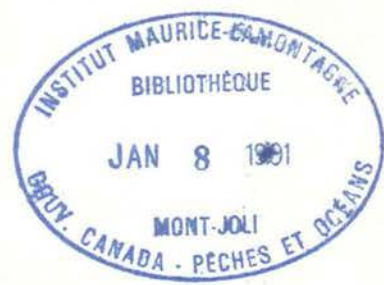


168569



Juin 1985

Concentrations en biphényles polychlorés et
métaux dans les sédiments marins
de la Baie des Anglais: contexte
morpho-sédimentologique

par

Bertrand, P.¹ et Y. Vigneault²

Direction de la recherche sur les pêches
Ministère des Pêches et des Océans
Laboratoire de Québec
C.P. 15 500
901 Cap Diamant
Québec

TD
427
.P65
B47

¹ Consultant sur les géosystèmes littoraux, Québec
² Direction de la recherche sur les pêches, ministère des Pêches et des Océans

TABLE DES MATIÈRES

	<u>Page</u>
LISTE DES TABLEAUX	iv
LISTE DES FIGURES	vi
RÉSUMÉ	viii
PRÉFACE	ix
INTRODUCTION	2
PROBLÉMATIQUE	3
BUT ET OBJECTIFS	4
TRAVAUX ANTÉRIEURS	5
DESCRIPTION DE LA RÉGION ÉTUDIÉE	7
- Localisation	7
OCÉANOGRAPHIE PHYSIQUE	7
- Les courants	7
- Vents et vagues	9
- La marée	12
- Température, salinité et stratification des eaux	13
MORPHOLOGIE ET DYNAMIQUE LITTORALE	15
- Morphologie de la Baie des Anglais	15
- Le delta de la rivière Manicouagan	17
- Dynamique littorale	20
MATÉRIEL ET MÉTHODE	23
- Échantillonnage	23

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	<u>Page</u>
- Analyses	23
- Sédiments de surface	23
- Carottes	25
LES SÉDIMENTS	26
- Granulométrie et texture	27
- Taux de sédimentation et traceurs géochimiques	34
- La matière organique	41
- Distribution horizontale et verticale	46
- La zonation hydrosédimentologique	48
- Zone de dispersion	48
- Zone d'accumulation	50
- Zone de non-accumulation	52
LES BIPHÉNYLES POLOCHLORÉS DANS LES SÉDIMENTS: BAIE DES ANGLAIS	54
- Présentation	54
- Origine et propriétés	54
- Les BPC dans les sédiments du fleuve et de l'estuaire du Saint-Laurent	56
- Le tronçon fluvial	56
- Le tronçon estuarien	57
- Propriétés associatives des sédiments et des BPC	57
- Les sédiments contaminés de la Baie des Anglais	59
- Les sédiments de la Baie des Anglais et les BPC	60

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	<u>Page</u>
- Surface	60
- Carottes: BPC et Césium-137	65
- Synthèse: BPC et sédiments	67
 LES MÉTAUX DANS LES SÉDIMENTS DE LA BAIE DES ANGLAIS	 68
- Introduction	68
- Classification et choix des métaux analysés	69
- Métaux et sédiments: Propriétés associatives et bio-disponibilité	 70
- Propriétés associatives	70
- Disponibilité biologique des métaux	72
 - Teneurs naturelles et moyennes des métaux dans les sédiments	 74
- Distribution et teneurs en métaux des sédiments	76
- Mercure	77
- Chrome	79
- Plomb	83
- Zinc	87
- Cadmium	89
- Arsenic	92
- Conclusion-métaux	94
 CONCLUSION GÉNÉRALE	 98
 RÉFÉRENCES	 100

LISTE DES TABLEAUX

<u>Tableau</u>		<u>Page</u>
1	Fréquences (%) et vitesses des vents (km/h) à Baie-Comeau (1956-1980)	10
2	Détermination des fetchs (km) en fonction des vents effectifs	11
3	Caractéristiques océanographiques de l'estuaire maritime du Saint-Laurent	13
4	Classes granulométriques	28
5	Granulométrie des sédiments de surface	30
6	Indice de classement des sédiments de surface	33
7	Teneurs des sédiments en matière organique (%)	44
8	Teneurs en BPC (ppm) des sédiments de surface - Mai 1982	59
9	Caractéristiques granulométriques et teneurs en biphényles polychlorés des sédiments de surface	61
10	Teneurs en BPC dans les sédiments de surface	62
11	La capacité d'échange cationique de différents minéraux argileux	71
12	Fraction métallique disponible pour le biota	73

LISTE DES TABLEAUX (suite)

<u>Tableau</u>		<u>Page</u>
13	Teneurs moyennes en métaux des sédiments du système hydrologique laurentien (ppm)	75
14	Quelques paramètres sur la qualité des sédiments de la Baie des Anglais - 1978	76
15	Caractéristiques granulométriques (%) et teneurs en métaux (ppm) des sédiments de surface	78

LISTE DES FIGURES

<u>Figure</u>		<u>Page</u>
1	Localisation de la région étudiée	8
2	Délimitation et bathymétrie de la Baie des Anglais	16
3	Le contexte morpho-sédimentologique régional	18
4	Processus de formation des courants sagittaux et de dérive à partir de vagues	21
5	Localisation des stations d'échantillonnage (benne-carotte) .	24
6	Distribution de la fraction lutite	31
7	Profils radiométriques et géochimiques des carottes C-1, C-3 et C-11	37
8	Profils radiométriques et géochimiques des carottes C-17 et C-34	38
9	Profils radiométriques et géochimiques des carottes C-38 et C-53	39
10	Relation entre les contenus en carbone organique et en argile des sédiments de surface	45
10A	Distribution verticale des BPC dans les carottes C-17 et C-34	45

LISTE DES FIGURES (suite)

<u>Figure</u>		<u>Page</u>
11	Distribution de la matière organique	47
12	Zonation hydrosédimentologique des sédiments de surface	49
13	Distribution des BPC dans les sédiments de surface	63
14	Relation entre les contenus en BPC et en matière organique ..	63
15	Distribution du mercure dans les sédiments de surface	80
16	Distribution du chrome dans les sédiments de surface	84
17	Relation entre les contenus en chrome, en lutites et en carbone organique	84
18	Distribution du plomb dans les sédiments de surface	86
19	Relation entre les contenus en plomb, en lutites et en carbone organique	86
20	Distribution du zinc dans les sédiments de surface	90
21	Relation entre les contenus en zinc, en plomb, en lutites et en carbone organique	91
22	Distribution de l'arsenic dans les sédiments de surface	95
23	Relation entre les contenus en arsenic, lutites et en carbone organique	95

RÉSUMÉ

Ce travail reporte des teneurs (ppm) de BPC, de Hg, Cd, Pb, Zn, Cr, As et matière organique (%) dans les sédiments de la Baie des Anglais. La distribution de ces éléments montre des panaches de diffusion dérivants de la zone industrielle de Baie-Comeau, de l'Anse du Moulin et des sites actuels et anciens de matériaux d'excavation de dragage. On a trouvé des teneurs excessives de BPC (3,22) au droit de l'Anse du Moulin, et des teneurs élevées de Hg (3,05), Cr (98,0), As (8,3) et en carbone organique (12,8%). Le vecteur de ces éléments polluants serait les particules organiques en suspension originant des effluents industriels de Baie-Comeau. Les contaminants associés aux sédiments ne séjournent que peu de temps sur les zones littorales de faible profondeur et sont évacués en direction sud-est où ils s'accumulent (0,3 cm/an) vers 80 m de profondeur.

PRÉFACE

? Ce travail est un document de base rédigé dans le but d'amorcer une réflexion, inspirée du contexte environnemental, concernant le problème de dégradation avancée de la qualité des sédiments de la Baie des Anglais. Il permettra de diriger plus adéquatement une éventuelle campagne d'échantillonnage complémentaire ou encore un programme de restauration ou de reconstitution de l'habitat du poisson de cette baie.

INTRODUCTION

Les sédiments marins constituent d'excellents indicateurs écologiques pour l'étude des impacts environnementaux en milieu marin (Yen, 1977). Dans les estuaires, ~~en effet~~, les sédiments marins et en particulier les lutites ? sont les principaux agents de transport des polluants (De Grott, 1975). Ceux-ci sont associés aux sédiments fins et ainsi, ils ont naturellement tendance à se déposer dans les secteurs côtiers les plus calmes. Cependant, au cours de leur transport, les sédiments subissent des transformations (floculation, désorption, oxydation, etc.) provoquées par les changements physico-chimiques des milieux traversés et, pour cette raison, règle générale, les caractères physiques et chimiques mesurés sur les sédiments sont le reflet des conditions à long terme prévalant dans les milieux considérés (Couillard, 1982). Dans cette optique, il apparaît donc important dans un premier temps de localiser les zones préférentielles de déposition des sédiments et d'établir par la suite leurs teneurs en éléments indésirables si nous voulons arriver à constituer des programmes de gestion des sédiments contaminés.

C'est dans ce contexte que nous avons entrepris pendant les mois de juin et juillet 1984 l'échantillonnage des sédiments de fond de la Baie des Anglais.

LA PROBLÉMATIQUE

En mars 1983, le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) recevait, en version préliminaire, une étude d'impact concernant le projet d'agrandissement des infrastructures portuaires de la Société canadienne des métaux Reynolds (S.C.M.R.) située sur la côte ouest de la Baie des Anglais. Cette étude révélait alors la présence de biphényles polychlorés (B.P.C.) dans les sédiments situés près des quais, en teneurs encore jamais mesurées au Québec. En effet, celles-ci étaient de 3,74 ppm dans les sédiments de surface et de 10 à 30 ppm dans les sédiments des carottes. Compte tenu que le critère d'acceptabilité est fixé depuis quelques années au niveau de 0,05 ppm (Vigneault et al., 1978), le cas de contamination des sédiments de la Baie des Anglais représente donc un problème environnemental majeur et un cas alarmant d'altération de la qualité de l'habitat du poisson.

Suite à cette découverte, des travaux supplémentaires ont été réalisés à l'été 1983 par la firme de consultant BEAK pour le compte de la S.C.M.R. Ces travaux ont permis d'identifier la source d'introduction des B.P.C. dans la Baie des Anglais. Il s'agit d'une pseudo-lagune localisée dans la partie amont de l'Anse du Moulin soit, immédiatement en contrebas de l'usine de la S.C.M.R. (Paul, 1984). Selon Trépanier (1984), ce site fut utilisé durant 25 ans, soit de 1950 à 1975, comme bassin de réception des eaux ayant servi au refroidissement des systèmes hydrauliques utilisés par la compagnie dans la production de lingots d'aluminium. C'est au cours de cette phase de refroidissement que les eaux entraient en contact avec l'huile industrielle "Pydraul-230" contenant des B.P.C. dont principalement de l'Arochlor-1242.

BUT ET OBJECTIFS

C'est dans le but de compléter l'information disponible sur la qualité des sédiments de la Baie des Anglais que fut entreprise, à la section de l'Habitat du poisson du ministère des Pêches et des Océans, la mise au point d'un programme de recherche concernant les sédiments contaminés. On peut ainsi résumer les principaux objectifs de cette campagne comme suit:

- récolter les données nécessaires à l'établissement du degré d'altération des sédiments marins de la Baie des Anglais,

- établir le patron de distribution des sédiments contaminés,

- évaluer les relations possibles entre les différents paramètres analysés.

TRAVAUX ANTÉRIEURS

Dans la région de Baie-Comeau, les premiers travaux d'échantillonnage des sédiments marins ont été réalisés par le Comité d'Étude sur le fleuve Saint-Laurent (1977) (C.E.F.S.L.). Pour établir ce premier portrait de la qualité des sédiments, 16 paramètres furent analysés sur des échantillons de sédiments récoltés au droit de la batture de la compagnie de papier Québec North Shore (Q.N.S.) ainsi que le long du littoral entre le quai de Baie-Comeau et celui de la compagnie Cargill. Cette première étude a révélé des teneurs anormalement élevées en matière organique, en mercure, en chrome et en fer.

En 1982, la S.C.M.R. réalisait, par l'intermédiaire de la firme de consultant BEAK, une étude d'impact concernant le projet d'extension de ses infrastructures portuaires. Cette étude permit de découvrir des taux élevés de B.P.C. associés aux sédiments devant être dragués pendant la réalisation du projet. Suite à cette découverte, des travaux complémentaires furent effectués par BEAK. Ces travaux démontrèrent que les sédiments de l'Anse du Moulin présentaient des teneurs en B.P.C. de 30 à 70 fois supérieures au critère limite de référence établi pour les sédiments de surface (Vigneault et al., 1978).]
Ref. B

En 1983, une seconde étude fut effectuée pour le compte du ministère des Travaux publics Canada (M.T.P.C., 1983) dans le but d'analyser le bien fondé des avant-projets concernant la protection du port de refuge de Baie-Comeau contre l'agitation par les vagues et la sédimentation. Celle-ci démontre que les sédiments situés à l'emplacement du site du port de refuge ne présentent pas de quantités élevées de contaminants. Elle évalue aussi le transport littoral sur la côte à 5 000 m³/an en direction nord-ouest, illustrant ainsi un déplacement des sédiments du delta de la rivière Manicouagan vers le port public de Baie-Comeau.

La projection d'activités de dragage dans le port de Baie-Comeau¹ a suscité en 1984 la conduite d'un "Examen environnemental préalable" (M.T.C.P., 1984). Les sédiments se sont alors révélés peu contaminés en matériaux organiques, en phosphore total, en métaux lourds et en biphényles polychlorés. Dans le cas des BPC cependant, un échantillon dépassait le seuil critique. De plus, les sédiments étaient fortement contaminés par les huiles et les graisses.

Bien que non disponibles, d'autres travaux ont été réalisés concernant les sédiments de la Baie des Anglais. Il s'agit des travaux de Renée Vincent Ing. (1969), de la Société d'Ingénierie Cartier Ltée (1972) et de Major et Martin Inc. (1975).

¹: Le maintien et le développement de la navigation dans le port de Baie-Comeau a nécessité, depuis 10 ans, le dragage de 152 915 m³ de sédiments pour une moyenne annuelle de 15 291,5 m³.

DESCRIPTION DE LA RÉGION ÉTUDIÉE

Localisation

La Baie des Anglais est située sur la côte nord de l'estuaire maritime du Saint-Laurent ($68^{\circ}06'30''W$, $49^{\circ}14'30''N$) à une distance approximative de 450 km au nord-est de la ville de Québec (Figure 1). Localement la Baie des Anglais occupe, immédiatement à l'est de Baie-Comeau, une des multiples anfractuosités qui caractérisent le trait rivage de la côte nord du Saint-Laurent. Elle est délimitée à l'ouest par le port public de Baie-Comeau et à l'est par la Pointe Saint-Pancrace. La région étudiée en déborde légèrement vers le large pour atteindre une superficie approximative de 6 km^2 .

Océanographie physique

Les courants

Dans la région de l'estuaire maritime, les courants ont été étudiés par Farquharson (1966) à Pointe-des-Monts, Forrester (1974) entre Trois-Pistoles et Baie-Comeau et par Ingram (1975) près des Escoumins. À partir de ces travaux, El-Sabh (1979) a effectué une synthèse cartographique des courants de surface de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. D'après celle-ci, les courants de surface atteindraient, au large de Baie-Comeau, environ 10 à 20 cm/S et se propageraient dans le sens horaire.

Plus localement, il existe peu de données sur la vitesse et la direction des courants dans la Baie des Anglais. Le travail de Vincent (1969), amplement cité dans le rapport du M.T.P.C. (1984), fournit cependant des informations intéressantes sur la courantométrie de la Baie des Anglais.

Figure 1. Localisation de la région étudiée

Ainsi, un volume d'eau de 20 000 000 m³ entrerait dans la Baie des Anglais à chaque cycle de marée. Un tel volume implique une très forte capacité de dilution. De plus, le renouvellement continu de cet important volume d'eau génère, selon Vincent (1969), des vitesses de courants de marée de 0,5 m/S à l'entrée de la baie et de 0,3 m/S à l'intérieur. Selon Major et Martin (1976) (cité dans M.T.C.P., 1984), la vitesse des courants près du fond est de 0,05 m/S, soit une valeur de 10% de la vitesse obtenue en surface.

Vents et vagues

Le vent représente l'élément le plus important du régime climatique dans l'analyse des milieux côtiers comme celui de la Baie des Anglais et l'analyse de la dynamique littorale d'une région repose en grande partie sur une bonne connaissance du contexte éolien. C'est en effet sous l'impulsion du vent que naissent les vagues, les houles et les courants littoraux. Ces derniers résultent de l'arrivée des vagues en incidence oblique sur la côte. Une bonne connaissance du régime éolien est essentiel à l'évaluation de la capacité de dilution d'un secteur côtier (Cranston, 1974).

Les données disponibles sur le régime éolien proviennent de la station d'Environnement Canada (Lat. 49°08'N, Long. 68°12'W) située à l'aéroport de Baie-Comeau sur le delta de la rivière Manicouagan. Les données couvrent les années 1956 à 1980.

Quatre vents de directions différentes sont susceptibles d'influencer le brassage de la masse d'eau de la Baie des Anglais. Il s'agit de ceux soufflant dans les directions nord-est, est, sud-est et sud. Les plus fréquents sont ceux de direction est (11,4%) suivent les vents de directions nord-est (4,0%), sud (2,8%) et sud-est (1,8%) (Tableau 1). Les vitesses maximales atteintes sont respectivement de 20,4 km/h, 18,0 km/h, 15,0 km/h et 13,6 km/h.

Tableau 1. Fréquences (%) et vitesses des vents (km/h) à Baie-Comeau (1956-1980).¹

DIRECTIONS	FRÉQUENCE (%)			VITESSE (km/h)		
	Moyenne	Maximum	Minimum	Moyenne	Maximum	Minimum
N	5,7	7,4	2,2	15,4	17,1	10,4
NNE	1,8	2,6	1,2	14,0	16,5	9,0
NE	4,0	5,5	2,6	18,0	24,0	10,7
E	11,4	17,4	6,2	20,4	24,0	14,2
ESE	3,0	4,3	1,8	17,0	21,8	11,5
SE	1,8	2,6	1,1	13,6	18,0	10,5
SSE	1,3	1,8	0,6	13,8	16,5	10,4
S	2,8	3,5	1,7	15,8	18,2	12,4
SSW	4,5	8,0	1,7	19,9	24,7	15,5
SW	10,2	18,4	3,5	23,1	22,0	20,4
WSW	8,7	11,1	4,3	19,8	19,5	16,1
W	12,3	19,7	5,4	17,8	18,3	14,1
WNW	8,5	12,7	4,4	19,0	20,6	14,8
NW	10,4	16,0	5,7	19,2	20,6	14,4
NNW	7,1	11,0	3,6	18,4	20,7	13,2

¹: Environnement Canada, station Baie-Comeau.

De telles vitesses peuvent induire des courants importants dans la partie superficielle de la tranche d'eau. Ces courants peuvent être calculés comme suit:

$$P (\text{air}) \times V^2 (\text{air}) = P (\text{eau}) \times V^2 (\text{eau})$$

où: P est la densité du fluide et V sa vitesse. Le rapport entre la densité de l'air et la densité de l'eau est approximativement 1/1 000 alors que le rapport de la vitesse est de $(1/1\ 000)^{1/2}$ ou encore 0,03 (Cranston, 1974). Cette équation suggère que, pour un vent donné, la vitesse de l'eau à l'interface air-eau représenterait 3% de la vitesse de ce vent. Ce rapport ne serait plus que de 1% sous une tranche d'eau de 10 m (Waldichuk, 1957). Ainsi pour un vent de 5 m/S, une tranche d'eau d'approximativement 5 m d'épaisseur se déplacerait à environ 15 cm/S dans le sens du vent. Ce phénomène est très important pour évaluer la capacité de dilution ou de dispersion de la Baie des Anglais face à l'introduction d'effluents contaminés.

Dans un milieu sous-marin au relief accidenté comme celui de la Baie des Anglais, le vent joue un rôle déterminant sur les mécanismes de distribution et de remise en suspension des sédiments de fond. En effet, il existe un lien direct entre l'importance de la course du vent ou "fetch", la longueur d'onde des houles et l'influence des fonds marins. Ainsi, les ondes sont influencées par la bathymétrie locale dès que l'épaisseur de la tranche d'eau est inférieure à $\frac{1}{2}$ de la distance crête-crête en eau profonde. Lorsque les profondeurs sont inférieures à $\frac{1}{20}$ de la longueur des ondes, la propagation des houles est entièrement contrôlée par le fond (Thomson, 1984).

Dans la région de Baie-Comeau la mesure des fetchs est basée sur l'hypothèse voulant que l'énergie du vent soit transférée aux vagues sur un secteur de 45° de part et d'autre de son axe principal (M.T.C.P., 1983). Pour la Baie des Anglais, les fetchs maxima sont enregistrés pour les directions E et NE (Tableau 2). Ils sont respectivement de 308 et de 164 km. Ces directions correspondent de plus aux vitesses et aux fréquences enregistrées les plus élevées. Il s'agit donc d'axes éoliens majeurs susceptibles de perturber les eaux et les sédiments de la Baie des Anglais.

Tableau 2. Détermination des fetchs (km) en fonction des vents effectifs (M.T.C.P., 1983).

INTERVALLE ¹	NORD-EST	EST	SUD-EST	SUD
0°	159	308	60,0	65,0
6°	160	223	61,1	65,1
12°	162	196	61,1	51,7
18°	164	178	61,6	45,2
24°	161	172	62,2	41,2
30°	152	163	62,7	38,6
36°	147	154	63,3	36,6
42°	77	146	64,3	35,0
Moyenne	148	192	62	47

¹: Par rapport aux axes principaux.

Ces axes éoliens sont actifs en automne, en hiver et au printemps alors que de nombreuses perturbations cycloniques traversent le golfe. De telles perturbations génèrent des vents violents de types "coup de vent"¹ et "tempête" atteignant respectivement 100 et 127 km, et qui peuvent persister pendant des heures, donnant ainsi naissance à des houles de grandes longueurs d'ondes.

Les longueurs maximales des ondes qui atteignent la Baie des Anglais est de 74 m pour les directions N-E et E et de 57 m pour les directions S-E et E (M.T.C.P., 1983). Compte tenu de l'influence du fond sur la propagation des ondes dès que la demi-longueur de celles-ci égale la profondeur de la tranche d'eau sous-jacente, on peut affirmer que les ondes de 74 m et 57 m qui atteignent la Baie des Anglais affectent les sédiments jusqu'à des profondeurs de 37 m. Cette donnée est en accord avec les travaux de Syvitski et al. (1983) qui ont observé, au cours d'une série de plongées en submersible dans l'estuaire du Saint-Laurent, la présence de méga-rides sableuses formées par les vagues et les houles de tempêtes jusqu'à des profondeurs de 30 m.

La marée

Dans la région de Baie-Comeau les données marégraphiques sont intrapolées à partir du port de référence de Pointe-au-Père (Lat. 48°31', Long. 68°28'). Le niveau moyen est basé sur le plan de référence géodésique canadien (GD) plutôt que sur le Repère international des Grands Lacs (IGLD).

La marée est de type semi-diurne avec deux oscillations marégraphiques quotidiennes. Le niveau moyen de l'eau est à 1,8 m. En période de grandes marées, les hautes mers atteignent 3,9 m et les basses mers 0,1 m. En période de marées moyennes ces valeurs sont respectivement de 3,2 m et 0,6 m.

¹: Sur l'échelle anémométrique de Beaufort.

Température, salinité et stratification des eaux

Il n'existe pas d'étude océanographique particulière à la Baie des Anglais. Cependant, plus au large, un certain nombre de travaux effectués par Trites (1972), El-Sabh (1979), Godin (1979), Couillard (1980) et Syvitski et al. (1983) permettent de saisir les grands traits océanographiques régionaux.

L'estuaire maritime présente une stratification à trois couches. Chaque couche est caractérisée par des courants, des températures, des salinités et des taux particuliers de particules en suspension (Tableau 3). Cette stratification se présente comme suit: une couche superficielle tempérée recouvre une nappe intermédiaire glaciale; en-dessous, se trouve une couche profonde plus chaude avec un maximum de température entre 250 m et 300 m.

Tableau 3. Caractéristiques océanographiques de l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Syvitsky et al., 1983).

PROFONDEUR (m)	DIRECTION DES EAUX	TEMPÉRATURE (°C)	SALINITÉ (0/00)	P.E.S.* (mg.L ⁻¹)
0 - 50	Golfe	3 à 8	27 à 31	0,5 à 1,5
50 - 250	Québec	2 à 5	27 à 35	0,2 à 1,4
> - 250	Saguenay	4,8	34,5	0,0 à 1,8

* P.E.S.: Particule en suspension (minérale et organique).

Dans les secteurs côtiers peu profonds et fermés comme la Baie des Anglais, cette stratification est habituellement réduite à la seule couche superficielle (Kranck, 1979). Cependant, en raison des profondeurs de 90 et 100 m retrouvés dans la partie nord-est de la baie, il est possible que la couche intermédiaire glaciale soit présente à cet endroit.

L'estuaire maritime est caractérisé par de faibles teneurs de matières en suspension. Celles-ci excèdent rarement 1 mg/L (d'Anglejan, 1970; Kranck, 1979) dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent. Cette situation résulte de la forte coagulation des suspensions qui se produit au contact des eaux douces et des eaux salées entre l'île d'Orléans et l'île aux Coudres où des zones préférentielles de sédimentation ce sont développées. Pour cette raison, l'estuaire moyen forme un véritable piège à sédiments et à matières polluantes comme les organochlorés et les métaux traces qui sont adsorbés sur les particules en suspension (Couillard, 1982). Aussi, les taux de sédimentation dans l'estuaire maritime sont-ils très faibles et les sédiments d'assez bonne qualité.

Selon d'Anglejan (1970), le pourcentage de matières minérales dans les particules en suspension est de 40 à 50% dans la couche d'eau profonde et seulement de 15% dans les couches sous-jacentes. De plus, les minéraux argileux en suspension sont composés de 1% de montmorillonite, 4% de kaolinite, 41% de chlorite et 53% d'illite. Cette spécification des minéraux argileux est déterminante pour évaluer les propriétés d'interface des sédiments de fond: absorption, adsorption, désorption, C.E.C., C.E.A., etc.

Cela est d'autant plus vrai, que les sédiments de fond présentent une constitution granulométrique et minéralogique semblable aux sédiments en suspension (Loring et Nota, 1973).

MORPHOLOGIE ET DYNAMIQUE LITTORALE

Morphologie de la Baie des Anglais

Le trait de côte de la région de Baie-Comeau est fortement calqué sur le système orthogonal de failles qui caractérise le rebord méridional du Bouclier canadien et qui donne un aspect en dents de scie au littoral. Cette tectonique cassante est typique des substrats cristallins pré-cambrien. La Baie des Anglais est située dans une des anfractuosités issues de cette tectonique.

La morphologie sous-marine de la baie est relativement simple (Fig. 2). En deçà de l'isobathe de 20 m, l'influence du trait de côte sur la bathymétrie s'atténue et laisse place à un système de faibles pentes dans la partie sud-ouest de la baie et à un bassin orienté nord-ouest, sud-est au niveau des isobathes de 90 et 100 m. Près de la côte, entre les isobathes 0-20 m, on retrouve des pentes de 5 à 10% dans la partie ouest et sud-ouest de la baie. Au nord-est, les pentes atteignent jusqu'à 75% pour les mêmes profondeurs. Dans les secteurs plus profonds, les pentes sont beaucoup moins abruptes: 4% entre les isobathes 20-40 m et 2% jusqu'à 90-100 m.

Comme nous le verrons ultérieurement, le relief sous-marin est déterminant dans la compréhension des processus hydro-sédimentaires de la Baie des Anglais.

Figure 2. Délimitation et bathymétrie de la Baie des Anglais.

Le delta de la rivière Manicouagan

La physionomie du littoral de la région est dominée par la présence de l'important delta formé par les alluvions des rivières des Outardes et Manicouagan situé au sud-ouest de Baie-Comeau (Fig. 3). Ce delta couvre une superficie approximative de 280 km². Il s'étend sur 7 km vers le large et constitue le littoral sur plus de 40 km entre la Baie aux Outardes et la Baie des Anglais.

