthétique au voisinage immédiat du lieu de l'accident, tant que les teneurs en hydrocarbures sont restées élevées dans l'eau de mer. Par ailleurs, la mort et la décomposition d'organismes marins a pu être à l'origine d'un apport de sels nutritifs favorable à un développement ultérieur du phytoplancton, une fois que la photosynthèse ait pu reprendre. Dans les zones plus éloignées, comme la baie de Morlaix, il n'est pas exclu de trouver par conséquent une stimulation de l'activité photosynthétique. En définitive, les teneurs en chlorophylle *a* ne témoignent pas d'une inhibition à long terme du phytoplancton.

2. Zooplancton

Le premier effet de la pollution que l'on peut mettre en évidence sur le zooplancton est son degré de contamination par les hydrocarbures. Les analyses effectuées sur des échantillons prélevés fin avril 1978 (Mackie et al. (17)) montrent une décroissance des taux d'hydrocarbures de la zone de l'épave vers le large (tableau V). La difficulté de telles analyses réside dans le fait qu'il n'est guère possible de faire la part des hydrocarbures accumulés dans l'organisme de la part des particules de pétrole absorbés en périphérie. L'examen du zooplancton (essentiellement des copépodes) par microscopie U. V. montre que le nombre d'individus présentant une fluorescence diminue également de la côte vers le large.

Tableau V : résultats des analyses d'hydrocarbures et d'examen microscopiques dans le zooplancton (22-27 avril 1978), d'après Mackie et al. (17)

Station	A	A	033	024
orientation et distance du lieu du naufrage (km)	ENE 45	NE 51	N 98	WNW 131
Aromatiques totaux ppm (poids sec)	175	32	11	9
% de copépodes montrant une fluorescence dans les tissus	84	83	73	29

Le premier impact de la pollution sur le zooplancton est montré par Rojat (18) qui observe dans la composition faunistique de très fortes mortalités pendant le premier mois succédant à l'échouage de l'« Amoco Cadiz ».

Les observations préliminaires, réalisées en avril et mai 1978 par Samain et al. (19), mettent en évidence un retard de la poussée printanière du zooplancton, retard qui revêt une ampleur inégale dans les différentes zones géographiques touchées. Les secteurs les moins productifs sont, d'une manière générale, les estuaires et les fonds de baie. Le déficit en

biomasse dans les parages des **Abers** est important et durable, et les observations plus détaillées à l'intérieur de l'**Aber-Benoît** traduisent un effet direct et prolongé du pétrole. En baie de **Morlaix**, à une situation initiale de grande pauvreté du zooplancton succède une phase productive. La baie de **Lannion** contraste avec la baie de **Morlaix**, elle se distingue par un certain retard et une évolution autonome.

La poursuite des travaux en 1978 et 1979 a permis de mieux interpréter les phénomènes observés et de mettre en évidence l'impact de la pollution sur l'écosystème zooplanctonique (Samain et al. (2-12)). Comme cela a déjà été soulevé en plusieurs occasions, il s'avère difficile de distinguer dans l'étude d'un écosystème les phénomènes anormaux de la variabilité naturelle qui est souvent très grande. Les auteurs proposent une nouvelle approche du problème du suivi des écosystèmes pélagiques, basée sur le contrôle de l'activité physiologique du zooplancton dans le milieu naturel. Parmi les différentes fonctions physiologiques du zooplancton, la nutrition se trouve régulée par toutes les caractéristiques de l'écosystème planctonique, nourriture disponible (phytoplancton, zooplancton, particules), processus hydrobiologiques (lumière, sels nutritifs, température...). La fonction nutritionnelle du zooplancton peut être estimée par la mesure d'enzymes digestives, parmi lesquelles les auteurs sélectionnent l'amylase et la trypsine. La surveillance écophysiological de l'écosystème planctonique permet de mettre en évidence trois périodes caractéristiques de l'impact de la pollution sur le zooplancton :

— un effet immédiat durant le premier mois où de fortes mortalités sont enregistrées (Rojat (18)) dans le secteur des **Abers** et dans les baies de **Morlaix** et de **Lannion**. L'état physiologique des organismes est perturbé durant cette période le long de la bande côtière et durant une quinzaine de jours, au large;

— un second effet apparaît en juin dans l'**Aber-Benoît**, caractérisé par une modification entre la composition faunistique et le milieu nutritif. D'une manière générale, une hétérogénéité est observée en mai 1978 sur l'ensemble de la bande côtière, elle se caractérise par l'apparition de sous-écosystèmes particuliers en baie de **Lannion**, au nord de **Portsall** et au nord de **Roscoff**, ceci en fonction des caractères hydrobiologiques propres à ces différents secteurs et de leur degré de pollution. Cette hétérogénéité résulterait du fait que la frange côtière est restée trop toxique en mai 1978 pour que l'habituelle colonisation provenant du large puisse rendre la zone côtière homogène. En juin 1978, la bande côtière redevient homogène, laissant présumer que l'influence du large redevient prépondérante. Ces observations cadrent bien avec la vitesse de décontamination des hydrocarbures dans l'eau de mer (cf. 1^{re} partie, chapitre V);

— une troisième phase se caractérise en 1979. L'anomalie physiologique disparaît généralement, sauf dans deux secteurs : le fond de la baie de **Lannion** et la zone des **Abers**. On peut rappeler que c'est dans ces deux secteurs que persistent de légers taux résiduels d'hydrocarbures dans l'eau de mer un an après l'accident, alors que sur l'ensemble de la zone côtière les concentrations d'hydrocarbures observées sont revenues à la « normale ». Ceci indiquerait que les faibles taux résiduels, toujours présents dans ces deux secteurs, perturbent un an après le processus de colonisation printanier. Cette persistance de la pollution dans l'eau est bien évidemment liée à l'état de contamination des sédiments qui constituent une source de pollution latente, libérale au gré des tempêtes et des cycles de marée.

La modification des peuplements côtiers et de leurs relations trophiques, en mai 1978, risque d'influer sur le recrutement de certaines espèces d'intérêt commercial, dont les larves pourraient avoir subir les mêmes effets cette année là. Il en est de même en mai 1979 pour le secteur des **Abers** et le fond de la baie de **Lannion**.

VII. - ÉVOLUTION DES PEUPELEMENTS BENTHIQUES

Le suivi écologique des communautés benthiques en milieu subtidal a été réalisé dans les secteurs les plus touchés : les deux **Abers** (2-13) et l'ensemble des baies de **Morlaix** et de **Lannion** (2-14, 2-14 bis, 2-15, 2-16).

1. Les Abers

Les **Abers** ont été très gravement et très profondément atteints par le pétrole de l'« Amoco Cadiz ». Après la phase de mortalité, les formes de vie sont rares, en particulier dans l'**Aber-Benoît**. Glemarec et Hussenot (2-13) suivent l'état de dégradation des peuplements et les étapes d'une succession écologique caractérisée par l'apparition d'une faune adaptée aux nouvelles conditions du milieu agressé. La réalisation d'une telle étude a été facilitée par la connaissance préalable des divers peuplements subtidaux dans les deux **Abers** : peuplements des sables grossiers, des sables dunaires fins et moyens, des sables fins légèrement envasés, des sables hétérogènes envasés, des vases sableuses.

Après la phase immédiate de mortalité, les étapes d'évolution des peuplements dans les **Abers** s'avèrent tout à fait comparables à celles identifiées dans un milieu anormalement enrichi en matières organiques, par exemple à proximité des émissaires urbains. L'influence d'une surabondance de matières organiques permet, selon les auteurs, de comprendre l'agression des hydrocarbures de l'« Amoco Cadiz » sur les peuplements subtidaux. A la suite de la marée noire, il y a eu une quantité importante de débris végétaux durant l'hiver 1978/1979 liée à la forte disparition des herbivores dans tout le secteur, débris qui sont venus recouvrir les fonds. L'ensemble du milieu est devenu déficitaire en oxygène. Glemarec et Hussenot (2-13) estiment qu'un gradient écologique peut être défini par ce paramètre. Ce gradient, évoluant parallèlement à l'hydrodynamisme décroissant, correspond ainsi globalement à une succession spatiale de l'aval vers l'amont des **Abers**, qui elle-même se double d'une évolution temporelle.

Des observations réalisées en 1978 et en 1979, les auteurs définissent un scénario de développement d'un nouveau type de peuplement en fonction de la pollution par hydrocarbures :

— en milieu faiblement pollué (teneurs en hydrocarbures dans les sédiments inférieures à 50 ppm), le déséquilibre qualitatif n'est pas observé, seule apparaît une chute de l'ensemble des effectifs;

— en zone de transition, où les teneurs en hydrocarbures dans les sédiments varient de 100 à 1.000 ppm, apparaît un cortège de petites espèces de polychètes cirratulidés (*Chactozone setosa* espèce dominante, *Heterocirrus bioculatus*), spionidés (*Polydora antennata*). Ces espèces prolifèrent ce qui témoigne de l'enrichissement du milieu en matières organiques plus qu'un réel déséquilibre des peuplements. En plus de ce premier lot d'espèces, apparaît ensuite *Capitomastus minimus*, autre polychète cirratulidé. Cette première étape de la succession temporelle, caractérisée par l'apparition progressive de *Capitomastus minimus*, sans qu'elle soit jamais dominante, définit une première étape de transition. Lorsque cette espèce parvient en deuxième position, elle définit un deuxième état de transition;

— en zone polluée où les teneurs en hydrocarbures sont supérieures à 10.000 ppm dans les sédiments, l'ensemble des espèces habituellement présentes ont disparu et aux polychètes cirratulidés s'ajoute un lot d'espèces Capitellidés, notamment *Capitellidés giardi*, *Capitella capitata*... L'enrichissement en matières organiques est tel que le déficit en oxygène entraîne un réel déséquilibre.

Cette succession écologique mise en place par une double évolution spatiale et temporelle, liée au déficit du milieu en oxygène, permet de proposer un modèle d'évolution prédictif. Le déficit en oxygène est maximal à la fin de l'été. L'oxygénation des fonds intervient avec les tempêtes d'automne et d'hiver et viendra perturber la succession écologique en lui faisant subir un retour en arrière. Un peuplement ayant atteint le premier état de transition en plein été devrait retrouver son état normal après l'hiver. Pour les peuplements en deuxième zone de transition, le retour à la normale sera plus long. Enfin, pour les peuplements en zones très polluées, la régression à laquelle on peut s'attendre ne sera certainement pas suffisante pour observer un retour à la normale.

2. Baies de Morlaix et de Lannion

2.1. - Macrofaune

Les travaux antérieurs sur les peuplements benthiques subtidiaux des baies de **Morlaix** et de **Lannion**, réalisés par la Station Biologique de **Roscoff**, ont constitué des éléments de référence indispensables pour évaluer très précisément l'impact de la pollution de l'« Amoco Cadiz ».

Les premières observations de Cabioch et al. (2-14) montrent que les peuplements des sédiments fins ont subi l'impact principal. L'action destructrice des hydrocarbures est sélective sur les espèces et les communautés, et cette phase de mortalité massive ne dure que peu de temps. Les crustacés, surtout les amphipodes, dont les plus affectés; les gastéropodes subissent des réductions significatives. Les riches populations d'échinodermes, *Echinocardium cordatum*, du littoral et du sublittoral de la baie de **Lannion** sont dévastées. La plupart des mollusques lamelibranches et des polychètes ne sont guère affectés. La phase des mortalités a été très brève et les peuplements subsistants paraissent peu touchés par la présence d'hydrocarbures résiduels dans les sédiments. Cet aspect suggère que l'impact initial a été provoqué surtout par le passage de masses d'eau chargées d'hydrocarbures dissous et toxiques au début de la marée noire. Le mazout particulaire ne semble pas avoir joué, à ce premier stade, un rôle décisif.

Les peuplements des sédiments fins ayant subi l'impact principal dans le domaine subtidal, les travaux se sont orientés sur les évolutions à court et moyen terme dans plusieurs secteurs caractéristiques des baies de **Morlaix** et de **Lannion**.

- La station de la **Pierre-Noire**, en baie de **Morlaix**, se caractérise par un peuplement de sables fins à *Abra alba* - *Hyalinocea bilineata*. La densité totale des individus présente, en cycle normal, de fortes variations saisonnières. Elle domine en septembre et plus de 92 % des individus appartiennent à trois espèces dominantes d'amphipodes, du genre *Ampelisca*. Immédiatement après la pollution, la densité décroît d'environ 80 % et la biomasse totale de 40 %. Les espèces dominantes d'*Ampelisca* sont détruites presque totalement. Ces espèces sont transférées de manière habituelle directement aux échelons supérieurs de la chaîne alimentaire (poissons). En été et automne 1978, des augmentations de densité, passagères ou plus soutenues, se manifestent. L'extrême dominance initiale des *Ampelisca* fait place à celle, moins accusée, des polychètes capitellidés, cirratulidés (*Chactozone setosa*, *Heterocirrus alatus*) et paraonidés (*Paradoneis armata*).

- Dans le faciès d'envasement à *Melina palmata* de la rade de **Morlaix**, la perturbation initiale se traduit par la disparition de populations d'amphipodes et de quelques autres crustacés pécararides. Les populations d'*Ampelisca* ne se reconstituent pas au cours du premier cycle annuel et la prolifération des polychètes cirratulidés et capitellidés, par rapport à la station de la **Pierre-Noire**, est relativement plus importante.

- Dans l'estuaire de la **Penzé**, en baie de **Morlaix**, Elkaim (2-14 bis) réalise une série de prélèvements en août 1978 pour apprécier les perturbations des peuplements du chenal. Par rapport aux peuplements initiaux connus, ce sont surtout les crustacés, notamment les pécararides (*Aapseudes*, *Ampelisca*, *Bathyporeia*, *Urothroe*) de la faune superficielle qui ont été les plus affectés. Ces observations rejoignent celles de Cabioch et al. (2-14). La dominance habituelle des groupes zoologiques de cet estuaire est modifiée : les polychètes sont mieux représentés que les crustacés, du point de vue richesse spécifique. Mais à l'inverse d'autres auteurs (2-2, 2-13, 2-14), aucune prolifération de polychètes cirratulidés et capitellidés n'est constatée. Les effets de la pollution se manifestent sur les six premiers kilomètres de l'estuaire et au niveau superficiel. Il ne semble pas que ces effets puissent avoir des conséquences irréversibles sur les peuplements habituels de ce chenal.

- En baie de **Lannion**, le stress initial paraît plus accusé qu'en baie de **Morlaix** (2-14), consécutif à l'importante mortalité des riches populations d'*Echinocardium edule*. Par la suite, la richesse spécifique des peuplements croît continuellement jusqu'en février 1979 et

apparaît être corrélée avec le degré de pollution des sédiments. En milieu modérément pollué, la richesse spécifique en hiver 1979 atteint un niveau peu différent de celui observé à la même époque à la **Pierre-Noire** et il s'agit en bonne part d'un retour d'espèces probablement éliminées en mars et avril 1978.

2.2. - Méiofaune

La méiofaune en milieu subtidal a été suivie en baie de **Morlaix** par Boucher (2-15) à la station de la **Pierre-Noire** et par Renaud-Mornant et al. (2-16) dans le chenal de la rade de **Morlaix**.

- A l'inverse des travaux réalisés sur les plages des **Abers**, Boucher (2-15) dispose, pour la station de la **Pierre-Noire**, de données antérieures à la pollution. Il montre que la stabilité numérique du peuplement de nématodes n'a pas été affectée par la pollution. Le bloom de printemps des copépodes harpacticoïdes s'est produit normalement en juin 1978. Aucune modification significative des densités de nématodes et de copépodes n'est détectable avant et après la pollution de l'« Amoco Cadiz ». La persistance des copépodes harpacticoïdes est surprenante du fait de la disparition, au niveau de la macrofaune, dans la même communauté de six espèces d'amphipodes (*Ampelisca*). Le niveau des densités des organismes de la méiofaune n'est pas modifié dans l'ensemble de la colonne sédimentaire (15 à 20 cm). Par contre, l'auteur remarque que les Nématodes ont eu tendance à s'enfoncer en profondeur pour éviter les hydrocarbures accumulés principalement en surface. L'analyse qualitative du peuplement de nématodes montre cependant une chute significative de la diversité. Ces observations, sur un cycle annuel, montrent l'insuffisance des prospections quantitatives. Seule l'analyse qualitative peut permettre de distinguer l'impact de la pollution par modification de la composition faunistique.

