

TD
171.5
.C3
R464
No. 26F

**Document d'orientation interprétatif pour bioessais à partir d'études
de gradients de pollution --
Belledune (Nouveau-Brunswick)**

par :

L. Porebski, Environnement Canada, Ottawa (Ontario)
K. Doe, Environnement Canada, Moncton (Nouveau-Brunswick)
B. Kajdlik, Rockwood (Ontario)
D. Lee, Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, Surrey (C.-B.)
P. Pocklington, Arenicola Marine, Halifax (N.-É.)
G. Atkinson, Ottawa (Ontario)
J. Osborne, Environnement Canada, Ottawa (Ontario)



à l'intention de :

Division du milieu marin
Prévention de la pollution par des toxiques
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada

WM-20
Mars 1998

Commentaires des lecteurs

Les lecteurs désirant transmettre leurs commentaires sur le contenu du présent rapport peuvent communiquer avec :

Linda Porebski
Division du milieu marin
Environnement Canada
Hull (Québec)
K1A 0H3

RÉSUMÉ

Les bioessais sur les sédiments sont utilisés pour l'évaluation des permis d'immersion en mer et la surveillance des lieux d'immersion afin de déterminer les effets létaux, sublétaux et biocumulatifs. La batterie de méthodes de tests biologiques comprend les tests létaux, sublétaux et chroniques. Les bioessais utilisés actuellement par Environnement Canada comprennent un test sur les sédiments contenant des amphipodes, le test de fertilisation des oursins, un test de croissance et de survie des polychètes, (en développement à Environnement Canada), des tests en phase liquide et en phase solide à l'aide d'une bactérie photoluminescente et un test de bioaccumulation dans les bivalves. Ce document fait rapport sur la première de deux études des gradients de la pollution entreprises par Environnement Canada afin d'aider à l'interprétation des critères provisoires établis pour cette batterie de bioessais sur les sédiments marins. Cinq espèces d'oursins, deux espèces de polychètes, un bivalve et deux tests ayant recours à une bactérie photoluminescente ont été utilisés. Les sédiments prélevés de trois stations naturelles et de deux stations artificielles du havre de Belledune (Nouveau-Brunswick) en juin 1995 ont été soumis au test biologique, aux niveaux chimiques des sédiments et à des analyses de la structure de la communauté benthique. Les relations entre ces éléments à ces stations ont été examinées. La toxicité n'a pas été observée dans les tests sur les amphipodes et la bactérie photoluminescente, mais certains des tests de fertilisation des oursins ont révélé une corrélation avec les niveaux d'ammoniac mesurés. Les ratios SEM/AVS calculés laissent supposer que la toxicité n'avait pas été prévue à la plupart des stations. Toutefois, le modèle AVS n'a pas expliqué la faible bioaccumulation de plomb et de certains autres métaux aux stations à concentration élevée. En outre, il y a une forte corrélation entre la structure de la communauté benthique et les niveaux chimiques des sédiments en vrac ($p = 0,055$ et $r = 0,820$) et la structure benthique avec le SEM à l'aide du test Mantel. Aucune corrélation semblable n'a pu être faite entre la structure benthique et les facteurs physiques comme le carbone organique total, la taille des particules, l'ammoniac des sédiments et les niveaux de sulfure de la chimie de l'eau de porosité.

Mots clés - Bioessais, métaux dans les sédiments, essais hiérarchisés, critères d'interprétation.

ABSTRACT

Sediment bioassays are being used in ocean disposal permit assessment and disposal site monitoring for the identification of potential lethal, sublethal, and bioaccumulative effects. The battery of biological test methods used include lethal, sublethal, and chronic tests. Current bioassays used by Environment Canada include an amphipod sediment test, echinoid fertilization inhibition test, a polychaete growth and survival test (currently under development by Environment Canada), liquid and solid phase tests using a photoluminescent bacterium, and a bivalve bioaccumulation test. The first of two pollution gradient studies conducted by Environment Canada designed to assist in the interpretation of interim criteria developed for this battery of marine sediment bioassays is discussed herein. Five species of amphipods, three species of echinoid, two species of polychaete, one bivalve, and two tests using a photoluminescent bacterium were used. Sediments collected from three natural and two man-made stations from Belledune Harbour, New Brunswick in June 1995 were subjected to biological testing, sediment chemistry, and benthic community structure analyses. Relationships among these elements at these stations were examined. Toxicity was not observed in the amphipod and the photoluminescent bacterial tests; however, some of the echinoid fertilization tests showed a correlation with measured levels of ammonia. Calculated SEM/AVS ratios suggest that toxicity was not expected at most stations. The AVS model did not, however, explain the weak bioaccumulation of lead and certain other metals at the high concentration stations. Furthermore, there was a strong correlation between benthic community structure and the bulk sediment chemistry levels ($p=0.055$, $r=0.820$) and benthic community structure with SEM as shown using Mantel's test. No similar correlation could be made between benthic community structure and the physical factors such as total organic carbon, particle size, sediment ammonia and sulphide levels, or porewater chemistry.