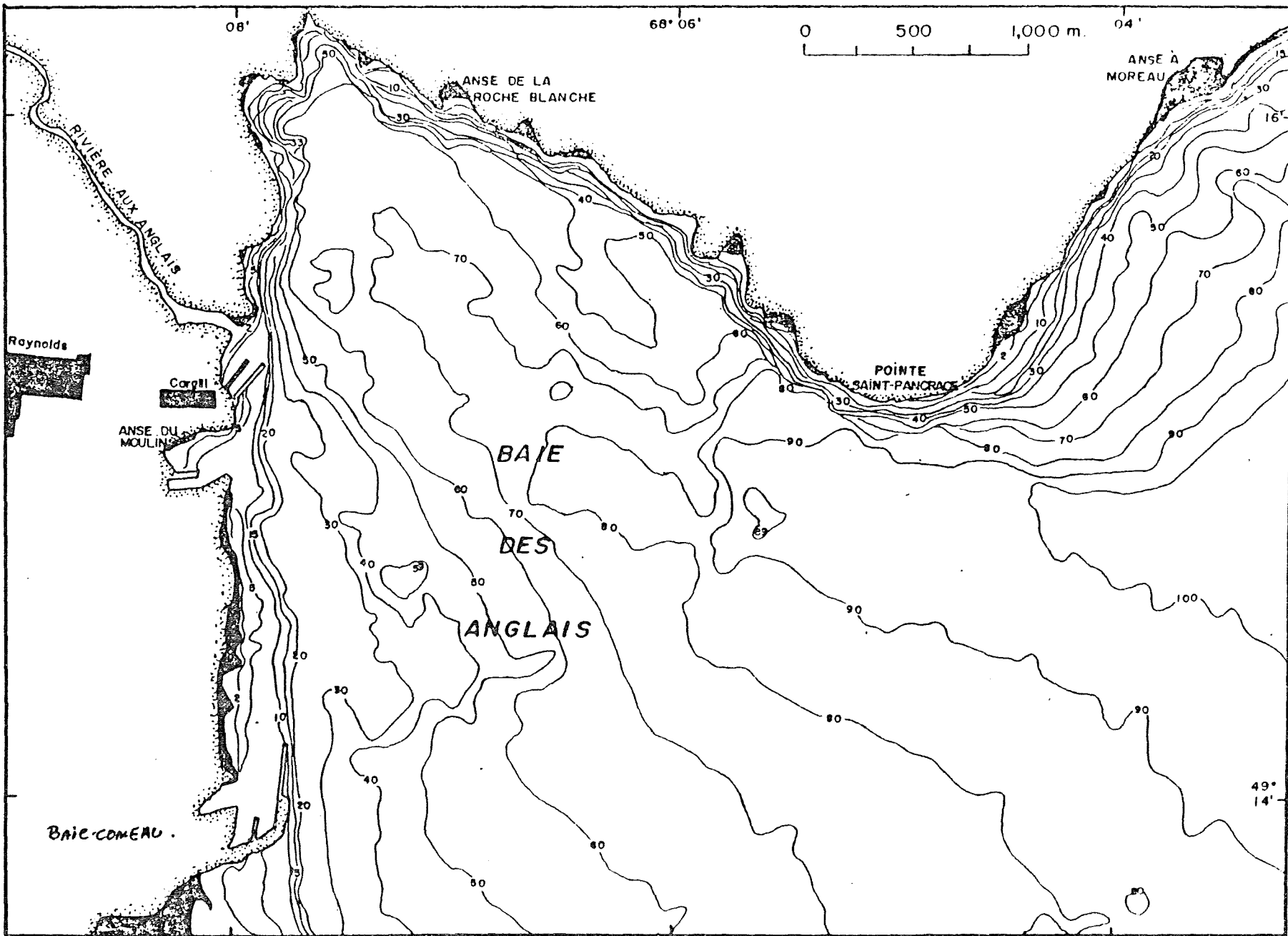
Un tel environnement se forme lorsque l'accumulation des sédiments apportés par les fleuves ou rivières l'emporte sur l'érosion. Les rivières déposent aux embouchures car la vitesse y diminue brusquement. L'alluvionnement progresse alors vers l'amont jusqu'au moment d'atteindre un point d'équilibre entre les forces hydrodynamiques de la mer (courants, houles) et la capacité de transport des affluents.

Dans les systèmes deltaïques la disposition des sédiments obéit généralement au schéma suivant (Fig. 3):

- Front de progression ("front set" ou "foreset"): cette partie du delta est caractérisée par la chute des alluvions le long de la pente terminale. Les lits sédimentaires ainsi formés sont très inclinés 10° à 30°;

- Lits de fond ("bottom set"): ce sont des lits sub-horizontaux mis en place au cours des premières étapes d'alluvionnement deltaïque sur lesquels se surperposent les lits du front de progression;

Figure 3. Le contexte morpho-sédimentologique régional.



187
187

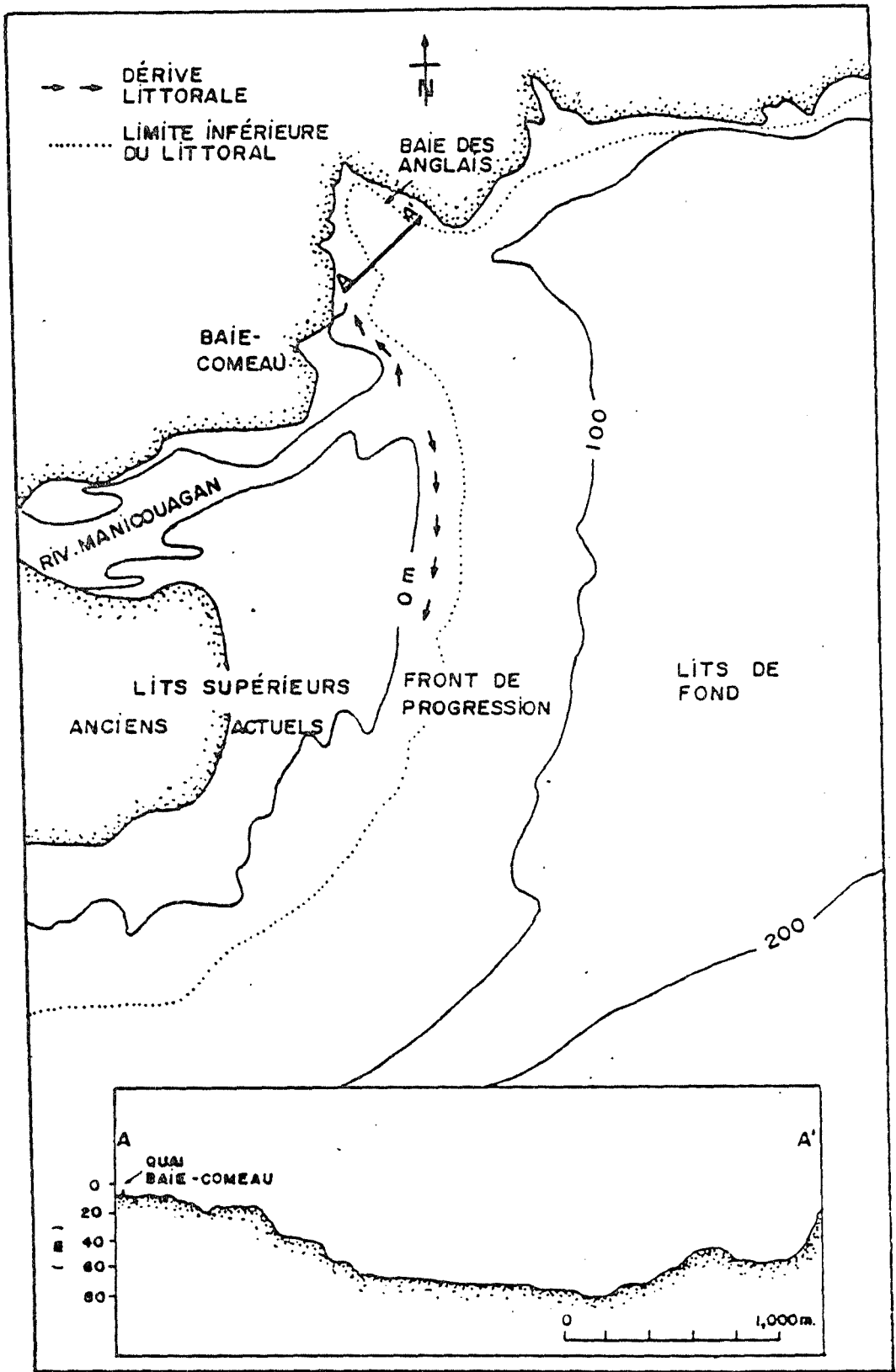


FIGURE 3: Le contour morpho-sédimentologique régional.

- Lits supérieurs sub-horizontaux ("top set"): ces lits représentent le dépôt des bras deltaïques (rivières aux Outardes et Manicouagan) établit en progressant sur les "foreset" au cours de leur développement.

Originellement, le delta des rivières aux Outardes et Manicouagan s'est mis en place lors de la fonte des glaciers du Quaternaire qui recouvraient alors l'ensemble du Bouclier canadien. La capacité de transport des sédiments était alors proportionnel à l'important débit fluviatil causé par la fonte des glaciers. Cependant, à cause de mouvements eustatiques et isostatiques, le niveau de la mer s'est progressivement abaissé jusqu'au niveau moyen actuel. Ce mouvement vertical négatif, associé à l'appauvrissement des rivières en eau et en charge, a rompu le point d'équilibre entre les apports sédimentaires d'une part, et les forces marines érosives d'autre part. Il en a résulté l'érosion de près du tiers du delta. Ce niveau d'érosion, encore très actif, forme les immenses Battures de Manicouagan.

C'est dans ce contexte environnemental global que prennent place les sédiments marins de la Baie des Anglais. En effet, ceux-ci correspondent aux lits sédimentaires associés au front de progression. Les matériaux y sont généralement grossiers en raison des mécanismes de mise en place qui s'effectuent par gravité, donc par ségrégation. Les sédiments les plus fins auront naturellement tendance à sédimenter plus au large, en se superposant aux lits de fonds. Ces sédiments grossiers, le plus souvent sableux, constituent une source constante de particules pour les courants littoraux. Les sédiments de la Baie des Anglais, comme nous le verrons, sont affectés par ces processus littoraux.

Dynamique littorale

La présence d'une importante zone de déferlement des vagues au niveau des battures de Manicouagan entraîne le développement de courants parallèles à la ligne de rivage. L'énergie canalisée par ces courants prend naissance lorsqu'une succession de vagues déferlantes pousse continuellement l'eau vers l'amont en se brisant dans les zones de déferlement. Les dérives littorales se forment principalement lorsque les crêtes des vagues qui déferlent s'approchent du rivage obliquement (Fig. 4).

Les vagues courtes, parce qu'elles sont moins soumises à la réfraction, produisent des dérives plus fortes que les vagues à grande longueur d'onde. Selon Thomson (1984), des courants supérieurs à 50 cm/S peuvent ainsi être engendrés. L'étendue d'un courant de dérive est limitée, car l'eau qui s'accumule au niveau de la zone de déferlement doit retourner à la mer. Ce retour s'effectue par des courants appelés "courants sagittaux". La présence de ces courants près du littoral est habituellement marqué par des chenaux étroits et profonds qui donnent un aspect sombre à l'eau. En raison de sa forte capacité de transport, les courants sagittaux peuvent servir pour disperser et diluer des matières polluantes qui sont régulièrement introduites dans les milieux littoraux.

Le littoral de la Baie des Anglais est affecté par un tel courant de dérive. Celui-ci prend naissance au niveau de l'immense zone de déferlement que sont les Battures de Manicouagan, et se dirige vers le port public de Baie-Comeau en longeant l'estran sis en face de l'usine de papier Québec North Shore. La présence de ce courant de dérive se vérifie par les faits suivants:

- les autorités du port public de Baie-Comeau sont régulièrement confrontés à des problèmes d'ensablement (M.T.C.P., 1984),

Figure 4. Processus de formation de courants sagittaux et de dérive à partir de vagues.

154

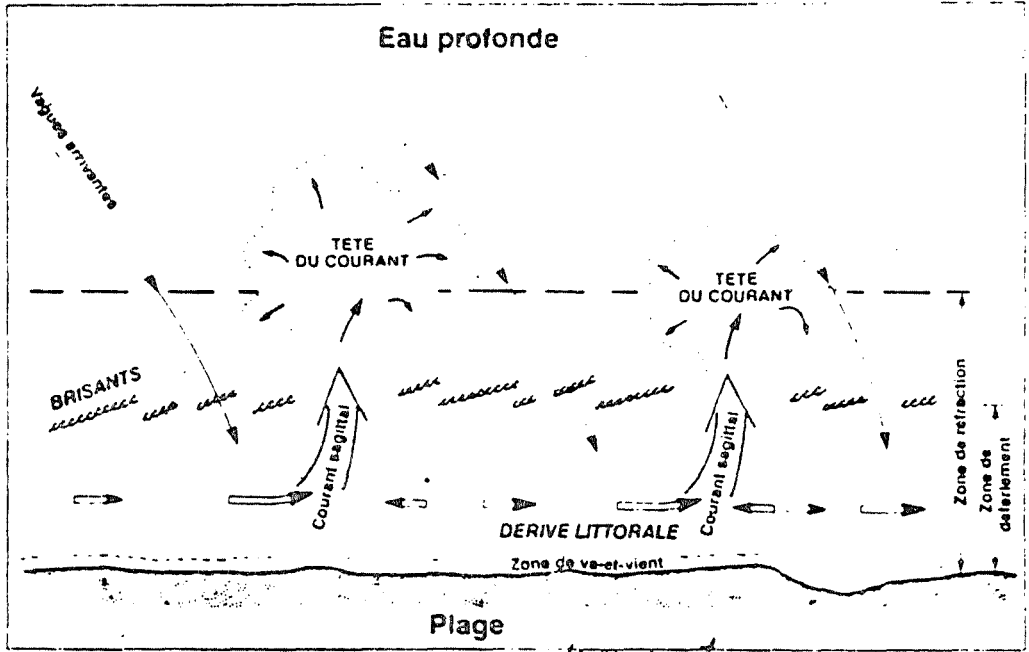


Figure 4: Processus de formation de baies et de dunes littorales à partir de vagues.
de l'océan.

- la capacité du courant de dérive entre les Battures de Manicouagan et la Baie des Anglais a un potentiel de 5 000 m³/an. (M.T.C.P., 1983),
- le développement d'un immense cordon sableux de basses-mers entre les Battures de Manicouagan et le port public de Baie-Comeau. Ce cordon s'étire sur plusieurs centaines de mètres et atteint par endroit plus de deux mètres de hauteur.

Selon l'orientation de la Baie des Anglais et des zones de déferlement, les vents susceptibles d'engendrer des courants de dérive sont ceux de directions N, NNE, NE, E, ESE, SE, SSE, S, SSW. Avec une fréquence totale de 36,3%/an, ces vents génèrent des courants littoraux sur une base relativement régulière. La vitesse nécessaire aux courants de dérive pour mettre en mouvement et transporter les matériaux essentiellement sableux du delta de la Manicouagan, est d'approximativement de 45 à 50 cm/S (Hjulström, 1939).

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Échantillonnage

Le plan d'échantillonnage des sédiments de surface fut établi à partir des connaissances disponibles sur les caractères hydrodynamiques et morpho-sédimentologiques de la Baie des Anglais. Le carottage des sédiments fut planifié suite à ce premier échantillonnage (Fig. 5). Le travail s'est fait à bord du "Barbie-Joe", crabier de 20 m, spécialement équipé pour travailler simultanément avec une benne (Shipek-860) et un carottier à gravité (type Benthos). Les stations étaient localisées à l'aide du sonar et du système de positionnement intégré du navire (Decca System). Les sédiments furent gelés au quai et ainsi maintenus jusqu'aux différents laboratoires: Éco-Recherches Inc. pour les sédiments de surface et le département de chimie de l'Université Laval pour les carottes.

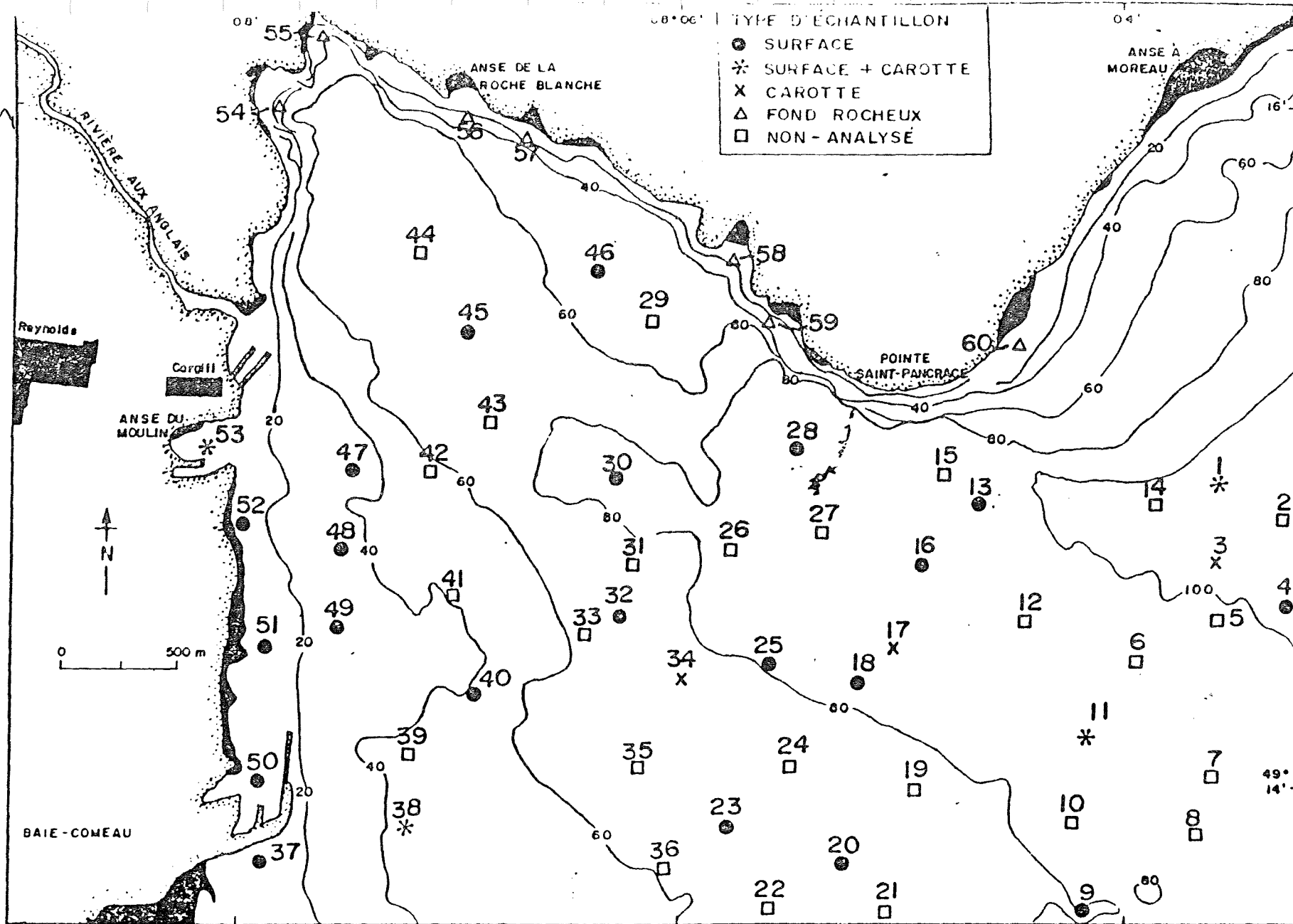
Analyses

Sédiments de surface

L'analyse granulométrique a été réalisée selon la méthode Bouyoucos (Bouyoucos, 1936) en utilisant le silicate de sodium comme solution dispersante. Les pourcentages de matière organique furent obtenus par perte au feu à 550°C (Gagné et Guimont, 1982). Le dosage du mercure (Hg) s'est fait par spectrophotométrie d'absorption atomique suite à une digestion à l'acide fort (Environnement Québec, 1979). L'arsenic (As) fut déterminé par génération d'hydrure (Environnement Canada, 1979). Les teneurs en cadmium (Cd), plomb (Pb), zinc (Zn) et chrome (Cr) furent mesurées en utilisant un arc au deutérium "Bomb Digestion" pour corriger l'absorption non spécifique (Environnement Canada, 1979). L'analyse des huiles et des graisses s'est effectuée en utilisant le spectre infrarouge (American Public Health Association, 1969). Les biphényles polychlorés (B.P.C.) furent extraits par un mélange d'acétone -

Figure 5. Localisation des stations d'échantillonnage.

Localisation des stations d'échantillonnage.



hexane, puis purifiés et fractionnés par chromatographie en phase gazeuse (Environnement Québec, 1980). Sur les sédiments des carottes, le césium (Cs-137) fut déterminé par comptage de l'activité gamma alors que les teneurs en plomb (Pb) et en zinc (Zn) furent mesurées par absorption atomique après oxydation (Centreau, 1975).

Carottes

Les carottes ont été découpées en sections de 1 cm d'épaisseur en ne conservant que la partie centrale de chaque section. Les échantillons de surface n'ont subi aucun traitement préalable. Tous les échantillons ont été séchés à 110°C pendant 24 h et broyés. Plusieurs échantillons ont été traités et analysés en duplicata.

La mesure de l'activité γ du césium-137 a été faite sur environ 15 g de l'échantillon à l'aide d'un compteur-puits avec cristal d'iodure de sodium dopé au thallium. Le temps de comptage a varié de 1 à 8 h selon l'activité. L'étalonnage a été réalisé avec des sédiments de référence. La limite de sensibilité¹ se situe à environ 6 mBq/g.

Les dosages de plomb et de zinc ont été effectués par absorption atomique sur la solution acide résultant de l'attaque par l'acide nitrique concentré, durant 4 h à 100°C, sur environ 1 g de l'échantillon préalablement calciné à 550°C.

La perte au feu a été calculée d'après les poids de l'échantillon séché à 110°C et calciné à 550°C.

¹: À une concentration donnée, rapport de la variation de la grandeur mesurée à la variation correspondance de la concentration de l'élément à doser (C. Barbeau, comm. pers.)

LES SÉDIMENTS

Dans les écosystèmes aquatiques, les sédiments représentent le principal compartiment de stockage des éléments polluants. Pour de nombreuses substances entrant dans l'écosystème, les sédiments interviennent soit dans leurs processus d'évolution, soit même dans ceux de l'utilisation de ces substances ou de leur produits de dégradation. Ces mécanismes confèrent aux sédiments un rôle de substratum biologique où s'amorcent plusieurs étapes de transfert entre la phase inerte et les espèces biologiques (Sérodès, 1976). Dans l'éventualité d'un transfert de ces polluants dans les chaînes alimentaires, la connaissance des aires de distribution et d'accumulation des sédiments marins constitue un point important pour évaluer les conséquences sanitaires et écologiques d'une contamination du milieu. La détermination de ces zones préférentielles d'accumulation des sédiments et des polluants est particulièrement importante pour la gestion des ressources halieutiques, car de nombreux organismes aquatiques récoltés pour la consommation humaine passent une grande partie de leur cycle vital dans les eaux côtières réceptrices des effluents industriels. De plus, certains de ces organismes entrent directement en contact avec les sédiments. En effet, certaines espèces qui vivent en contact direct avec les sédiments marins peuvent ingérer jusqu'à 65% de ceux-ci en se nourrissant sur les fonds vaseux (Amiard et al., 1983). Dans ce contexte, il apparaît donc essentiel d'établir les zones récentes de sédimentation et de doser les différentes substances associées à la phase particulaire.

Les sédiments jouent aussi un rôle important sur la qualité de la colonne d'eau sous-jacente. En effet, par leur présence dans la phase en suspension, les sédiments influent sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de la phase aqueuse tout en formant un système interactionnel chimique solide-liquide susceptible d'adsorber ou de désorber des ions au gré de la composition des milieux traversés (Martin et al., 1976; Couillard, 1982). En ce sens, les sédiments marins, principalement la fraction fine, sont les principaux agents de transport, de rétention et de transformation des

polluants: pesticides, éléments toxiques, éléments nutritifs, éléments traces. De par leur composition minérale et leur teneur en matière organique, les particules solides ont en effet le pouvoir d'absorber ou de complexer plusieurs substances dissoutes qui selon les conditions hydrosédimentaires du milieu, entraîneront en sédimentant la majeure partie des polluants. C'est pourquoi on retrouve dans les sédiments de fond des teneurs en polluants qui sont plusieurs centaines à plusieurs milliers de fois supérieures à celles retrouvées dans l'eau.

L'analyse des sédiments marins de la Baie des Anglais repose sur la détermination de quelques paramètres simples tels que: la granulométrie, la texture, l'indice de triage et le contenu en matière organique. Chacun d'eux joue un rôle important dans le devenir géochimique, géologique et sédimentologique des particules solides, qu'elles soient ou non couplées à des éléments polluants.

La granulométrie et la texture

La classification granulométrique et texturale des sédiments est l'analyse la plus déterminante à réaliser du point de vue écologique. Ces deux paramètres, bien qu'ils ne couvrent pas l'ensemble des propriétés physiques attribuées aux sédiments (porosité, perméabilité, dureté, contenu hydrique, viscosité, etc.), sont les plus "agissants" au niveau de l'écosystème et les plus importants caractères physiques mesurables à la base de toute étude à caractère environnemental. Il est aussi possible de déduire de ces deux paramètres suffisamment de données pour évaluer la qualité effective ou potentielle d'un milieu ainsi que les principaux caractères hydrodynamiques qui affectent la colonne d'eau. En effet, il est reconnu que les sédiments grossiers, parce qu'ils retiennent peu de matière organique, sont jugés comme étant inhospitaliers aux organismes biologiques; alors que les sédiments plus fins qui retiennent la matière organique et l'eau, sont plus favorable à la présence d'une faune interstitielle abondante (Gray, 1981).

La classification granulométrique des sédiments de la Baie des Anglais est établie selon les diamètres médians des particules grossières d'une part (> 62,5 um) et la vitesse de sédimentation des particules fines d'autre part (< 62,0 um). Le système de classification retenu dans ce travail est celui de Wentworth (1919). Cependant, suite à Cummins (1962), nous avons incorporé la classe "granule" à la classe des "sables très grossiers" (Tableau 4).

Tableau 4. Classes granulométriques (modifiées de Wentworth).

DESCRIPTION	DIMENSION DES PARTICULES		
	ϕ^1	mm	μm^2
Blocs	-8	256	
Gros cailloux	-6	64	
Graviers	-4	16	
Sables très grossier	-1	2	2 000
grossier	1	0.5	500
moyen	2	0.25	250
fin	3	0.125	125
très fin	4	0.0625	62.5
Limon grossier	5		31.3
moyen	6		15.6
fin	7		7.8
très fin	8		3.9
Argile grossière	9		1.95
moyenne	10		0.98
fine	11		0.49
très fine	12		0.26

¹: $I \phi (\phi) = -\log_2 \text{mm}$ ($I_{\text{mm}} = 0 \phi$ ou $2 \text{um} = 9 \phi$).

²: $I \text{um} = 10 \phi (\phi)$.

La granulométrie des sédiments de la Baie des Anglais est essentiellement de nature sableuse ($> 62,5 \mu\text{m}$). Tous les échantillons contiennent plus de 65% de particules sableuses (Tableau 5). Bien plus, 20% des échantillons sont composés de sable à 90%. Le limon ($31,3 \text{ à } 3,9 \mu\text{m}$) occupe 70% de la fraction lutite ($31,3 \mu\text{m}$) qui comprend aussi la fraction argileuse ($< 1,95 \mu\text{m}$). En effet, seulement 6 échantillons présentent moins de 10% de limon alors qu'uniquement 6 autres échantillons contiennent plus de 10% d'argile. Le limon constitue donc la fraction fine la plus abondante dans la Baie des Anglais.