- Dans le chenal de la rivière de **Morlaix**, la méiofaune est toujours présente trois semaines après l'arrivée du pétrole, mais les densités sont plus faibles. Le maximum de pertes est observé en surface. Les turbellariés et les copépodes semblent avoir été les plus touchés. Sept mois après l'accident, on assiste à une augmentation quasi générale de la méiofaune, indiquant un repeuplement largement en faveur des nématodes qui dominent à plus de 93 % en octobre 1978. La proportion des copépodes harpacticoïdes reste partout très faible (<2 %). Il semble que le faible taux de décontamination du chenal de la rivière de **Morlaix** n'ait pas permis le renouvellement de la population de copépodes, alors qu'en avril 1978 de nombreux stades larvaires étaient encore présents. En ce qui concerne les nématodes, la méconnaissance des peuplements initiaux n'autorise pas les auteurs à donner une appréciation à court terme de l'effet de la pollution.

En définitive, l'impact de la pollution de l'« Amoco Cadiz » sur les peuplements de la *macrofaune* benthique en milieu infralittoral, observé en différents secteurs, présente des caractéristiques générales. Une brève phase de mortalité sélective est intervenue dans les premières semaines de la marée noire. Les crustacés pécararides, notamment les amphipodes, en sont les principales victimes, avec l'oursin de sable, *Echinocardium edule*, et quelques mollusques. L'intensité du stress initial est variable selon les sites. Survient ensuite, une phase d'évolution plus lente à moyen terme (une année) pendant laquelle on observe à la fois la poursuite du cycle normal de nombreuses espèces initialement présentes, une prolifération de certains polychètes opportunistes et des lacunes dans le recrutement d'autres espèces. Les plus nettes proliférations de polychètes s'observent dans les secteurs fortement pollués des **Abers** et de la rade de **Morlaix**.

La *méiofaune* a dans son ensemble bien résisté à la pollution. L'impact se localise à la surface du sédiment. Les copépodes harpacticoïdes et les turbellariés sont les groupes les plus touchés dans les zones d'estuaires (rivière de **Morlaix**) où le faible hydrodynamisme limite l'auto-nettoyage des sédiments pollués. Dans les sables fins sublittoraux (**Pierre-Noire**), aucune modification des deux groupes principaux de la méiofaune, nématodes et copépodes, n'est mise en évidence. Les nématodes subissent toutefois une chute significative dans leur diversité spécifique.

C. CONTAMINATION DES ORGANISMES MARINS ET EFFETS BIOLOGIQUES DE LA POLLUTION

VIII. - CONTAMINATION DES OISEAUX

Plus de 4.500 oiseaux mazoutés se sont échoués sur les plages du nord-ouest de la France et des îles Anglo-Normandes, en mars 1978, après le naufrage de l'« Amoco Cadiz ». Les mortalités se sont poursuivies au-delà du mois de mars et Hopes Jones et al. (20) estiment qu'un minimum de 3.450 oiseaux ont péri après cette date pour le seul département du Finistère. Il semble que la mortalité calculée à partir des collectes de cadavres soit fortement sous-évaluée. Un lâcher de cadavres marqués a prouvé qu'environ un tiers seulement des oiseaux morts en mer étaient susceptibles d'être retrouvés échoués sur les plages et répertoriés (4). L'impact a été relativement moins important que pour le **Torrey-Canyon**; on estime à 0,1 oiseau par tonne de pétrole le taux de mortalité après le naufrage de l'« Amoco Cadiz », alors que ce chiffre était de 0,7 pour le **Torrey Canyon**.

Il était intéressant de chercher à appréhender le mécanisme de mortalité de ces oiseaux et Lawler et al. (2-17) ont procédé à l'analyse chimique des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques dans les muscles de la poitrine et dans le foie de quatre espèces d'oiseaux retrouvés morts : un cormoran (*Phalacrocorax aristotelis*), un goéland (*Larus argentatus*), un petit pingouin (*Alca torda*) et un guillemot (*Uria aalge*).

Les résultats montrent que la répartition des hydrocarbures saturés du pétrole de l'« Amoco Cadiz » n'est observée dans le tissu musculaire que pour le seul cormoran. Cette répartition n'est pas trouvée dans le foie d'aucun des quatre oiseaux examinés. Les hydrocarbures polyaromatiques d'origine pétrolière ne sont pas identifiés, ni dans le muscle, ni dans le foie des quatre oiseaux mazoutés.

Les auteurs comparent leurs observations sur le cormoran aux résultats d'une étude réalisée sur un canard sauvage, contaminé expérimentalement avec du pétrole brut « South Louisiana ». Dans cette expérimentation, les hydrocarbures saturés du pétrole brut étaient également retrouvés dans le tissu musculaire mais pas dans le foie. Cette absence dans le foie est attribuée au rôle joué par cet organe comme site majeur du métabolisme des hydrocarbures dans les oiseaux. A cet égard, il est significatif que l'enveloppe chromatographique non résolue des hydrocarbures saturés est observée dans le foie du cormoran et du canard sauvage, mais pas dans le foie des autres oiseaux. La présence d'une telle enveloppe est généralement indicatrice d'hydrocarbures biodégradés.

L'absence d'hydrocarbures aromatiques pétroliers dans le muscle et dans le foie du cormoran peut être attribuable, selon les auteurs, à un mécanisme d'accumulation différent ou (et) un métabolisme de ces composés par l'oiseau.

Concernant les trois autres oiseaux, le petit pingouin, le guillemot et le goéland, si la présence du pétrole de l'« Amoco Cadiz » n'est pas observée dans les tissus analysés, par contre plusieurs groupes d'hydrocarbures saturés sont identifiés, tels que la série des alcanes isoprénoides, la série des cyclo-hexanes alkylés, composés hydrocarbonés dérivant d'huiles fossiles. Cette contamination peut être en relation avec les pollutions chroniques d'hydrocarbures liées au trafic maritime au large des côtes bretonnes.

Cette étude montre que, sur quatre oiseaux examinés, un seul contient du pétrole de l'« Amoco Cadiz ». Les niveaux d'hydrocarbures détectés dans le cormoran suggèrent que la toxicité directe de ce pétrole a pu jouer un rôle dans la mort de cet oiseau. Le décès des trois autres oiseaux est probablement lié aux effets physiques du pétrole englué sur les plumes, provoquant l'hypothermie, l'asphyxie, l'étouffement ou l'inanition.

IX. - CONTAMINATION DES INVERTÉBRÉS MARINS PAR LES HYDROCARBURES

La plupart des organismes marins, sinon la totalité, accumulent les hydrocarbures, soit par leur mode alimentaire, soit directement à partir de l'eau ou des sédiments pollués environnants.

Plusieurs travaux, présentés durant ce colloque, visent à définir les mécanismes d'accumulation des hydrocarbures et à suivre l'évolution de cette contamination dans le temps, non seulement en fonction des organismes étudiés et par conséquent de leur mode alimentaire, mais également en fonction du site d'échantillonnage qui conditionne le potentiel d'auto-épuration. La caractérisation des hydrocarbures est étudiée, surtout pour ce qui concerne la fraction aromatique. En effet, il a été montré précédemment (cf. 1^{re} partie, chapitres VI et VII) que les alcanes linéaires qui ne présentent pas de toxicité directe évidente, sont rapidement dégradés dans l'environnement. Par contre, certains composés polyaromatiques, reconnus comme persistants dans le milieu marin, présentent des pouvoirs mutagènes et (ou) cancérogènes.

Certains des travaux réalisés sont couplés à des examens histopathologiques pour évaluer les effets biologiques de la contamination des organismes par les hydrocarbures. Nous n'abordons pas dans ce chapitre les études concernant les huîtres. Cette question importante, du fait des répercussions économiques sur les activités ostréicoles dans la région nord de la Bretagne, sera traitée spécialement dans le chapitre suivant.

Oudot et al. (2-24) étudient, à partir de mai 1978, l'évolution de la contamination par les hydrocarbures de plusieurs invertébrés marins, mobiles ou sédentaires, prélevés en baie de **Morlaix** : éponges (*Halichondria panicea*, *Grantia compressa*, *Phakellia* sp., *Cliona celata*), cnidaires, actinies (*Actinia equina*), mollusques gastéropodes (*Patella vulgata*), échinodermes holoturies (*Leptosynapta galliennei*) et tuniciers ascidies (*Sydnium argus*, *Dendrodoa grossularia*). Les résultats montrent la contamination de tous les organismes prélevés en mai 1978, quel que soit leur biotope, intertidal abrité ou battu, ou infralittoral jusque sur les fonds de 80 m.

1. Processus de contamination

L'exemple de la patelle montre que les teneurs en hydrocarbures varient en fonction des sites de prélèvements. Dans un même site, c'est le mode alimentaire qui apparaît comme le facteur déterminant du taux d'accumulation des hydrocarbures par les espèces. Les animaux filtreurs (éponges, ascidies) concentrent davantage les hydrocarbures que les psammivores (holoturies) et les carnivores sessiles (actinies). Les patelles qui raclent le substrat pour ingérer les micro-organismes peuvent aboutir à des taux d'accumulation proches de ceux des mollusques filtreurs. Par contre, tous les hydrocarbures semblent absorbés, de manière non spécifique, par les invertébrés marins. Ainsi, la caractérisation des hydrocarbures saturés et aromatiques dans le sédiment prélevé dans le tube digestif des holoturies montre que ceux-ci sont identiques à ceux identifiés dans les sédiments où vivent ces échinodermes. Par ailleurs, des études expérimentales réalisées par Oudot et al. (2-24) sur des actinies, des holoturies et des ascidies montrent que les individus se contaminent en ingérant directement les fractions insolubles. Les zones d'accumulation des hydrocarbures sont observées dans les tissus riches en lipides endogènes.

La contamination de mollusques filtreurs est également étudiée par Wolfe et al. (2-19) qui transfèrent des moules (*Mytilus edulis*) et des coques (*Cerastoderma edule*) non polluées, provenant de la région de **Quiberon**, dans des cages immergées à un mètre de profondeur en baie de **Morlaix** et en rade de **Brest** (site témoin, non touché par la pollution de l'« Amoco Cadiz »). La période d'immersion a lieu du 27 avril au 22 mai 1978. Après cinq jours d'exposition en baie de **Morlaix**, la teneur en hydrocarbures quintuple et demeure ensuite constante. Les bivalves mis en rade de **Brest** réagissent de la même façon et sur les deux sites, on n'observe aucune différence appréciable en ce qui concerne la composition des alcanes dans le tissu des bivalves. Par contre, les mollusques immergés en baie de **Morlaix** contiennent un

pourcentage plus élevé et plus diversifié en hydrocarbures polyaromatiques à trois noyaux (phénanthrène) et quatre noyaux (anthracène, benzo (a) anthracène, chrysène) et en composés aromatiques soufrés (dibenzothiophènes). Rappelons toutefois que les hydrocarbures aromatiques à quatre cycles et plus n'entrent pas dans la composition du pétrole de l'« Amoco Cadiz ».

Vandermeulen et al. (2-18) observent les mêmes profils de fluorescence U.V. des hydrocarbures aromatiques accumulés dans la patelle, prélevée dans l'île de **Ti-Saozon** près de **Roscoff** et dans la clam (*Mya arenaria*) prélevée dans l'**Aber-Benoît**, par rapport au profil de fluorescence U.V. du pétrole de l'« Amoco Cadiz ».

2. Processus d'épuration

En baie de **Morlaix**, sept mois après la pollution (octobre 1978), Oudot et al. (2-24) montrent que les teneurs d'hydrocarbures dans les invertébrés marins ont diminué, mais restent supérieures à celles observées dans les animaux témoins pris dans des sites non pollués. En février 1979, l'épuration de certains organismes semble complète. Cette évolution globale est étroitement liée à la décontamination du littoral ou des fonds marins, comme le confirment les travaux de Vandermeulen et al. (2-18) sur le site battu de **Ti-Saozon (Roscoff)**, où l'auto-nettoyage s'est produit rapidement dans une période de neuf mois. Par contre dans l'**Aber-Benoît**, second site étudié, la pollution du milieu reste importante et les clams prélevées dans ce secteur restent soumises à un remazoutage chronique provenant notamment du pétrole piégé au bord de la rivière et qui se trouve remis dans le milieu au cours des cycles de marée.

Oudot et al. (2-24) comparent le schéma d'évolution des hydrocarbures dans les sédiments et celui observé dans les invertébrés, au cours de la phase d'épuration. Pour les sédiments, ils retrouvent le schéma précédemment décrit dans la première partie de ce document, à savoir : pour les hydrocarbures saturés, diminution régulière des alcanes, plus rapide pour les n-alcanes que pour les isoprénoïdes (caractéristique de la dégradation microbienne), plus rapide pour les fractions légères que pour les fractions lourdes; pour la fraction aromatique, disparition totale des composés légers (mono-aromatiques et dérivés du naphthalène) et persistance des dérivés alkylés C₂-, C₃- du phénanthrène et du dibenzothiophène. L'évolution dans les organismes apparaît être différente de celle des sédiments. Toutefois dans les deux cas, la vitesse d'épuration des fractions légères paraffiniques est plus rapide que celles des fractions lourdes. Par contre chez les invertébrés, les deux isoprénoïdes (pristane, phytane) sont éliminés aussi rapidement que les n-alcanes de poids moléculaire voisin (n-C₁₇, n-C₁₈). Les auteurs envisagent la possibilité d'une métabolisation des n-alcanes de poids moléculaires moyen (C₁₅-C₂₅) et la persistance des paraffines très lourdes (>C₄₀). L'épuration de la fraction aromatique est lente et incomplète, marquée par une persistance sélective de certains composés, dérivés alkylés du phénanthrène (C₁-) et des dibenzothiophènes, onze mois après l'accident (février 1979).

Ainsi l'épuration des hydrocarbures par les organismes fait intervenir des processus de métabolisation et de rétention sélective.

3. Effets biologiques

Des analyses cytologiques (2-24) effectuées sur des actinies, holoturies et ascidies montrent qu'aucune altération n'est observée. Par contre, les auteurs remarquent des inclusions inhabituelles de quelques dixièmes de microns à quelques microns dans certains organes des animaux examinés. Ces opacités sont confirmées sur des individus contaminés expérimentalement et sont assimilables aux hydrocarbures.

Wolfe et al. (2-19) observent que les moules transplantées en baie de **Morlaix** présentent une plus grande accumulation de gouttelettes de lipides dans les diverticules digestifs et de granules de lysosome, que celles transplantées dans le site témoin de la rade de **Brest**. Ces différences histologiques correspondent selon les auteurs à l'apparition d'hydrocarbures polyaromatiques dans les tissus des mollusques. Ces changements cytologiques sont probablement causés par l'exposition à la pollution pétrolière de l'« Amoco Cadiz ».

X. - IMPACT DE LA POLLUTION SUR LES HÙITRES

L'activité ostréicole a été durement frappée par la pollution de l'« Amoco Cadiz ». Les parcs d'exploitation se localisent dans les sites protégés des zones d'estuaires, ceux qui ont été justement les plus atteints par les hydrocarbures : les deux **Abers (Aber-Benoît, Aber-Wrac'h)** et la baie de **Morlaix** (rivière de **Penzé** et rivière de **Morlaix**). La pollution a été si importante qu'elle a nécessité la destruction d'importants stocks en place : environ 5.000 tonnes d'huîtres creuses en baie de **Morlaix**, 871 tonnes d'huîtres creuses et 138 tonnes d'huîtres plates dans les **Abers**. Les opérations de transfert d'huîtres polluées vers des centres ostréicoles salubres ont porté sur environ 1.400 tonnes en baie de **Morlaix** et 200 tonnes dans les **Abers** (4).

Devant l'ampleur du phénomène, des travaux spécifiques étaient immédiatement mis en place par l'ISTPM (2-27), non seulement pour l'intérêt qu'ils représentent, mais pour répondre aux problèmes pratiques soulevés par les ostréiculteurs et aux questions posées par la marine marchande. Une seconde étude (2-20), analogue à la précédente, mais mettant en jeu des méthodes d'analyses différentes était réalisée dans les deux **Abers**. De tels travaux visent à suivre l'évolution de la situation dans les zones ostréicoles atteintes et à préciser les mécanismes d'accumulation et d'épuration des hydrocarbures par l'huître plate (*Ostrea edulis*) et l'huître creuse (*Crassostrea gigas*). Trois situations sont étudiées :

- le devenir des huîtres dans les zones polluées;
- les capacités d'épuration spontanée des huîtres après transfert en zones salubres;
- l'acclimatation d'huîtres saines en zones polluées.