Key words - Bioassays, Metals in sediments, Tiered testing, Interpretation criteria.

Table des matières

Résumé	iii
Abstract	iv
Liste des tableaux	viii
Liste des figures	ix
1 Introduction	1
1.1 Contexte	1
1.2 Essais hiérarchisés et critères d'interprétation	1
1.2.1 Taux recommandés ou réglementés nationaux de produits chimiques dans les sédiments	2
1.2.2 Critères provisoires de réussite/échec des essais biologiques	3
1.3 Objectifs	4
1.4 Choix des sites	4
2 Matériels et méthodes	6
2.1 Travail sur le terrain	6
2.1.1 Équipement	6
2.1.2 Prélèvement des échantillons et mélange des sédiments	6
2.1.3 Homogénéisation des sédiments et obtention de sous-échantillons	8
2.1.4 Traitement, transport et destination des échantillons	9
2.1.5 Procédures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité (AQ/CQ)	9
2.2 Bioessais	9
2.2.1 Préparation des essais et des échantillons	9
2.2.2 Essais de létalité aiguë - Toxicité chez les amphipodes	11
2.2.3 Essais de survie et de croissance des polychètes	13
2.2.4 Essais sur la fécondation chez les oursins	13
2.2.5 Essais de réduction de la photoluminescence des bactéries dans l'eau de porosité et en phase solide	15
2.2.6 Essai de bioaccumulation chez <i>Macoma balthica</i>	15
2.3 Données sur les macro-invertébrés benthiques	16
2.4 Données physiques	16
2.5 Données chimiques	17
2.5.1 Sédiments entiers	17
2.5.2 Données sur l'eau de porosité	17
2.5.3 Données sur les métaux extraits simultanément/sulfures d'acide volatil (MES/SAV)	17
3 Résultats des bioessais et de la bioaccumulation	18
3.1 Manipulation des données	18
3.2 Essais de létalité	18

3.2.1	Amphipodes de la côte Est	18
3.2.2	Espèces de la côte Ouest	19
3.3	Essais de survie et de croissance des polychètes	22
3.3.1	<i>Polydora cornuta</i>	22
3.3.2	<i>Boccardia proboscidea</i>	23
3.4	Essais de réduction de la photoluminescence des bactéries dans l'eau de porosité et en phase solide	24
3.5	Essai sur la fécondation chez les oursins	24
3.5.1	<i>Lytechinus pictus</i>	24
3.5.2	<i>Strongylocentrotus purpuratus</i>	27
3.5.3	<i>Dendraster excentricus</i>	27
3.6	Essai de bioaccumulation chez <i>Macoma balthica</i>	30
3.6.1	Survie de <i>Macoma balthica</i>	30
3.6.2	Concentrations tissulaires des métaux	31
3.7	Résumé des réactions obtenues lors des bioessais/bioaccumulations	35
4	Données de l'étude sur les macro-invertébrés benthiques	38
4.1	Évaluation visuelle des données de l'étude sur les macro-invertébrés benthiques	38
4.2	Commentaires généraux sur les données de l'étude sur les macro-invertébrés benthiques	46
4.2.1	Dominance et espèces indicatrices	46
4.2.2	Évaluation de chaque station	46
4.3	L'indexation biologique	47
5	Résultats de l'analyse chimique	48
5.1	Analyse de sédiments entiers	48
5.2	Analyse de l'eau de porosité	51
5.3	Analyses des métaux extraits simultanément	54
6	Résultats de l'analyse physicochimique	58
6.1	Oxydoréduction, ammoniac, sulfure et COT	58
6.2	Analyse de la composition granulométrique des sédiments	61
7	Utilisation des métaux extraits simultanément/sulfure d'acide volatil (MES/SAV)	63
7.1	Calcul des ratios MES/SAV	63
8	Analyse statistique	66
8.1	Réactions des oursins et variables confusionnelles	66
8.1.1	Comparaison des variables physiques des sédiments dans l'ensemble des stations	66
8.1.2	Étude des essais sur la fécondation	67
8.2	Bioaccumulation	73