Le contenu en limon des échantillons est particulièrement important aux stations 4, 9, 11, 18, 20, 23, 25 et 53 où il représente plus de 20% du sédiment. La fraction argileuse est surtout présente ($> 10\%$) aux stations 4, 9, 11, 18, 20, 23 soit, entre les isobathes 60 et 95 m du côté sud et sud-ouest de la baie là où la bathymétrie dessine de larges replats.

Dans ce travail, portant sur la qualité physique et chimique des habitats halieutiques, c'est surtout la fraction lutite qui représente un certain intérêt. En effet, celle-ci possède une très grande surface spécifique qui favorise les réactions d'interface solide-liquide et, en particulier, le transfert de métaux de la solution à la phase en suspension et particulaire (De Groot, 1973, 1975).

La répartition de la fraction lutite dans la Baie des Anglais (Fig. 6) ne répond que partiellement à un quelconque schéma de distribution. Théoriquement, du point de vue hydrosédimentaire, la fraction lutite devrait être concentrée dans les parties les plus profondes de la baie loin des secteurs dynamiques (Postma, 1967). Dans la Baie des Anglais cependant, les taux les plus élevés de lutites ($> 25\%$) se rencontrent autour de l'isobathe moyen de 75 m, plus précisément entre les isobathes 61 et 94 m dans la partie sud-est de la baie. Il s'agit d'un secteur à pente faible relativement éloigné de la zone littorale plus abrupte et plus dynamique.

Tableau 5. Granulométrie des sédiments de surface.

STATIONS	PROFONDEUR (m)	SABLE (%)	LIMON (%)	ARGILE (%)	MATIÈRE ORGANIQUE (%)
1	101.00	78.00	15.00	7.00	3.00
4	94.00	66.00	21.00	13.00	5.50
9	72.00	70.00	20.00	10.00	4.60
11	79.00	70.00	20.00	10.00	4.00
13	95.00	83.00	11.00	6.00	1.70
16	92.00	85.00	10.00	5.00	3.10
18	79.00	66.00	23.00	11.00	5.30
20	68.00	66.00	24.00	10.00	7.50
23	61.00	70.00	20.00	10.00	9.00
25	72.00	66.00	25.00	9.00	7.40
28	90.00	86.00	10.00	4.00	2.00
30	83.00	84.00	11.00	5.00	2.60
32	56.00	81.00	15.00	4.00	3.00
37	5.00	97.00	1.00	2.00	0.30
38	45.00	----- ¹	-----	-----	22.00
40	51.00	94.00	4.00	2.00	1.00
45	77.00	87.00	10.00	3.00	2.30
46	47.00	86.00	8.00	6.00	5.00
47	25.00	82.00	14.00	4.00	6.00
48	25.00	82.00	14.00	4.00	4.10
49	27.00	85.00	12.00	3.00	4.80
50	6.00	99.00	1.00	0.00	0.40
51	5.00	97.00	2.00	1.00	0.30
52	5.00	98.00	1.00	1.00	0.30
53	5.00	76.00	23.00	1.00	3.70

¹: Le taux élevé de matériaux organiques ne permettait pas d'analyser la granulométrie par la méthode Bouyoucos (1936).

Les plus faibles taux de lutites (< 5%) sont enregistrés le long de la côte entre les battures sises en face de la compagnie de papier Québec North Shore et l'Anse du Moulin situé plus à l'est. Il s'agit d'un secteur de faibles profondeurs, 5 m en moyenne, où le fond marin est constamment balayé par les houles et les vagues. En ce qui concerne les taux moyens de lutites (Fig. 6), ceux-ci s'organisent en fonction du littoral dans la partie sud de la baie et de l'axe des plus grandes profondeurs dans la partie nord.

24-M

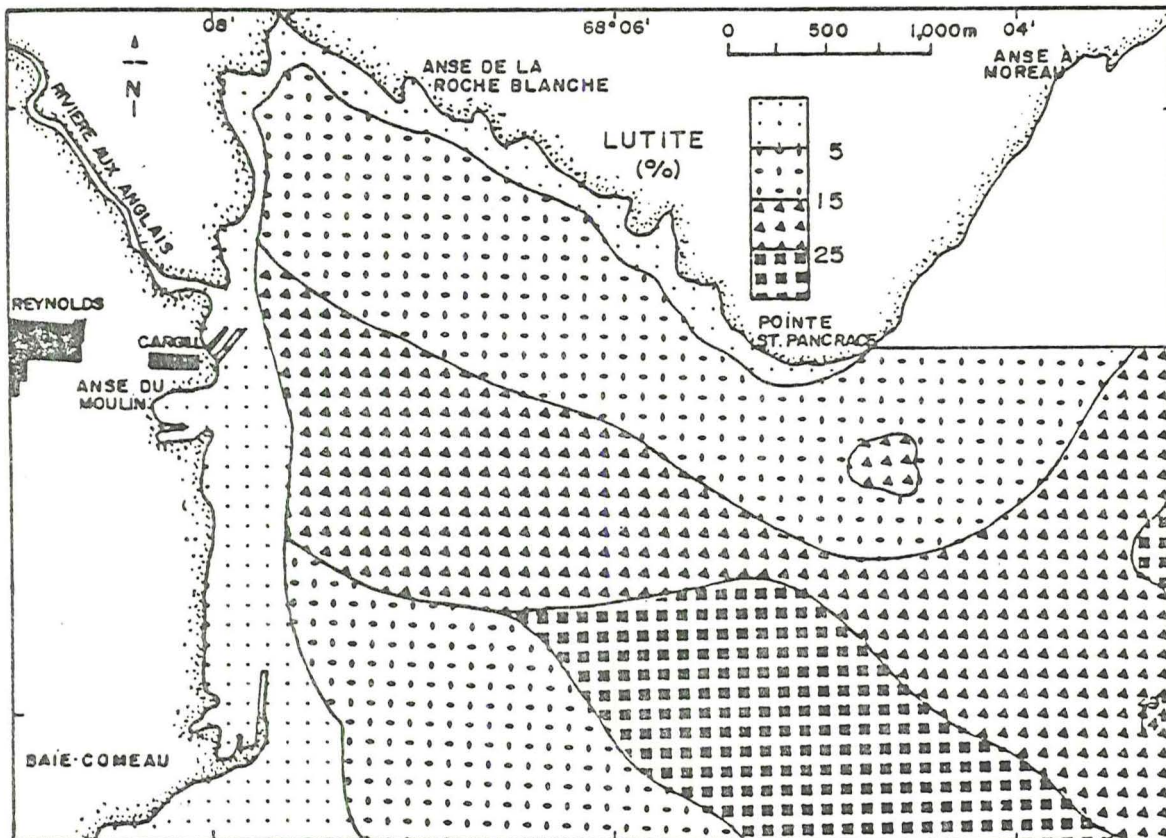


Figure 6: Distribution de la fraction Lutite - 1984.

L'indice de classement ou de triage dérive de l'analyse granulométrique. Il représente le degré d'homogénéité des sédiments. Un sédiment bien trié, donc homogène, est typique des milieux où l'action des vagues ou des courants est importante; alors qu'un sédiment mal trié, hétérogène, caractérise les milieux où les vagues et courants ont peu d'influence sur le milieu.

L'indice de triage s'obtient en reportant sous forme de pourcentage cumulatif les données granulométriques. Dans le cas d'une distribution normale une ligne courbe en forme de "S" se dessine, où le point indiquant 50% sur l'ordonnée représente le diamètre médian ($MD\phi$) des particules. La moyenne ($M\phi$) peut être obtenue de façon suivante: $(0\phi\% + \phi50\% + \phi84\%)/3$ (Steele, 1983). Ce sont cependant les valeurs ϕ des points 25% et 75% qui sont utilisées pour calculer l'indice de triage. Pour ce faire avec précision, il est suggéré (Gray, 1981) de reporter les données granulométriques sur papier à calcul de probabilité. L'indice de triage est alors obtenu comme suit:
 $QD\phi = (\phi 75 - \phi 25)/2.$

Les indices de triage ainsi obtenus pour chaque échantillon (Tableau 6), sont regroupés par la suite en cinq classes:

QD ϕ	Classes
< 0.50	Très bien trié
0.51 - 0.80	Bien trié
0.81 - 1.25	Modérément trié
1.30 - 2.29	Faiblement trié
> 2.30	Très faiblement trié

Selon cette classification, les sédiments de la Baie des Anglais sont généralement "très bien" (42%) et "bien" (27%) triés. Les isobathes médian et moyen de ces deux classes de triage sont de 27 et 40 m pour la première classe, et de 25 à 48 m pour la seconde. Ces sédiments se situent donc dans la zone d'influence des ondes de tempêtes établit précédemment entre 35 et 40 m.

Tableau 6. Indice de classement des sédiments de surface.

STATIONS	MdO ¹ (mm)	MO ¹ (mm)	QDO ¹ (mm)	INDICE DE CLASSEMENT
1	1.00	1.10	0.90	Modéré
4	1.40	1.80	1.60	Faible
9	2.00	1.90	1.20	Modéré
11	2.00	1.90	1.20	Modéré
13	0.90	0.90	0.70	Bien
16	0.90	0.80	0.50	Très bien
18	1.20	1.60	1.50	Faible
20	1.20	1.60	1.50	Faible
23	2.00	1.90	1.20	Modéré
25	1.20	1.50	1.30	Faible
28	0.90	0.80	0.50	Très bien
30	1.00	1.00	0.80	Bien
32	1.00	0.90	0.70	Bien
37	0.60	0.60	0.50	Très bien
38	-----	-----	-----	-----
40	0.60	0.60	0.50	Très bien
45	1.00	0.80	0.50	Très bien
46	0.90	0.80	0.50	Très bien
47	0.90	0.90	0.70	Bien
48	0.90	0.90	0.70	Bien
49	0.90	0.80	0.50	Très bien
50	0.40	0.40	0.40	Très bien
51	0.60	0.20	-0.05	Très bien
52	0.60	0.20	-0.05	Très bien
53	1.10	1.00	0.70	Bien

¹: Md ϕ = dimension médiane des particules, M ϕ = dimension moyenne des particules, QD ϕ = ($\phi_{75} - \phi_{25}$)/2 où phi (ϕ) = $1/\log_2$ de la dimension des particules.

Deux autres classes de triage sont représentées par les sédiments de la Baie des Anglais, il s'agit des classes "modérément" (17%) et "faiblement" (16%) triés. On les retrouve au niveau de l'isobathe moyen de 75 m.

Taux de sédimentation et traceurs géochimiques

L'établissement du schéma de distribution des sédiments marins et en particulier des lutites, ne saurait fournir à lui seul l'information suffisante à l'évaluation des rapports qualitatifs et quantitatifs qui se tissent entre les sédiments marins, les oligo-éléments métalliques et les micropolluants de la classe des organochlorés. La mesure des taux de sédimentation fournit l'information nécessaire à l'évaluation temporelle de la stabilité des sédiments récents accumulés sur les fonds marins. À partir de ces résultats, il devient possible d'évaluer le temps de résidence des sédiments et polluants associés dans un environnement. Ce sont les sédiments des carottes qui fournissent ces données temporelles.

Pour qualifier et dater les sédiments des carottes, nous avons utilisé des indicateurs temporelles associés aux activités industrielles et humaines. Dans ce travail, les traceurs géochimiques employés furent le césium-137, le plomb et le zinc.

Le césium-137 est un indicateur géochimique omniprésent depuis 1954 dans les particules argileuses qui ont été en contact avec les retombées atmosphériques ou encore avec le milieu aqueux (Sérodès et Roy, 1983). Les propriétés du césium-137 en font un bon indicateur de sédimentation car la fixation du césium-137 par les minéraux argileux (illite, chlorite, micas, vermiculite, montmorillonite, kaolinite, etc.) annule toute migration du césium-137 dans les sédiments (Francis et Brinkley, 1976). De plus, selon Dunigan et Francis (1972), le césium-137 est adsorbé par le système foliaire et retenu par les acides humiques.

La seule source possible de césium-137 dans la région étudiée est la précipitation atmosphérique des déchets radioactifs produits par les essais nucléaires en haute altitude. Bien que ces essais nucléaires aient débuté en 1952, l'écart de temps entre la production de césium-137 et sa présence dans les sédiments est d'approximativement 2 ans. La datation par le césium-137 peut donc se faire en utilisant l'horizon de 1954 (Barbeau *et al.*, 1981). L'activité du césium-137 est généralement supérieure à 20 mBq/q dans les sédiments récents, mais peut atteindre 300 mBq/q dans les secteurs où l'accumulation est élevée (Grondin, 1985).

Le plomb est, pour sa part, un indicateur temporel et anthropogénique. Ce métal est rejeté dans l'atmosphère sous la forme de composés volatils lors de la combustion de carburants automobiles ou de carburants de centrales thermiques. La dispersion à haute altitude et les retombées atmosphériques ont enrichi les suspensoides et les sédiments de fond en teneurs de plomb au-dessus des concentrations naturelles ou géochimiques. Depuis le début du siècle, mais surtout depuis 1945, l'enrichissement en plomb des particules en contact avec les milieux hydriques et atmosphériques permet d'établir l'importance de la sédimentation et l'âge approximatif des sédiments.

Le zinc peut servir également d'indicateur géochimique et géochronologique. Il accompagne généralement le plomb lors des rejets industriels et, comme le plomb, s'adsorbe facilement sur les oxydes de fer (Boudreau, 1981) qui constituent environ 5% des sédiments fins. Les concentrations de zinc dans les sédiments ayant adsorbés des retombées atmosphériques ou des rejets aqueux contenant des composés minéraux reliés à une activité industrielle, sont généralement supérieures aux valeurs considérées naturelles.

Les concentrations naturelles ou géochimiques en plomb et en zinc, dans les bassins hydrographiques du Saint-Laurent et du Saguenay, se situent respectivement autour de 10 et 40 ppm. Les teneurs, associées à la fraction

anthropogénique, varient de 10 à 80 ppm, dans le cas du plomb et de 60 à 150 ppm dans le cas du zinc (Trudel, 1985).

La perte au feu a aussi été choisie comme indicateur. Celle-ci établit de façon approximative la teneur en matière organique d'un sédiment tout en qualifiant la capacité du sédiment à retenir des particules fines. Dans les bassins hydrographiques du Saint-Laurent et du Saguenay, la perte au feu est rarement inférieure à 6% dans tous les sédiments fins des deux cours d'eau et correspond à un minimum de 1% de carbone organique (Barbeau et al., 1981).

La longueur moyenne des carottes se situe à 42 cm, la plus courte étant de 22 cm (C-38), la plus longue de 62 cm (C-53). Pour chaque carotte, l'activité en césium-137 a été mesurée sur les cinq premiers centimètres et plus profondément si l'activité en surface était élevée; les dosages de plomb et de zinc ainsi que la perte au feu ont été effectués sur les quinze premiers centimètres. Les carottes C-34 et C-38 ont été analysées sur toute leur longueur, soit 36 et 22 cm, pour vérifier la constance dans les valeurs de fond géochimique en plomb et en zinc.

Les carottes C-1 et C-3 proviennent des isobathes respectifs de 114 et 107 m. Elles ne présentent pas d'activité significative en césium-137, et les teneurs en plomb excédentaires au niveau naturel de 10 ppm sont très faibles et cessent brusquement en deçà des cinq premiers centimètres.

Seulement deux carottes présentent une activité certaine en césium-137, ce sont les carottes C-11 et C-17. Respectivement les 5 et 6 premiers centimètres des sédiments seraient postérieurs à 1954 pour un taux annuel de sédimentation de 0,16 et 0,20 cm/an. Le profil radiométrique et géochimique de la carotte C-17, extrait à 91 m de profond dans la baie, est particulièrement intéressant car la présence d'une activité certaine en

Figure 7. Profils radiométriques et géochimiques des carottes C-1, C-3 et C-11
- 1984.

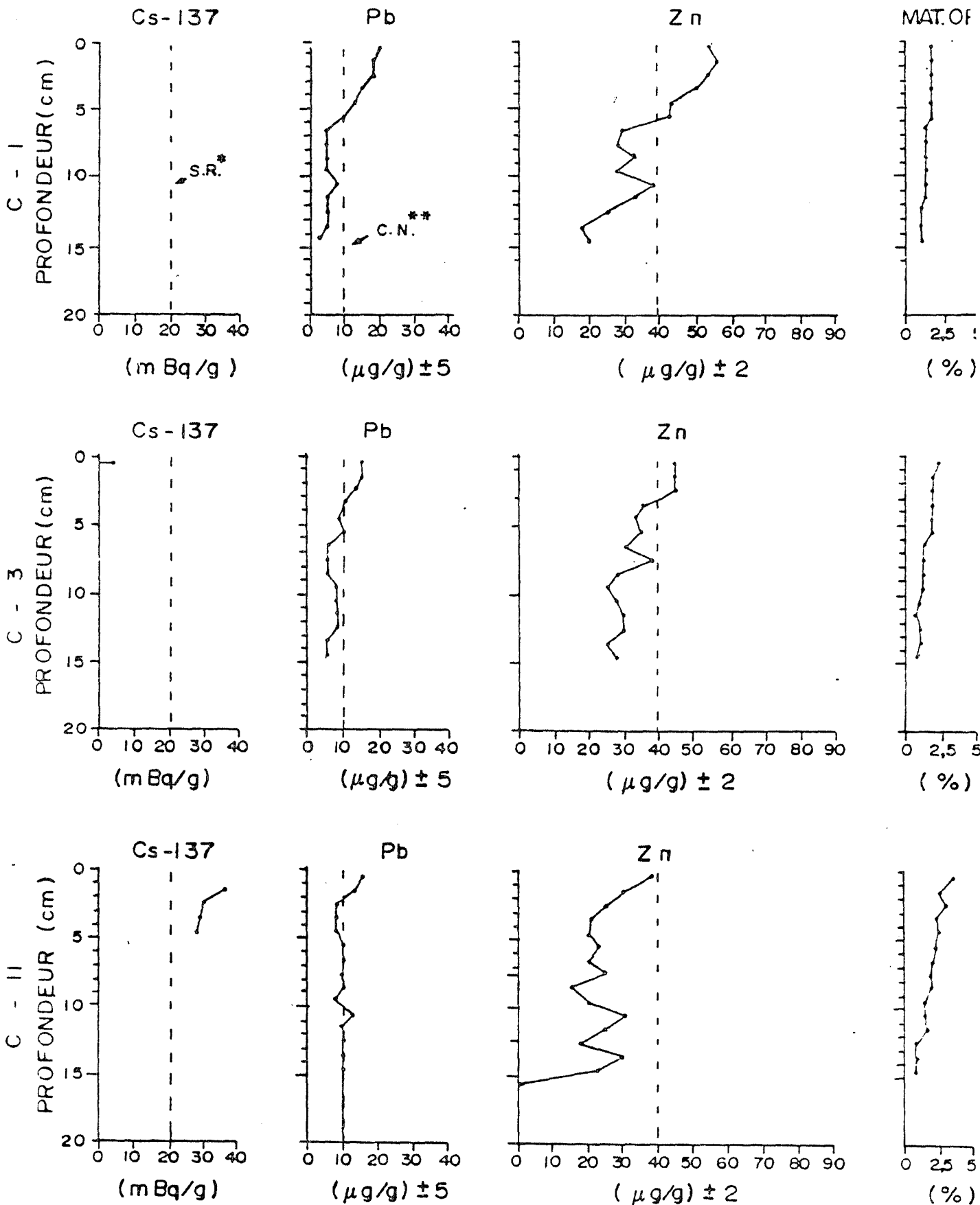


Figure 7: Profils radiométriques et géochimiques des caractères C-1, C-3, et C-11 - 1984.

Figure 8. Profils radiométriques et géochimiques des carottes C-17, C-34 - 1984.

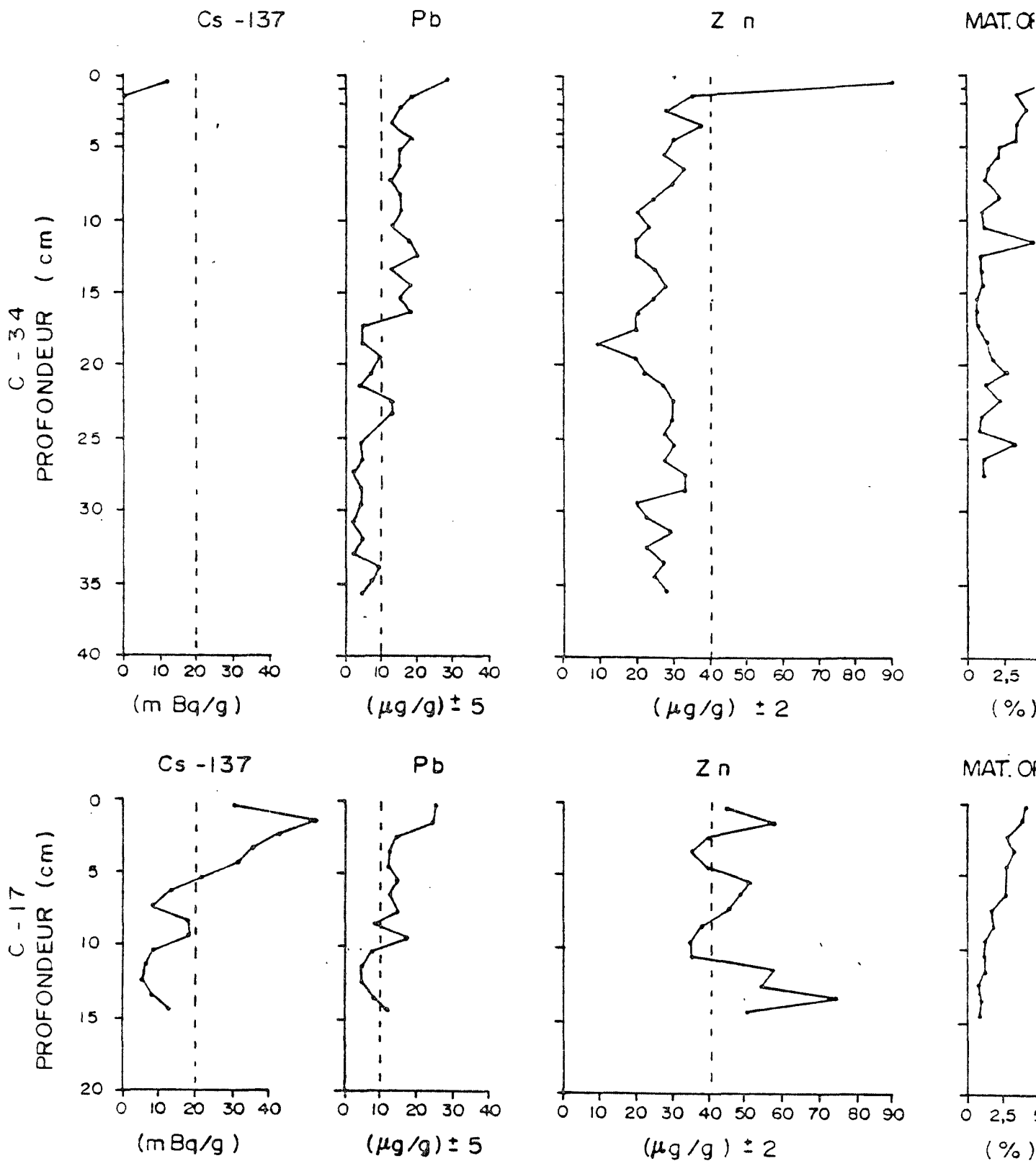


Figure 5: Profils radiométriques et géochimiques des carottes C-17, C-34 - 1987.

Figure 9. Profils radiométriques et géochimiques des carottes C-38, C-53 - 1984.

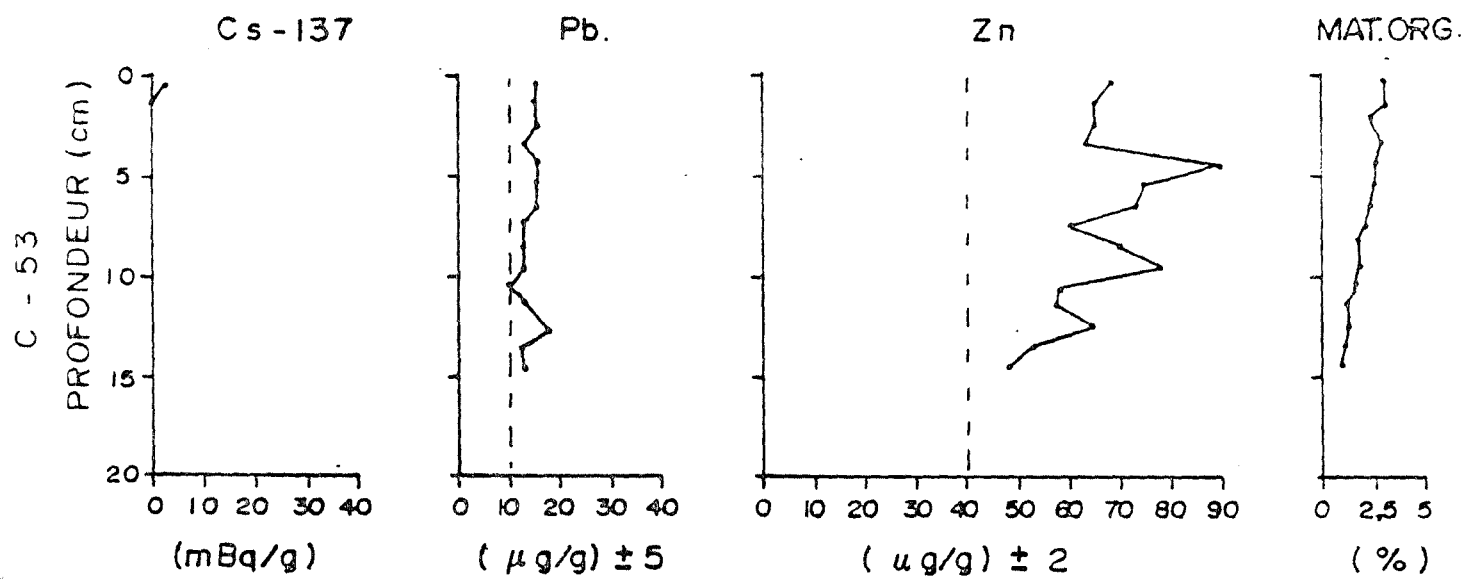
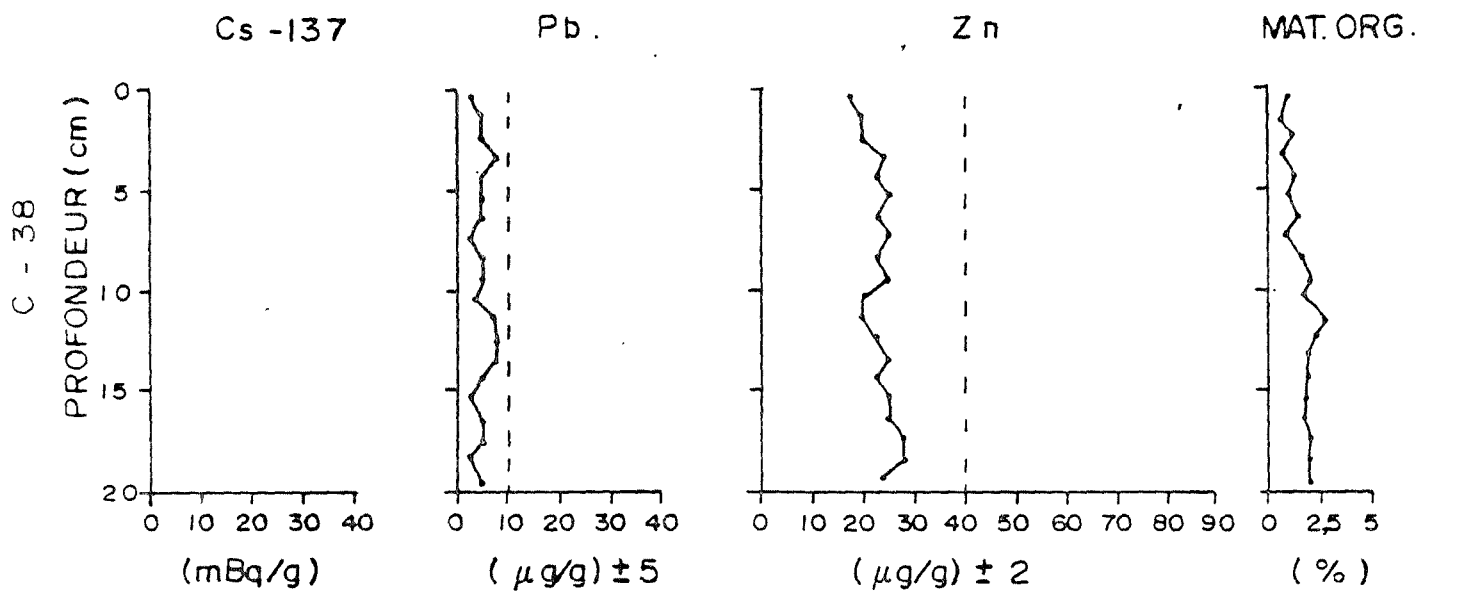


Figure 7: Profils radiométriques et géochimiques des sondes C-38, C-53 - 1984.