Sur le plan du suivi chimique, un troisième travail a été réalisé dans l'**Aber-Wrac'h** (2-21) pour caractériser les hydrocarbures accumulés dans l'huître en relation avec la pollution du sédiment. Enfin, les effets biologiques de la pollution pétrolière ont été examinés (2-26) dans les trois situations précédemment décrites. Cette étude biologique a été couplée avec le suivi chimique (2-20).

Avant d'examiner chacune de ces situations, il convient d'observer que les études chimiques ont été réalisées avec des protocoles analytiques différents (2-20, 2-21, 2-27), entraînant une variabilité des résultats rapportés durant ce colloque. Le problème n'est pas nouveau mais il mérite à cette occasion de s'y attarder quelque peu.

1. Techniques de mesures employées

Le but recherché, l'estimation globale de la pollution ou la caractérisation des différents constituants du pétrole, nécessite l'utilisation de techniques de mesures différentes. Nous ne tiendrons pas compte dans cette discussion de la variabilité des procédés d'extraction et de la phase de purification de l'extrait organique.

— Grizel et al. (2-27) dosent les hydrocarbures totaux par chromatographie en phase gazeuse, en condition isotherme à haute température. Le procédé employé renseigne, selon les auteurs, sur la teneur globale en hydrocarbures qu'ils soient saturés ou aromatiques, biogènes ou fossiles. La valeur moyenne de référence adoptée pour des échantillons non atteints par des contaminations notables est de 60 ± 20 ppm (poids humide), soit 300 ± 100 ppm (poids sec) sur la base d'une teneur en eau de 80 %.

— Friocourt et al. (2-20) utilisent deux techniques d'analyses : la spectrofluorimétrie, méthode sensible uniquement aux composés aromatiques, pour l'estimation des hydrocarbures totaux (l'appareil est calibré avec une solution du pétrole de l'« Amoco Cadiz »), et la chromatographie en phase gazeuse sur colonnes capillaires pour l'identification des hydrocarbures saturés et aromatiques. Les auteurs trouvent une corrélation significative entre les résultats de fluorescence et, d'une part, les résultats de chromatographie exprimés en hydrocarbures aromatiques; d'autre part, les résultats de chromatographie exprimés en hydrocarbures totaux. Si cette corrélation existe, les résultats sont nettement plus élevés par spectrofluorimétrie (en moyenne un facteur 12 pour les hydrocarbures totaux). L'analyse d'huîtres

témoins réputées non polluées, provenant d'Auray et de Binic, donnent respectivement (teneurs exprimées en poids sec) : 22 ppm et 40 ppm par spectrofluorimétrie, 5 et 10 ppm en hydrocarbures totaux et <2 ppm en hydrocarbures aromatiques par chromatographie en phase gazeuse. Dans ce travail, sont considérées comme non polluées les huîtres dont le taux d'aromatiques est inférieur à 2 ppm.

— Laseter et al. (2-21) utilisent la spectrofluorimétrie comme méthode d'analyse semi-qualitative pour caractériser le nombre de noyaux benzéniques des hydrocarbures aromatiques, par défilement synchronisé des longueurs d'ondes d'excitation et d'émission de fluorescence. Ils analysent sélectivement les hydrocarbures saturés et aromatiques par chromatographie en phase gazeuse et par couplage avec la spectrométrie de masse. Les analyses de lots témoins provenant de Loctudy montrent des teneurs moyennes d'hydrocarbures totaux de 17 ppm (huîtres creuses) et 27 ppm (huîtres plates) poids sec. Ces huîtres témoins sont considérées par les auteurs comme légèrement contaminées par des hydrocarbures fossiles.

Les données de la littérature, Marchand et Cabanne (21) semblent confirmer que les valeurs moyennes de référence admises par l'ISTPM (2-27), selon le protocole analytique employé, sont excessivement élevées. Il nous semble préférable de les interpréter comme valeurs relatives de pollution et non de les utiliser comme la mesure des teneurs absolues d'hydrocarbures totaux dans les huîtres (tableau VI).

TABLEAU VI
Comparaison des niveaux de référence d'hydrocarbures dans les huîtres non polluées, selon divers protocoles analytiques

Programme « AMOCO CADIZ »								
Travaux	Recueil bibliographique Marchand et Cabanne (21)	Laseter et al. (2-21)		Friocourt et al. (2-20)				Grizel et al. (2-27)
Méthodes d'analyses	C.P.G. caractérisation des hydrocarbures	C.P.G. caractérisation des hydrocarbures		C.P.G. caractérisation des hydrocarbures	S.F. hydrocarbures totaux calibration avec le pétrole de l'Amoco Cadiz			C.P.G. hydrocarbures totaux
Echantillons de contrôle non pollués	huîtres	huitre creuse Loctudy (légèrement contaminées)	huitre plate Loctudy	huîtres		huîtres		huîtres provenant de divers secteurs
				Auray	Binic	Auray	Binic	
Hydrocarbures saturés (*)	—	8,7 ± 4,0	14 ± 5	—	—	—	—	—
Hydrocarbures aromatiques (*)	—	8,6 ± 1,5	13 ± 3	<2	<2	—	—	—
Hydrocarbures totaux (*)	5 - 10	17,0 ± 5,4	27 ± 8	5	10	22	40	300 ± 100

C.P.G. : Chromatographie en phase gazeuse

S.F. : Spectrofluorimétrie

(*) : Teneurs exprimées en poids sec (ppm)

2. Suivi de la pollution des huîtres dans les zones polluées

Les Abers

Dans les Abers, les teneurs les plus élevées, relevées par Grizel et al. (2-27) (*), sont trouvées deux mois après l'accident : 444 ppm (Aber-Benoît), 643 ppm (Aber-Wrac'h). En juin 1979, les huîtres restent contaminées (150 - 187 ppm).

La décontamination est également observée par Friocourt et al. (2-20), elle est toutefois irrégulière et les teneurs en hydrocarbures reflètent l'état du milieu environnant. Les teneurs initiales sont élevées, 120 à 160 ppm (poids sec) et descendent en moyenne à 32 ppm durant l'été 1979. Seul le site de l'île d'Her dans l'Aber-Wrac'h présente des taux plus élevés, en moyenne 66 ppm.

La décontamination des *hydrocarbures aliphatiques* est particulièrement rapide. Les teneurs chutent en 21 jours de 91,6 à 8,7 ppm puis se stabilisent au niveau moyen de 8,8 ppm. Par rapport à la répartition des hydrocarbures aliphatiques du pétrole de l'« Amoco Cadiz », on constate que les hydrocarbures volatils jusqu'au n-C₁₆, bien que représentant une fraction importante du pétrole déversé, sont en concentrations négligeables dans les tissus de l'huître (18 mai 1978). Les rapports n-C₁₇/pristane et n-C₁₈/phytane sont en moyenne de 0,57 et 0,24, traduisant soit une biodégradation des alcanes linéaires avant accumulation, soit une accumulation préférentielle des hydrocarbures ramifiés par l'huître.

La décontamination des *hydrocarbures aromatiques* est lente et incomplète. En été 1979, les teneurs résiduelles sont de 24 ppm en moyenne (à l'île d'Her, 75 ppm). Rappelons que la concentration de référence pour des huîtres non polluées est inférieure à 2 ppm. Ces résultats indiquent que le niveau résiduel de pollution est dû, essentiellement, à la fraction des hydrocarbures aromatiques. Cette fraction représentait initialement dans le pétrole de l'« Amoco Cadiz » environ 30 % des hydrocarbures totaux. La fraction aromatique accumulée dans les huîtres, deux mois après l'accident, représente 87 % du total et ce taux reste constant durant six mois. Le degré d'aromaticité diminue ensuite légèrement et se maintient en été 1979 en moyenne à 74 %. Les dérivés alkylés C₁-, C₂-, C₃-, C₄-naphtalène, présents en majorité dans le pétrole, ne sont plus identifiés dans les huîtres après huit mois de séjour sur les sites pollués. La fraction aromatique est constituée essentiellement de composés aromatiques soufrés, le dibenzothiophène et ses dérivés alkylés.

Enfin, Friocourt et al. (2-20) ne relèvent aucune différence notable entre les huîtres creuses et les huîtres plates. Cette observation n'est pas partagée par Laseter et al. (2-21) qui comparent l'évolution de la pollution dans les huîtres de l'Aber-Wrac'h, trois mois (juin 1978) et treize mois (juin 1979) après l'accident de l'« Amoco Cadiz ». La décontamination est bien observée, mais elle est beaucoup plus accentuée pour l'huître plate (de 190 à 52 ppm en hydrocarbures totaux) que pour l'huître creuse (de 370 à 225 ppm). Cette décontamination est bien reliée à celle du sédiment (de 1.070 à 250 ppm). Les hydrocarbures aromatiques identifiés, aussi bien dans les huîtres que dans les sédiments, dérivés alkylés du dibenzothiophène et du phénanthrène, s'accordent avec les observations de Friocourt et al. (2-20) et correspondent à un pétrole déjà altéré (cf. 1^{re} partie, chapitre VII). Il est intéressant de noter que malgré la présence de ces composés, l'examen organoleptique ne permet pas de détecter une quelconque contamination par les hydrocarbures. Les profils de distribution des dérivés alkylés du dibenzothiophène et du phénanthrène, observés en 1978 dans les huîtres et les sédiments, sont identiques. Ceci suggère que ces composés ne sont pas accumulés sélectivement par l'huître. En juin 1979, les huîtres plates sont revenues à un niveau comparable à celui observé dans les huîtres plates témoins de Loctudy.

Les analyses en fluorescence U.V. indiquent que les huîtres contiennent également de faibles teneurs en hydrocarbures aromatiques polynucléaires à cinq noyaux composés qui n'entrent pas dans la composition du pétrole de l'« Amoco Cadiz ». Ces composés sont connus pour résulter de la combustion des huiles fossiles.

Baie de Morlaix

Le suivi de la pollution est réalisé par Grizel et al. (2-27). Les teneurs en hydrocarbures totaux, après l'accident, sont moins importantes que dans les Abers (maximum : 220 ppm). Une phase de décontamination rapide est observée d'avril à mai 1978, suivie d'une phase plus lente entre juillet et octobre 1978. Les teneurs restent stables durant l'hiver et le printemps suivants. Les teneurs moyennes observées en mai et juin 1979 sont de 33 à 44 ppm, valeurs admises comme « normales » par l'ISTPM.

3. Épuration après transfert en zones salubres

Le transfert d'huîtres polluées de l'Aber-Benoît et de la baie de Morlaix est effectué par Grizel et al. (2-27), vingt jours après l'échouement. Au bout d'un mois, les lots d'huîtres sont à des niveaux considérés comme « normaux » : 293 à 72 ppm, et 248 à 54 ppm d'hydrocarbures totaux.

Friocourt et al. (2-20) effectuent un transfert d'huîtres creuses de l'Aber-Wrac'h en deux occasions, 15 jours et 35 jours après l'accident. Les conclusions sont de plusieurs ordres :

— sur la base des hydrocarbures totaux, la décontamination est plus rapide pour le premier lot (6,8 % de taux résiduel après quelques jours) que pour le second lot (25 % de taux résiduel après deux mois);

— pour les deux lots, l'épuration de la fraction aliphatique est rapide : 19 à 3 ppm, 92 à 4 ppm en moins d'un mois;

— la cinétique d'épuration des hydrocarbures aromatiques est rapide pour le premier lot (5 % du taux résiduel après 15 jours); elle est par contre lente et incomplète pour le second lot (50 % de taux résiduel après quatre mois). Le maintien d'un niveau de pollution non négligeable pour le second lot est dû en grande partie à la fraction aromatique, principalement les dérivés alkylés du dibenzothiophène;

— l'épuration des composés aromatiques soufrés semble sélective. La cinétique de décontamination du dibenzothiophène et de son dérivé monométhylé est plus lente que celle des dérivés polyalkylés.

4. Adaptation d'huîtres saines en zones polluées

Dans la baie de Morlaix, les huîtres saines transplantées en mai 1978 (2-27) se recontaminent plus rapidement en bassins submersibles qu'en bassins insubmersibles. Dans les deux Abers, la contamination est également rapide, toutefois dans l'Aber-Benoît, les huîtres placées en bassin insubmersible ne subissent pas de contamination significative.

En mai 1978, l'expérience est renouvelée par Friocourt et al. (2-20) dans l'Aber-Wrac'h, sur parc ostréicole. Après une phase d'accumulation importante et rapide (de 11 à 93 ppm d'hydrocarbures totaux en 15 jours), l'épuration spontanée est observée de façon irrégulière (24 ppm en octobre 1979). La fraction aliphatique est accumulée dans un premier temps (4 à 53 ppm), puis est éliminée et se stabilise ensuite à 6,6 ppm, valeur voisine des huîtres témoins. L'accumulation de la fraction aromatique est également observée (6 à 40 ppm), suivie d'une phase d'épuration lente durant près d'un an. Les valeurs se stabilisent à 14 ppm en moyenne, soit un taux nettement supérieur à celui observé dans les huîtres témoins (<2 ppm). La fraction aromatique contient essentiellement des dérivés du dibenzothiophène durant la phase d'accumulation, elle évolue ensuite au cours du temps et est principalement constituée au bout de quatre mois par les dérivés C₂- et C₃-dibenzothiophène.

5. Processus de contamination et d'épuration chez l'huître

Les travaux réalisés permettent de mettre en évidence plusieurs faits caractéristiques.

— Les huîtres des Abers ont à l'heure actuelle un degré de pollution non négligeable, principalement les huîtres creuses, alors que les concentrations d'hydrocarbures dans l'eau de mer sont faibles. Dans la baie de Morlaix, la situation a évolué plus favorablement et les parcs ont pu être réutilisés normalement depuis juillet 1978 selon Grizel et al. (2-27). Cette évolution de la contamination semble à cet égard être étroitement liée à l'état de pollution des sols, comme le confirme les travaux de Laseter et al. (2-21).

— Plusieurs observations indiquent que les phénomènes d'accumulation et de rétention des hydrocarbures pétroliers par l'huître sont des phénomènes purement passifs, qui ne présentent pas de sélectivité. La répartition des hydrocarbures saturés dans l'huître (2-20), caractérisée par la disparition des composés volatils et la prédominance des isoprénoïdes (pristane, phytane) sur leurs homologues linéaires adjacents (n-C₁₇ et n-C₁₈), correspondent aux observations déjà décrites d'un pétrole ayant subi les premiers processus d'altération. L'analyse de la fraction aromatique ne permet pas d'identifier les composés du naphtalène, les études précédentes ont également montré l'absence de ces composés dans le pétrole altéré. Les hydrocarbures aromatiques identifiés dans l'huître sont les dérivés alkylés du dibenzothiophène (2-20) et du phénanthrène (2-21). L'influence de la pollution du milieu sédimentaire est démontrée (2-21) par la similitude des profils de répartition des hydrocarbures aromatiques dans l'huître et dans le sédiment, confirmant un processus d'accumulation des hydrocarbures non sélectif dans l'huître.

— Le processus de décontamination, soit sur zones polluées, soit après transfert en zones salubres, est très rapide pour les hydrocarbures aliphatiques et beaucoup plus lent et difficilement complet pour les hydrocarbures aromatiques. De ce fait, les composés polyaromatiques semblent devoir être considérés comme le meilleur indice de pollution pétrolière. L'épuration des produits soufrés est différentielle, plus rapide pour les dérivés polyalkylés du dibenzothiophène que pour le dibenzothiophène lui-même et son dérivé monométhylé. La vitesse d'épuration apparaît être fonction du temps de séjour de l'huître dans les zones polluées, avant l'opération de transfert.

— Une différence de comportement des huîtres creuses et des huîtres plates (décontamination plus rapide pour ces dernières) est observée par Grizel et al. (2-27) et Laseter et al. (2-21) et non par Friocourt et al. (2-20).

6. Effets biologiques

Les mortalités consécutives à la pollution de l'« Amoco Cadiz » sont surtout observées dans l'**Aber-Benoît**. Ailleurs, les mortalités sont normales malgré les fortes accumulations d'hydrocarbures (2-27).

La croissance linéaire des huîtres semble avoir été perturbée dans les **Abers** en 1978. En baie de **Morlaix**, aucune anomalie n'est notée (2-27).

Balouet et Poder (2-26) procèdent à des examens histologiques pour apprécier l'évolution biologique des huîtres placées dans les trois situations décrites dans le travail de Friocourt et al. (2-20). Dans l'ensemble, macroscopiquement, la chair des mollusques apparaît comme normale. La seule évolution inquiétante de l'indice de condition se produit dans la zone de **Carantec**, en baie de **Morlaix**. Les examens histologiques montrent des lésions correspondant à une nécrose cellulaire épithéliale ou gonadique et à une réaction inflammatoire hémocytaire. Ces lésions prédominent dans le tube digestif, puis dans les zones interstitielles du revêtement branchial et dans les gonades. Elles sont toujours identiques chez les huîtres plates et les huîtres creuses. Les auteurs observent que les lésions sont plus importantes dans les lots d'huîtres transférées, le déplacement constituant un facteur de stress supplémentaire.

La gamatogénèse et la ponte sont normales, selon Grizel et al. (2-27), pour les deux espèces d'huîtres cultivées dans les rivières polluées. Cette observation n'est pas partagée par Bolquet et Poder (2-26) pour l'**Aber-Benoît**, où il ne semble pas qu'il y ait eu de ponte gonadique pour les deux espèces d'huîtres. L'irrégularité des indices gonadiques suggèrent une atteinte profonde de la fonction reproductrice.

Dans l'ensemble, les altérations des huîtres polluées sont moins importantes qu'il n'avait été initialement envisagé.

(*) Les valeurs de Grizel et al. (2-27) sont données en poids humide, les autres observations (2-20, 2-21) sont exprimés en poids sec.

XI. - POISSONS

Dans les jours qui ont suivi l'accident de l'« Amoco Cadiz », quelques milliers de poissons, pris au piège au fond des criques par des arrivées massives de pétrole, ont été retrouvés morts à la côte. Ce phénomène ne s'est pas reproduit par la suite et trouve son explication vraisemblablement par une réaction de fuite des zones atteintes aussi longtemps que la mer a été fortement polluée. A l'exception d'une seule communication (2-22), la contamination des poissons par les hydrocarbures n'a pas été traitée durant ce colloque. Il faut se référer aux travaux antérieurs de Michel (22) pour connaître les teneurs en hydrocarbures « in toto » dans les poissons capturés entre mars et mai 1978, teneurs évaluées selon le protocole analytique déjà décrit (cf. chapitre précédent). Il ressort de cette étude que les poissons adultes n'ont pas été très sensibles au pétrole brut, aucune accumulation excessive n'est constatée, ce qui supposerait qu'aucun des poissons échantillonnés, dans les deux mois qui ont suivi l'accident, n'a été en contact avec des doses massives de pétrole (réaction de fuite). Une seconde étude plus spécifique, de Féral et al. (23), a été réalisée en mai et octobre 1978 sur l'anguille jaune, prélevée en baie de **Morlaix**.

Les travaux présentés durant le colloque traitent essentiellement des effets biologiques de la pollution sur l'anguille jaune capturée en baie de **Morlaix** et des poissons plats qui représentent une ressource exploitable dans les baies de **Morlaix** et **Lannion** et dans les deux **Abers**.

1. Anguille jaune

Les dosages d'hydrocarbures, réalisés par Féral et al. (23) dans l'anguille jaune (*Anguilla anguilla*), capturée en baie de **Morlaix**, montrent des teneurs relativement faibles dans le muscle (11 ppm en moyenne), élevées dans les branchies (470 ppm en moyenne) et une forte accumulation dans les ovaires (868 ppm en moyenne). Lopez et al. (2-23) réalisent sur la même espèce une étude histocytologique des branchies et des ovaires pour mettre en évidence les effets d'accumulation des hydrocarbures dans l'organisation de ces tissus. Simultanément, les répercussions de la pollution sur l'activité de l'interrénal sont recherchées. L'étude est menée sur douze mois, de mai 1978 à mai 1979.

Les anguilles polluées présentent une atteinte branchiale et ovocytaire, dont certaines manifestations vont en s'accroissant huit mois après l'accident. Au niveau de l'épithélium branchial, les auteurs observent une hypertrophie et une hyperplasie anormales des ionocytes, cellules impliquées dans les échanges ioniques, notamment dans le transport du calcium. Cependant, la teneur en calcium du sang des anguilles contaminées n'apparaît pas modifiée par rapport à la normale. En ce qui concerne l'ovaire, de larges vacuoles dans le cytoplasme des ovocytes sont observées, dont certaines sont remplies de substances basophiles. Les auteurs suggèrent que les amas basophiles reflètent l'accumulation des hydrocarbures dans l'ovaire.

Le poids de l'interrénal est significativement augmenté de mai à octobre 1978, cette hypertrophie régresse en mai 1979. Les capacités corticostéroïdogéniques de la glande ne sont pas modifiées. Le taux de cortisol plasmatique n'est pas significativement différent de la valeur trouvée chez les témoins en mai 1978, par contre il est fortement augmenté en octobre 1978. Le cortisol sécrété par l'interrénal joue un rôle dans la régulation des échanges en ions Na^+ et comme pour le calcium, aucune variation significative de la teneur en sodium dans le sang d'anguilles contaminées n'est observée.

La pollution pétrolière du milieu marin a agi sur l'anguille, selon les auteurs, comme un « stress » qui a nécessité une très forte stimulation de l'activité interrénale. A cette réponse contre une agression du milieu, il apparaît que les anguilles sont dans un état physiologique tel qu'elles semblent très vulnérables. De plus, les nécroses observées au niveau des ovaires posent le problème de la capacité de reproduction.

2. Poissons plats

Les travaux réalisés sur les poissons plats (soles, plies, limandes) traduisent les inquiétudes que l'on peut avoir sur ces espèces strictement de fond, qui dépendent de la qualité physico-chimique et biologique des fonds côtiers et dont le cycle normal de vie passe obligatoirement par les nurseries littorales. Ces nurseries se trouvent justement dans les zones côtières les plus gravement atteintes : les Abers, les baies de Morlaix et de Lannion.

2.1. - Contamination par les hydrocarbures

Les analyses d'hydrocarbures, effectuées par chromatographie en phase gazeuse sur colonnes capillaires, par Faugeras (2-22), dans le muscle de poissons plats prélevés dans les zones côtières atteintes par la pollution, entre avril 1978 et mai 1979, montrent l'absence presque totale des hydrocarbures de l'« Amoco Cadiz », au niveau de cet organe. L'absence de contamination dans le muscle est en accord avec les données de Féral et al. 1979 (23) sur l'anguille jaune. Il faut toutefois regretter que les analyses chimiques n'aient pas été effectuées au niveau des branchies et des ovaires, sites connus d'accumulation des hydrocarbures dans les poissons. A cet égard, il est difficile de conclure quant à l'absence réelle de toute contamination des poissons plats, prélevés dans les Abers et les baies de Morlaix et de Lannion, par le pétrole de l'« Amoco Cadiz ».

2.2. - Effets de la pollution

Les effets de la pollution sur la morphologie et l'évolution des stocks de poissons plats sont étudiés par Desaunay (2-28) en baies de Morlaix et de Lannion et par Miossec (2-29) et Conan et Friha (2-30) dans les Abers.

Altérations physiques des poissons

Les observations réalisées à partir de l'été 1978 montrent que dans les secteurs étudiés, les poissons plats, surtout la plie (*Pleuronectes platessa*), présentent des altérations des nageoires à des taux supérieurs à la normale. Les altérations observées par Desaunay (2-28) sont de plusieurs types :

- irrigation excessive des nageoires qui deviennent sanguinolentes,
- érosion des nageoires,
- crispation des nageoires qui évoque une reconsolidation.

Dans les Abers, le pourcentage de poissons atteints augmente, plus on pénètre dans les deux estuaires (2-29). Il semble bien établi actuellement qu'il existe un rapport étroit entre les poissons nécrosés et le milieu pollué. L'hypothèse, la plus généralement admise pour expliquer un tel phénomène, est l'attaque du mucus protecteur des poissons par les substances toxiques, exposant ainsi les tissus épithéliaux aux produits chimiques et pouvant ainsi favoriser les invasions bactériennes importantes dans tout endroit pollué. Miossec (2-29) souligne également la possibilité de nécroses en liaison avec une carence alimentaire.

Le pourcentage de poissons atteints est maximum durant l'hiver 1978-1979, dans les deux secteurs étudiés (tableau VII) de 80 à 90 %.

Tableau VII
Altération des nageoires
Pourcentage de poissons atteints (*P. platessa*)

Travaux	Miossec (2-29)		Desaunay (2-28)
	Aber-Benoît	Aber-Wrac'h	Baies de Morlaix et Lannion
Avril 1978	—	—	0
Décembre 1978	43,6	66,7	90
Février 1979	81,1	95,5	—
Mai 1979	63,5	76,7	73
Octobre 1979	27,3	27,3	2,5

En octobre 1979, l'importance de ces nécroses diminue, surtout dans les baies de **Morlaix** et de **Lannion** (2,5 %). Un taux plus important reste observé dans les **Abers** (27,3 %). Ceci peut-être en relation avec la décontamination des fonds marins pollués, plus lente dans le secteur des **Abers** que dans celui des baies de **Morlaix** et de **Lannion**.

Évolution des stocks

Dans les baies de **Morlaix** et de **Lannion**, l'impact de la marée noire est bien observé sur la plie (*P. platessa*) : absence de juvéniles en décembre 1978, croissance faible des poissons de la classe 77 et départ des fonds côtiers des adultes de 2 à 3 ans. Un an après l'accident, l'absence de la classe 78 se confirme. En octobre 1979, un retour à la normale est amorcé, notamment par la reprise de croissance de la classe 77. Chez la sole (*Solea vulgaris*) et la limande (*Limanda limanda*), aucun recrutement n'est observé en décembre 1978.

Dans les deux **Abers**, Miossec (2-29) met en évidence des altérations dans le fonctionnement de l'ovaire de la plie. La maturation de la gonade n'est pas observée et les traicts de plancton effectués, en janvier, février et avril 1979, ne permettent pas de montrer la présence de larves. La croissance (2-30), mesurée en longueur standard et en longueur d'otolithe, de plies et de soles capturées dans l'**Aber-Benoît** a été plus faible en 1978 que les années précédentes.

L'impact de la pollution sur les populations de poissons plats des **Abers** et des baies de **Morlaix** et de **Lannion** est donc certain. Le niveau des stocks liés aux secteurs pollués sera nettement abaissé durant plusieurs années. Desaunay (2-28) n'envisage pas un retour à la « normale » avant l'apparition de la classe 79, soit pour des prises commerciales vers la fin de l'année 1981, à condition que les jeunes ne soient pas atteints de malformations constatées chez les adultes et que le support alimentaire (invertébrés benthiques) redevienne suffisant pour assurer une croissance normale.

XII. - CRUSTACÉS

Aucune mortalité n'a été constatée sur les crustacés d'importance commerciale (homards, langoustes, tourteaux, araignées) après l'accident de l'« Amoco Cadiz ». L'église et Raguènes (2-30) ont cherché à évaluer l'impact de la pollution sur les crustacés, d'avril 1978 à juillet 1979, par des pêches expérimentales et par l'établissement de fiches de pêche distribuées aux professionnels dans les secteurs touchés, du **Conquet** à la baie de **Lannion**.

Les examens organoleptiques indiquent la présence d'hydrocarbures dans les crustacés du secteur de **Plouguerneau** et de **Brignogan**, goût qui a persisté jusqu'à la fin avril 1978. Les analyses chimiques effectuées montrent que les hydrocarbures s'accumulent préférentiellement dans l'hépatopancréas (maximum : 296 ppm), plutôt que dans la chair (40 à 67 ppm).

Les rendements de pêche, tels qu'ils ont pu être établis par les fiches, montrent qu'il n'y a pas eu de différences notables d'une année à l'autre. A partir de mai 1978, la pêche a eu lieu normalement dans tous les secteurs. Les grands crustacés, homards et langoustes, sont très peu nombreux dans les captures, constatation qui est faite depuis plusieurs années, car la surpêche a dépeuplé les fonds. Les tourteaux et les araignées constituent l'essentiel des captures.

L'église et Raguènes (2-30) observent toutefois un faible taux de femelles grainées de homards dans le cantonnement de **Portsall**, en 1978 et même en 1979, ce qui pourrait avoir une influence sur le recrutement de cette espèce dans quatre à cinq années.

CONCLUSIONS

BIBLIOGRAPHIE

ANNEXES

Au terme de l'ensemble des travaux présentés durant ce colloque, il est possible de tracer un schéma général d'évolution de la pollution de l'« Amoco Cadiz », d'évaluer son impact sur les grandes communautés biologiques et ses répercussions plus spécifiques sur les ressources exploitables.

I. - SCHEMA GÉNÉRAL DE L'ÉVOLUTION DE LA POLLUTION DANS LE MILIEU MARIN

1. Extension et évolution de la pollution

La pollution de l'« Amoco Cadiz » se caractérise par un déversement accidentel de 230.000 tonnes de pétrole brut en quinze jours. Ce pétrole, *mélange de deux bruts légers d'Iran et d'Arabie*, contient environ 39 % d'hydrocarbures saturés, 34 % d'hydrocarbures aromatiques, 24 % de composés polaires et 3 % de composés résiduels. La fraction aromatique est surtout représentée par les composés du naphthalène (2 noyaux aromatiques); les dérivés du benzène (1 noyau) et du phénanthrène (3 noyaux) sont également identifiés, ainsi que les composés aromatiques soufrés (dibenzothiophènes). Les hydrocarbures polyaromatiques à 4 noyaux et plus ne sont pas détectés dans le pétrole de l'« Amoco Cadiz ».

La phase d'extension de la pollution dure un mois et demi, essentiellement contrôlée par la direction et l'intensité des vents. A la fin d'avril 1978, 360 km de côtes sont polluées de **Porspoder au Sillon du Talbert**. En mer, l'extension des nappes est considérable. Les hydrocarbures diffusent dans toute la masse d'eau et polluent les fonds marins. Les secteurs côtiers les plus atteints sont les **Abers (Aber-Benoit, Aber-Wrac'h)**, les baies de **Morlaix** et de **Lannion** et les marais maritimes (**Ile-Grande**). Un important transfert d'hydrocarbures volatils vers l'atmosphère, par évaporation, se produit durant la phase d'extension de la pollution, les quantités évaporées sont évaluées entre 60.000 et 90.000 tonnes. *L'eau de mer* agit comme agent de transfert de la pollution vers la côte et vers les fonds marins. Elle se décontamine dans l'ensemble assez rapidement et, un an après, les niveaux de concentration sont revenus à la « normale ». *A la côte*, la pollution évolue en fonction de la géomorphologie côtière et de la nature du sédiment. Sur les côtes rocheuses, l'auto-nettoyage a été très actif. Par contre sur les plages, les hydrocarbures se sont retrouvés, dans bien des cas, enfouis dans les sables à la suite du processus de dynamique sédimentaire d'engraissement des plages. La nature fluide du pétrole a permis également une percolation des hydrocarbures en profondeur. Actuellement, les plages sont propres en surface. Dans les secteurs très abrités, tels que les **Abers** et les marais maritimes, la pollution a été très importante et l'auto-nettoyage y est pratiquement nul. Les fonds marins les plus fortement pollués se localisent dans les **Abers** et les baies de **Morlaix** et de **Lannion**. Le processus de décontamination est lié à la nature du sédiment et au caractère abrité ou battu du secteur géographique considéré.

2. Vieillessement et biodégradation du pétrole

Après les premiers processus d'évaporation et de dissolution des hydrocarbures légers, le pétrole a subi une évolution chimique liée à l'énergie du milieu, aux réactions d'oxydation et aux phénomènes de biodégradation. Cette évolution se traduit pour les hydrocarbures saturés par une disparition assez rapide des alcanes linéaires, suivie d'une altération des alcanes ramifiés (isoprénoides). La phase d'évolution finale aboutit à la persistance des hydrocarbures du type hopanes et des composés naphthéniques. Dans la fraction aromatique, les composés du naphthalène disparaissent assez rapidement et ne subsistent que les dérivés alkylés du phénanthrène et du dibenzothiophène, ainsi que les composés naphthéno-aromatiques.