La matière organique

La mesure du contenu de la matière organique constitue, avec l'évaluation de la granulométrie, les deux principaux paramètres environnementaux des sédiments. La présence de matière organique dans un environnement littoral est considéré généralement comme un bon indicateur de la productivité du milieu. Dans les milieux littoraux ou côtiers, la productivité biologique est élevée et le contenu en matière organique dans les sédiments est à son maximum (Saliot, 1983).

Cependant, près des littoraux, les teneurs des sédiments en différents éléments sont le plus souvent déterminées par les apports provenant des effluents industriels et municipaux. La matière organique introduite souvent en grande quantité, particulièrement près des usines de pâtes et papiers, crée des conditions défavorables au maintien de la vie aquatique.

L'accumulation excessive de matière organique dans l'écosystème conduit au développement de conditions réductrices nocives à la plupart des espèces aquatiques. En effet, sous des conditions réductrices, la décomposition de la matière organique s'effectue en milieu anaérobie et provoque la réduction des sulfates en sulphides via l'activité bactérienne. Une forte quantité de sulphide est alors piégée dans le sédiment par précipitation avec les ions métalliques, alors qu'une plus petite quantité est dissoute et remobilisée dans l'eau interstitielle et va enrichir les couches oxiques superficielles (Jørgensen, 1977). Les ions de sulphides, toxiques pour toutes les espèces aérobiques, constituent une barrière écologique majeure pour la plupart des espèces aquatiques (Gray, 1981). De plus, dans ces conditions anoxiques, une quantité importante des oxydes de fer et de manganèse est réduite sous des formes oxydées ou encore transformées sous forme d'hydroxydes plus solubles, d'où libération des métaux (Rochon, 1983).

L'excès de matériaux organiques entraîne aussi, par oxydation, l'appauvrissement des eaux côtières en oxygène dissous. L'oxydation de la matière organique est le principal processus consommateur d'oxygène dans l'environnement marin. L'oxydation d'un gramme de carbone, par exemple, requiert 2,67 g d'oxygène (Martin et al., 1976). Pour cette raison, l'évaluation des concentrations en matière organique est un indicateur privilégié pour mesurer la qualité d'un habitat marin. Selon Pearson (1972), la formation d'une couche organo-minérale anaérobie est l'effet le plus nuisible à se produire sur les fonds aquatiques. Ces sédiments anaérobies exterminent les crabes et autres crustacés car ils engendrent du H₂S qui, lors d'un dragage ou encore lors d'une remise en suspension naturelle des sédiments de fond (tempête), provoque la mort des poissons (Waldichuck, 1962). La formation anaérobie du H₂S aurait, selon Werner (1963), des effets négatifs pires que ceux engendrés par les autres substances présentes dans les effluents.

La matière organique, humique surtout¹, joue aussi un rôle important du point de vue géochimique. Ce rôle repose essentiellement sur la forte capacité d'échange cationique (C.E.C.) de celle-ci. Dépendamment de l'origine de la matière organique et du pH du milieu, la matière organique a une C.E.C. qui varie de 100 à 400 meq/100 g, soit une C.E.C. 10 fois plus importante que la chlorite (10-40 meq/g). La C.E.C. de la matière organique est due principalement au développement de charges négatives provenant de la dissociation des groupes carboxyles et hydroxyles phénoliques et énoliques.

Dans les sédiments, la C.E.C. attribuable à la matière organique est en moyenne de 2 meq/g par 1% de matière organique, alors qu'elle est de 0,5 meq/g par 1% d'argile (De Groot, comm. pers.). Cette forte C.E.C. favorise

¹: La lignine, constituant végétal qui résiste à la décomposition microbienne, est une source importante d'acides humiques près des usines de pâtes et papiers.

les réactions d'interface solide-liquide et en particulier le transfert de métaux de la solution vers les phases particulaire et en suspension. Aussi à cause de ces propriétés d'adsorption et de complexation vis-à-vis plusieurs substances polluantes, la détermination des zones d'accumulation de la matière organiques revêt une grande importance. Pour ces raisons, au Québec, le niveau de non-acceptabilité des concentrations du carbone total a été établi à 5,0 ppm dans les sédiments du fleuve et de l'estuaire du Saint-Laurent (Vigneault et al., 1978).

La matière organique est surtout associée de près à la fraction lutite des sédiments dans les environnements côtiers. Pour cette raison, le transport et la sédimentation des particules organiques obéissent aux mêmes lois hydrosédimentaires que celles qui affectent les particules minérales (Kranck, 1974). A cause de son faible poids spécifique, l'accumulation des plus fortes concentrations de matériaux organiques se retrouvent dans les secteurs littoraux de faible énergie alors que les plus faibles quantités indiquent des milieux plus dynamique.

La sédimentation des particules organiques et minérales, lorsqu'introduites dans un environnement marin ou estuarien, dépend de deux facteurs: la collision et l'adhésion. En effet, en milieu marin, les particules sont très instables et adhèrent les unes aux autres sur simple contact. Les particules les plus fines, en raison de leur rapport surface/volume élevé sont les plus instables et flocculent les plus rapidement (Postma, 1967; Kranck, 1973). Progressivement, les particules les plus grosses flocculent aussi. Cette flocculation cesse lorsque toutes les particules, grains et flocons, sont transportés à la même vitesse et qu'ainsi ils n'entrent plus en contact les unes contre les autres. En raison de leur plus faible densité, les flocons tendent à être plus larges que les grains d'où un mode plus grossier des flocons dans les zones de flocculation. De plus, la flocculation augmente la vitesse de dépôt de la matière particulaire.

Le contenu en matière organique des sédiments marins de la Baie des Anglais est relativement élevé (Tableau 7). En effet, 75% des échantillons présentent des concentrations supérieures à la norme jugée "acceptable" établit par Vigneault et al. (1978). Les concentrations moyenne et médiane (Tableau 7) sont respectivement de 3,62% et 3,7%, avec un maximum de 22% pour la station 38 et un minimum de 0,30% pour les stations 37, 51 et 52. Suite aux recommandations de Martin et al. (1976), nous utilisons dans ce travail la concentration moyenne pour définir le niveau "naturel" de concentration de la matière organique, plutôt que celui de "seuil dangereux" qui sous-entend un degré de toxicité encore le plus souvent à définir pour chaque polluant. On considère ici comme polluant ou source de pollution tout processus ou produit qui modifie l'équilibre "moyen" de l'écosystème considéré.

Tableau 7. Teneurs des sédiments en matière organique (%).

NB D'ÉCHANTILLONS	NB D'ÉCHANT. POUR \bar{X}	\bar{X}	MD	MAXIMUM	MINIMUM	C.O. (\bar{X})
25	24	3,62	3,70	22.0	0.30	2,10

¹: Matière organique totale ÷ 1,72 = C.O. (Walkley, 1947).

Dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, la matière organique dans les sédiments varie de 0,12 à 5,79% dépendamment de la texture et de la localisation de la station (Loring et Nota, 1973). Les plus basses concentrations (< 1%) se retrouvent dans les parties les moins profondes et les plus fortes concentrations dans les parties les plus profondes.

Figure 10. Relation entre le carbone organique et le contenu en argile des sédiments.

Figure 10A. Distribution verticale de la

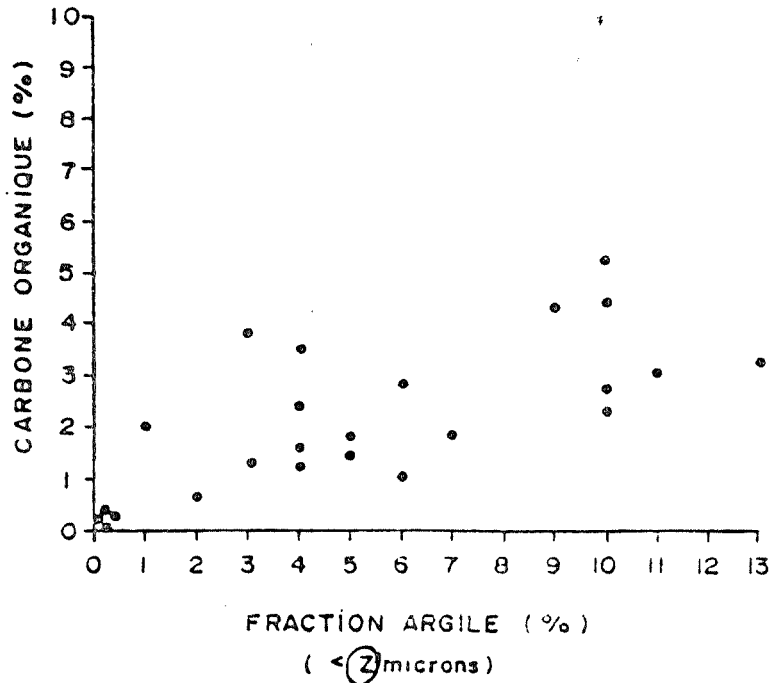


Figure 10: Relation entre le carbone organique et le contenu en argile des podzols nés.

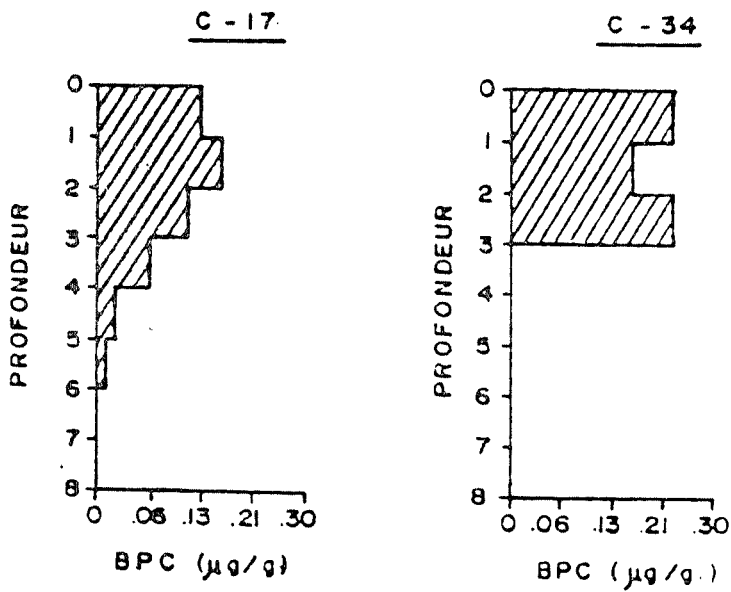


Figure 11: Distribution verticale de la BPC

Figure 11. Distribution de la matière organique - 1984.

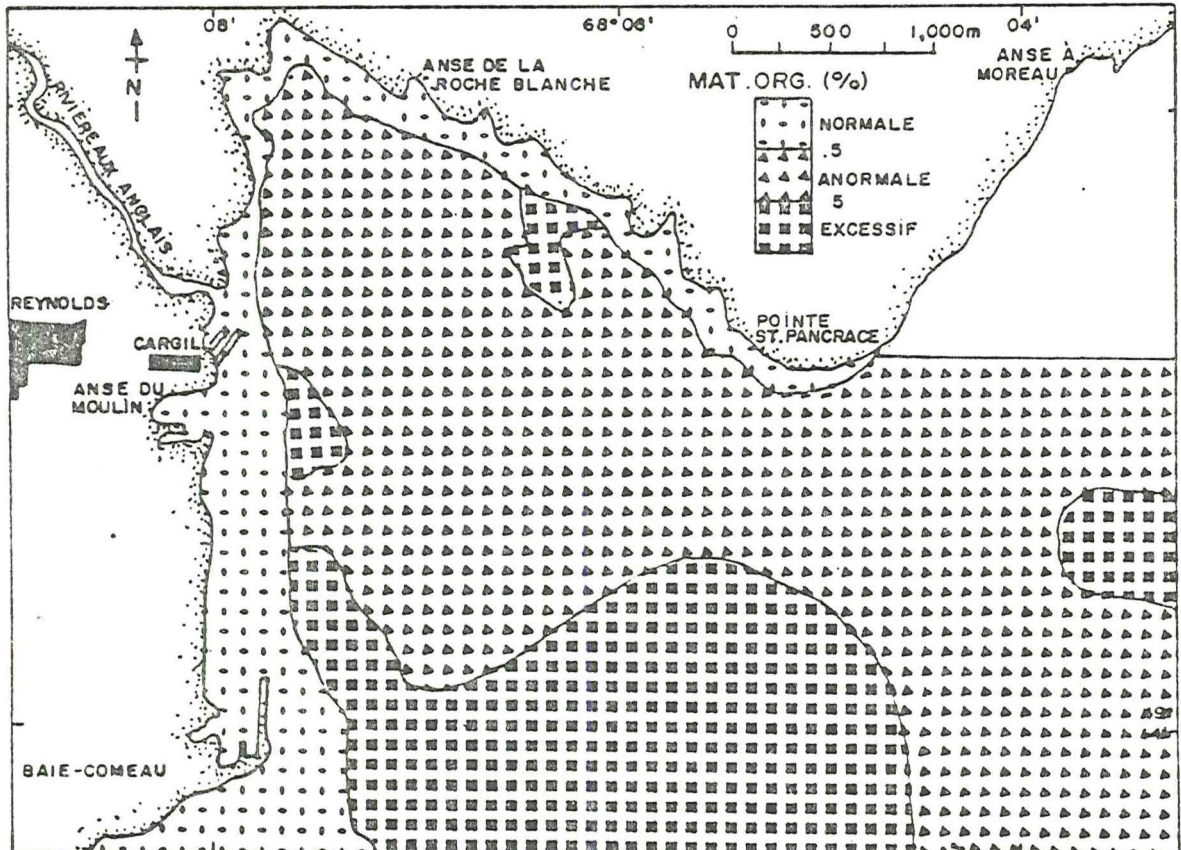


Figure 11: Distribution de la matière organique - 1984.

Figure 12. Zonation hydrosédimentologique des sédiments de surface - 1984.

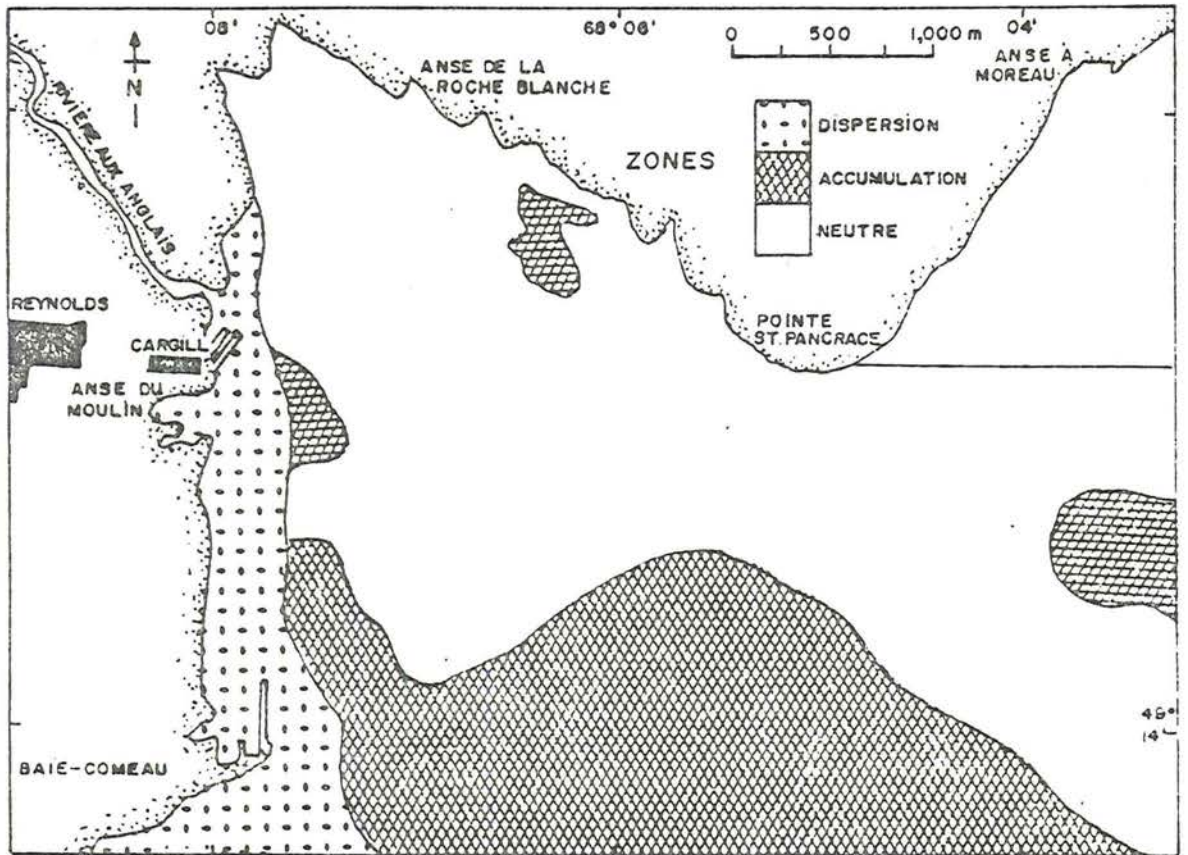


Figure 12: Zonation hydrodynamique des sédiments de surface - 1984.

détaillée des carottes C-11 et C-17. Pour cette dernière, l'activité du césium-137 est même confirmée par la présence d'indicateurs géochimiques anthropiques: le plomb et le zinc.

Le faible indice de triage des sédiments de cette zone confirme la présence de conditions hydrosédimentaires favorables à la sédimentation. En effet, à l'exception de la station 47, les sédiments de cette zone d'accumulation ont un indice de triage qui varie de faible à modéré. Ces faibles indices de classement s'expliquent probablement par la présence près du fond de très faibles courants de l'ordre de 0,05 cm/S (Major et Martin, 1976).

L'accumulation préférentielle de la matière organique dans la partie sud-ouest de la baie s'explique par:

- la présence à proximité d'une source importante de solides en suspension en la compagnie de papier Québec North Shore (39 862 kg/jour),
- la floculation et la sédimentation rapide des solides en suspension sitôt introduits dans l'eau salé de la baie (27 à 31 ‰),
- par le refoulement des eaux de surface de la baie par les vents effectifs dominants en provenant de l'est (11,4%), et du nord-est (4,0%),
- la présence d'anciens sites de rejets de matériaux dragués en provenance du port public de Baie-Comeau où un canal d'amenée ("flum") en provenance de la compagnie QNS déverse à même ses eaux une quantité non négligeable de résidus de bois¹.

¹: Il est probable que la forte variation entre les teneurs en m.o. des sédiments de surface de la benne et du carottier à la station 38 souligne la présence d'un ancien site de rejets.

En ce qui concerne les lutites, mentionnons que celles-ci s'accumulent préférentiellement depuis au moins 1954 dans la partie centre-sud de la baie (Fig. 6) autour de l'isobathe moyen de 75 m. Comme nous l'avons déjà mentionné, l'accumulation des sédiments fins récents dans cette partie de la baie ne répond pas au schéma traditionnel de sédimentation. Selon nous, trois facteurs contrôlent les processus de sédimentation et de rétention des lutites. Ce sont:

- la zone de sédimentation représente le site naturel de floculation et de sédimentation des particules fines provenant de la rivière Manicouagan,
- les lutites seraient refoulées des secteurs profonds vers les zones de replats de la baie par l'intermédiaire de courants locaux provoqués par un gradient thermique ou de salinité entre les eaux profondes et la couche supérieure influencée par l'apport d'eau douce de la rivière Manicouagan (Ouellet, Yvan, comm. pers.),
- la présence de teneurs élevées en matière organique dans cette partie de la baie favorise la rétention des particules fines.

Zone de non-accumulation

Cette zone regroupe les secteurs à pentes fortes, les secteurs rocheux et les secteurs n'ayant démontré aucun indice d'accumulation récente soit dans les sédiments de surface, par des excès de matières organiques, ou encore dans les carottes par des teneurs élevées en indicateurs anthropogéniques ou en activité du césium-137. De plus, aucun échantillon de surface n'a démontré de concentrations excessives de matières organiques dans les sédiments.

Cette situation de non-accumulation s'explique par une conjoncture défavorable de facteurs sédimentologiques:

- faible taux de particules en suspension dans les eaux régionales (< 1 mg/L),
- fonds marins trop abrupts ou trop rocheux, incompatibles avec la rétention de sédiments fins de la taille des lutites,
- influence de courants profonds issus de la couche intermédiaire estuarienne probablement présente dans les secteurs nord-est de la baie.

LES BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS DANS LES SÉDIMENTS: BAIE DES ANGLAIS

Présentation

L'introduction de substances toxiques dans l'environnement marin et dans l'écosystème en général fait l'objet d'une surveillance intensive depuis quelques années de la part des scientifiques, des gestionnaires de l'environnement, des écologues et des médias. Au Québec, il est reconnu depuis les travaux de Cluis et al. (1975) et du Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (1977) que les apports de substances toxiques représentent le problème majeur du fleuve Saint-Laurent.

L'estuaire du Saint-Laurent est une zone très vulnérable à la pollution chimique car il est le site de passage ou le réceptacle final des eaux douces en provenance des grands lacs se dirigeant vers l'océan Atlantique. Une fraction des composés organiques transportés dans ces eaux douces contient des halogènes (fluor, chlore, brome, iode, etc.) essentiellement produits par l'activité humaine (Khalil et al., 1984). La matière organique chlorée ou "organochlorée" se retrouve dans l'eau et par la suite dans les organismes sous formes de pesticides organochlorés (DDT, Dieldrine, etc.), de naphthalènes polychlorés et de biphényles polychlorés (BPC). Ces derniers sont les plus répandus dans la nature (Veith et Lee, 1970). Dans ce travail, seuls les PBC sont considérés.

Origine et propriétés

Les BPC originent de la chloration du biphenyle. Ils ont une structure analogue à celle des hydrocarbures chlorés comme le DDT. Les organochlorés sont très persistants dans la nature car peu de bactéries naturelles peuvent dégrader le lien chimique qui relie le carbone au chlore. Il existe deux

façons de briser ce lien: la première consiste à incinérer les BPC à des températures supérieures à 1,350°C; température où les BPC sont réduits à de l'acide chlorhydrique et de l'eau (Farrington et al., 1982); et la seconde, à exposer les BPC aux rayons ultra-violetts du soleil (Khalil et al., 1984).

Les BPC sont fournis industriellement sous forme de liquides plus ou moins visqueux dépendant du nombre d'atomes de chlore qu'ils contiennent. La présence d'un produit chloré organique augmente le pouvoir lubrifiant du produit. Selon Holden (1970), il y a 200 combinaisons possibles de BPC. Les plus connus sont ceux de la famille des Aroclor (1221, 1232, 1242, 1248, 1254, 1260, 1262)¹ fabriqués par la compagnie américaine Monsanto. Les résultats d'analyses sont cependant généralement exprimés en Aroclor 1254 qui sert alors d'étalon.

Les BPC, comme tous les organochlorés, sont thermostables et diélectriques. Pour ces raisons, ils sont surtout utilisés dans les condensateurs électriques. Les organochlorés sont aussi peu solubles dans l'eau mais, au contraire, très solubles dans les lipides et les corps gras. Aussi dans les milieux aquatiques sont-ils très rapidement absorbés par les organismes. Une matière organique chlorée a chimiquement tendance à se retrouver dans le gras d'un organisme aquatique plutôt que dans l'eau ambiante² (Khalil et al., 1984); aussi, l'analyse de l'eau présente-t-elle le plus souvent des teneurs de l'ordre des limites de détection. Il est donc beaucoup plus facile de mettre en évidence une contamination d'un environnement par l'analyse des organismes

¹: Les deux premiers chiffres désignent les biphényles et les deux autres le pourcentage (% poids) de chlore.

²: Les invertébrés aquatiques peuvent présenter des concentrations jusqu'à 30 000 fois plus élevées que celles de l'eau ambiante (Sanders et Chandler, 1972).

vivants et des sédiments que par l'analyse de la phase aqueuse (Martin et al., 1976). Même si les apports atmosphériques constituent une source de pollution non-négligeable (Ware et Addison, 1973), l'analyse résiduelle des sédiments permet de faire ressortir les sources d'origine industrielle et municipale.

Ce n'est qu'en 1966, soit 30 ans après sa dispersion dans l'environnement (Marchand, 1983), que les BPC furent identifiés dans l'écosystème (Jensen, 1966). Le premier cas de contamination connu est survenu en 1968 au Japon où 644 personnes et 400 000 poulets sont décédés par suite d'ingestion d'une huile domestique contaminée par les BPC (Zitko et Choi, 1971).

Les BPC dans les sédiments du fleuve et de l'estuaire du Saint-Laurent

Une étude réalisée par Sérodes (1978) entre les municipalités de Cornwall et de Montmagny permet de tracer le portrait de l'état de concentration des BPC dans les sédiments de fond des systèmes fluvial et estuarien du Saint-Laurent.

Le tronçon fluvial

La partie aval du lac Saint-François, situé à une vingtaine de kilomètres en aval de Cornwall, constitue une zone préférentielle d'accumulation de polluants. On y constate un enrichissement des sédiments superficiels en BPC. Plus bas, les sédiments prélevés dans le lac des Deux Montagnes présentent des teneurs qui varient entre 0,18 et 0,40 ppm. Des valeurs extrêmes de 0,15 ppm sont atteintes dans les sédiments du lac Saint-Louis, réceptacle des eaux en provenance des Grands Lacs et de la rivière des Outaouais. Un peu plus en aval, au droit de la rive sud de l'île de Montréal, les sédiments fins contiennent des concentrations en BPC qui varient entre 0,75 et 0,14 ppm dans les

couches récentes. Selon Couillard (1982), ces teneurs élevées reflètent l'influence des activités industrielles de l'île de Montréal sur la qualité du milieu. Beaucoup plus en aval, dans le delta de Sorel, ces teneurs ne sont plus que de 0,50 ppm, bien qu'elles aient été de 0,13 et 0,14 ppm il y a à peine 20 ans. Dans le lac Saint-Pierre, les sédiments de surface indiquent un enrichissement d'environ 0,60 ppm de BPC.

Le tronçon estuarien

Les concentrations en BPC dans les sédiments de l'estuaire ont été peu mesurées comparativement au tronçon Cornwall-Montmagny. Seules les données provenant des secteurs de Cap-Tourmente et de la Baie des Anglais sont actuellement disponibles. Pour le Cap-Tourmente, zone d'accumulation importante des sédiments, des teneurs de 0,20 à 0,50 ppm de BPC ont été mesurées, alors que dans la Baie des Anglais les sédiments de surface présentent des concentrations variant de 0,17 à 3,74 ppm (Paul, 1984). Notons aussi qu'une moyenne de 0,10 ppm a été établie par Centreau (1975) pour les sédiments entre Québec et Trois-Pistoles.

Propriétés associatives des sédiments et des BPC

Il existe une importante littérature concernant l'adsorption des hydrocarbures halogénés, donc des biphényles polychlorés, sur les phases particulaire et en suspension dans le milieu marin (Olsen et al., 1982; Munawar et al., 1984). Des expériences conduites in situ (Won et Chen, 1976) et en laboratoire (Chiou et al., 1977) ont très clairement démontré que l'adsorption des polluants organiques de la classe des hydrocarbures halogénés (BPC, DDT, Mirex, Kepone, Dieldrine, Chlordane) dépendait des plus fines particules mais surtout, de la qualité de la matière organique contenue dans les sédiments (Greenland, 1965). L'adsorption des BPC sur les particules est

d'autant plus élevée que les particules sédimentaires sont petites et que le contenu en matière organique est important.

Depuis les travaux de Choi et Chen (1976), d'autres auteurs ont établi une corrélation linéaire entre les lutites, le contenu en matière organique et les concentrations en BPC; rendant cette association ubiquiste (Kihlström et Berglund, 1978; Pavlou et Dexter, 1979; Abdullah et al., 1982).

Selon Kaplan et Nissenbaum (1972), la capacité d'adsorption des sédiments marins est déterminée par les substances humiques contenues dans la matière organique car les limons et les argiles sont associés à la matière organique. Celle-ci a une capacité d'adsorption de 50 à 100 fois supérieure aux particules minérales (Wildish et al., 1980). Près des sources de contamination, il est cependant possible de mesurer des concentrations très élevées dans un sédiment grossier et pauvre en matière organique (Abdullah et al., 1982).

En présence d'un minimum de particules en suspension, les biphényles polychlorés sont entraînés instantanément la phase particulaire et la phase en suspension (West et Hatcher, 1980). Ce processus est le principal mécanisme de transport des BPC à travers la colonne d'eau. Dans ce contexte, l'influence des mécanismes de sédimentation en zones côtières sur la distribution de ce type de polluant organique est prépondérante (Marchand, 1983). Sur les fonds marins, les BPC présentent un taux d'infiltration très faible de l'ordre de 0,05% de la quantité totale dépendant du degré de chloration des BPC. La désorption est considérée comme étant très faible. À ce niveau, la présence d'une faune benthique abondante joue un rôle majeur dans l'introduction de BPC dans les couches inférieures des sédiments. Cependant, dans les milieux côtiers anoxiques, comme c'est le cas près des rejets d'usines de pâtes et papiers, la vie benthique est pratiquement inexistante. Par contre, dans les

milieux oxiques, les BPC ont tendance à perdre du chlore (Hutzinger et Roof, 1980) ce qui rend les BPC plus rapidement assimilables par les organismes (Abdullah et al., 1982).

Les sédiments contaminés de la Baie des Anglais

La présence de BPC dans les sédiments de la Baie des Anglais fut établit pour la première fois en mars 1983 par l'intermédiaire d'une étude d'impact concernant le projet d'agrandissement des installations portuaires de la S.C.M.R. Cette étude soumise au MENVIQ soulignait alors la présence de BPC selon des concentrations excessivement élevées. Les principaux contaminants étaient alors l'Arochlore-1242 (54% des BPC totaux) et l'Arochlore 1254 (34%) (Tableau 8).

Tableau 8. Teneurs en BPC (ppm)¹ des sédiments de surface en mai 1982 (Paul, 1984).

	AROCHLORE			BPC TOTAUX
	1242	1254	1260	
Moyenne	0,006	0,004	0,001	0,012
Médiane	0,050	0,041	0,014	0,198
Maximum	5,01	1,63	0,70	6,29
Minimum	0,01	0,001	0,001	0,01

¹ ppm: Partie par million (10^6) = Mg/g = ou mg/kg ou mg/L (Gulach, 1981).

Cette première étude a révélé que l'ensemble de la Baie des Anglais était contaminée. En effet, 60% des échantillons dépassent la teneur normative de 0,1 ppm jugée "inacceptable" et 70% des échantillons dépassent la norme de 0,05 ppm considérée comme étant "acceptable" (Vigneault et al., 1978). De plus, 17% des échantillons avaient des teneurs 20 fois supérieures à la limite d'acceptabilité. La plupart des échantillons ayant des concentrations excessives sont localisés soit dans l'Anse du Moulin où se déverse la lagune directement contaminée par les BPC, soit à une distance approximative de 1 km de la côte entre le port public de Baie-Comeau et le quai de la compagnie Cargill. Il s'agit d'un secteur de déversements des matériaux en provenance des opérations de dragage des différents quais de la côte ouest de la baie. Un échantillon provenant de ce secteur a révélé une teneur de 6,29 ppm de BPC, soit 62 fois la norme (Paul, 1984). Dans la mesure où ces différents sites de rejets de matériaux dragués sont situés dans la zone de dispersion établie précédemment, nous devons donc considérer ce secteur comme une seconde source d'apport de BPC dans la Baie des Anglais. Nous y reviendrons.

Les sédiments de la Baie des Anglais et les BPC

Surface

L'analyse de 21 échantillons de sédiments a révélé, pour 16 d'entre eux, la présence de BPC selon des teneurs supérieures à la limite de détection de 0,015 ppm (Tableau 9). Sur 21 échantillons, 61% présentent des teneurs en BPC supérieures à la norme de 0,05 ppm jugée "acceptable" (Vigneault et al., 1978). La moyenne des teneurs est établie à 0,693 ppm (Tableau 10), alors que les maximum et minimum sont respectivement de 2,71 et < 0,015 ppm. Le maximum est naturellement atteint à la station No 53 (Fig. 5) située dans l'Anse du Moulin. À noter, cependant, que la station No 47 située approximativement à 1 km au large de l'anse, présente une teneur de 3,22 ppm, ce qui est 65 fois supérieure à la norme.

Tableau 9. Caractéristiques granulométriques et teneurs en biphényles polychlorés des sédiments de surface - 1984.

STATIONS	LUTITE (%)	MATIÈRE ORG. (%)	HUILE/ GRAISSE (ppm)	AROCHLORE (ppm)			BPC TOTAUX
				1242	1254	1260	
1	22,0	3,0	< 0,5	< 0,015	0,018	< 0,015	0,018
4	34,0	5,5	< 0,5	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015
9	31,0	4,6	< 0,5	0,081	0,024	< 0,015	0,105
11	30,0	4,0	40,0	< 0,015	0,040	< 0,015	0,040
13	17,0	1,7	< 0,5	0,027	< 0,015	< 0,015	0,027
16	15,0	3,1	190,0	0,032	0,040	< 0,015	0,072
18	34,0	5,3	< 0,5	< 0,015	0,185	< 0,015	0,185
20	33,0	7,5	56,0	----- ¹	-----	< 0,015	-----
23	30,0	9,0	43,0	-----	-----	< 0,015	-----
25	34,0	7,4	< 0,5	-----	-----	< 0,015	-----
28	14,0	2,0	42,0	0,045	0,020	< 0,015	0,065
30	16,0	2,6	180,0	0,137	0,043	< 0,015	0,180
32	19,0	3,0	36,0	0,370	0,217	< 0,015	0,587
37	3,0	0,3	35,0	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015
38	-----	22,0	< 0,5	0,626	0,256	< 0,015	0,882
40	6,0	1,0	44,0	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015
45	13,0	2,3	46,0	0,289	0,072	< 0,015	0,361
46	14,0	5,0	140,0	0,015	0,275	< 0,015	0,275
47	18,0	6,0	120,0	2,61	0,61	< 0,015	3,220
48	18,0	4,1	45,0	1,47	0,41	< 0,015	1,880
49	15,0	6,8	54,0	0,84	0,33	< 0,015	1,170
50	1,0	0,4	26,0	< 0,015	< 0,015	< 0,015	< 0,015
51	3,0	0,3	< 0,5	-----	-----	< 0,015	-----
52	2,0	0,3	28,0	< 0,015	< 0,015	< 0,015	0,015
53	24,0	3,7	110,0	2,25	0,46	< 0,015	2,710
LIMITE DE DÉTECTION			0,5	0,015	0,015	0,015	

¹: Pour des raisons techniques, ces échantillons n'ont pas fait l'objet d'analyse.

Dans la Baie des Anglais, la principale composante des BPC est l'Arochlore-1242. Celle-ci représente 75% des BPC totaux, alors que l'Arochlore-1254 représente 25% et l'Arochlore-1260 est techniquement absente des sédiments de la baie. Ce fait confirme l'Arochlore-1242 comme principal contaminant dans la Baie des Anglais, car la S.C.M.R. utilisait presque exclusivement ce produit dans ses systèmes hydrauliques (Paul, 1984). L'Arochlore-1242, parce que contenant moins de 50% de chlore, est considéré comme moins réfractaire que l'Arochlore-1254 et 1260 à la dégradation.

La distribution des BPC confirme l'Anse du Moulin comme lieu de propagation de ce polluant organique dans la Baie des Anglais (Fig. 13). En effet, les teneurs en BPC sont plus élevées à proximité de l'Anse du Moulin (> 2.0 ppm) et plus basses (< 0,1 ppm) dans les secteurs plus éloignés à l'exception cependant de la zone de dispersion établie précédemment où la quantité de matière organique, principal agent de rétention des BPC, est inférieure à 0,5%.

Tableau 10. Teneurs en BPC dans les sédiments de surface - 1984.

TENEURS	AROCHLORE		
	1242	1254	1260
Moyenne	0,676	0,231	< 0,015
Médiane	0,030	0,040	< 0,015
Maximum	2,61	0,610	< 0,015
Minimum	< 0,015	< 0,015	< 0,015
%	75	25	00

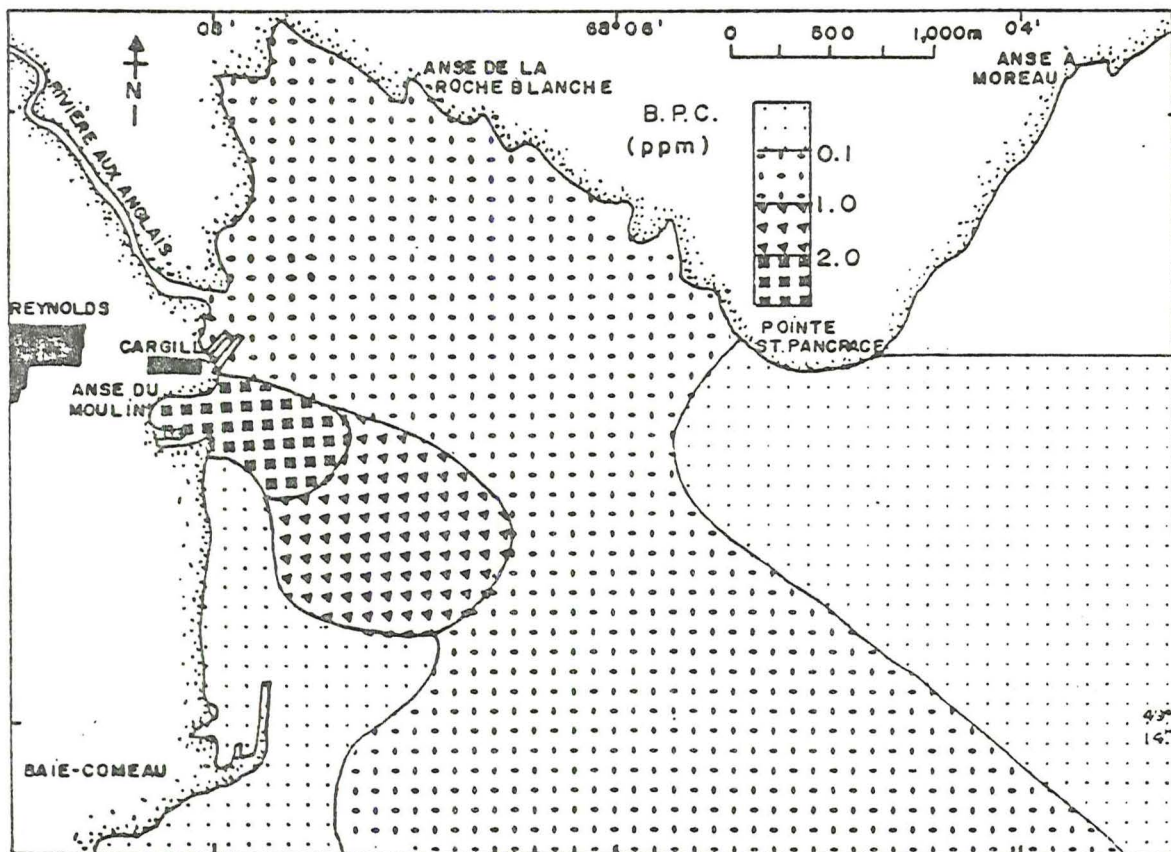


Figure 13: DISTRIBUTION DES B.P.C. DANS LES SÉDIMENTS DE SURFACE DE LA BAIE DES ANGLAIS - 1984.

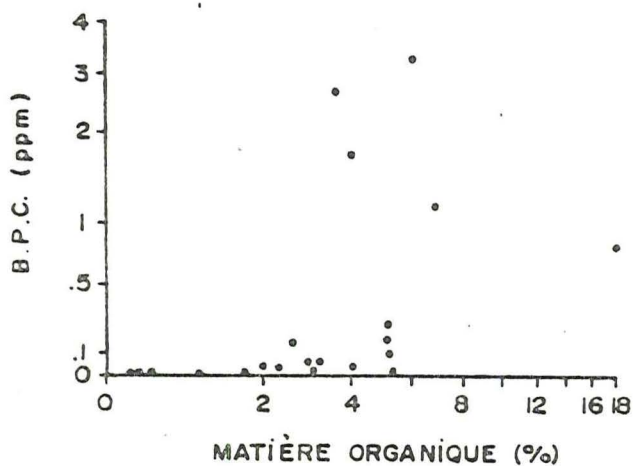


Figure 13. Distribution des BPC dans les sédiments de surface de la Baie des Anglais - 1984.

Figure 14. Relation entre les contenus BPC et en matière organique des sédiments de surface - 1984.

Les fortes teneurs en BPC dans les sédiments de surface de la partie nord-ouest de la baie, lieu jugé non-favorable à l'accumulation, s'explique par la proximité de la source de contamination. La présence dans l'eau d'une forte quantité de solides en suspension provenant de l'usine de pâte et papier Québec North Shore, représente une très forte capacité de rétention pour les BPC présents dans la colonne d'eau sans pour autant que l'accumulation récente en ce lieu soit importante. Il est possible, en effet, que les solides en suspension, notamment la matière organique, soit en transition dans ce secteur par suite d'un brassage continué causé par une remontée des eaux inférieures le long de la côte nord de la baie. Cette remontée s'effectuerait à la faveur d'une part, de l'axe nord-ouest, sud-est formée par les grandes profondeurs, et d'autre part par un gradient thermique ou de salinité.

L'analyse en composantes principales des différents paramètres retenus dans ce travail (BPC, matière organique, lutite) montre que seule la liaison entre les BPC et la matière organique est significative (Fig. 14). La liaison est particulièrement forte en deçà des concentrations de matières organiques de 3,5%. Curieusement, ce niveau correspond à celui établi comme étant la teneur naturelle pour la matière organique dans la région de Baie-Comeau. Au-delà de ce seuil, les teneurs en BPC augmentent de 10, 20 et 35 fois.

À l'exception de la station 53 située dans l'Anse du Moulin, les stations qui présentent les plus fortes teneurs de BPC et en matière organique sont les stations 47, 48 et 49. Celles-ci sont situées dans la partie de la baie préalablement défini comme site de rejets des produits d'excavation du dragage des différents quais et ports de la baie.

Carottes: BPC et Césium-137

L'utilisation d'un indicateur temporel indépendant de la nature récente des sédiments est extrêmement important pour l'étude des polluants anthropogéniques comme les biphényles polychlorés. Dans les géosystèmes littoraux ou côtier, l'utilisation d'un indicateur anthropogénique est essentiel en raison de la distribution le plus souvent hétérogène des sédiments de surface (Simpson et al., 1976; Olsen et al., 1978; Bopp et al., 1981).

Pour cette raison, nous utilisons dans ce travail le contenu en Césium-137 dans les sédiments des carottes comme indicateur temporel. Cet élément radioactif a une demie-vie de 27 ans. La présence de ce radionuclide en quantité mesurable dans l'écosystème est apparu vers 1954. Les premières retombées du Césium-137 dans le milieu aqueux coïncident donc à quelques années près avec l'ouverture de l'usine de la Société canadienne des Métaux Reynolds, unique émettrice d'Arochlore-1242 dans la Baie des Anglais. Comme les sédiments contenant du Césium-137 en quantité mesurable sont postérieurs à l'année 1954, on peut considérer les quantités de BPC mesurées dans ceux-ci comme étant le reflet des quantités introduites, mais surtout retenues dans la Baie des Anglais depuis 1954.

Comme nous l'avons mentionné précédemment, les mesures effectuées par l'intermédiaire du comptage de l'activité du Césium-137 sont appuyées par des mesures complémentaires de d'autres indicateurs anthropogéniques: le Zn et le Pb. Le plomb est utilisé ici en raison de sa très grande toxicité, plutôt que comme contribution industrielle: c'est le cas du zinc par exemple. Ce dernier, contrairement au plomb, est un oligo-élément indispensable pour l'activité biologique des organismes (Wolfe et Riche, 1972). En général, dans les sédiments, les teneurs moyennes du plomb et du zinc sont respectivement de 10 à 100 ppm et 5 à $4 \cdot 10^{-3}$ ppm (Bertine et al., 1972).

Dans l'estuaire du Saint-Laurent, entre Québec et Trois-Pistoles, ces teneurs moyennes sont de 141 ppm pour le zinc et de 41 ppm pour le plomb (Centreau, 1975). Tout échantillon dont la teneur d'un de ces deux éléments sera plus élevée que la teneur naturelle sera considéré comme indicateur d'un milieu pollué. L'abondance du plomb dans les sédiments étant naturellement inférieure à celle du zinc, un échantillon dans lequel ces proportions seraient inversées indiquerait la présence d'une source de contamination. Aussi, le zinc est-il considéré comme excellent indicateur d'une contamination par les métaux.

Pour l'analyse de la distribution verticale des BPC, nous avons retenu les carottes 17 et 34. Ces carottes sont les seules à présenter simultanément une activité importante du césium-137 et des teneurs en Pb et en Zn supérieures aux teneurs naturelles dans les premiers centimètres de surface.

La carotte 17 présente un contenu maximum en BPC de 0,16 ppm à 2 cm de profondeur (Fig. 10A). La présence des BPC s'estompe totalement au-delà des 6 premiers centimètres. Les 3 premiers centimètres de surface ont des teneurs 3 fois supérieures aux trois derniers. Il y a donc un enrichissement certain en BPC dans les trois premiers centimètres de la carotte 17.

La présence de BPC dans la carotte 34 est restreinte aux trois premiers centimètres. La teneur la plus élevée est de .23 ppm et occupe le premier centimètre de surface. Par contre, les teneurs varient très peu d'un centimètre à l'autre.

Suite à l'examen des carottes 17 et 34, on peut conclure qu'il y a bel et bien accumulation de BPC au centre de la Baie des Anglais. Bien que faible, cette accumulation s'effectue dans les 3 à 5 premiers centimètres des sédiments de surface. Les teneurs sont cependant maximales dans les trois premiers centimètres.

Synthèse: BPC et Sédiments

Les sédiments marins de la Baie des Anglais présentent différents degrés de contamination par les BPC dépendant des conditions hydrosédimentaires, qui varient d'une partie à l'autre de la baie, et de la proximité de la source.

La distribution de surface des BPC identifie et confirme l'Anse du Moulin comme lieu d'introduction de ce polluant organique. En effet, au droit de l'Anse du Moulin, les teneurs sont maximales ($> 2,0$ ppm) malgré que ce secteur littoral ait une forte capacité de dispersion, alors qu'au large, au-delà de la Pointe Saint-Pançrace, les teneurs sont les plus basses. En face de l'Anse du Moulin, les teneurs demeurent cependant très élevées à cause de la présence de sites de rejets de matériaux dragués excessivement contaminés par les BPC. En effet, des teneurs extrêmes de 6,29 ppm (Paul, 1984) et de 3,22 ppm (présent travail) sont mesurées dans les sédiments. La présence de ces sites de rejets constituent malencontreusement une seconde source d'apports de BPC dans la baie car ces sites sont situés au-dessus de l'isobathe de 40 m et, son donc sporadiquement balayés par les ondes de tempêtes. Les sédiments contaminés sont alors remis en suspension.

Au-delà de ces zones de contamination directe, les concentrations sont plus élevées au centre de la baie. L'analyse des carottes démontre que le secteur centre-sud de la baie est un site d'accumulation des complexes sédiments-matières organiques-BPC. L'accumulation s'effectue depuis 1954 au taux annuel moyen de 0,13 cm/an. Cette zone se superpose à la zone de concentration de la matière organique dans la baie, ce qui souligne la forte capacité de rétention de celle-ci par rapport aux biphényles polychlorés. La concentration de la matière organique en face de la compagnie de papier Québec North Shore confirme que les solides en suspension provenant de cette usine flocculent et sédimentent rapidement aussitôt introduites dans la Baie des Anglais.

LES MÉTAUX DANS LES SÉDIMENTS DE LA BAIE DES ANGLAIS.

Introduction

Les métaux constituent la principale source de polluants inorganiques dans l'environnement marin. D'une manière générale, leur capacité de contamination varie selon le gradient suivant: $Cd > Hg > Pb < Fe > Mn > Zn > Cu$ (Olsen et al., 1982).

L'étude des métaux est d'une grande importance pour évaluer la qualité d'un habitat halieutique. En effet, certains métaux, essentiels à la vie, peuvent avoir des effets néfastes au-dessus ou en-dessous de leur concentration normale, tandis que d'autres seront très toxiques à des teneurs mêmes très faibles. Cette particularité est due à ce que les organismes sont capables de concentrer plusieurs centaines, voir plusieurs milliers de fois des métaux issus de la phase soluble ou de la phase particulaire.

Les organismes marins peuvent aussi, jusqu'à un certain point, s'adapter aux fluctuations des teneurs en métaux dans l'environnement (Ray et Bowers, 1984). Le problème le plus alarmant demeure l'accumulation de fortes concentrations de métaux dans les chairs de poissons commerciaux, car ces espèces risquent d'affecter la consommation humaine.

Pour évaluer l'impact potentiel des métaux et de leurs complexes, il est avant tout nécessaire de bien connaître localement leurs patrons de distribution dans les écosystèmes (Patel et al., 1985). C'est dans cette optique que nous avons tenté de définir le patron de distribution de quelques métaux dans les sédiments de la Baie des Anglais.

Classification et choix des métaux analysés

Le terme "métal lourd" est usuellement employé pour désigner un métal ayant un nombre atomique > 20 . Cette définition exclut les métaux alcalins et alcalino-terreux, les actinides et les lanthanides. Tous les métaux ne sont pas toxiques. Au contraire, comme on l'a déjà mentionné, certains sont mêmes essentiels à la vie.

Selon Martin et al. (1976), les oligo-éléments essentiels ne sont pas forcément indispensables à tous les organismes. De plus, les oligo-éléments secondaires peuvent facilement se substituer aux essentiels.

Le choix des ions métalliques analysés dans ce travail a été fait en fonction de la capacité de ceux-ci d'agir comme indicateurs de pollution industrielle. À ce titre, les ions métalliques tels le fer, le cuivre, le zinc, le plomb et le chrome contenus dans les sédiments marins sont reconnus comme de bons indicateurs (Odum, 1976). Cependant, par suite de concentrations anormales mesurées pour certains métaux dans les sédiments de l'estuaire du Saint-Laurent (Centreau, 1975) et de la Baie des Anglais (Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, 1977), le mercure, le cadmium, le plomb, le zinc, le chrome et l'arsenic furent sélectionnés. Alors que le zinc est un élément indispensable et le chrome un élément secondaire, l'arsenic, le cadmium et le plomb sont des éléments très toxiques même en très petite quantité.

Métaux et sédiments: propriétés associatives et bio-disponibilité

Propriétés associatives

Lorsqu'ils sont introduits dans les milieux marins et estuariens, les métaux se lient très rapidement aux particules en suspension. Cette association entraîne les fonds marins à présenter des concentrations supérieures à celles mesurées dans la colonne d'eau (Ray et Bowers, 1984). Ce lien géochimique conduit les métaux à être régit, au niveau de leur distribution dans l'environnement, par les facteurs hydrosédimentologiques (Avoine et al., 1984). Le matériel en suspension constitue donc le principal vecteur des polluants métalliques. Cette observation renforce l'idée de mener des études à caractères sédimentologiques et géochimiques dans les environnements marins inventoriés.

Les métaux, contrairement aux organochlorés qui s'associent préférentiellement à la fraction organique, se lient prioritairement à la fraction lutite des sédiments (Groot de., 1964, 1973, 1975; Loring, 1975, 1976a, 1976b, 1978, 1979a, 1979b, 1981; Malo, 1977; Olsen et al., 1982). Cette association entre les métaux et la fraction lutite est avant tout fonction de la taille des particules (texture) et de leur nature (minéralogie). Les propriétés d'interface des suspensoïdes sont conditionnées par la capacité d'échange cationique, qui, en retour, dépend de la quantité et des types de minéraux argileux contenus dans les sédiments (Tableau 11).

Tableau 11. La capacité d'échange cationique de différents minéraux argileux (Gillot, 1968).

MINÉRAUX	C.E.C. (meq/100 g)
Kaolinite	3 - 15
Chlorite	10 - 40
Micas Hydreux	10 - 40
Illite	10 - 40
Sepiolite-Attapulgite	20 - 30
Montmorillonite	80 - 150
Vermiculite	100 - 150

C'est essentiellement au niveau des particules colloïdales (grande surface spécifique) que débute la C.E.C. D'autres minéraux réduits en particules extrêmement fines peuvent aussi avoir une C.E.C. Celle-ci résulte alors de liens brisés et demeure toutefois toujours négligeable.

Dans l'estuaire du Saint-Laurent, on l'a déjà mentionné, les minéraux argileux dans les suspensoïdes sont composés de 53% d'illite et de 41% de chlorite (d'Anglejan, 1970). La C.E.C. de ces deux minéraux argileux est de 10 à 40 meq/100 g. Selon Loring et Nota (1973) la composition minéralogique des suspensoïdes et des sédiments de fond est la même.

Les faibles teneurs en suspensoïdes mesurées dans l'estuaire maritime (< 1 mg/L) sont cependant largement compensées dans la Baie des Anglais par l'apport des effluents municipaux mais surtout industriels. En effet, à elle seule, l'usine de pâte et papier Québec North Shore déverse annuellement 14 550 tonnes de solides en suspension et 71 076 tonnes de matière organique dans la Baie des Anglais (Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, 1977). Bien que secondaire, le rôle de la matière organique dans les phénomènes de concentrations d'éléments métalliques est très important (Gibbs, 1973; Bruland

et al., 1974; Cranston, 1974). La matière organique possède une C.E.C. supérieure à celle des minéraux argileux. Dès lors, à la suite de Martin et al. (1976), on peut tirer deux conclusions:

- la concentration en métaux augmente généralement quand la taille des particules sédimentaires diminue,
- la matière en suspension est le plus souvent le principal agent vecteur des oligo-éléments métalliques.

Dans les sédiments, les métaux existent sous plusieurs formes. La fixation des oligo-éléments métalliques sera plus ou moins grande selon le degré de stabilité des composés ou des complexes intégrant les oligo-éléments métalliques. Les formes les plus instables sont les formes dites solubles (< 0,45 u) et particulaires ou complexées. Les formes complexées comprennent les métaux liés aux oxydes de fer et de manganèse, aux carbonates, aux sulfures et à la matière organique (Olsen et al., 1982). En milieu marin et estuarien, les oligo-éléments métalliques subissent un certain nombre de réactions de transfert. Ceux-ci sont assujettis à différents phénomènes: sorption physique et chimique, échange ionique, formation de complexes organiques et inorganiques et réactions d'insolubilisation (hydrolyse, sulfures, oxydo-réduction (Martin et al., 1976; Munawa et al., 1983; Rochon, 1984).