Le processus de biodégradation des hydrocarbures dans l'eau de mer a été observé durant la phase d'extension de la pollution et estimé environ à 10.000 tonnes. Le processus s'est poursuivi dans le milieu sédimentaire et constitue l'un des facteurs clés d'évolution à long terme de la pollution. Les populations bactériennes utilisant les hydrocarbures se sont déve-

loppées dans les sédiments pollués. En milieu aérobie, le taux de biodégradation a été évalué pour quelques stations à 0,5 kg/hectare/jour, en extrapolant soit un tonnage de l'ordre de 8 tonnes/ jour d'hydrocarbures dégradés à la côte durant la phase d'extension maximale de la pollution. Par contre, l'impact de la pollution pétrolière semble avoir été minime sur les populations microbiennes anaérobies.

3. Contamination des organismes marins

La plupart des organismes marins accumulent les hydrocarbures, soit par leur mode alimentaire, soit directement à partir de l'eau et des sédiments pollués. Ainsi, la totalité des *invertébrés marins*, mobiles ou sédentaires, prélevés dans les zones atteintes par la pollution, ont été contaminés. Le comportement de certaines espèces marines leur a permis d'échapper à cette contamination : réaction de fuite des poissons aussi longtemps que la mer a été fortement polluée, éloignement initial des araignées des zones polluées du fait qu'elles n'avaient pas encore entamé leur migration saisonnière vers le littoral, au moment de la catastrophe. Les études réalisées sur les invertébrés marins montrent que le processus d'accumulation des hydrocarbures n'est pas sélectif. Il en résulte, d'une part, un taux d'accumulation lié au degré de pollution du milieu environnant, d'autre part, une étroite relation entre la nature des hydrocarbures accumulés dans l'organisme et l'état de vieillissement du pétrole. Les hydrocarbures polyaromatiques, plus résistants à la biodégradation, en particulier les dérivés du phénanthrène et du dibenzothiophène, se retrouvent donc dans les invertébrés, notamment dans les huîtres, plusieurs mois après la catastrophe.

Les sites d'accumulation préférentiels des hydrocarbures dans les organismes existent et varient selon les espèces : tissus riches en lipides endogènes pour certains invertébrés comme les mollusques, branchies et ovaires pour les poissons, hépatopancreas pour les crustacés, tissus musculaires pour les oiseaux (l'absence dans le foie reflète plutôt la conséquence d'une métabolisation importante dans cet organe).

La décontamination des organismes est liée à l'évolution de la pollution du milieu environnant. Au sein des organismes marins, le processus d'auto-épuration, étudié pour les invertébrés, apparaît cette fois comme un processus sélectif, rapide pour les hydrocarbures aliphatiques, lent et difficilement complet pour les hydrocarbures aromatiques. Les hydrocarbures polyaromatiques semblent devoir être considérés comme le meilleur indice de pollution pétrolière dans les organismes marins. La vitesse d'épuration des hydrocarbures dans des huîtres polluées transférées vers des zones salubres est fonction du temps de séjour des huîtres dans les zones polluées avant leur transfert.

II. - IMPACT ÉCOLOGIQUE

1. États de référence

Un des éléments qui s'est imposé durant ce colloque pour évaluer l'impact écologique d'une pollution, est la nécessité de disposer d'un état de référence aussi complet que possible des communautés marines, tant au niveau de leur structure : aspects quantitatif (biomasse, densité) et qualitatif (diversité spécifique des espèces) que de la variabilité naturelle des écosystèmes. Il peut être extrêmement difficile de distinguer, dans certains cas, la variation induite par la pollution, de fluctuations ordinaires en conditions naturelles. Quelques exemples illustrent cette nécessité. Les travaux antérieurs sur la macrofaune des sables fins de la baie de **Morlaix** ont permis de montrer la disparition quasi complète de crustacés pécararides appartenant au genre des *Ampelisca* qui représentent une source de nourriture directe pour les poissons. A l'inverse, l'interprétation des résultats sur la méiofaune reste actuellement à l'état d'hypothèse du fait de l'absence d'états de référence antérieurs et de l'impossibilité de trouver dans la région une plage écologiquement homologue et non polluée. L'absence de données préalables peut être, dans certains cas, compensée par l'utilisation d'un indice physiologique qui permet de prendre en compte toutes les variations naturelles d'un écosystème, et par la recherche d'un état de référence « a posteriori », ce qui nécessite des travaux à plus long terme pour retrouver l'état normal de l'écosystème après l'agression. Cette méthode de travail a été utilisée pour l'étude de l'écosystème zooplanctonique.

2. Impact écologique immédiat

La phase de mortalité a été brève et importante. Elle s'est manifestée de manière sélective sur les espèces. Les mortalités les plus importantes sont constatées à la côte dans le secteur de **Portsall** où toutes les espèces ont été foudroyées, y compris celles qui seront considérées comme les plus résistantes, telles que les polychètes et le crabe vert (*Carcinus maenas*). Sur les plages de **Saint-Efflam** et de **Saint-Michel-en-Grève**, au fond de la baie de **Lannion**, environ 60 millions de cadavres d'oursins de sable, de coques et de mollusques bivalves sont dénombrés, conséquence des mortalités survenues à la côte mais surtout dans le domaine infralittoral. En baie de **Morlaix**, de nombreuses mortalités sont également observées, notamment les amphipodes du genre *Ampelisca*. Il semble que l'impact initial en milieu subtidal ait été provoqué surtout par le passage de masses d'eau chargées en hydrocarbures dissous et toxiques, durant les premières semaines de la marée noire. Sur la côte, une approche globale conduit à évaluer la perte en biomasse à 26.000 tonnes en poids sec, soit 260.000 tonnes de poids brut frais.

3. Évolution de la faune de sable et de vase

Le comportement de la *macrofaune* est très variable selon les espèces. Ce sont les crustacés, notamment les pécaricides qui sont les plus touchés. Dans les milieux relativement peu pollués, on observe peu de disparition mais plutôt une chute des effectifs. Dans les zones modérément polluées, on constate un retour des espèces éliminées en mars et avril 1978. Dans les secteurs pollués, les travaux s'accordent pour observer l'installation d'une faune de remplacement opportuniste, composée essentiellement de polychètes cirratulidés et capitellidés. Cette faune de substitution s'avère analogue dans sa composition et sa densité à celle identifiée dans les milieux riches en matières organiques, par exemple à proximité des émissaires urbains. La réduction du milieu sédimentaire, consécutive à la pollution, semble avoir été le facteur principal de l'installation de cette faune de remplacement adaptée aux nouvelles conditions du milieu.

La *méiofaune* a, d'une manière générale, bien résisté à la pollution. Apparemment, il n'y a pas eu régression brutale des populations, notamment celle des nématodes qui constitue l'essentiel de la méiofaune. Dans bien des cas, il est difficile d'apprécier l'impact de la pollution sur la méiofaune, du fait d'un manque de connaissance sur les peuplements initiaux.

4. Flore et microflore

Les algues ont dans l'ensemble bien résisté à la pollution. Les champs de *Fucus* sont restés en bon état en 1978 et l'autorisation de récolte pour 1979 a pu être donnée. Sur un site aussi pollué que celui du marais de l'**Ile-Grande**, les populations de *Fucus* et d'*Ascophyllum nodosum* commencent durant l'été 1979 à recoloniser les secteurs les plus endommagés. Au niveau des basses mers, la laminaire *Laminaria digitata* n'a pas subi de mortalité anormale et le développement de la génération, née en 1978, s'est déroulé correctement. L'inquiétude concerne l'algue rouge *Chondrus crispus* pour laquelle on enregistre une diminution générale de la biomasse sur les sites pollués. Par ailleurs, l'extension de la ceinture à *Fucus vesiculosus* vers les niveaux de basses mers entraîne un début de colonisation des zones occupées habituellement par *Chondrus crispus*, ce qui peut être néfaste pour le développement de cette algue rouge.

Les dommages sur les *lichens* sont très variables, selon les sites. La disparition de la flore lichénique est observée dans les zones fortement polluées. Ailleurs, les pertes de vitalité constatées chez certaines espèces, plus de 14 mois après l'accident, peuvent traduire une réaction lente des lichens à la pollution par hydrocarbures. Sur beaucoup de sites, la flore lichénique est toujours dans sa phase de dépeuplement. Le processus de recolonisation, qui peut être observé sur les rochers actuellement propres, nécessitera un travail de plusieurs années.

La *flore phanérogamique* a bien résisté. L'impact est toutefois observé sur les sites les plus atteints, comme le marais de l'**Ile-Grande**. La reconstitution du couvert végétal de ce

marais impose en premier lieu la restauration des drainages, détruits au cours des opérations de nettoyage en 1978. Dans ce marais, la pollution de l'« Amoco Cadiz » n'a pas modifié le cycle annuel de la *microflore* hétérotrophe, bien que l'on observe une modification du nombre et de l'activité des germes.

5. Plancton

Si l'impact de la pollution sur le phytoplancton est resté très limité dans l'espace et dans le temps, le zooplancton a subi, par contre, durant le premier mois de fortes mortalités dans les secteurs les plus atteints des **Abers** et des baies de **Morlaix** et de **Lannion**. Une hétérogénéité de l'écosystème zooplanctonique est observée en mai 1978 sur la bande côtière. Des sous-ensembles particuliers apparaissent à **Portsall**, **Roscoff** et **Lannion**. Cette hétérogénéité résulterait de la forte toxicité des eaux contaminées par les hydrocarbures qui empêcherait l'habituelle colonisation printanière provenant du large et qui rend, en conditions normales, la zone côtière homogène. En juin 1978, l'action du large redevient prépondérante. En 1979, deux secteurs restent individualisés, le secteur des **Abers** et le fond de la baie de **Lannion**, là où justement persistent des taux résiduels d'hydrocarbures dans l'eau de mer, un an après la catastrophe.

6. Invertébrés marins - huîtres

Les analyses chimiques montrent que les invertébrés marins, prélevés dans les zones polluées, sont contaminés par les hydrocarbures. Les analyses cytologiques effectuées sur des actinies, holothuries et ascidies n'indiquent aucune altération significative. Par contre, on décele dans certains organes des inclusions inhabituelles assimilables aux hydrocarbures. Des différences histologiques du même ordre sont observées entre des moules saines transplantées en zone polluée (baie de **Morlaix**) et des lots témoins. Aucune mortalité excessive n'est observée pour les huîtres localisées dans les secteurs particulièrement atteints par la pollution, à l'exception toutefois de l'**Aber-Benoît**. Des lésions cellulaires sont observées dans le tube digestif, dans les zones du revêtement branchial et dans les gonades. D'une manière générale, les altérations des huîtres polluées sont moins importantes qu'il avait été initialement envisagé. Concernant la capacité de reproduction, les avis divergent. Selon certains, la gamétogénèse et la ponte sont normales, alors que pour d'autres il ne semble pas qu'il y ait eu ponte gonadique pour les deux espèces d'huîtres dans l'**Aber-Benoît**.

7. Poissons et crustacés

Les *anguilles jaunes* contaminées montrent une atteinte branchiale et ovocytaire, dont certaines manifestations vont en s'aggravant huit mois après l'accident. L'augmentation en poids de l'interrénale suggère que la pollution du milieu a agi sur l'anguille comme un « stress » qui a nécessité une très forte stimulation de l'activité interrénale. L'état physiologique des animaux les rendrait très vulnérable. L'observation de nécroses aux niveaux des ovaires pose le problème de la capacité de reproduction.

Les *poissons plats* (plis, soles, limandes), qui se trouvent dans les secteurs les plus pollués des **Abers** et des baies de **Morlaix** et de **Lannion**, présentent des altérations des nageoires à des taux supérieurs à la normale. Le lien entre les poissons nécrosés et la pollution du milieu semble bien établi. En octobre 1979, les taux de nécroses diminuent dans les baies de **Morlaix** et de **Lannion**, mais restent importants dans les **Abers**, secteur où la décontamination des fonds marins est très lente. L'impact de la marée noire sur l'évolution des stocks est constatée dans cette dernière zone : absence de recrutement en 1978, croissance faible des jeunes et des adultes. En 1979, la présence de larves n'est toujours pas observée dans les **Abers**; ceci est confirmé indirectement par les observations de la perturbation du processus de colonisation printanière du zooplancton, en mai 1979, dans le secteur des **Abers** (et au fond de la baie de **Lannion**). Le retour à la normale pour des prises commerciales de poissons plats n'est pas envisagé avant la fin de l'année 1981.

Aucune mortalité n'est constatée pour les grands *crustacés* (homards, langoustes, tourteaux, araignées). Les rendements de pêche n'indiquent pas de différences notables avant

et après la pollution. Le seul motif d'inquiétude correspond à l'observation d'un faible taux de femelles grainées de homards et à la présence d'œufs abortifs sur certaines femelles, dans le cantonnement de **Portsall** en 1978 et même en 1979, ce qui pourrait influencer le recrutement de cette espèce dans les quatre à cinq prochaines années.

III. - BILAN D'UN PROGRAMME DE SUIVI ÉCOLOGIQUE

Un tel bilan écologique, tel qu'il a pu se présenter au cours du colloque « Amoco Cadiz » de novembre 1979, représente un effort de recherche sans doute le plus important dans la longue série des pollutions accidentelles par hydrocarbures de ces quinze dernières années. A catastrophe exceptionnelle, effort financier exceptionnel. Mais ce seul critère ne suffit pas à expliquer les fruits de ce travail qui est loin d'être achevé dans son intégralité. D'autres éléments entrent en ligne de compte. En tout premier lieu, ce bilan écologique n'aurait jamais pu être établi sans l'implantation régionale de plusieurs organismes de recherche, dont les travaux scientifiques antérieurs à la pollution de l'« Amoco Cadiz » apportaient des états de référence indispensables pour évaluer les effets de la pollution sur la faune et la flore marines. Le second élément de cette réussite tient à la volonté d'une collaboration entre les chercheurs de disciplines différentes et à une coopération internationale avec des partenaires américains et canadiens. Certes, cette collaboration aurait pu être améliorée. Une plus étroite concertation entre les biologistes travaillant sur les espèces marines et les chimistes chargés de suivre l'évolution de la pollution du milieu marin aurait été dans certains cas souhaitable. On peut également regretter le démarrage tardif des études consacrées à la biodégradation des hydrocarbures par la microflore bactérienne. Ces deux exemples soulignent l'importance d'une mission de coordination scientifique qui doit tenir compte, dans une enveloppe financière, non seulement de la mise en œuvre des travaux à réaliser pour atteindre les objectifs fixés, mais également des disponibilités et des compétences scientifiques nécessaires. A cet égard, les scientifiques américains ont pu apporter une compétence et un savoir faire complémentaires et indispensables dans ce programme de suivi écologique. Deux exemples peuvent illustrer cette complémentarité. Le suivi de la pollution du littoral et l'évaluation quantitative du pétrole échoué à la côte n'ont pu être amorcés que grâce à la compétence d'une équipe américaine, dont la méthode de travail avait été établie sur la base de situations analogues (accidents pétroliers du **Métula**, **Urquiola**...). Le schéma d'évolution chimique du pétrole dans le temps et dans l'espace n'aurait vraisemblablement pas pu être réalisé sans l'appui de plusieurs laboratoires d'analyses américains. Ces travaux nécessitent, non seulement une compétence spécifique, mais également un matériel d'investissement coûteux que peu de laboratoires possèdent.

On peut à présent essayer de traduire l'effort de recherche consacré au suivi écologique de la pollution de l'« Amoco Cadiz » en terme de bilan entre les connaissances acquises et les zones d'ombres pour lesquelles nous ne pouvons apporter de réponses ou que celles-ci restent formulées qu'à l'état d'hypothèses.

1. Connaissances acquises

L'impression générale qui domine est la formidable capacité de la nature pour résister et s'opposer à une telle catastrophe : résistance de nombreuses espèces à la pollution malgré un lourd bilan de mortalités, tendance générale vers un retour aux équilibres écologiques initiaux, mise en œuvre de multiples moyens naturels pour éliminer le pétrole, évaporation et dispersion des composés légers vers l'atmosphère (60.000 à 70.000 tonnes), auto-nettoyage à la côte (de l'ordre de 30.000 tonnes entre avril et mai 1978), biodégradation des hydrocarbures en mer (environ 10.000 tonnes) et à la côte... Ainsi, l'environnement a lui-même très largement contribué aux travaux de nettoyage. Rappelons que les chantiers mis en place ont permis de retirer environ 30.000 tonnes de pétrole à la côte.

Le succès de nombreux travaux peut s'exprimer par l'acquisition de résultats originaux (mise en évidence de la biodégradation des hydrocarbures dans l'eau de mer, résultats histopathologiques chez l'anguille) ou par la réussite d'une nouvelle méthode expérimentale

pour apprécier l'impact de la pollution (paramètres écophysologiques appliqués au zooplancton). Mais le succès de ce programme se traduit surtout par la concordance de nombreux résultats, ce qui permet de dresser un schéma général d'évolution et de son impact écologique sur les différentes communautés animales et végétales.

Le suivi de la pollution à la côte, dans l'eau de mer et les sédiments marins, a permis très rapidement de localiser les zones les plus atteintes : **Abers**, baies de **Morlaix** et de **Lannion**, marais maritimes de l'**Ile-Grande**, zones où se sont développées la plupart des études écologiques.

Une bonne concordance est établie entre le schéma d'évolution chimique du pétrole, observé dans différents types d'environnement, les processus de biodégradation des hydrocarbures par la microflore bactérienne et l'accumulation des hydrocarbures par les organismes marins.

Les études écologiques concordent pour observer la grande sensibilité des crustacés péracarides aux hydrocarbures et la forte résistance de certaines espèces comme les polychètes. La rapidité d'intervention au moment de la catastrophe a permis de dresser un bilan des mortalités et des espèces touchées. Les travaux réalisés sur plusieurs secteurs montrent les conditions d'un réel déséquilibre des peuplements de la macrofaune benthique et de l'installation d'une faune de remplacement, composée essentiellement de polychètes cirratulidés et capitellidés. L'adaptation de cette faune de remplacement semble liée essentiellement à la réduction du milieu sédimentaire, consécutive à la pollution pétrolière.

Le bilan des études consacrées aux ressources exploitables s'avère dans l'ensemble positif. Les algues ont bien résisté à la pollution, le seul motif d'inquiétude concerne l'algue rouge *Chondrus crispus*. Les processus d'accumulation et d'élimination des hydrocarbures dans les huîtres et les effets biologiques de la pollution sont bien observés. Ils posent le problème de la toxicité des composés résiduels polyaromatiques. L'impact de la pollution sur les populations de poissons plats dans les deux secteurs des **Abers** et des baies de **Morlaix** et de **Lannion** est établi de manière concordante. Les craintes sur le recrutement en 1979 semblent se justifier avec la persistance de la perturbation de l'écosystème zooplanctonique, observée en mai 1979, dans les **Abers** et le fond de la baie de **Lannion**.

2. Zones d'ombres

Un certain nombre de questions restent sans réponses. A cela plusieurs explications. En tout premier lieu, l'ampleur de la catastrophe a surpris la communauté scientifique. Malgré la rapidité de l'intervention, plusieurs travaux n'ont pas été réalisés ou ont débuté trop tardivement durant la phase d'extension de la pollution (mars et avril 1978)*. C'est durant cette phase, généralement courte, que les phénomènes de déploiement des nappes sont rapides et fluctuants et où intervient les premiers grands processus d'évolution du pétrole (évaporation, dissolution, émulsification, sédimentation...). Par ailleurs, l'absence d'états de référence pour certains peuplements rend difficile et même aléatoire l'interprétation des résultats obtenus. Enfin, les travaux qui permettraient de répondre à certaines questions ne sont pas engagés à l'heure actuelle.

Les analyses chimiques des émulsions de pétrole mettent en évidence les processus d'altération par évaporation et dissolution des composés légers, sans qu'il soit permis de faire la part respective de ces deux processus. Le bilan quantitatif du transfert des hydrocarbures vers l'atmosphère reste très approximatif. Les analyses effectuées sur quelques échantillons atmosphériques, prélevés trois semaines après la catastrophe en baie de **Lannion**, ne permettent pas d'avoir une vue globale quantitative et qualitative de ce grand processus de transfert, dont les conséquences directes concernent la santé humaine.

* En annexe 2, des propositions sont faites concernant les mesures d'intervention immédiates pour évaluer les premiers effets d'une pollution accidentelle par hydrocarbures.

La phase de mortalité immédiate du zooplancton et des peuplements benthiques est attribuée à la fraction dissoute toxique des hydrocarbures dans l'eau de mer. Or, aucune analyse chimique n'a été effectuée pour connaître la nature et la concentration des hydrocarbures dissous dans la masse d'eau, en mars et avril 1978.

La biodégradation des hydrocarbures dans l'eau de mer a été observée dans une zone très localisée, au nord de **Plouguerneau**, en mars 1978. Nous ignorons si ce processus d'élimination a eu lieu dans d'autres secteurs très pollués, dans la région des **Abers**, dans les baies de **Morlaix** et de **Lannion**, et s'il s'est poursuivi en avril 1978. La méthode de travail utilisée, approche indirecte du processus de biodégradation par l'analyse chimique de paramètres hydrobiologiques classiques, reste trop peu sensible pour observer les phénomènes plus discrets. On peut regretter qu'aucune étude microbiologique n'ait été réalisée conjointement en milieu pélagique durant les deux premiers mois de la catastrophe. D'une manière générale, on remarque que le programme d'étude de microbiologie a débuté tardivement, en automne 1978.

L'interprétation de certains résultats, pour évaluer l'impact de la pollution, est rendu difficile par l'absence d'états de référence antérieurs. C'est le cas en particulier pour les peuplements de la méiofaune (zone intertidale, rivière de **Morlaix**), la flore lichénique, la microflore bactérienne de **l'Île-Grande**.

L'évolution chimique du pétrole de l'« Amoco Cadiz » conduit à la formation de produits de dégradation, par réactions d'oxydation ou processus de biodégradation incomplets. Nous ignorons d'une manière générale l'impact des produits de dégradation du pétrole sur le milieu marin. Le suivi chimique de ces composés devient de plus en plus difficile et nécessite des protocoles analytiques de plus en plus sophistiqués et coûteux.

La persistance de certains composés polyaromatiques, tels que les dérivés alkylés du phénanthrène et du dibenzothiophène, constatée chez les invertébrés marins, notamment dans les huîtres, pose le problème de la toxicité de ces composés. Le caractère de mutagénéité des dérivés du dibenzothiophène a été abordé durant ce colloque et la poursuite d'un effort scientifique dans ce domaine a été souhaitée.

COLLOQUE : « AMOCO CADIZ »

CONSÉQUENCES D'UNE POLLUTION ACCIDENTELLE PAR HYDROCARBURES

BREST : 19 - 22 novembre 1979

COMMUNICATIONS

SESSION 1 : POLLUTION DU MILIEU MARIN

Thème 1 : Distribution des hydrocarbures dans l'environnement marin

- 1.1 GC-MS analysis of volatile organics from atmosphere impacted by the « Amoco Cadiz » oil spill. B.-J. DOWTY, J.-W. BROWN, F.-N. STONE, J. LAKE et J.-L. LASETER.
- 1.2 Suivi de la pollution de l'« Amoco Cadiz » dans l'eau de mer et les sédiments marins. M. MARCHAND et M.-P. CAPRAIS.
- 1.3 Évolution de la pollution du littoral breton par les hydrocarbures de l'« Amoco Cadiz » entre mars 1978 et novembre 1979. L. d'OZOUVILLE, S. BERNE, E.-R. GUNDLACH et M.-O. HAYES.
- 1.4 Les processus de la migration du pétrole échoué dans les estrans sableux : contamination des nappes phréatiques. B.-F. LONG, J.-H. VANDERMEULEN et D.-E. BUCKLEY.
- 1.5 La pollution du sublittoral au nord de la Bretagne par les hydrocarbures de l'« Amoco Cadiz » : distribution et évolution. A. BESLIER, J.-L. BIRRIEN, L. CABIOCH, J.-L. DOUVILLE, Cl. LARSONNEUR et L. LEBORGNE.
- 1.6 Évolution des hydrocarbures dans l'eau et le sédiment de l'Aber-Benoît. G. MOREL et P. COURTOT.
- 1.7 Suivi de la radioactivité artificielle de sédiments littoraux sablo-vaseux de la Manche occidentale en relation avec la pollution de l'« Amoco Cadiz ». P. GUEGUENIAT, J.-P. AUFFRET, M. KHALANSKI, J.-P. DUPONT et S. ROUDESLI.

Thème 2 : Processus d'évolution chimique des hydrocarbures

- 1.8 Vieillessement du brut Arabian Light en mer. Évolution des caractères physico-chimiques sur six mois. J.-C. ROUSSEL et R. GAUTIER.
- 1.9 The chemistry of « Amoco Cadiz » oil in the Aber-Wrac'h. J.-A. CALDER et P.-D. BOEHM.
- 1.10 Comparative weathering patterns of hydrocarbons from the « Amoco Cadiz » oil spill observed at a variety of coastal environments. P.-D. BOEHM, D.-L. FIEST et A. ELSKUS.
- 1.11 Évolution des hydrocarbures présents dans les sédiments de l'Aber-Wrac'h, d'avril 1978 à février 1979. J. DUCREUX et M. MARCHAND.

Thème 3 : Processus de biodégradation des hydrocarbures

- 1.12 Mise en évidence et estimation quantitative de la biodégradation in situ des hydrocarbures de l'« Amoco Cadiz ». A. AMINOT.
- 1.13 Hydrocarbon-utilizing microbial potential in marsh, mudflat and sandy sediments from North Brittany. R.-W. TRAXLER et J.-H. VANDERMEULEN.
- 1.14 Microbial hydrocarbon degradation within intertidal zones impacted by the « Amoco Cadiz » oil spillage. R.-M. ATLAS et A. BRONNER.

- 1.15 Effect of the « Amoco Cadiz » oil spill on predominant anaerobic microbial processes in intertidal sediments. M.-R. WINFREY et D.-M. WARD.
- 1.16 Écologie microbienne des sédiments pollués. D. BALLERINI, P. KAISER et J. RIVIÈRE.
- 1.17 Simulation en laboratoire de la dégradation microbiologique du pétrole en milieu marin. D. BALLERINI, J. RIVIÈRE et J.-P. VANDECASTEELE.

SESSION 2 : IMPACT ÉCOLOGIQUE

Thème 1 : Impact écologique dans le domaine intertidal

- 2.1 Impact de la pollution par hydrocarbures sur une population de crustacés isopodes d'estran meuble intertidal. M. BLANCHARD.
- 2.2 Étude des populations de la macrofaune et de leurs juvéniles sur les plages des Abers Benoit et Wrac'h. Y. LE MOAL et M. QUILLIEN-MONOT.
- 2.3 Évolution temporelle du meiobenthos et du microphytobenthos sur quelques plages touchées par la marée noire de l'« Amoco Cadiz ». Ph. BODIN et D. BOUCHER.
- 2.4 Comparaison quantitative des populations benthiques des plages de Saint-Efflam, Saint-Michel-en-Grève, avant et depuis le naufrage de l'« Amoco Cadiz ». C. CHASSÉ et A. GUENOLÉ-BOUDER.
- 2.5 Les dimensions spatiales et temporelles de la perturbation de l'écosystème littoral par le pétrole de l'« Amoco Cadiz ». C. CHASSÉ.
- 2.6 Impact du pétrole de l'« Amoco Cadiz » sur les algues de Portsall : suivi écologique dans une anse très polluée. J.-Y. FLOCH et M. DIOURIS.
- 2.7 Effects of the « Amoco Cadiz » oil spill on the furoid macroalage one year after the initial oil spill. J.-A. TOPINKA et L.-R. TUCKER.
- 2.8 Effets des hydrocarbures sur les peuplements lichéniques marins et phénomènes de recolonisation. R. LALLEMANT et C. DELZENNE-VAN HALUWYN.
- 2.9 Influence de la pollution due à l'« Amoco Cadiz » sur les peuplements bactériens et microphytiques des marais maritimes de l'Île-Grande. 1. Peuplements bactériens. E. VACELET, T. LE CAMPION et M.-R. PLANTE-CUNY.
- 2.10 Évolution des prés salés armoricains sous l'impact de la marée noire. J.-M. GEHU et J. GEHU-FRANCK.
- 2.11 Aspects biomorphologiques et floristiques de la reconstitution d'un couvert végétal phanérogame doublement altéré par les hydrocarbures et les opérations subséquentes de nettoyage. J. LEVASSEUR, M.-A. DURAND et M.-L. JORY.

Thème 2 : Impact écologique dans les domaines subtidiaux et pélagiques

- 2.12 Impact de l'« Amoco Cadiz » sur l'écophysiologie du zooplancton : une nouvelle possibilité de surveillance écologique. J.-F. SAMAIN, J. MOAL, J.-R. LE COZ, J.-Y. DANIEL et A. COUM.
- 2.13 Définition d'une succession écologique en milieu meuble anormalement enrichi en matières organiques à la suite de la catastrophe de l'« Amoco Cadiz ». M. GLEMAREC et E. HUSSENOT.
- 2.14 Perturbations induites dans la composition et le fonctionnement des peuplements benthiques sublittoraux, sous l'effet des hydrocarbures de l'« Amoco Cadiz ». L. CABIOCH, J.-C. DAUVIN, F. GENTIL, C. RETIÈRE et V. RIVAIN.

- 2.14 bis Effets de la marée noire de l'« Amoco Cadiz » sur le peuplement sublittoral de l'estuaire de la Penzé. B. ELKAIM.
- 2.15 Effets à long terme des hydrocarbures de l'« Amoco Cadiz » sur la structure des communautés de nématodes libres des sables fins sublittoraux. G. BOUCHER.
- 2.16 Effets de la pollution par hydrocarbures sur la méiofaune de la baie de Morlaix. J. RENAUD-MORNANT, N. GOURBAULT, J.-B. de PANAFIEU et M.-N. HELLEOUE.

Thème 3 : Contamination des organismes marins par les hydrocarbures

- 2.17 Characterization of petroleum hydrocarbons in tissues of birds killed in the « Amoco Cadiz » oil spill. G.-C. LAWLER, J.-P. HOLMES, D.-M. ADAMKIEWICZ, M.-I. SHIELDS, J.-Y. MONNAT et J.-L. LASETER.
- 2.18 Bioavailability of stranded « Amoco Cadiz » oil as a function of environmental self-cleaning : april 1978 - january 1979. J.-H. VANDERMEULEN, B.-F. LONG et T.-P. AHERN.
- 2.19 Hydrocarbon accumulation and histopathology in bivalve molluscs transplanted to the baie de Morlaix and the rade de Brest. D.-A. WOLFE, R.-C. CLARK, C.-A. FOSTER, J.-W. HAWKES et W.-D. MACLEOD.
- 2.20 Effets de la pollution de l'« Amoco Cadiz » sur l'ostréiculture en Bretagne nord : suivi chimique de la pollution, de l'épuration et de l'adaptation. M.-P. FRIOCOURT, Y. GOURMELUN, F. BERTHOU, R. COSSON et M. MARCHAND.
- 2.21 Characterization of aliphatic and aromatic hydrocarbons in flat and Japanese type oysters and adjacent sediments collected from the Aber-Wrac'h following the « Amoco Cadiz » oil spill. J.-L. LASETER, G.-C. LAWLER, E.-D. OVERTON, J.-R. PATEL, J.-P. HOLMES, M.-I. SHIELDS et M. MABERRY.
- 2.22 Données analytiques sur la contamination des poissons plats par le pétrole de l'« Amoco Cadiz ». F. FAUGERAS.
- 2.23 Modifications histopathologiques et stress chez des anguilles soumises à une exposition prolongée aux hydrocarbures. E. LOPEZ, J. LELOUP-HATEY, A. HARDY, F. LALLIER, E. MARTELLY, J. OUDOT, J. PEIGNOUX-DEVILLE et Y.-A. FONTAINE.
- 2.24 Évolution de la contamination et de l'épuration des invertébrés marins après l'échouage de l'« Amoco Cadiz ». J. OUDOT, M. VAN PRAET, J.-P. FERAI, P. FUSEY et F. GAILL.