Disponibilité biologique des métaux

L'impact potentiel et réel des ions métalliques sur l'activité biologique dépend de leur capacité de réagir positivement ou négativement au contact des membranes des cellules des organismes dans l'environnement. Pendant que certains organismes absorbent les ions métalliques à partir de la colonne d'eau, d'autres ingèrent directement les particules au contact des sédiments marins.

La mesure des teneurs totales des ions métalliques dans les sédiments demeure un indicatif global mais général de la disponibilité des éléments métalliques pour les organismes. En effet, une grande partie des métaux totaux ne sont pas disponibles géochimiquement pour le biota, car ils sont fortement retenus dans la structure cristalline des particules minérales.

Dans un contexte biologique et environnemental, il est important et nécessaire de considérer surtout la fraction "réactive" des ions métalliques contenus dans les sédiments. En ce sens, une série d'études géochimiques conduites par Loring (1975, 1976a, 1976b, 1978, 1979a, 1979b) sur les sédiments marins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent et de la Baie de Fundy, permet d'identifier la fraction minérale réactive des éléments métalliques suivants: Zn, Cu, Pb, Co, Ni, Cr et V (Tableau 12).

Tableau 12. Fraction métallique disponible pour le biota.

ÉLÉMENTS MÉTALLIQUES	FRACTION RÉACTIVE (%)
Zn	8 à 39
Cu	5 à 21
Pb	12 à 27
Co	7 à 25
Ni	7 à 29
Cr	1 à 11
V	3 à 23
\bar{X}	6 à 25

Cette spécification de la fraction réactive, fut établie en utilisant un fractionnement à l'acide acétique (25% V/V). Ce procédé offre l'avantage de fournir rapidement les quantités de métaux liés aux carbonates, aux composés amorphes de fer et de manganèse, échangeables et ceux liés à la matière organique. En plus, ce procédé laisse les silicates incorporés au réseau cristallin et les oxydes de fer et de manganèse intacts (Luoma et Jenne, 1976).

Ce fractionnement des métaux détritiques et non-détritiques à l'acide acétique (25% V/V) permet d'obtenir une assez bonne indication de la fraction réactive des éléments métalliques. Cependant, cette technique ne saurait donner avec précision la fraction réelle des métaux disponibles pour les organismes biologiques. En effet, cette fraction varie selon chaque métal, des différents environnements, de l'état d'oxydation du métal et du type d'organisme (Loring, 1981). On peut cependant retenir comme ordre de grandeur pour les sédiments de l'estuaire et du golfe Saint-Laurent une fraction réactive variant entre 6 et 25% des teneurs totales des métaux mesurés.

Teneurs naturelles et moyennes des métaux dans les sédiments

La teneur totale en métaux des sédiments intègre la contribution naturelle ou géochimique et la contribution artificielle ou anthropogénique issue de la sédimentation des suspensoides. Dans le but d'orienter la discussion, on peut estimer ces deux contributions à partir de la teneur moyenne des échantillons. Cette moyenne, cependant, doit être mesurée à partir d'échantillons extraits régionalement et non localement où la moyenne risque d'être influencée par les fortes teneurs qui caractérisent les sédiments côtiers.

Pour établir la moyenne des teneurs en métaux des sédiments de la Baie des Anglais, nous avons utilisé les taux moyens préalablement établis pour l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent (Loring, 1978, 1979) (Tableau

13). Cette notion de niveau moyen qui peut-être considéré comme assez près du niveau naturel (Martin et al., 1976), permet d'obtenir une série de valeurs critiques ou seuils au-dessus desquels toute concentration d'un élément sera considéré comme polluant. Cette notion de pollution rejoint celle du "Waste Management and Control" (Spilhaus, 1966), qui définit la pollution comme un changement indésirable dans les caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques de l'air, de l'eau ou du sol.

Tableau 13. Teneurs moyennes en métaux des sédiments du système hydrologique laurentien (ppm) (Adapté de Ray et Bewers, 1984).

RÉGIONS/RÉFÉRENCES	Cu	Pb	Hg	Ni	As	Zn	Cd
Estuaire moyen							
- Loring (1978, 1979)	36	34	.38	27	6	185	.26
- Centreau (1975)	25	41	.5	—	—	141	.3
Fjord du Saguenay							
- Loring (1976, 1979)	27	48	3.66	28	21	130	.25
Estuaire maritime							
(a) - Loring (1978, 1979)	24	30	.45	33	7	115	.22
Golfe du Saint-Laurent							
(b) - Loring (1978, 1979)	25	21	.22	36	6	84	.26
Moyenne = (a) + (b)	24	25	.34	34	6	99	.24

Distribution et teneurs en métaux des sédiments

Les teneurs en métaux des sédiments de la Baie des Anglais ont déjà fait l'objet d'une première analyse par le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (1977). À l'époque, cette première analyse avait permis d'établir un portrait de la qualité des sédiments de la côte ouest de la baie (Tableau 14), c'est-à-dire là où se déversent les effluents industriels et municipaux. Pour des raisons de logistique (Comm. pers. Dominique Duval), l'échantillonnage a eu lieu exclusivement près de la côte, soit au niveau de la zone définie dans ce travail comme étant caractérisée par des facteurs hydrosédimentaires de dispersion. Pour cette raison, les teneurs mesurées étaient rarement supérieures au seuil naturel sauf pour les teneurs en carbone organique et en mercure qui étaient élevées en face de l'usine de pâte et papier Québec North Shore. Cette étude soulignait de plus la présence de teneurs élevées en fer et en chrome en face des réservoirs pétroliers situés à l'est du quai public de Baie-Comeau.

Tableau 14. Quelques paramètres sur la qualité des sédiments de la Baie des Anglais (1978)¹.

PARAMÈTRES	MOYENNE	MÉDIANE	MAXIMUM	MINIMUM
Sable/gravier (%)	98.5	99.	99.5	89.
Eau (%)	21.6	17.86	70.23	13.57
Fe (%)	3.35	3.30	7.50	1.10
Mn (ppm)	862.5	735.	1 970.	255.
Cr (ppm)	63.4	57.	200.	12.
Zn (ppm)	57.9	53	112.	27.
Ni (ppm)	17.4	14.	50.	5.
Cu (ppm)	12.9	10.	42.	7.
Co (ppm)	9.5	9.	18.	3.
Cd (ppm)	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Pb (ppm)	12.5	12.	23.	5.
Hg (ppm)	.044	.002	.393	< .005
C.O. (%)	.47	.12	5.53	.05
C. total (%)	.80	.14	5.55	.06

¹: Mme Dominique Duval, comm. pers., Direction générale des eaux intérieures, Laboratoires de la qualité de l'eau, Environnement Canada, Longueuil, Québec.

Mercure

Depuis le cas de contamination de Minamata au Japon survenu dans les années cinquante, le mercure bénéficie d'une attention particulière lors des analyses de la qualité des sédiments marins.

Dans la Baie des Anglais, la présence de taux élevés de mercure dans les sédiments, fut soulignée pour la première fois par le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (Duval, 1977). Cette présence du mercure en fortes teneurs est associée aux déversements d'effluents en provenance de l'usine de pâte et papier Québec North Shore qui utilise le mercure, plus spécifiquement le mercure-phenylacetate, comme fongicide pour protéger ses produits. Depuis 1977, en prenant pour acquis que les charges sont demeurées à peu près les mêmes depuis, plus de 125 kg de mercure auraient été déversés dans la Baie des Anglais (Malo, 1977).

Nos propres données montrent qu'en 1984, sur 22 échantillons analysés (Tableau 15), 8 d'entre eux montraient des teneurs en mercure supérieures à la norme "acceptable" de 0,3 ppm (Vigneault et al., 1978; Swiss et al., 1982); alors que 7 échantillons ont montré des teneurs supérieures à la moyenne de 0,34 ppm. Ceux-ci furent mesurés aux stations longeant la côte entre Baie-Comeau et l'Anse du Moulin (Fig. 15). Les teneurs comprises entre 0.5 et 1.0 ppm correspondent géographiquement aux déversements des effluents de la compagnie Québec North Shore. Comme le mercure possède une affinité spéciale pour la matière organique (Clifton et Vivian, 1975) et que ce secteur en est presque dépourvu (< 0,5%), il s'agit donc d'une concentration relativement importante qui indique probablement des déversements très importants pour ce secteur. Les teneurs oscillant entre 1.0 et 2.0 ppm sont surtout assimilées aux sites de rejets de matériaux dragués soulignés précédemment. Pour les teneurs > 2.0 ppm, elles sont situées autour de la station No 46 sur un secteur

Tableau 15. Caractéristiques granulométriques (%) et teneurs en métaux (ppm) des sédiments de surface.

STATIONS	LUTITE	C.O.	Hg	Cd	Pb	Zn	Cr	As
1	22,0	1,70	0,18	< 6,5	23	30	64	2,1
4	34,0	3,20	0,22	< 6,5	20	31	63	5,4
9	31,0	2,70	0,23	< 6,5	06	15	85	5,1
11	30,0	2,30	0,33	< 6,5	12	39	61	4,4
13	17,0	0,90	0,06	< 6,5	12	20	56	2,4
16	15,0	1,80	0,08	< 6,5	— ¹	—	—	1,8
18	34,0	3,00	0,38	< 6,5	20	30	79	3,2
20	33,0	4,40	0,29	< 6,5	22	64	76	8,3
23	30,0	5,30	0,20	< 6,5	12	44	70	6,3
25	34,0	4,30	0,23	< 6,5	35	42	92	6,9
28	14,0	1,20	0,20	< 6,5	12	19	52	2,1
30	16,0	1,50	0,25	< 6,5	09	—	60	2,0
32	19,0	1,70	—	< 6,5	—	—	—	—
37	3,0	0,20	1,79	< 6,5	18	39	64	0,6
38	—	12,80	—	< 6,5	05	21	—	—
40	6,0	0,60	0,13	< 6,5	09	24	55	1,2
45	13,0	1,40	—	< 6,5	—	—	—	—
46	14,0	2,90	3,05	< 6,5	12	33	35	3,0
47	18,0	3,50	0,06	< 6,5	13	41	47	5,8
48	18,0	2,40	0,96	< 6,5	05	10	49	5,2
49	15,0	2,80	0,75	< 6,5	10	23	65	5,4
50	1,0	0,30	1,04	< 6,5	10	13	96	5,2
51	3,0	0,60	0,59	< 6,5	09	14	< 30	0,8
52	2,0	0,20	0,21	< 6,5	08	15	98	1,3
53	24,0	2,20	0,19	< 6,5	20	69	< 30	1,2
Limite de détection			0,01	6,5	5	5	30	0,05
Critère ²			0,30	5	20	80	70	3

¹: Pour des raisons techniques, ces échantillons n'ont pas fait l'objet d'analyse

²: Vigneault et al. (1978).

de replat. Pour l'instant, nous ne possédons aucune explication pour justifier la présence de cette forte teneur dans un secteur aussi éloigné des sources de pollution industrielle connue.

La mise en relation de différents paramètres comme les teneurs en mercure, les taux de carbone organique et le contenu en lutite des sédiments, n'a pas permis de faire ressortir de liaisons significatives. Au contraire, certains échantillons présentaient des teneurs élevées en mercure, mais faibles en carbone organique et en lutite. Cette situation est caractéristique des sédiments littoraux prélevés près des sources d'effluents industriels et domestiques.

Chrome

Le chrome est un oligo-élément métallique biologiquement secondaire pour les organismes. Par contre, sous certaines conditions, le chrome peut se substituer facilement à des oligo-éléments essentiels (Martin et al., 1976). Largement représenté dans les produits industriels (aciers inoxydables, résistant à de hautes températures, etc.) et domestiques, le chrome, sous sa forme naturel Cr^{+3} est essentiel au métabolisme du glucose, des lipides et des protéines des mammifères. La toxicité du Cr^{+3} est faible car les membranes y sont peu perméables. Cependant, le Cr^{+6} produit par l'oxydation du Cr^{+3} est un oxydant puissant très toxique qui traverse facilement les membranes biologiques (CNRC, 1977). La plus grande partie du Cr^{+6} trouvé dans l'environnement provient des effluents industriels et domestiques (National Academy of Sciences, 1974).

Figure 15. Distribution du mercure dans les sédiments de surface - 1984.

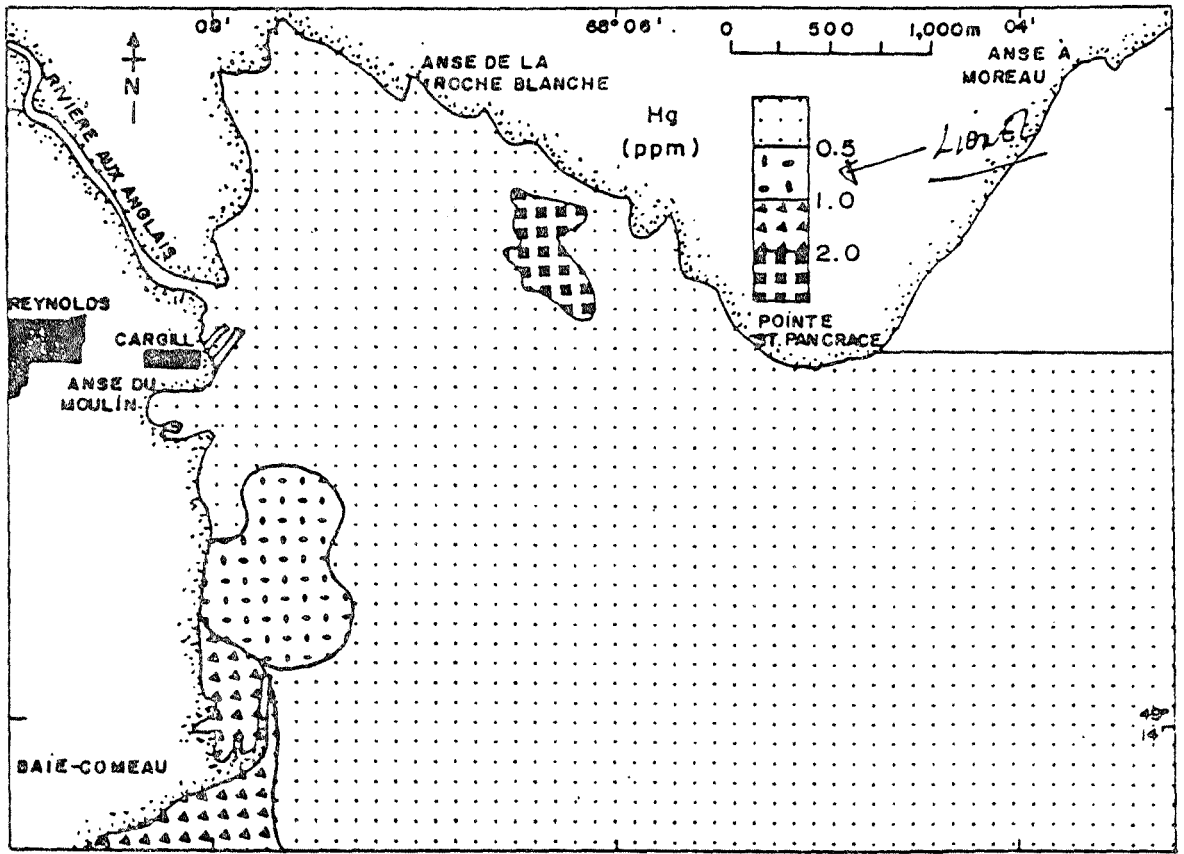


Figure 15: Distribution de mercure dans le sédiments de surface - 1984.

Au Canada, chaque année, on importe des milliers de tonnes de minéral de chrome et de concentrés pour la production d'aciers inoxydables, de métaux plaqués au chrome, de pigments pour les peintures et les encres, et de divers produits chimiques. Jusqu'à maintenant, dans la Baie des Anglais, les plus fortes concentrations de Cr dans les sédiments furent enregistrées au droit des réservoirs pétroliers sis sur le littoral entre le port public de Baie-Comeau et l'Anse du Moulin (Duval, 1977).

En raison de sa forte toxicité sous sa forme oxydée, le rejet du chrome en milieu marin est restreint en vertu de la Loi sur l'immersion de déchets en mer. Au Québec, le contenu en Cr dans les sédiments est normalisé au niveau de 70 ppm (Vigneault et al., 1978).

Dans les sédiments de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent, les teneurs totales en chrome (8 - 241 ppm) varient régionalement et en fonction des différentes textures des sédiments. À l'exception d'anomalies très locales, ces teneurs se comparent aux niveaux naturels des roches sources et des autres sédiments marins (Loring, 1979). Les analyses de la partition chimique et minéralogique indiquent que des quantités faibles variant entre 2 et 24% des teneurs totales sont biochimiquement disponibles pour le biota (Loring, 1979, 1981). Dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent, les sédiments marins présentent un contenu total moyen en chrome de 70 ppm. Dans l'estuaire maritime, les fortes teneurs se retrouvent, comme la plupart des autres métaux, dans la fosse laurentienne. Des teneurs de 100 à 120 ppm y sont mesurées. Sur la côte nord de l'estuaire maritime, les teneurs oscillent autour de la teneur moyenne.

En 1977, dans la Baie des Anglais, le C.E.F.S.L. (1977) soulignait la présence de fortes teneurs en chrome au droit des réservoirs pétroliers à l'entrée du port public de Baie-Comeau. La moyenne des résultats obtenus était alors de 63,5 ppm (Tableau 14) avec un minimum de 57 ppm et un maximum de 200 ppm. Comme on le constate, la moyenne des teneurs se situait près du niveau moyen de 70 ppm enregistré pour les sédiments de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent.

Nos analyses effectuées en 1984 montrent que les teneurs en chrome dans les sédiments marins de la Baie des Anglais ont peu varié depuis 1977. En effet, les teneurs moyenne et médiane sont respectivement, pour l'année 1984, de 61,7 et 62 ppm, avec un minimum de < 30 ppm et un maximum de 98 ppm. Aucun échantillon n'a montré de valeurs excessives. La charge en chrome des rejets industriels de la compagnie de pâte et papiers Québec North Shore et de la S.C.M.R. totalise 2,48 kg/jour. À partir des données de Malo (1977), on peut estimer à 6,34 t la charge de chrome introduit dans l'environnement marin de la Baie des Anglais depuis 1977.

Les résultats obtenus en 1984 confirment la frange littorale située entre le port public de Baie-Comeau et l'Anse du Moulin comme lieu d'accumulation du chrome dans les sédiments (Fig. 16). Ces données permettent, de plus, de localiser une seconde zone d'accumulation de chrome située dans la section centre-sud de la baie, soit une zone localisée à l'extérieur de la zone littorale définie précédemment comme lieu de réception des effluents industriels et domestiques et comme zone de dispersion du point de vue hydrosédimentaire. Ce secteur d'accumulation regroupe les stations présentant des teneurs supérieures ou égales à 70 ppm. Ce niveau, rappelons-le, correspond au seuil considéré comme acceptable (Vigneault et al., 1978) et géochimiquement naturel pour les sédiments laurentiens (Loring, 1979). Cette anomalie souligne vraisemblablement la présence d'une zone d'accumulation du chrome issue des effluents industriels locaux. Des comparaisons effectuées entre les contenus en chrome,

en carbone organique et en lutites permettent de décrypter des liaisons plus significatives entre les lutites et le chrome, qu'entre le carbone organique et le chrome (Fig. 17). Selon Loring (1979), le Cr est retenu dans les sédiments marins laurentiens par la matière organique finement divisée et des oxydes de fer hydratés. Le rôle de la matière organique dans la rétention du chrome n'a pu être confirmé dans la Baie des Anglais.

Le plomb

Le plomb est reconnu comme étant un oligo-élément métallique toxique. Le rejet du plomb en milieu marin, contrairement au rejet du mercure qui est strictement interdit, est seulement limité en vertu des termes de la Loi sur l'immersion de déchets en mer. Le contenu admissible dans les sédiments est cependant normalisé au niveau de 20 ppm (Vigneault et al., 1978; Swiss et al., 1982).

Du point de vue biogéochimique, le plomb est un polluant potentiel dans les sédiments de l'estuaire du Saint-Laurent. Au niveau de la fosse laurentienne, entre l'embouchure du Saguenay et Pointe des Monts, des teneurs de 45 et 46 ppm ont été mesurées (Loring, 1978). En moyenne, les teneurs en plomb varient de 30 à 34 ppm pour l'estuaire et atteignent 21 ppm pour le golfe du Saint-Laurent. Les teneurs maximales sont mesurées dans le fjord du Saguenay avec un taux de 47 ppm (Loring, 1976). Les teneurs inférieures à 20 ppm sont associées aux sédiments fins et les teneurs supérieures à 20 ppm correspondent aux sédiments sableux plus grossiers. Comme on est en mesure de le constater, les teneurs mesurées dans les sédiments de l'estuaire, du Saguenay et du golfe du Saint-Laurent sont partout supérieures à la norme d'acceptabilité. Ce fait indique probablement que la moyenne de 25 ppm obtenue pour les sédiments estuariens souligne un fort apport anthropogénique en plomb. À ce titre, les apports du Saguenay, où des teneurs extrêmes de 48 et 51 ppm furent

Figure 16. Distribution de chrome dans les sédiments de surface - 1984.

Figure 17. Relation entre le chrome, les lutites et le carbone organique.

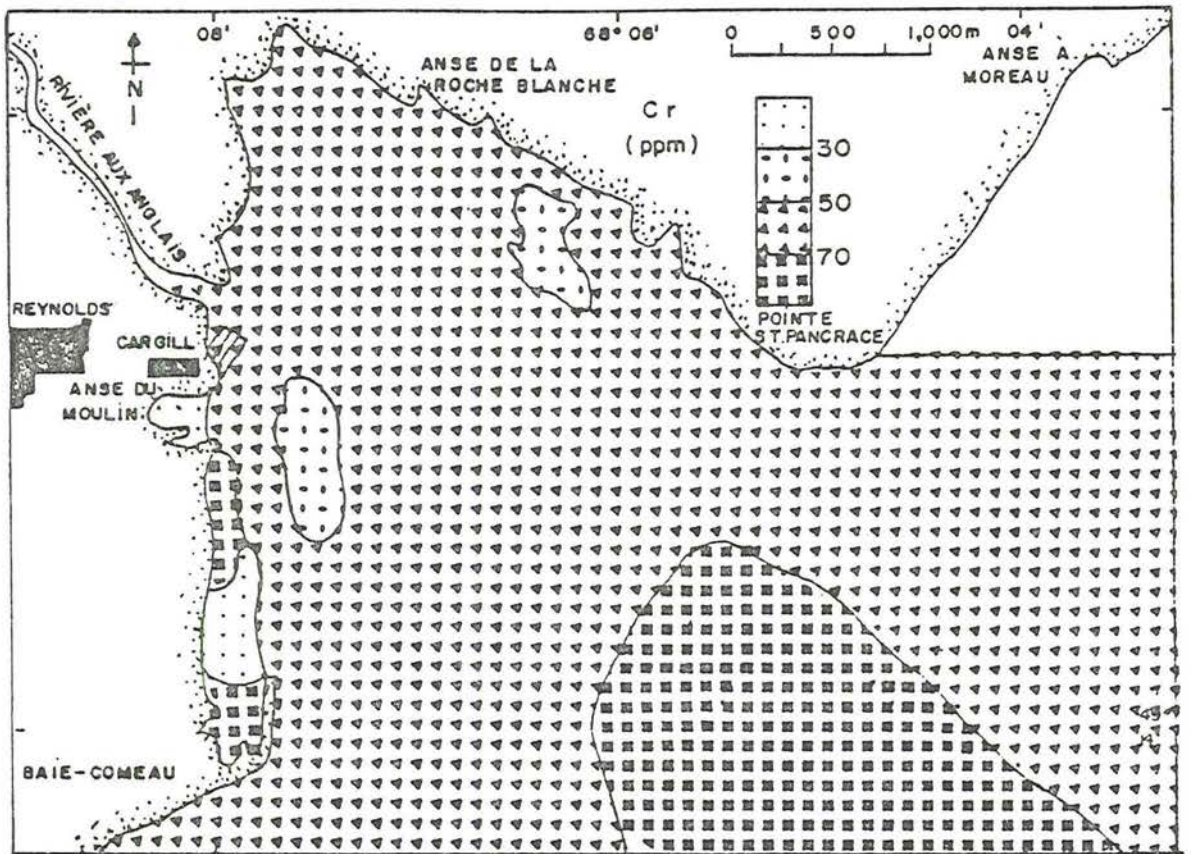


Figure 16: Distribution de chrome dans les sédiments de Moreau - 1984.

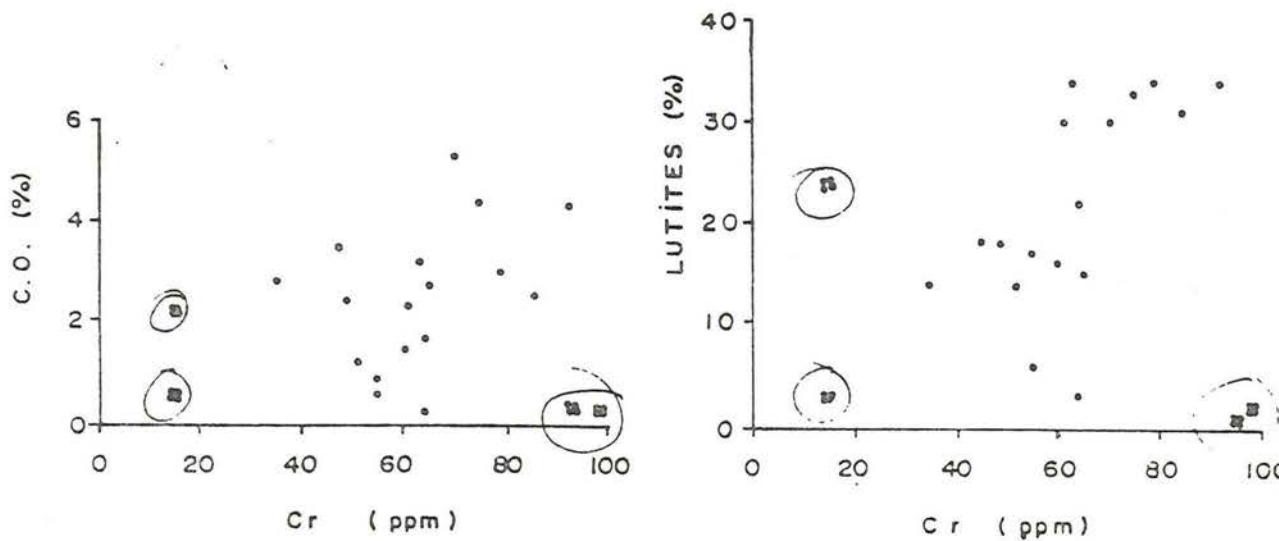


Figure 17: Relation entre le chrome, la lutite et le carbone

ARH (unintelligible)

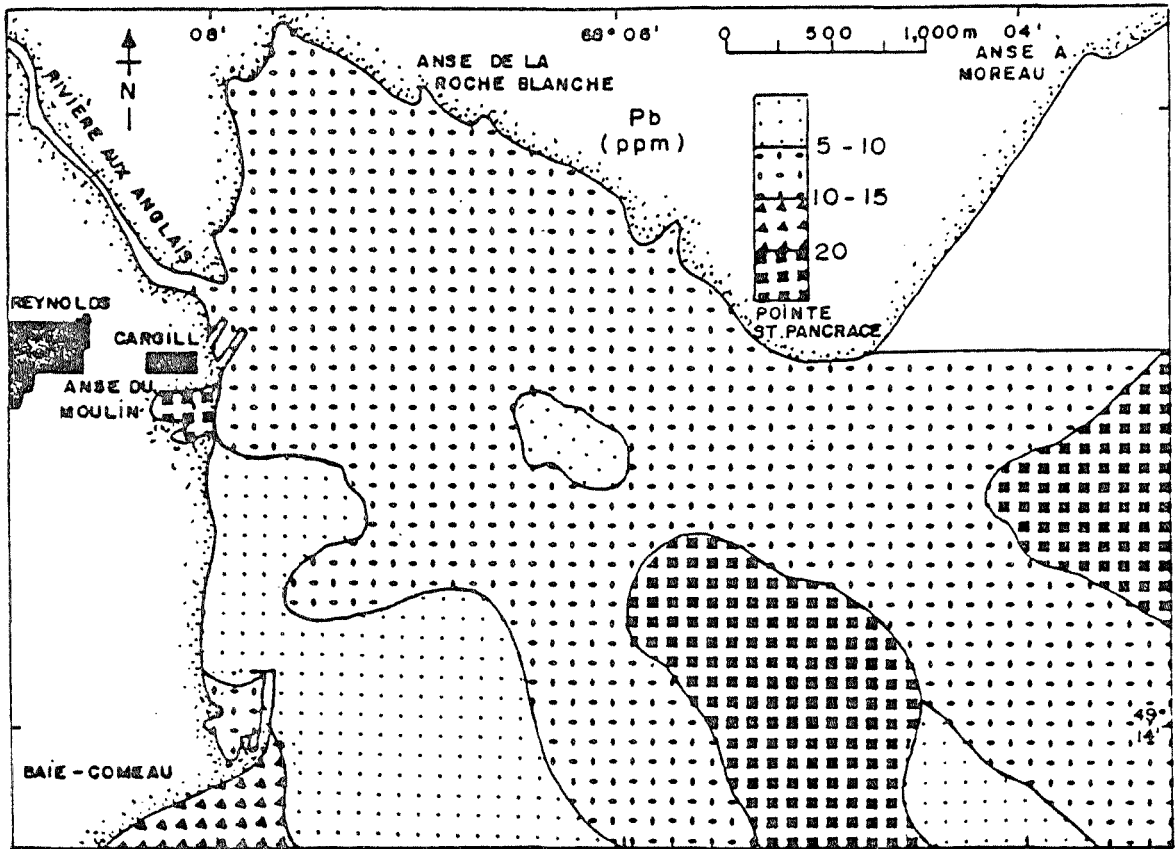


Figure 18: Distribution de plomb dans les sédiments de surface 1984.