Thème 4 : Impact sur les ressources exploitables

- 2.25 Évolution des peuplements algaux exploitables depuis le naufrage de l'« Amoco Cadiz ». R. KAAS.
- 2.26 Effets biologiques de la pollution par les hydrocarbures de l'« Amoco Cadiz » sur l'ostréiculture en Bretagne nord. G. BALOUET et M. PODER.
- 2.27 Incidences de l'« Amoco Cadiz » sur les exploitations ostréicoles. H. GRIZEL, P. MICHEL, A. ABARNOU et B. GUEGAN.
- 2.28 Évolution des stocks de poissons plats dans la zone contaminée par l'« Amoco Cadiz ». Y. DESAUNAY.
- 2.29 Effets de la pollution de l'« Amoco Cadiz » sur la morphologie et sur la reproduction des plies (*P. platessa*) dans l'Aber-Wrac'h et l'Aber-Benoit. L. MIOSSEC.
- 2.30 Effets de la pollution des hydrocarbures de l'« Amoco Cadiz » sur la croissance des plies (*P. platessa*) et des soles (*S. solea*) de la région des Abers. G. CONAN et M. FRIHA.
- 2.31 Suivi des effets du naufrage de l'« Amoco Cadiz » sur les crustacés commercialisables dans la zone polluée. M. LÉGLISE et G. RAGUENES.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES COMPLÉMENTAIRES

- 1 CNEEXO/COB (1979) « Amoco Cadiz » : conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures. Analyse bibliographique. Centre Océanologique de Bretagne, Brest, novembre 1979 : 82 pp.
- 2 NOAA/EPA (1978). The « Amoco Cadiz » oil spill. A preliminary special report. April 1978, ed. W. HESS : 282 pp.
- 3 CNEEXO (1978). « Amoco Cadiz ». Premières observations sur la pollution par les hydrocarbures. *Publ. CNEEXO, Actes de colloques n° 6* : 239 pp.
- 4 M. MARCHAND, G. CONAN et L. d'OZOUVILLE (1979). Bilan écologique de la pollution de l'« Amoco Cadiz ». *Publ. CNEEXO. Rapp. Scient. Techn. n° 40* : 60 pp.
- 5 CNEEXO/IFP/IGN (1978). « Amoco Cadiz ». Télédétection des pollutions par hydrocarbures. Rapport préliminaire : 8 pp.
- 6 S. BERNE et L. d'OZOUVILLE (1979) « Amoco Cadiz ». Cartographie des apports polluants et des zones contaminées. CNEEXO, mai 1979 : 175 pp.
- 7 Faculté de Médecine de Brest (1978). Conséquences médicales du naufrage de l'« Amoco Cadiz » sur la population côtière et les volontaires civils : 61 pp.
- 8 E.-B. OVERTON, J.-R. PATEL et J.-L. LASETER (1979). Chemical characterization of mousse and selected environmental samples from the « Amoco Cadiz » oil spill. in : « 1979 Oil Spill Conference », march 19-22, Los Angeles (U.S.A.) : 169-74.
- 9 J.-A. CALDER, J. LAKE et J.-L. LASETER (1978). Chemical composition of selected environmental and petroleum samples from the « Amoco Cadiz » oil spill. in : « The Amoco Cadiz Oil Spill » NOAA/EPA Special Report (cf. 2) : 21-84.
- 10 M.-O. HAYES, J.-P. BROWN et J. MICHEL (1976). Coastal morphology and sedimentation, Lower Cook Inlet Alaska : with emphasis on potential oil spill impacts. *Technical Report n° 12-CRD*, Coastal Research Division, Department of Geology, University of South Carolina (U.S.A.) : 107 pp.
- 11 C. CHASSÉ (1978). Bilan écologique provisoire de l'impact de l'échouage de l'« Amoco Cadiz ». Inventaire et évaluation des espèces touchées. Contrat CNEEXO 78/5705 et 78/5706. Octobre 1978 : 64 pp
- 12 C. CHASSÉ (1978). Un indice malacologique pour mesurer l'impact écologique de la marée noire de l'« Amoco Cadiz » sur le littoral. *Haliotis*, 9 (2) : 127-35.
- 13 R. PEREZ (1978). Premiers résultats concernant l'impact de l'échouement de l'« Amoco Cadiz » sur les peuplements algaux exploitables. *Science et Pêche*, Inst. Pêches marit., n° 283-284 : 17-29.
- 14 ISTPM (1979). État des peuplements algaux exploitables en janvier 1979. Document interne, ISTPM, Nantes : 3 pp.
- 15 A. AMINOT et R. KEROUEL (1978). Premiers résultats sur l'hydrologie, l'oxygène dissous et les pigments photosynthétiques en Manche occidentale après l'échouage de l'« Amoco Cadiz ». Cf. référence (3) : 51-68.
- 16 A. AMINOT (1978). Développement du phytoplancton dans la zone côtière nord Bretagne, après l'échouage de l'« Amoco Cadiz » (évolution des teneurs en chlorophylle *a*). CNEEXO/COB, départ. Scientif. Brest, document interne novembre 1978 : 9 pp.
- 17 P.-R. MACKIE, R. HARDY, E.-I. BUTLER, P.-M. HOLLIGAN et M.-F. SPOONER (1978). Early samples of oil in water and some analyses of zooplankton. *Marine Pollution Bulletin*, 9 (11) : 296-97.
- 18 D. ROJAT (1979). Contribution à l'étude de l'impact de la pollution par le pétrole de l'« Amoco Cadiz » sur le zooplancton. Mémoire DEA Océanographie Biologie, Université de Bretagne Occidentale, Brest : 31 pp.

- 19 J.-F. SAMAIN, J. LE FEVRE, J. MOAL, J.-Y. DANIEL et J. BOUCHER (1978). Évolution de la biomasse et de la physiologie du zooplancton sur la côte nord de Bretagne en relation après l'échouage de l'« Amoco Cadiz » : résultats préliminaires pour la période du 16 mars au 20 mai 1978. Cf. référence (3) : 193-208.
- 20 P. HOPE-JONES, J.-Y. MONNAT, C.-J. CADBURY et T.-J. STOWE (1978). Birds oiled during the « Amoco Cadiz » incident an interim report. *Marine Pollution Bulletin*, 9 (11) : 307-08.
- 21 M. MARCHAND et F. CABANE (1980). Hydrocarbures dans les moules et les huitres. CNEOX/COB, Brest, *Rev. Int. Océanogr. Med.* LIX. 3-30.
- 22 P. MICHEL (1978) « Amoco Cadiz » : observations sur la contamination des poissons après trois mois. *Science et Pêche*, Inst. Pêches marit., n° 283-284 : 2-6.
- 23 J.-P. FERAL, P. FUSEY, F. GAILL, E. LOPEZ, E.M ARTELLY, J. OUDOT et M. VAN PRAET (1979). Évolution des teneurs en hydrocarbures chez quelques organismes marins du Nord Finistère depuis l'échouage de l'« Amoco Cadiz » et comparaison des méthodes de dosage en infrarouge et spectrofluorimétrie. *C.R. Acad. Sc. Paris*, 288 (série D) : 713-16.

ANNEXE 1

LISTE DES TRAVAUX EFFECTUÉS DANS LE CADRE DU PROGRAMME DE SUIVI ÉCOLOGIQUE DE LA POLLUTION DE L'« AMOCO CADIZ »

SECTEURS GÉOGRAPHIQUES

1. Études extensives. Zones côtières et du large
2. **Portsall**
3. **Aber-Benoît et Aber-Wrac'h**
4. **Plouguerneau à Roscoff**
5. **Baie de Morlaix**
6. **Baie de Lannion**

ÉTUDES « AMOCO CADIZ »

SECTEUR GÉOGRAPHIQUE : Études extensives. Zones côtières et du large

	THÈME	ÉTUDE	SITE	DATE	RÉF.
Pollution du milieu marin	Eau de mer	Pollution en surface et en profondeur	Manche occidentale	mars - avril 1978	(1-2)
	Sédiments	Pollution des fonds marins	Manche occidentale	avril 1978	(1-2)
	Littoral	Évolution de la pollution à la côte	Le Conquet - Sillon du Talbert	mars 78 - nov. 79	(1-3)
	Radioactivité	Suivi de la radioactivité artificielle	Brest - baie de Saint-Brieuc	juillet 78 et mars 79	(1-7)
Impact écologique	Impact écologique	Bilan écologique sur le littoral	Penmarc'h - Paimpol	mars 78 - nov. 79	(2-5)
	Phytoplancton	Impact écologique	Manche occidentale	mars - septembre 78	(16)
	Zooplancton	Impact écologique	et zones côtières	mars 78 - mai 79	(2-12)
	Algues brunes	Impact écologique	Argenton - Ile-Grande	juin - septembre 79	(2-7)
	Lichens	Impact écologique	Portsall - Ile-Grande	juillet - sept. 79	(2-8)
	Phanérogames	Impact écologique sur les prés salés	Rade de Brest - Ile-Grande	1978-été 1979	(2-10)
	Oiseaux	Contamination des oiseaux	Étude ponctuelle		(2-17)
	Poissons plats	Contamination dans les muscles	Abers et baies de Morlaix et Lannion	avril 78 - mai 79	(2-22)
	Algues	Évolution des peuplements d'algues	Portsall - Bréhat	avril 78 - août 79	(13 et 2-25)
Huitres	Contamination et suivi biologique	Abers et baie de Morlaix	avril 78 - juin 79	(2-27)	
Crustacés	Effets et suivi des stocks	Le Conquet - baie de Lannion	avril 78 - juillet 79	(2-31)	

ÉTUDES « AMOCO CADIZ »
SECTEUR GÉOGRAPHIQUE : Portsall

	THÈME	ÉTUDE	SITE	DATE	RÉF.
Pollution du milieu marin	Plages	Enfouissement du pétrole	Tréompan	avril 78 - janvier 79	(1-4)
	Plages	Évolution chimique des hydrocarbures	Porsguen	déc. 78 - mars 79	(1-10)
	Microbiologie	Biodégradation aérobie du pétrole		déc. 78 - août 79	(1-14)
	Microbiologie	Biodégradation aérobie du pétrole	Porsguen	mars 79	(1-15)
Impact écologique	Isopodes	Suivi des populations	Treompan	mars 78 - juin 79	(2-1)
	Méiofaune	Impact écologique	Kersaint	sept. 78 - juillet 79	(2-3)
	Algues	Impact écologique	Porsguen	mars 78 - mai 79	(2-6)

ÉTUDES « AMOCO CADIZ »

SECTEUR GÉOGRAPHIQUE : Aber-Benoît et Aber-Wrac'h

	THÈME	ÉTUDE	SITE	DATE	RÉF.
Pollution du milieu marin	Eau de mer	Suivi de la pollution	Région des abers	avril 78 - mars 79	(1-2)
	Sédiments	Suivi de la pollution	Aber-Benoît et Aber-Wrac'h	avril 78 - février 79	(1-2)
	Sédiments	Évolution chimique des hydrocarbures	Aber-Wrac'h	avril 78 - février 79	(1-11)
	Eau de mer et sédiments	Pollution et évolution chimique	Aber-Wrac'h	mars 78 - mars 79	(1-9)
	Sédiments	Évolution chimique des hydrocarbures	Aber-Wrac'h	avril 78 - mars 79	(1-10)
	Eau de mer et sédiments	Pollution et évolution chimique	Aber-Benoît	nov. 78 - août 79	(1-6)
	Plages	Enfouissement du pétrole	Brouennou, Pen-ar-Mez Sainte-Marguerite	avril 78 - janvier 79	(1-4)
	Microbiologie	Écologie microbienne	Aber-Benoît	janvier - sept. 79	(1-16)
Microbiologie	Biodégradation aérobie	Aber-Benoît	janvier 79	(1-13)	
Microbiologie	Biodégradation aérobie	Aber-Wrac'h	déc. 78 - août 79	(1-14)	
Microbiologie	Biodégradation anaérobie	Aber-Wrac'h	mars 79	(1-15)	
Impact écologique	Macrofaune et juvéniles	Impact écologique	Plages : Brouennou, Corn-ar-Gazel Ste-Marguerite, St-Cava	nov. 78 - août 79	(2-2)
	Méiofaune	Impact écologique	Plages : Brouennou Corn-ar-Gazel	sept. 78 - juillet 79	(2-3)
	Macrofaune subtidale	Impact écologique	Aber-Benoît et Aber-Wrac'h	mars 78 - août 79	(2-13)
	Bivalves, clams	Contamination	Aber-Benoît	avril 78 - janvier 79	(2-18)
	Huitres	Contamination	Aber-Benoît et Aber-Wrac'h	mai 78 - juillet 79	(2-20)
	Huitres	Contamination	Aber-Wrac'h	juin 78 - avril 79	(2-21)
	Huitres	Effets biologiques	Aber-Benoît et Aber-Wrac'h	mai 78 - octobre 79	(2-26)
Poissons plats	Impact écologique	Aber-Benoît et Aber-Wrac'h	nov. 78 - octobre 79	(2-29 et 2-30)	

ÉTUDES « AMOCO CADIZ »
SECTEUR GÉOGRAPHIQUE : Plouguerneau à Roscoff

	THÈME	ÉTUDE	SITE	DATE	RÉF.
Pollution du milieu marin	Eau de mer	Biodégradation des hydrocarbures	Au nord de Plouguerneau	mars 78	(1-12)
	Sédiments	Pollution des fonds marins	Plouguerneau - Roscoff	août 78 - août 79	(1-5)
	Plages	Enfouissement du pétrole	Centre Hélio-marin Grande-Grève	avril 78 - janvier 79	(1-4)
Impact écologique	Invertébrés marins	Contamination par hydrocarbures	Roscoff, Ti-Saozon	avril 78 - janv. 79	(2-18)
	Anguille jaune	Contamination et effets biologiques	Région de Roscoff	mars 78 - mai 79	(23 et 2-23)
	Méiofaune intertidale	Impact écologique	Plage de Roscoff	mars - octobre 78	(2-16)

SECTEUR GÉOGRAPHIQUE : Baie de Morlaix

	THÈME	ÉTUDE	SITE	DATE	RÉF.
Pollution du milieu marin	Eau de mer	Suivi de la pollution	Baie de Morlaix	avril 78 - mars 79	(1-2)
	Sédiments	Suivi de la pollution	Baie de Morlaix	juillet 78 - février 79	(1-2)
	Sédiments	Suivi de la pollution	Baie de Morlaix	août 78 - août 79	(1-5)
	Sédiments	Évolution chimique des hydrocarbures	Baie de Morlaix	avril 78 - février 79	(1-10)
Impact écologique	Macrofaune subtidale	Impact écologique	Baie de Morlaix	mars 78 - avril 79	(2-14)
	Macrofaune subtidale	Impact écologique	Estuaire de la Penzé	août 78	(2-14 bis)
	Méiofaune subtidale	Impact écologique	Baie de Morlaix : Pierre-Noire	avril 78 - mars 79	(2-15)
	Méiofaune subtidale	Impact écologique	Rivière de Morlaix	mars - octobre 78	(2-16)
	Moules	Contamination de moules transférées et effets biologiques	Baie de Morlaix	avril - mai 78	(2-19)
Huitres Poissons plats		Effets biologiques Impact écologique	Rivières de Penzé et Morlaix	mai 78 - octobre 79	(2-26)
			Baie de Morlaix	avril 78 - octobre 79	(2-28)

ÉTUDES « AMOCO CADIZ »

SECTEUR GÉOGRAPHIQUE : Baie de Lannion

	THÈME	ÉTUDE	SITE	DATE	RÉF.
Pollution du milieu marin	Atmosphère	Pollution de l'air	St-Michel-en-Grève, Ile-Grande	avril 78	(1-1)
	Eau de mer	Suivi de la pollution	Baie de Lannion	avril 78 - mars 79	(1-2)
	Sédiments	Suivi de la pollution	Baie de Lannion	juillet 78 - février 79	(1-2)
	Sédiments	Suivi de la pollution	Baie de Lannion	août 78 - août 79	(1-5)
	Plages	Enfouissement du pétrole	St-Michel-en-Grève	avril 78 - janvier 79	(1-4)
	Sédiments	Évolution chimique du pétrole	St-Michel-en-Grève, Ile-Grande	déc. 78 - mars 79	(1-10)
	Microbiologie	Écologie microbienne	St-Michel-en-Grève	janvier - sept. 79	(1-16)
	Microbiologie	Biodégradation aérobie	Ile-Grande	janvier 79	(1-13)
	Microbiologie	Biodégradation aérobie	St-Michel-en-Grève, Ile-Grande	déc. 78 - août 79	(1-14)
	Microbiologie	Biodégradation anaérobie	Ile-Grande	mars 79	(1-15)
Impact écologique	Macrofaune des plages	Impact écologique	St-Michel-en-Grève, St-Efflam	avril 78 - juin 79	(2-4)
	Macrofaune subtidale	Impact écologique	Baie de Lannion	mars 78 - avril 79	(2-14)
	Microflore bactérienne	Impact écologique	Ile-Grande	déc. 78 - octobre 79	(2-9)
	Phanérogames	Impact écologique	Ile-Grande	été 78 - automne 79	(2-11)
	Poissons plats	Impact écologique	Baie de Lannion	avril 78 - octobre 79	(2-28)

ANNEXE 2

MESURES D'INTERVENTIONS IMMÉDIATES POUR ÉVALUER LES PREMIERS EFFETS D'UNE POLLUTION ACCIDENTELLE PAR HYDROCARBURES

EXPÉRIENCE DE LA POLLUTION DE L'« AMOCO CADIZ »

Le naufrage de l'« Amoco Cadiz » a montré que ce type de pollution nécessite, de la part des pouvoirs publics, une intervention rapide, non seulement pour mettre en place une stratégie de lutte anti-pétrole, mais également pour être en mesure d'évaluer les effets immédiats et à long terme d'une telle pollution sur l'environnement marin.