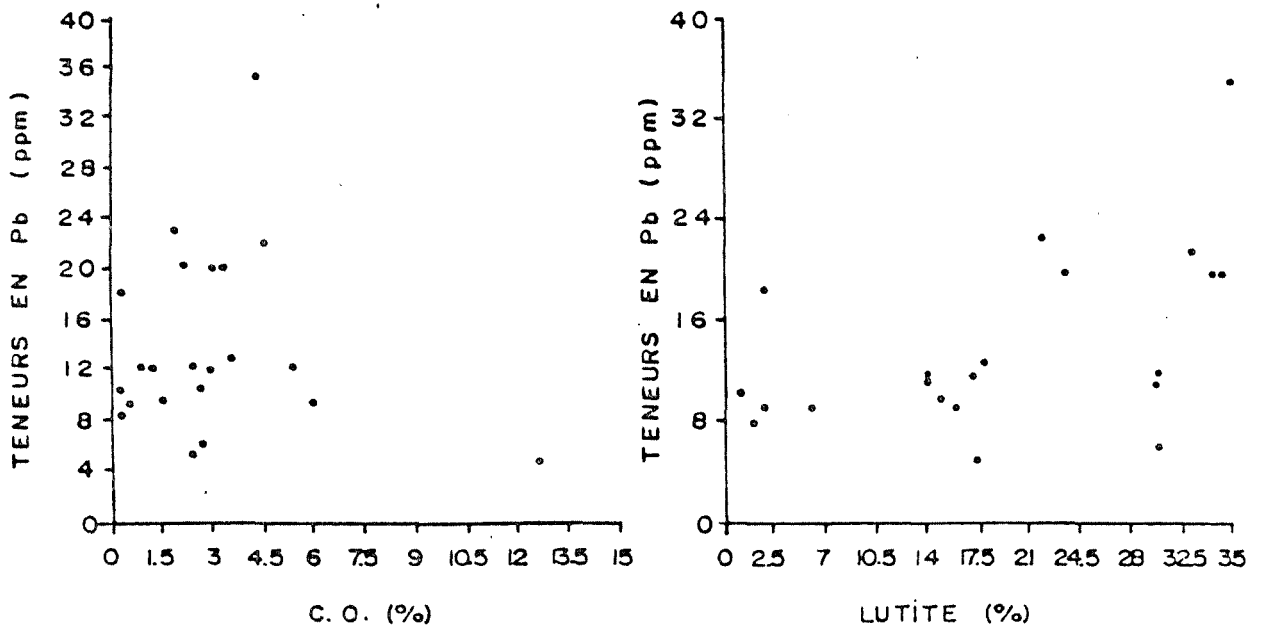


Figure 19: Relations entre le plomb, les lutites et le carbone

enregistrées, constituent une part importante de la fraction anthropogénique en plomb retrouvée dans les sédiments de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent.

Dans la Baie des Anglais, le contenu en plomb des sédiments marins n'a jamais constitué une fraction importante des métaux totaux. Déjà en 1977, le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (Duval, 1977) n'enregistrait qu'un seul échantillon présentant des teneurs supérieures à 20 ppm. En effet, la moyenne et la médiane des teneurs mesurées étaient alors respectivement de 12,5 et 12 ppm avec un maximum de 23 ppm et un minimum de 5 ppm. La charge en plomb contenue dans les effluents en provenance de la S.C.M.R. est évaluée à 1,36 kg/j. (Malo, 1977). À charge constante, la S.C.M.R. aurait introduit, depuis 1977, 3,47 t de plomb dans la Baie des Anglais.

En 1984, nos analyses montrent que 6 échantillons sur 22, ou encore 27% des échantillons, avait des teneurs égales ou supérieures à la norme de 20 ppm (Tableau 15). La moyenne et la médiane des teneurs mesurées s'inscrivent successivement à 13,7 ppm et 12,5 ppm, avec un minimum de 5 ppm et un maximum de 35 ppm. Les concentrations les plus élevées (> 20 ppm) se retrouvent dans les parties est et centre-sud de la baie (Fig. 18), à l'exception cependant de l'échantillon provenant de la station No 53 située dans l'Anse du Moulin. Dans l'ensemble, les sédiments de la baie présentent des teneurs comprises entre 5 et 15 ppm. Seulement un seul échantillon, provenant de la station No 25, dénote une teneur supérieure à la moyenne établie pour le plomb dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent. Les teneurs en plomb dans les sédiments de la Baie des Anglais montrent des liaisons beaucoup plus significatives avec le contenu en lutite qu'avec celui en matière organique (Fig. 19).

Figure 18. Distribution du plomb dans les sédiments de surface - 1984.

Figure 19. Relation entre le plomb, les lutites et le carbone organique.

L'analyse des carottes (Figs 7, 8, 9) montre que les teneurs en plomb dans les sédiments sont relativement stables jusqu'à 28 cm sous la surface. En effet, à l'exception des carottes C-17 et C-34 qui montrent des teneurs en plomb supérieures à la norme dans les deux premiers centimètres, aucune carotte n'enregistre des teneurs élevées. La moyenne des teneurs enregistrées pour les sédiments des carottes se situe au niveau de 10,4 ppm. À l'exception des carottes C-38 et C-53, toutes les carottes montrent un enrichissement progressif en plomb près de la surface des carottes. Cependant, seules les carottes C-17 et C-34 dénotent un enrichissement confirmé par l'activité au Césium-137 et les teneurs en zinc.

Zinc

Le zinc, comme le cadmium, est un oligo-élément métallique utilisé pour protéger d'autres métaux contre la corrosion; en particulier le fer ou l'acier. Ce type d'utilisation accapare 50% du marché du zinc (Goyer, 1980).

Le zinc est un oligo-élément indispensable à la vie et omniprésent dans la nature au même titre que le cadmium, le chrome, le cuivre et le nickel. La blende de zinc ou sphalérite (ZnS) est le minéral du zinc le plus important. Ces minéraux sont le plus souvent associés au cuivre et au plomb. Dans les sédiments, le zinc est le métal-trace le plus abondant.

En vertu de la Loi sur l'immersion de déchets en mer, le rejet du zinc en milieu marin est restreint. La teneur en-dessous de laquelle le contenu en zinc est reconnu comme acceptable est de 80 ppm (Vigneault et al., 1978).

Du point de vue biogéochimique, le zinc est un contaminant effectif dans l'estuaire moyen, mais potentiel, dans l'estuaire maritime. Au niveau du golfe du Saint-Laurent, le zinc est à son niveau géochimique naturel (Loring, 1978). Les teneurs les plus élevées se rencontrent dans les sédiments de la fosse laurentienne entre les Escoumins et Pointe des Monts où les teneurs oscillent entre 100 et 125 ppm. Dans le fjord du Saguenay, le zinc accompagne les déversements industriels de mercure (Loring, 1976a, 1976b; Barbeau et al., 1981), alors que dans l'estuaire moyen, les teneurs élevées en zinc se retrouvent dans les échantillons à hautes teneurs en cuivre et en plomb (Centreau, 1975). Pour cette raison, le zinc est considéré comme le meilleur paramètre indicateur de contamination métallique. Cet oligo-élément métallique est presque exclusivement retenu par la fraction fine des sédiments car les sédiments riches en sable montrent un faible taux en zinc en raison de l'effet de dilution par la fraction inerte.

Les valeurs obtenues par le C.E.F.S.L. (1977) (Tableau 14), révèlent des teneurs en zinc dans les sédiments de la baie selon des niveaux supérieurs aux résultats obtenus dans nos travaux (Tableau 15). En effet, les teneurs moyennes et médianes étaient respectivement de 57,9 et 53 ppm en 1977, alors qu'en 1984 ces teneurs étaient de 30,3 et 27 ppm. La teneur maximale la plus élevée fut obtenue en 1977 avec une valeur de 112 ppm, comparativement à la valeur de 69 ppm enregistrée en 1984. Les valeurs mesurées en 1984 se retrouvent exclusivement en-deçà du niveau moyen et naturel de 99 ppm obtenu pour l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent (Tableau 13). En considérant que le zinc est un excellent indicateur de pollution par les métaux, on peut avancer que la Baie des Anglais ne constitue pas un secteur de rétention de ce polluant.

Dans la Baie des Anglais, contrairement aux sédiments de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, les teneurs en plomb et en zinc des sédiments ne dénotent pas de relations significatives lorsqu'elles sont comparées

entre-elles (Fig. 21). Cette absence de relation entre les deux éléments métalliques représente une distinction géochimique entre les sédiments côtiers et les sédiments proprement marins. On peut ajouter à cette distinction, les faibles teneurs en zinc enregistrées dans la baie par rapport à la teneur moyenne de 99 ppm mesurée dans les sédiments de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent. Bien que les teneurs mesurées soient faibles, les plus fortes teneurs en zinc (60-70 ppm) se retrouvent, comme les autres métaux, regroupées dans la partie centre-sud de la baie, alors que les plus faibles teneurs occupent la frange littorale sur la côte ouest (Fig. 20). D'un autre côté, les teneurs en zinc montrent une bonne relation avec les fluctuations des taux de carbone organique dans les sédiments (Fig. 21). Cette relation est beaucoup moins significative lorsque l'on compare les contenus en zinc et en lutites des sédiments.

Bien que les teneurs en zinc des sédiments de surface de la Baie des Anglais présentent des teneurs relativement faibles, les analyses effectuées au niveau des carottes révèlent que cinq carottes sur sept démontrent un enrichissement en zinc dans les premiers centimètres près de la surface; il s'agit des carottes C-1, C-3, C-11, C-34 et C-38. Cependant, on peut difficilement conclure à un apport anthropogénique récent (< 30 ans) car seules les carottes C-17 et C-34 laissent voir une activité importante du Césium-137.

Cadmium

Le cadmium est un oligo-élément métallique considéré comme toxique même à très petite quantité. La principale source d'introduction de ce métal dans l'environnement marin provient de son utilisation dans l'électroplacage de d'autres métaux pour les protéger de l'oxydation (Goyer, 1980).

Figure 20. Distribution du zinc dans les sédiments de surface - 1984.

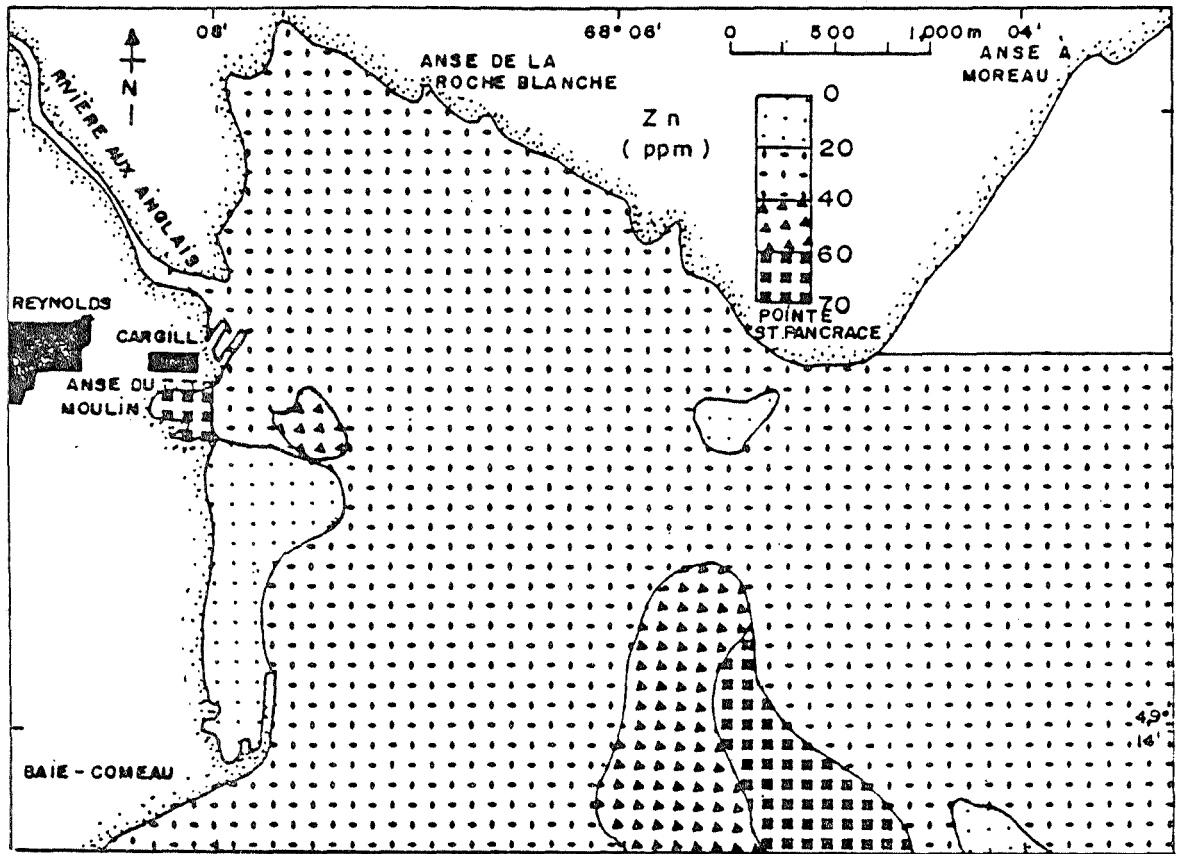


Figure 20: Distribution de zinc dans les sédiments de surface - 1984.

Figure 21. Relation entre le zinc, le plomb, les lutites et le carbone organique.

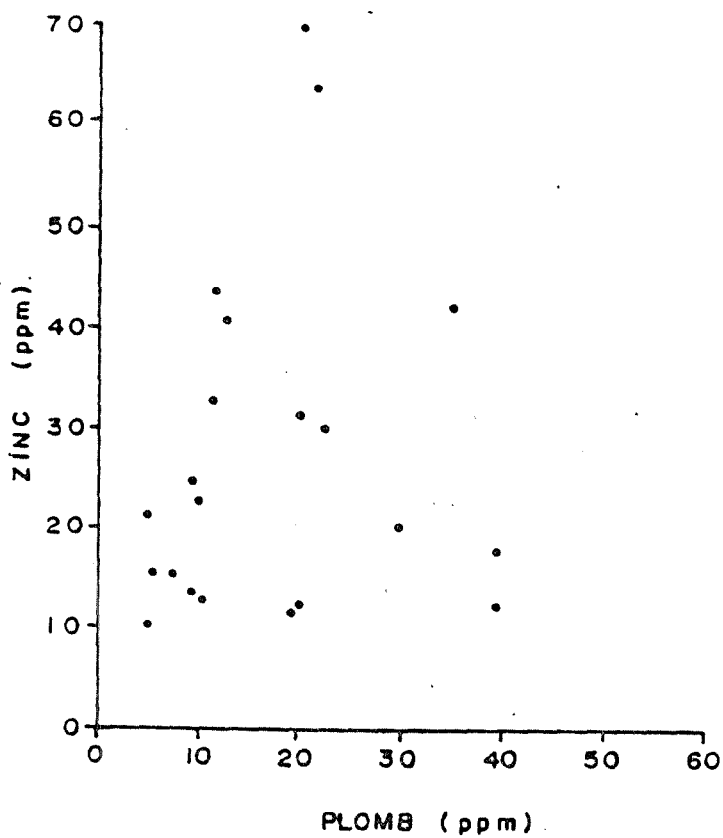
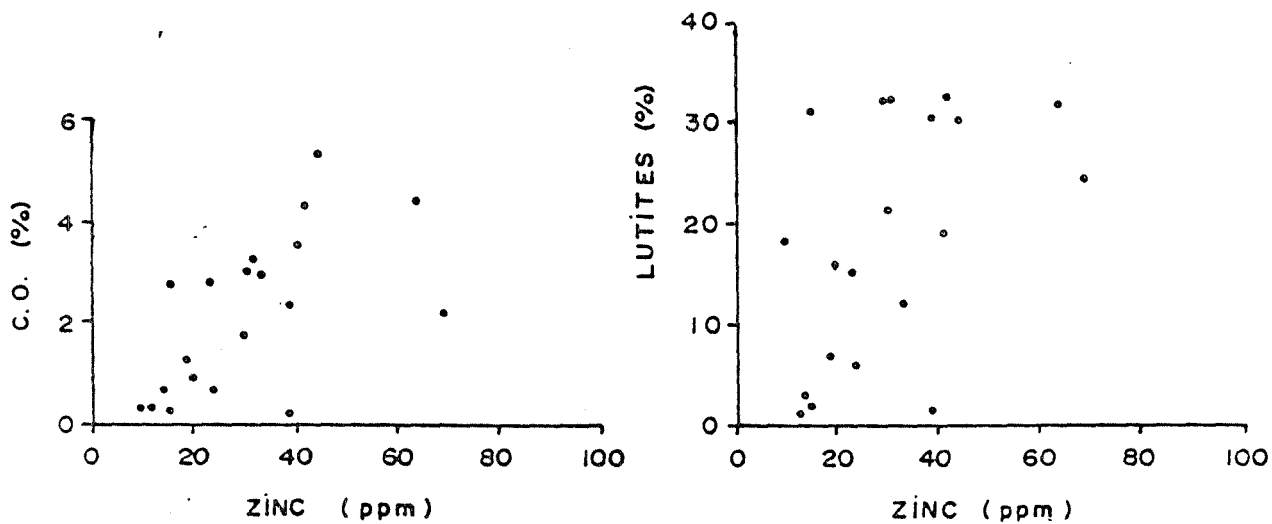


Figure 21: Relations entre le zinc, le plomb, les lutites et le carbone organique.

Les teneurs en cadmium des sédiments sont relativement stables d'un bout à l'autre du système laurentien-estuaire-golfe. La moyenne est établie à 0,24 ppm (Tableau 13) alors que la norme est fixée à 5,0 ppm. L'écart entre la teneur moyenne et la norme démontre que les teneurs en cadmium dans les sédiments laurentiens ne soulèvent pas de problème de dégradation de l'habitat du poisson. Cependant, cet écart est beaucoup moins important si l'on considère la norme de 0,6 ppm proposée par Swiss et al. (1982). Tout comme le mercure, le rejet du cadmium dans le milieu marin est interdit aux termes de la Loi sur l'immersion de déchets en mer.

Dans l'estuaire du Saint-Laurent, le cadmium est associé au zinc dans un rapport 1 pour 350. Ce rapport est sensiblement du même ordre que celui retrouvé dans la nature pour les roches sédimentaires, soit: 1 pour 400 (Centreau, 1975).

Dans la Baie des Anglais, aucun échantillon prélevé par le Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent (Duval, 1977) ne révélait de teneurs supérieures à la limite de détection de 0,1 ppm. Il en est de même dans nos travaux. En effet, aucun échantillon de sédiments prélevé en 1984 n'a démontré de teneurs dépassant la limite de détection de < 6,5 ppm. Considérant la norme de 8 ppm, on peut mentionner que le mercure est en quantité négligeable dans les sédiments de la Baie des Anglais. Les rejets annuels de cadmium provenant des effluents de la S.C.M.R. sont évalués à 0,005 kg/j (Malo, 1977).

Arsenic

L'arsenic, comme le cadmium, est un oligo-élément métallique toxique même à très petite quantité. Dans les sédiments marins, les teneurs se situent le plus souvent entre 2 et 20 ppm (Bertine et al., 1972). Du point de vue géochimique, l'arsenic est présent à peu près partout dans l'environnement dans

les états chimiques suivants: métallique (As(0)), trivalent (As(III)), As (-III) et pentavalent (As(V)). La forme trivalente est la plus toxique et, règle générale, l'arsenic inorganique montre un degré de toxicité plus élevé que l'arsenic organique (CNRC, 1978). Toutes ces formes d'arsenic sont cependant interchangeables à partir de réactions biologiques et diagénétiques. Selon Martin et al. (1976), l'arsenic peut-être méthyliisé à partir de processus semblables à ceux du mercure. Les principaux apports anthropogéniques d'arsenic dans l'environnement proviennent des effluents des usines de traitement de minerais (cuivre, argent, plomb, or, etc.) et des industries métallurgiques (alliages de plomb, antimoine et cuivre).

L'arsenic fait partie des substances dont les rejets en milieu marin sont restreint par la Loi sur l'immersion de déchets en mer. Les teneurs en arsenic dans les sédiments marins sont jugées acceptables lorsqu'elles sont égales ou en-deçà de la norme de 3 ppm (Vigneault et al., 1978).

Dans les sédiments marins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, les teneurs en arsenic varient très peu. Elles se situent à peu près toujours au niveau moyen de 6 ppm. Cette teneur correspond au seuil au-dessus duquel les teneurs sont considérées comme étant inacceptables (Vigneault et al., 1978). Au Québec, les plus fortes teneurs enregistrées proviennent des sédiments du fjord du Saguenay où elles atteignent 21 ppm (Loring, 1976).

Dans la Baie des Anglais, l'arsenic n'a pas fait l'objet d'analyse par le C.E.F.S.L. (1977). En 1984, nos analyses montrent des teneurs moyenne et médiane de 3,62 et 2,7 ppm (Tableau 15), alors que le maximum se situe au niveau de 8,3 ppm, soit au-dessus de la valeur moyenne de 6 ppm établie pour les sédiments de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Seulement 3 échantillons dépassent ce seuil géochimique, alors que 11 échantillons, soit 50%, montrent des teneurs supérieures au niveau de 3 ppm jugé acceptable (Vigneault et al., 1978).

Les plus fortes teneurs (6-8 ppm) se retrouvent dans la partie centre-sud de la baie (Fig. 22), alors que les teneurs moyennes (4-6 ppm) se localisent au niveau des sites de rejets de matériaux dragués et, dans les secteurs plus profonds entre les isobathes de 80 et 100 m dans la partie sud-est de la baie. Les plus faibles teneurs (0-2 ppm) se superposent à la zone littorale affectée par les courants littoraux et les vagues.

Les comparaisons effectuées entre les teneurs en arsenic et les contenus en carbone organique et en lutites des sédiments montrent une excellente liaison entre les teneurs d'arsenic et le carbone organique (Fig. 23). En effet, plus les sédiments ont un contenu élevé en carbone organique, plus élevées sont les teneurs en arsenic. Cette liaison est relativement moins significative entre les teneurs en arsenic et les contenus en lutites. La matière organique joue donc un rôle important au niveau de la rétention de l'arsenic dans la Baie des Anglais. Dans ce contexte, les effluents de la compagnie de papier Québec North Shore Limitée constituée essentiellement de matière organique prennent une grande importance dans l'explication de la distribution et la rétention de l'arsenic dans la Baie des Anglais.

Conclusion - métaux

Une revue partielle de la littérature concernant les métaux en milieu marin permet d'interpréter plus adéquatement les résultats obtenus dans la Baie des Anglais. Il ressort de cet exercice que le matériel en suspension est le principal vecteur des ions métalliques en milieu marin. Aussi, la distribution des ions métalliques est essentiellement dépendante des mécanismes hydrosédimentaires caractéristiques de ces environnements.

Figure 22. Distribution de l'arsenic dans les sédiments de surface - 1984.

Figure 23. Relation entre l'arsenic, les lutites et le carbone organique.

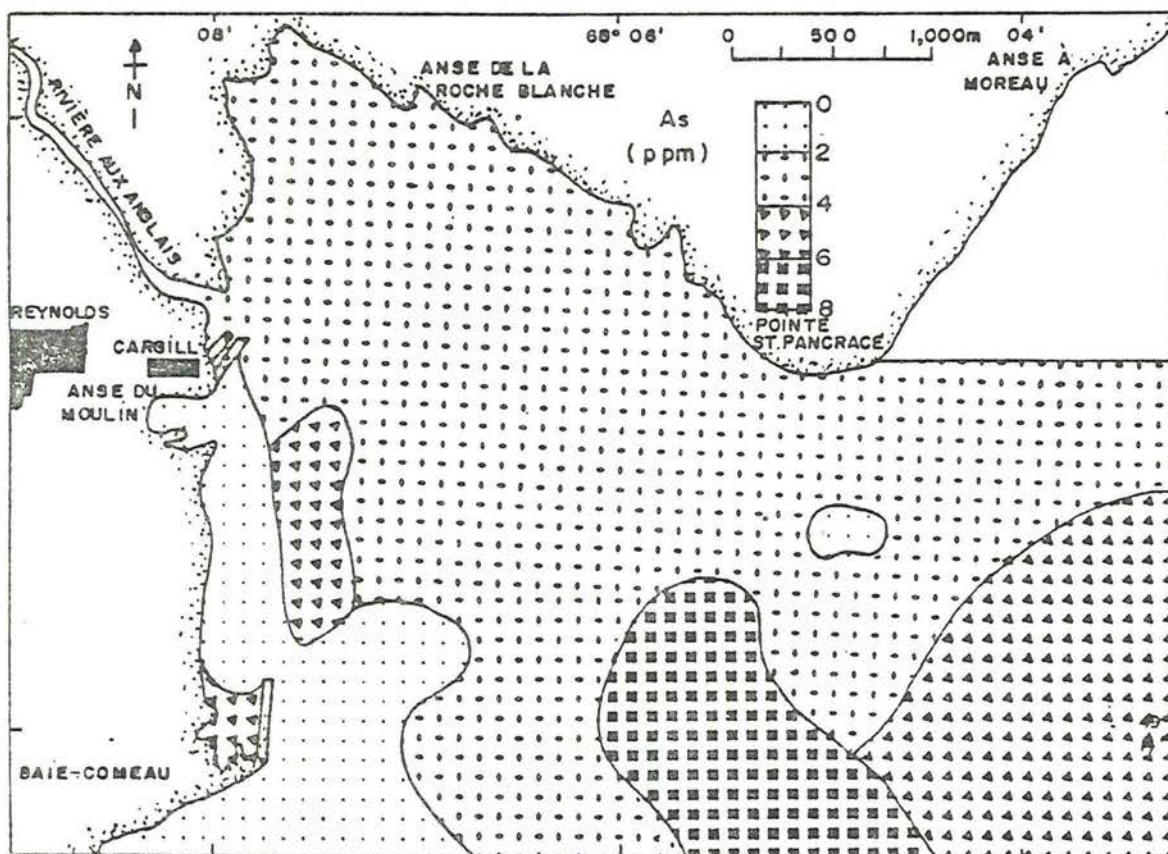


Figure 22: Distribution de l'arsenic dans les sédiments entre de
1949.

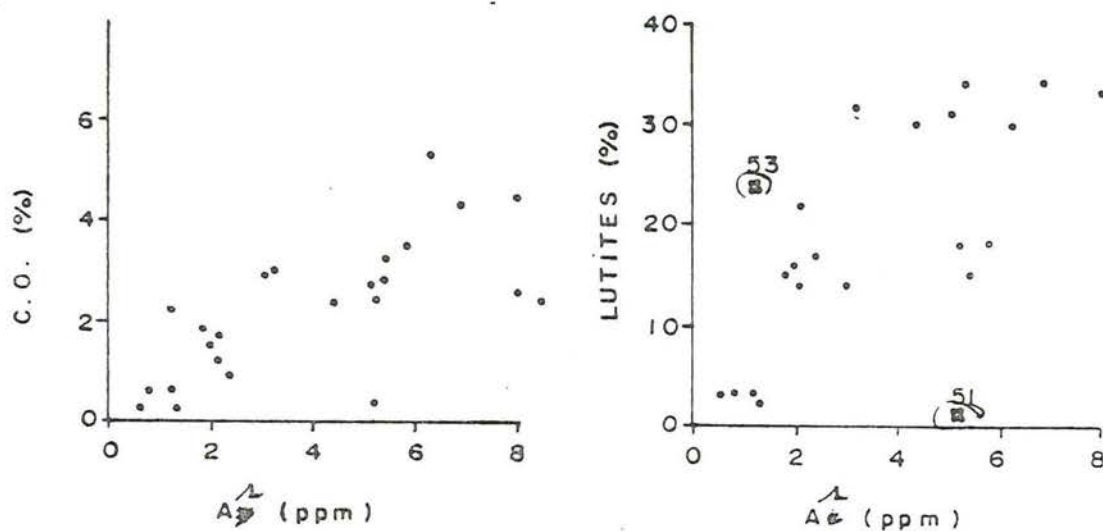


Figure 23: Relations entre l'arsenic, les lutites et le carbone
organique.

Dans les sédiments de la Baie des Anglais, des liens significatifs entre les contenus en métaux et en carbone organique furent obtenus. La matière organique constitue la principale composante des suspensoides de la baie. En effet, la demande chimique en oxygène des effluents de la S.C.M.R. et de la Q.N.S. est évaluée à 194 730 kg/j, alors que la quantité de solides en suspension est de 40 538 kg/j (Malo, 1977). Les particules en suspension ayant un diamètre de $< 45 \mu$ représente 80% de la charge totale des matériaux introduits dans la Baie des Anglais. Dans la mesure où la capacité d'adsorption et d'échange cationique des particules est inversement proportionnel à leurs diamètres et, que la matière organique à une capacité d'échange cationique supérieure aux minéraux argileux, les ions métalliques déversés dans la baie sont probablement rapidement et très fortement retenus sur les particules de matière organique dans la colonne d'eau. Les mécanismes de floculation et de sédimentation étant les mêmes pour les particules en suspensions et les particules polluantes (Kranck, 1973), seulement 20% des charges de matériaux en suspension sont susceptibles de sédimer directement dans la baie. Seuls les plus gros agrégats formés par les particules supérieures à 45μ devraient rencontrer les conditions favorables à une sédimentation locale.

La localisation des sites de sédimentation et d'accumulation des particules organo-métalliques est importante car la forme complexée est très instable et donc sensible aux réactions de transfert des ions métalliques. Ces transferts se font le plus souvent de la phase particulaire sédimentée vers la phase en suspension, via la phase soluble. Ce type de réactions est particulièrement néfaste pour les organismes associés à la colonne d'eau.

L'analyse des teneurs en métaux des sédiments de surface et de quelques carottes de la Baie des Anglais a permis d'identifier un secteur préférentiel d'accumulation où les teneurs sont supérieures aux normes. Ce secteur correspond à la partie centre-sud de la baie où les concentrations particulièrement élevées en plomb, en zinc, en chrome et en arsenic furent mesurées. Ce secteur est compris entre les isobathes 60 et 90 m. L'accumulation des métaux

dans ce secteur est confirmée par les carottes C-17 et C-34. Ces dernières montrent en effet un enrichissement en métaux (Pb, Zn) dans les premiers centimètres de surface. Cet enrichissement est confirmé par la présence d'une activité importante du Césium-137.

Les autres secteurs où l'on retrouve de fortes concentrations de métaux se localisent près des sources d'effluents industriels entre Baie-Comeau et l'Anse du Moulin. Les teneurs y sont élevées surtout en chrome, en mercure et en arsenic. À ce titre, les sites de rejets de matériaux dragués dans les différents ports et quais de la côte ouest de la baie, constituent une importante source de métaux dans la baie. Cet apport métallique via les activités de dragage se produit directement par déversements de barges ou encore par remaniement des sédiments contaminés au niveau même des sites de rejets.

D'un autre côté, les fortes teneurs enregistrées au niveau de la zone littorale où les particules fines et la matière organique sont pratiquement absentes, laissent entrevoir d'importants déversements de polluants métalliques dans ce secteur.

CONCLUSION GÉNÉRALE

La qualité des sédiments marins de la Baie des Anglais est principalement affectée par les déversements de biphényles polychlorés et de matériaux organiques. Ces deux éléments qui déversent directement dans la zone littorale, sont retenus au centre-sud de la Baie des Anglais au deçà de l'isobathe 30-40 m. En effet, l'accumulation de sédiments dans la Baie des Anglais est associée aux zones de grande profondeur, où le pourcentage de sable est inférieur à 70% et la perte aux fins de sédiments supérieure à 2%. L'épaisseur de la couche accumulée depuis une trentaine d'années dépasse rarement 10 cm. La fraction fine de ces sédiments n'est pas très importante et contient peu d'indicateurs aux polluants anthropogéniques.

La distribution de surface des différents polluants analysés s'articule autour des sources de déversements (Q.N.S., S.C.M.R.) et est contrôlée par la dynamique hydrosédimentaire qui affecte le littoral de la baie. À ce titre, le mauvais emplacement des sites de rejets des matériaux d'excavation du dragage dans la baie constitue une seconde source d'apport de polluants.

On peut résumer le mouvement des polluants dans la Baie des Anglais. À partir de sources terrestres situées à l'ouest de la baie, les matériaux contaminés se déplacent vers le sud-est mais ne semblent pas s'acheminer vers les grandes profondeurs (> 100 m) proches de la Pointe St-Pancrace. Au contraire, les sédiments contaminés se concentrent autour des isobathes 70-80 m. Il est raisonnable de se demander si cette zone d'accumulation préférentielle s'étend plus au large. D'autres carottages devraient être effectués pour répondre à cette interrogation. En ce sens, on devra tenir compte de la morphologie et de la dynamique sédimentaire du delta de la rivière Manicouagan, dans la planification de cette campagne d'échantillonnage.

Donc, les contaminants associés aux sédiments ne séjournent que peu de temps sur les zones littorales de faible profondeur et sont évacués en direction sud-est où ils s'accumulent vers 80 m de profondeur.

RÉFÉRENCES

- Abdullah, M.I., O. Ringstad et N.J. Kveseth, 1982. Polychlorinated Biphenyls in the sediment of the inner Oslofjord. *Wat. Air. Soil. Pollut.*, 18: 485-497.
- American Public Health Association, 1969. *Standard Methods for the examination of Water and Wastewater: Including Bottom Sediments and Sludges.* New-York.
- Amiard, J.C., C. Amiard-Triquet, C. Métayer et R. Ferré, 1983. Étude du transfert de quelques oligo-éléments métalliques entre le milieu sédimentaire estuarien et les poissons plats "mangeurs de sédiments". *Marine Environmental Research* 10: 159-171.
- Anglejan, B.d', 1970. *Studies on particulate suspended matter in the Gulf of St. Lawrence.* Marine Science Center, McGill University, Montréal (Qué.), rapport no 17.
- Anglejan, B.d', 1973. *Distribution des éléments en traces dans les eaux, les suspensoides et les sédiments de l'estuaire du Bas Saint-Laurent et de ses affluents.* Groupe Interuniversitaire de Recherches Océanographiques du Québec (GIROQ). Rapport 1970-72, p. 69.
- Avoine, J., D. Boust et J.F. Guillaud, 1984. *Flux et comportement des contaminants dissous et particuliers dans l'estuaire de la Seine (France).* ICES Symposium on Contaminant fluxes Through the Coastal Zone. Nantes, France. May 14-16, 1984. Paper No 40.
- Barbeau, C., R. Bougie et J.E. Côté, 1981. *Variations spatiales et temporelles du césium-137 et du carbone dans des sédiments du fjord du Saguenay.* *Can. J. Earth Sci.* 18: 1004-1011.

- Bertine et al., 1972. Analytical techniques for selected inorganic species. Marine Pollution Program: Strategies for a National Program, E.D. Goldberg editor. UN. Southern Calif. Allan. Hancock foundation, pp. 41-52.
- Bopp, R.F., H.J. Simpson, R.O. Curtis et Nadia Kostyk, 1981. Polychlorinated Biphenyles in Sediments of the Tidal Hudson River, New-York. Environmental Science and Technology, 15(2): 210-216.
- Boudreau, J., 1981. Évaluation de la biodisponibilité de certains métaux traces lors des spéciations de dragage et de disposition des résidus de dragage. Mémoire présenté à l'INRS-Eau, mars 1981.
- Bouyoucos, G.J., 1936. Direction for making mechanical analysis of soil by the hydrometer method. Soil Sci., 42: 225-229.
- Bowen, H.J.M., 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, New-York.
- Bruland, K.W., K. Bertine, M. Koide et E.D. Goldberg, 1974. History of metal pollution in southern California coast-coastal zone. Env. Sci. Tech., 8: 425-432.
- Bureau d'étude sur les substances toxiques (BEST), 1978. La problématique des substances toxiques dans l'environnement (Tome X): Résumé de la problématique. BEST, Serv. de protec. de l'envir. du Qué., Env. Qué.
- Bureau d'étude sur les substances toxiques, 1979. Les méthodes d'analyse du mercure dans l'eau, les sédiments, les boues, les sols, les milieux biologiques, l'air et les hydrocarbures. Gouvernement du Québec, Service de la Protection de l'Environnement, 204 pp.

- Bureau d'étude sur les substances toxiques, 1980. Les méthodes d'analyse des pesticides organochlorés et des biphényles polychlorés. Comité de normalisation des méthodes d'analyse, Gouvernement du Québec, 184 pp.
- Centreau, 1975. Étude de la qualité des sédiments et suspensions du fleuve Saint-Laurent entre Québec et Trois-Pistoles. Rapport No CRE-75/14, Tome I, Centre de recherches sur l'eau, Université Laval, Québec.
- Chiou, C.T., V.H. Free, D.W. Schmedding et R.L. Kohnert, 1977. Partition coefficient and bioaccumulation of selected organic chemicals. Environ. Sci. Tech., 11: 475.
- Choi, Won-Wook et V. Chen Kenneth, 1976. Associations of chlorinated hydrocarbon with fine particles and humic substances in nearshore surficial sediments. Environmental Science and Technology, 8: 782-786.
- Clifton, A.P. et C.M.G. Vivian, 1975. Retention of mercury from an industrial source in Swansea Bay sediments. Nature (London) 253: 621-622.
- Cluis, D., D. Couillard, R. Lapointe, L. Potvin, A. Rousseau, J.L. Sasseville et A. Tessier, 1975. Étude du fleuve Saint-Laurent: Tronçon Varennes-Montmagny. Rapp. Sci., No 48. Sainte-Foy, Québec, INRS-Eau.
- Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, 1977. Pour un fleuve de qualité. Rapport provisoire. Ste-Foy, Québec, Serv. de Prot. de l'Env. du Québec.
- Conseil national de recherches du Canada, 1977. Les effets du chrome dans l'environnement canadien. CNRC No 15018, ISSN 0316-0122.
- Conseil national de recherches du Canada, 1978. Effects of arsenic in the Canadian Environment. NRCC No 15391, ISSN 0316-0114.

- Couillard, D., 1980. Caractéristiques physico-chimiques des eaux du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent. *Canadian Water Resources Journal*, 5(4): 56-81.
- Couillard, D., 1982. Évaluation des teneurs en composés organochlorés dans le fleuve, l'estuaire et le golfe Saint-Laurent, Canada. *Environmental Pollution (Series B)* 3: 239-270.
- Cranston, R.E., 1974. Geochemical Interaction in the Recently Industrialized Strait of Canso. In: Comptes rendus de la Conf. int. sur le transport des produits chimiques persistants dans les écosystèmes aquatiques. Ottawa, 1-3 mai, C.N.R.C.
- Cummins, K.W., 1962. An evaluation of some techniques for collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *Am. Midl. Nat.* 67: 477-504.
- Dunignan, E.P. et C.W. Francis, 1972. Adsorption and desorption of ^{60}Co , ^{85}Sr and ^{137}Cs on Soil Humic Acid. *Soil Science*, 114: 494-496.
- El-Sabh, M.I., 1979. The lower St. Lawrence estuary as a physical oceanographic system. *Naturaliste can.*, 106: 55-73.
- Environnement Canada, 1979. Analytical Methods Manual. Direction de la qualité des eaux, direction générale des eaux intérieures, Ottawa.
- Farquharson, W.I., 1966. St. Lawrence estuary current surveys. *Bed. Inst. Oceanogr.*, Rep. Ser. 66-6: 84 p.
- Farrington, J.W., J.M. Caprezzo, T.M. Lewchine et M.A. Champ, 1983. Ocean Dumping. *Oceanus*, 25(4): 39-50.
- Forrester, W.D., 1974. Internal tides in the St. Lawrence estuary. *J. mar. Res.*, 32(1): 55-66.

- Francis, C.W. et F.S. Brinckey, 1976. Preferential adsorption of ^{137}Cs to micaceous minerals in contaminated fresh-water sediment. *Nature*, 260: 511-513.
- Gagné, R. et J. Guimont, 1982. Méthode de dosages d'éléments de trace dans les sédiments, les roches et les eaux. Centre de Recherches Minérales, AC-9.
- Gibbs, R.J., 1973. Mechanisms of trace metal transport in rivers. *Science*, 180: 71-73.
- Gillott, J.E., 1968. *Clay in Engineering Geology*. Elsevier Publishing, Amsterdam.
- Godin, G., 1979. La marée dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent. *Naturaliste can.*, 106(1): 105-121.
- Goyer, N., 1980. Métaux lourds. Bureau d'étude sur les substances toxiques; BEST-23, Environnement Québec.
- Gray, J.S., 1981. *The ecology of marine sediments*. Cambridge University Press, 185 p.
- Grondin, D., 1985. Spéciations radiochimique et chimique du plomb anthropogénique dans les sédiments. Thèse de doctorat, Univ. Laval, 110 p.
- Groot, A.J. de, 1964. Origin and transport of mud in coastal waters from the Western Scheldt to the Danish frontier. *In: Deltaic and Shallow marine deposits* (Ed. L.M.J.U. van Straaten), 93-113.

- Groot, A.J. de, 1973. Occurrence and behaviour of heavy metals in river deltas, with special reference to the rivers Ems and Rhine. North Sea Science, MIT Press, 308-325.
- Groot, A.J. de, 1975. Heavy Metals in the Dutch Delta, an integrated Program for Research. In: Assessment of certain European Dredging Practices and Dredged Material Containment and Reclamation Methods, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station (WES), Contract No. DAJA 37-75-C-0382.
- Hjulström, F., 1939. Transportation of detritus by moving water. In: Trask, P.O., ed., Recent Marine Sediments. S.E.P.M. Spec. Pub. 4, Tulsa, Okla. Reprinted 1955: 5-31.
- Holden, A.V., 1970. Source of polychlorinated biphenyl contamination in the marine environment. Nature, 228: 1220-1221.
- Hutzinger, O. et A.A.M. Roof, 1980. In: Analytical Techniques in Environment Chemistry. J. Albaigues (ed.). Pergamon Press: 167-184.
- Ingram, R.G., 1975. Influence of tidal-induced vertical mixing on primary productivity in the St. Lawrence estuary. Mém. Soc. r. Sci. Liège, 6(vii): 59-74.
- Inman, D.L. et B.M. Brush, 1973. The coastal challenge. Science, 181: 20-32.
- Jensen, S., 1966. Report on a new chemical hazard. New Scientist 32: 612.
- Jørgensen, B.B., 1977. The Sulfur Cycle of a Coastal Marine Sediment, Limfjorden, Denmark. Limnology and Oceanography, 22(5): 814-832.
- Kaplan, I.R. et A. Nissenbaum, 1972. Chemical and Isotopic evidence for the in situ origin of marine humic substances. Limnol. Oceanogr., 17(4): 570-582.

- Khalil, M.F., J. Labbé, S. Lantagne, A.C. Horth et M. Arnac, 1984. Les organochlorés dans l'estuaire du Saint-Laurent. Sciences et Techniques de l'eau, 17(1): 73-75.
- Kihlström, J.E. et E. Berglund, 1978. An estimation of the Amounts of polychlorinated biphenyls in the biomass of the Baltic. Ambio, 7(4): 175-178.
- Kranck, K., 1973. Flocculation of suspended sediment in the sea. Nature, 246: 348-350.
- Kranck, K., 1974. The role of flocculation in the transport of particulate pollutants in the marine environment. In: Proc. Int. Conc. Transport of Persistent Chemicals in Aquatic Ecosystem. National Research Council, Ottawa, Canada.
- Kranck, K., 1979. Dynamics and distributions of suspended particulate matter in the St. Lawrence Estuary. Naturaliste can., 106(1): 163-173.
- Loring, D.H., 1975. Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Earth Sci., 12: 1219-1237.
- Loring, D.H., 1976a. The distribution and partition of zinc, copper, and lead in the sediments of the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci., 13: 960-971.
- Loring, D.H., 1976b. The distribution and partition of cobalt, nickel, chromium and vanadium in the sediments of the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci., 12: 1706-1718.
- Loring, D.H., 1978. Geochemistry of zinc, copper, and lead in the sediments of the estuary and Gulf of St. Lawrence. Can. J. Earth Sci., 15: 722-757.

- Loring, D.H., 1979a. Geochemistry of cobalt, nickel, chromium and vanadium in the sediments of the estuary and open Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Earth Sci.*, 16: 1196-1209.
- Loring, D.H., 1979b. Baseline levels of transition and heavy metals in the bottom sediments of the Bay of Fundy. *Proc. N.S. Inst. Sci.*, 29: 335-346.
- Loring, D.H., 1981. Potential Bioavailability of Metals in Eastern Canadian Estuarine and Coastal Sediments. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 181: 93-101.
- Loring, D.H. et D.J.G. Nota, 1973. Morphology and sediments of the Gulf of St. Lawrence. *Fisheries Research Board of Canada, Bulletin* 182, 147 p.
- Luoma, S.N. et E. Jenne, 1976. Estimating bioavailability of sediment-bound trace metals with chemical extractants. In: Trace substances in environmental health-X. Ed. D.D. Hemphill. University of Missouri, Columbia, MO, pp. 251-343.
- Major et Martin Inc., 1976. Aménagement industrialo-portuaire de la zone de Baie-Comeau-Hauterive, Tomes 1, 2, 3.
- Malo, B., 1977. Partial extraction of metals from aquatic sediments. *Env. Sci. Techn.*, 11: 277-282.
- Malo, B., 1978. Les sources de polluants. Rapport d'étude sur le tronçon en aval de Montmagny, Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, Vol. 4.
- Marchand, M., 1983. Les hydrocarbures halogénés. *OCEANIS*, 9(7): 539-559.
- Martin, J.M., M. Meybeck, F. Salvadori et A. Thomas, 1976. Pollution chimique des estuaires: État actuel des connaissances (Juin 1974). *Rapp. scient. techn.*, CNEXO, No 22, 284 p.

- Ministère des Travaux publics du Canada, 1983. Étude de l'agitation et de la sédimentation: Ports de refuge, Québec 1534-1984. Mai, 1983.
- Ministère des Travaux publics du Canada, 1984. Examen environnemental préalable: Dragage dans le port public de Baie-Comeau. N/Rapport: 84-238, N/Dossier: 84-1192.
- Munawar, M., R.L. Thomas, H. Shear, P. McKee et A. Mudroch, 1984. An Overview of Sediment-Associated Contaminants and their Bioassessment. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 1253.
- National Academy of Sciences, 1974. Chromium. U.S. National Academy of Sciences, Committee on Biologic Effects of Atmospheric Pollutants, Division of Medical Sciences. National Research Council. Washington, D.C.
- Odum, E.P., 1976. Écologie. Les Éditions HRW, Montréal, 254 p.
- Olsen, C.R., H.J. Simpson, R.F. Bopp, S.C. Williams, T.H. Peng et B.L. Deck, 1978. J. Sediment. Petrol. 48: 401-418.
- Olsen, C.R., N.H. Cutshall et I.L. Larsen, 1982. Pollutant-Particle Associations and Dynamics in Coastal Marine Environments: A Review. Marine Chemistry 11: 501-533.
- Patel, B., S. Vasanti, Bangera, Shakunt Patel et M.C. Balani, 1985. Heavy Metals in the Bombay Harbour Area. Marine Pollution Bulletin, 16(1): 22-28.
- Patel, B., C.D. Mulay et A.K. Ganguly, 1975. Radioecology of Bombay harbour - a tidal estuary. Estuar. coll. mar. Sci., 3: 13-42.
- Paul, M., 1984. Baie des Anglais, Baie-Comeau: Synthèse des analyses de biphenyles polychlorés dans les sédiments et la chaîne alimentaire. Document de travail: 84-4, Ser. Qual. des Eaux, Min. de l'Envir. du Québec.

- Pavlou, S.P. et R.N. Dexter, 1979. Distribution of polychlorinated biphenyls (PCBs) in estuarine ecosystems. Testing the concept of equilibrium partitioning in the marine environment. Environ. Sci. Technol., 13: 65-71.
- Pearson, T.H., 1972. The effect of industrial effluent from pulp and paper mills on the marine benthic environment. Proc. Royal Soc. London B-180: 469-485.
- Postma, H., 1967. Sediment transport and sedimentation in the estuarine environment. In: G.H. Lauff (Ed.), Estuaries. Am. Ass. Advant Sci., Publ. No. 83, Washington, D.C.
- Ray, S. et J.M. Bowers, 1984. Distribution and bioavailability of Heavy Metals in the marine environment. In: Healt of the Northwest Atlantic (ed.): R.C.H. Wilson et R.F. Addison. Department of the Environment/Department of Fisheries and Oceanic/Department of Energy, Mines and Resources: 174 p.
- Rochon, R., 1984. Problématique des activités de dragage: Texte préliminaire. Canada, Serv. Prot. Env., Région du Québec, 124 p.
- Saliot, A., 1983. Biogéochimie de la matière organique en milieu estuarien. Océanis 9(7): 531-538.
- Sanders, H.O. et J.H. Chandler, 1972. Biological magnification of a polychlorinated biphenyl (Arochlor 1254) from water by aquatic invertebrates. Bull. environ. Contam. et Toxicol., 7: 257-263.
- Sérodès, J.B., 1975. Étude de la qualité des sédiments et suspensions du fleuve Saint-Laurent entre Québec et Trois-Pistoles. Centre de recherches sur l'eau, Univ. Laval, Québec, Canada, Rapp. No CRE-75/14, 140 p.

Sérodès, J.B.,

- Sérodès, J.B., 1978. Qualité des sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Montmagny. Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, rapport technique, No 15. Sainte-Foy, Québec, Serv. de prot. de l'Environnement, Québec.
- Sérodès, J.B. et J.C. Roy, 1983. Distribution of some radionuclides in the St. Lawrence estuary, Quebec, Canada. *Oceanologica Acta*, 6(2): 185-192.
- Simpson, H.J., C.R. Olson, S.C. Williams et R.M. Tuir, 1976. More-Made Radionuclides and Sedimentation in the Hudson River Estuary. *Science*, 194: 179-183.
- Société d'ingénierie Cartier Ltée, 1972-73. Cargill grain Company Limited - Siltation of shipping Berths part no 1 et 2.
- Spilhaus, A., 1966. Waste Management and Control. Publ. 1400. Nat. Acad. Sci., Washington.
- Steele, D.H., 1983. Coarse Sedimentary Shores, In: Marine and coastal systems of the Quoddy Region, New-Brunswick; Thomas, M.L.H. (ed.), Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 64: 306 p.
- Swiss, J.J. et al., 1982. Limites des substances réglementées par l'Annexe 1 de la Loi sur l'immersion en mer: Aperçu général. Pêches et Océans Canada. Imm. en mer, Rapp. No 3F.
- Syvitsky, J.P.M., N. Silverberg, G. Ouellet et K.W. Asprey, 1983. First observations of benthos and seston from a submersible in the Lower St. Lawrence Estuary. *Géogr. phys. et Quat.*, 37(3): 227-240.

- Thomson, R.E., 1984. Océanographie de la côte de la Colombie-Britannique. Publ. spéc. can. sci. halieut., 56: 317 p.
- Trépanier, J.-P., 1984. Biphényles polychlorés: Informations générales et Situation au Québec. Ministère de l'Environnement du Québec, Service d'Analyse des Études d'Impact.
- Trites, R.W., 1972. Gulf of St. Lawrence from a pollution viewpoint. In: Ruivo, M. (Ed.). Marine pollution and Sea Life. Fishing News, London, pp. 59-72.
- Trudel, L., 1985. Rapport de travaux de maîtrise. Département de chimie, Univ. Laval.
- Veith, G.D. et G.F. Lee, 1970. A review of chlorinated biphenyl contamination in natural waters. Water Res., 4: 265-269.
- Vigneault, Y. et al., 1978. Plan d'utilisation des matériaux dragués dans le fleuve Saint-Laurent. Rapport soumis au comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent par la direction régionale des eaux intérieures, 180 p.
- Vincent, R. Ing., 1969. Harbour Investigation, Cargill's terminal.
- Waldichuk, M., 1957. Physical oceanography of the Strait of Georgia, British Columbia. J. Fish. Res., Board Can., 14: 321-486.
- Waldichuk, M., 1962. Some water pollution problems connected with disposal of pulp mill wastes. Canad. Fish. Culturist, No. 31, Oct.: 3-34.
- Walkley, A., 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soil. Soil Science, 63: 251-263.
- Ware, D.M. et R.F. Addison, 1973. PCB residues in plankton from the Gulf of St. Lawrence. Nature, 246: 519-521.

- Wentworth, C.K., 1919. A laboratory and field study of cobble abrasion. *J. Geol.* 27: 507-521.
- Werner, A.E., 1963. Sulphur compounds in kraft pulp mill effluents. *Canad. Pulp and Paper Industry.* 16(3): 35-43.
- West, R. et P.G. Hatcher, 1980. Polychlorinated Biphenyls in Sewage Sludge and Sediments of the New-York Bight. *Marine Pollution Bulletin*, 11: 126-129.
- Wildish, D.G., C.D. Metcalf, H.M. Akagi and D.W. McLease, 1980. Flux of Arochlor 1254 Between Estuarine Sediments and Water. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 20.
- Wolfe, D.A. et T.R. Rice, 1972. Cycling of elements in estuaries. *Fishery Bulletin*, 70(3): 959-972.
- Won-Wook Choi et Kenneth, Y. Chen, 1976. Associations of Chlorinated Hydrocarbons with Fine Particles and Humic Substances in Nearshore Surficial Sediments. *Environmental Science and Technology*, 10(8): 782-786.
- Yen, T.F. (ed.), 1977. *Chemistry of Marine Sediments.* Ann. Arbor Science Pub. Inc., U.S., 265 p.
- Zitko, V. et P.M.K. Choi, 1971. PCB and other industrial halogenated hydrocarbons in the environment. *Fisheries Research Board of Canada Technical Report.* 272: 1-55.