Les observations recueillies seront des données essentielles à joindre au dossier d'expertise qui sera constitué pour évaluer et chiffrer le préjudice subi.

Ce type de pollution accidentelle se caractérise par *deux phases distinctes* :

1. La phase de déploiement et d'extension maximale de la pollution en mer et à la côte. Durant cette période, la pollution est massive, la progression des nappes d'hydrocarbures en mer, la fixation du pétrole à la côte sont des phénomènes rapides mais également fluctuants, soumis au régime des vents et des courants marins et à la géomorphologie côtière. Conjointement, interviennent les grands processus d'évolution du pétrole, à savoir les processus d'évaporation des composés légers vers l'atmosphère, les phénomènes de mélange dans la masse d'eau par la formation d'émulsions et la sédimentation du pétrole vers les fonds marins.

C'est durant cette phase que les effets immédiats de la pollution sur les organismes vivants sont les plus brutaux et les plus spectaculaires. Ces effets consécutifs à l'ingestion d'hydrocarbures toxiques par les organismes ou à leur angluage par les produits déversés conduisent à de très fortes mortalités et parfois à la destruction quasi instantanée et presque totale de toute ressource vivante.

Cette phase est généralement courte. Dans le cas de la pollution de l'« Amoco Cadiz », elle a duré environ un mois et demi.

2. La seconde phase intervient lorsque l'extension maximale de la pollution a été atteinte. Après une stabilisation du phénomène, le processus de décontamination est amorcé, évoluant favorablement sur les sites fortement battus par les éléments naturels ou, au contraire, évoluant très lentement dans les zones abritées. Les mortalités, enregistrées durant la phase primaire, engendrent des déséquilibres écologiques. L'étude de la restauration du milieu nécessite un suivi écologique à long terme.

En définitive, à la suite d'une pollution accidentelle par hydrocarbures, nous observons :

— une *phase de pollution primaire courte* durant laquelle les phénomènes perçus sont intenses et évoluent rapidement;

— une *phase secondaire d'évolution lente*. Les sites pollués sont généralement bien localisés; les effets directs ou indirects sur les communautés marines nécessitent un suivi écologique à long terme.

NÉCESSITÉ D'UNE INTERVENTION IMMÉDIATE

Le dispositif d'intervention, mis en place immédiatement après une pollution accidentelle par hydrocarbures, doit être en mesure d'évaluer les grands phénomènes qui caractérisent la phase d'évolution primaire de la pollution :

1. Suivre la progression des nappes d'hydrocarbures en mer.
2. Évaluer quantitativement les quantités de pétrole piégées à la côte.
3. Évaluer la diffusion de la pollution vers l'atmosphère, dans l'eau de mer en surface et en profondeur et vers les fonds marins. Localiser les zones marines les plus gravement touchées.
4. Dresser un bilan massique de la pollution entre l'atmosphère, le littoral et le milieu marin.
5. Évaluer les effets immédiats de la pollution sur les organismes vivants : bilan des mortalités et des espèces touchées, impact immédiat sur les ressources exploitables.

DESCRIPTIF SOMMAIRE DES INTERVENTIONS

1. Télédétection (*)

Le choix des techniques de télédétection est effectué, d'une part, en fonction des moyens disponibles, d'autre part, en fonction du type d'informations que l'on cherche à recueillir : cartographie des apports polluants en mer, cartographie des apports polluants à la côte.

La *télédétection* est le moyen le plus adapté pour repérer les nappes en mer, guider les opérations de traitement et déterminer les zones côtières menacées.

Le survol aérien de la côte permet d'obtenir une vision globale du phénomène, de guider les opérations de nettoyage et les équipes scientifiques et de mettre en évidence le processus d'arrivée du pétrole à la côte.

Le choix des moyens employés se définit pour les « capteurs » et les « vecteurs » aériens utilisés :

Nature des capteurs : émulsions photographiques

- radiométrie à balayage infra-rouge dans le thermique;
- infra-rouge noir et blanc;
- couleur naturelle;
- panchromatique noir et blanc;
- observateur scientifique.

(*) Collaboration de S. Berné et L. d'Ouzouville (CNEXO/COB).

Nature des vecteurs :

- vecteur lourds, avion type B 17;
- vecteurs légers : avion de tourisme, hélicoptère.

2. Évaluation du pétrole piégé à la côte

L'évaluation de la longueur de côtes polluées est déterminée par l'étude sur le terrain et les survols aériens.

Parallèlement, des profils topographiques sont réalisés sur plusieurs sites choisis (plages). L'épaisseur de la couche d'hydrocarbures est mesurée le long des profils, la surface de plage polluée est relevée. Des échantillons sont prélevés pour évaluer la proportion d'eau et d'hydrocarbures dans la nappe émulsionnante déposée sur la plage. Sur chaque site étudié, on détermine ainsi la quantité d'hydrocarbures par kilomètre de côte. L'évaluation globale est réalisée ensuite par le dépouillement des observations aériennes.

3. Suivi chimique

Le suivi chimique dans *l'eau de mer* et les *sédiments* permet de fixer l'extension de la pollution en mer (et vient en complément des données de télédétection), de mettre en évidence la diffusion des hydrocarbures dans la colonne d'eau et d'évaluer l'éventuelle contamination des fonds marins. Les techniques utilisées sont généralement la spectrophotométrie infra-rouge ou la spectrofluorométrie, elles donnent une mesure d'indice global de pollution. Dans le cas de la pollution de l'« Amoco Cadiz », nous avons utilisé la technique de spectrofluorométrie directement à bord des navires océanographiques et nous avons pu évaluer l'intensité de la pollution dans l'eau et les sédiments en temps réel (durée de l'analyse d'un échantillon : dix minutes environ).

Pour évaluer les quantités d'hydrocarbures évaporées dans *l'atmosphère*, il est nécessaire de connaître la composition du pétrole déversé, notamment le pourcentage des composés volatils. Les analyses chimiques sont réalisées sur des échantillons d'air prélevés dans l'atmosphère et sur des échantillons de nappes de pétrole dérivantes en mer. La technique analytique utilisée, la chromatographie en phase gazeuse donne, non pas un indice global d'hydrocarbures, mais fournit l'« empreinte digitale » des différents constituants d'hydrocarbures. La perte des composés légers dans l'échantillon de pétrole émulsionné, l'identification de ces composés dans l'atmosphère et la comparaison avec la composition initiale des composés volatils du pétrole brut déversé permet une approche quantitative du transfert des hydrocarbures vers l'atmosphère.

4. Impact écologique immédiat

L'inventaire des *espèces touchées* et des *mortalités*, dans les jours qui suivent le début de la pollution, nécessite la mise sur place de nombreuses petites équipes très mobiles sur le littoral pour recueillir le maximum d'informations. Dans le cas de la pollution de l'« Amoco Cadiz », les observations étaient réalisées par 160 équipes et 4 étudiants de l'université de Brest, intervenant sur 200 km de côtes polluées. Les travaux comportaient :

- le comptage et le ramassage des nombreux animaux morts échoués (oiseaux, poissons, crustacés, mollusques...);
- le constat semi-quantitatif des mortalités des espèces vivant sur les rochers (patelles, bigorneaux...);
- le constat des caractéristiques du milieu.

Toutes les observations étaient ensuite centralisées à l'université de Brest et traitées par les chercheurs compétents.

POLLUTION ACCIDENTELLE PAR HYDROCARBURES

PHASE	DURÉE	PHÉNOMÈNES OBSERVÉS	
<p style="text-align: center;">Phase Primaire</p>	<p style="text-align: center;">Courte qq jours à qq semaines</p>	<ol style="list-style-type: none"> 1. Déploiement de la pollution 2. Grands processus d'évolution 3. Impact écologique 	<p>Phénomènes intenses et rapides</p> <p>Évaporation Mélange dans la masse d'eau Sédimentation</p> <p>Effets immédiats Fortes mortalités</p>
<p style="text-align: center;">Phase secondaire</p>	<p style="text-align: center;">Longue qq mois à qq années</p>	<ol style="list-style-type: none"> 1. Stabilisation de la pollution 2. Processus de décontamination 3. Impact écologique 	<p>Les sites pollués sont localisés</p> <p>Décontamination physique par les éléments naturels Dégradation du pétrole par les micro-organismes</p> <p>Effets secondaires de la pollution Déséquilibres écologiques Restauration du milieu et retour à l'équilibre</p>

**NÉCESSITÉ D'UNE INTERVENTION IMMÉDIATE
A LA SUITE D'UNE POLLUTION ACCIDENTELLE PAR HYDROCARBURES**

QUESTIONS POSÉES	BUT A ATTEINDRE	MÉTHODES
1. Progression de la pollution en mer	Définir le cadre spatial de l'extension de la pollution	Télédétection
2. Pollution du littoral	Évaluer les quantités de pétrole piégées à la côte	Télédétection Campagnes terrain Méthode d'évaluation quantitative
3. Pollution de l'environnement marin — atmosphère — eau de mer — sédiment	Évaluer quantitativement le processus d'évaporation vers l'atmosphère Suivre la pollution dans la masse d'eau et sur les fonds marins Localiser les zones marines les plus gravement polluées	Suivi chimique de la pollution dans : — l'air — l'eau de mer — les sédiments
4. Bilan massique de la pollution	Évaluer quantitativement le transfert de la pollution entre : — l'atmosphère — le littoral — le milieu marin	Suivi chimique Quantités piégées à la côte Suivi chimique
5. Impact écologique immédiat	Évaluer les effets immédiats de la pollution : — sur les communautés marines en zone littorale et infra-littorale — sur les ressources exploitables	Bilan des espèces touchées et des mortalités Bilan des espèces touchées et des mortalités Suivi chimique de la pollution (poissons, crustacés, algues, mollusques)

3
2
3

Imprimé par
INSTAPRINT S.A. - TOURS
SUR PAPIER FABRIQUÉ EN FRANCE
RECYCLÉ 100 %



RAPPORTS SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES

- | | | | | |
|----------|--|--|--|--|
| 1/2 1971 | J.Y. LE GALL, M. L'HERROUX
□ Micronecton en Méditerranée occidentale et Proche Atlantique.
□ Les eaux méditerranéennes en Atlantique Nord-Est et la migration estivale des jeunes germes. Corrélations apparentes. 26 p. | 24 1976 | F. MADELAIN
Circulation des eaux d'origine méditerranéenne au niveau du Cap St-Vincent. Hydrologie et courants de densité. 73 p. | |
| 5 1971 | Y. HARACHE et J.J. BOULINEAU
L'élevage des salmonidés migrateurs amphibiologiques en Amérique du Nord. 166 p. | 28 1976 | Y. HARACHE
La salmoniculture marine en Norvège. État de développement en 1975. 149 p. | |
| 6/7 1971 | A. BIANCHI, M. BIANCHI
Distribution des bactéries hétérotrophes aérobies au large des côtes atlantiques françaises et entre le détroit de Gibraltar et Madère. 22 p. | 30 1976 | B. FRUCHAUD-LAPARRA, F. MADELAIN et al.
Étude hydrologique et variations saisonnières dans le Proche-Atlantique en 1974. 108 p. | |
| 8 1972 | J.Y. LE GALL et M. L'HERROUX
Crustacés pélagiques susceptibles de pêches expérimentales en Atlantique Nord et en Méditerranée occidentale. 34 p. | 32 1977 | G. MICHARD, D. RENARD
Le manganèse des fonds océaniques. 16 p. | |
| 11 1972 | F. MADELAIN
Données sur la circulation d'eaux d'origine méditerranéenne au niveau du Cap Finistère. 20 p. | 36 1977 | L. LEMOINE, J. THEBAULT
Corrosion marine. Bibliographie. 212 p. 115 F | |
| 12 1972 | F. MADELAIN et J.P. ALLENOU
Réalisation d'une centrale de mesures embarquée pour l'acquisition et le traitement en temps réel des données hydrologiques. 50 p. | 38 1978 | CNEXO / CNRS / UNIVERSITÉ DE BRETAGNE OCCIDENTALE
Synthèse des études écologiques d'avant-projet des sites bretons de Beg an Fry, Ploumoguer, Plogoff, Saint-Vio et Erdeven. 58 p. 50 F | |
| 15 1973 | A. MULLER-FEUGA
L'élevage de la sériole au Japon. 56 p. | 39 1979 | Michel GIRIN
Méthodes de production des juvéniles chez trois poissons marins : le bar, la sole et le turbot. 202 p. 100 F | |
| 16 1973 | A.G. CAVANIE
Étude non linéaire des ondes internes dans un milieu à deux couches fluides sans rotation. 12 p. | 41 1980 | P. CHARDY, Y. GUENNEGAN, J. BRANELLEC
Photographie sous-marine et analyse des peuplements benthiques. Essais en rade de Brest. 32 p. 45 F | |
| 22 1976 | J.M. MARTIN, M. MEYBECK, F. SALVADORI, A. THOMAS
Pollution chimique des estuaires : état actuel des connaissances. 285 p. | 42 1980 | F. NYFFELER, J. RAILLARD, L. PRIEUR
Le Bassin Liguro-Provençal. Étude statistique des données hydrologiques. 1950-1973. 163 p. 110 F | |
| | 44 1981 | M. MARCHAND
Amoco Cadiz, bilan du Colloque sur les conséquences d'une pollution accidentelle par hydrocarbures. Brest, novembre 1979. 86 p. 60 F. | 43 1980 | Ulcérations des poissons et mammifères marins pêchés dans les eaux côtières françaises. Résultats de la première phase, 1er janvier 1978-31 décembre 1979. |

Ce rapport propose une synthèse des informations présentées au Colloque «Amoco Cadiz», tenu au Centre Océanologique de Bretagne, en novembre 1979. Il fait état des études menées sur une durée de vingt mois après l'accident et aussi des travaux engagés au cours de la troisième année du suivi écologique.

C'est donc le bilan d'un effort de recherche scientifique considérable mené à l'instigation du Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, sous la direction du CNEXO, avec la collaboration de nombreuses équipes scientifiques françaises et étrangères.

Ce bilan fait le partage entre les connaissances acquises au cours de l'expérience et les zones d'ombres pour lesquelles on ne peut apporter de réponses satisfaisantes. Le rapport présente quelques propositions concrètes, notamment sur les mesures d'intervention immédiate qui permettent d'évaluer les premiers effets d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures.

Pour commande s'adresser à :

DOCUMENTATION
 Centre Océanologique de Bretagne
 B. P. 337 — 29273 BREST CEDEX
 Tél. (98) 45.80.55 — Telex : OCEANEX 940627 F

Joindre le règlement