8.2.1	Comparaison des concentrations sédimentaires et des concentrations tissulaires de métaux	73
8.2.2	Comparaison des concentrations des métaux dans l'eau de porosité et de leurs concentrations tissulaires	74
8.2.3	Comparaison des concentrations tissulaires des métaux et de leurs concentrations tissulaires à la station de référence	75
8.3	Abondance des macro-invertébrés benthiques et données physiques/chimiques sur les sédiments	78
8.3.1	Analyse des composantes principales des données sur l'abondance des macro-invertébrés benthiques	78
8.3.2	Analyse des composantes principales des données physiques/chimiques	87
8.3.3	Comparaison de la structure benthique et des variables physiques/chimiques des sédiments	92
8.4	Autres comparaisons	93
8.5	Résumé des interprétations statistiques	95
9	Discussion	98
9.1	Interprétation des bioessais et liens aux repères chimiques et <i>in-situ</i> ...	98
9.1.1	R -- Site de référence	98
9.1.2	P et M -- Stations artificielles	98
9.1.3	H, F et K -- Stations d'essai	99
9.2	Critères de réussite/échec pour chaque espèce	100
9.3	Espèces pouvant convenir à des fins de réglementation	100
	Bibliographie	102
Annexe 1	Position, données et moment du prélèvement aux havres de Belledune et de Miguasha, baie des Chaleurs (Nouveau-Brunswick)	106
Annexe 2	Résultats des bioessais	107
Annexe 3	Résultats sur le benthos	123
Annexe 4	Analyse chimique	127
Annexe 5	Résultats physicochimiques	137
Annexe 6	Données sur les métaux extraits simultanément (MES)	152
Annexe 7	Éléments à considérer sur le prélèvement d'échantillons au havre de Sydney	156

Liste des tableaux

1	Niveaux recommandés ou réglementés	2
2	Critères provisoires de réussite/échec	3
3	Numéros attribués aux échantillons prélevés au havre de Belledune	11
4	Correspondance entre les numéros d'échantillons anonymes, les stations des échantillons, la destination des échantillons et l'analyse à effectuer	12
5	Résumé des réactions biologiques	36
6	Résumé des échecs aux essais de toxicité des sédiments	36
7	Résumé : régression de la fécondation chez <i>Lytechinus pictus</i> en eau de porosité	70
8	Résumé : régression des métaux dans les tissus de <i>Macoma balthica</i> en milieu sédimentaire	74
9	Comparaison des concentrations tissulaires de plomb (Pb) et des concentrations tissulaires de plomb (Pb) observées à la station de référence, chez <i>Macoma balthica</i>	76
10	Comparaison des concentrations tissulaires de thallium (Tl) et des concentrations tissulaires de thallium (Tl) observées à la station de référence, chez <i>Macoma balthica</i>	76
11	Taux tissulaire de plomb (Pb) chez <i>Macoma balthica</i> (conversion en poids à l'état humide)	77
12	Analyse des composantes principales (ACP) des données sur l'abondance des macro-invertébrés benthiques - résumé du taux de variabilité expliqué	79
13	Analyse des composantes principales (ACP) des données physiques/chimiques - résumé du taux de variabilité expliqué	88
14	Comparaison de la structure benthique et des variables physiques/chimiques des sédiments	93
15	Résumé de l'analyse des composantes principales (ACP)	94
16	Résumé de la régression dans les scores des stations	94

Liste des figures

1	Approche d'évaluation progressive	2
2	Stations de prélèvement des échantillons dans le havre de Belledune	7
3	Répartition des sous-échantillons - Étude sur le terrain au havre de Belledune, juin 1995 ..	10
4	Tracé en boîte de <i>Amphiporeia virginiana</i>	19
5	Tracé en boîte de <i>Eohaustorius estuarius</i>	20
6	Tracé en boîte de <i>Eohaustorius washingtonianus</i>	21
7	Tracé en boîte de <i>Rhepoxynius abronius</i>	21
8	Diagrammes à barres de <i>Polydora cornuta</i>	22
9	Diagrammes à barres de <i>Boccardia proboscidea</i>	23
10	Diagrammes à barres de la bactérie photoluminescente	25
11	Diagrammes à barres de <i>Lytechinus pictus</i>	26
12	Diagrammes à barres de <i>Strongylocentrotus purpuratus</i>	28
13	Diagrammes à barres de <i>Dendraster excentricus</i>	29
14	Tracé en boîte de <i>Macoma balthica</i>	30
15	Diagramme à barres des taux tissulaires de cadmium chez <i>Macoma balthica</i>	31
16	Diagramme à barres des taux tissulaires de cuivre chez <i>Macoma balthica</i>	32
17	Diagramme à barres des taux tissulaires de plomb chez <i>Macoma balthica</i>	32
18	Diagramme à barres des taux tissulaires de mercure chez <i>Macoma balthica</i>	33
19	Diagramme à barres des taux tissulaires de nickel chez <i>Macoma balthica</i>	33
20	Diagramme à barres des taux tissulaires d'argent chez <i>Macoma balthica</i>	34

21	Diagramme à barres des taux tissulaires de thallium chez <i>Macoma balthica</i>	34
22	Diagramme à barres des taux tissulaires de zinc chez <i>Macoma balthica</i>	35
23	Tracé en boîte : abondance de l'espèce	39
24	Tracé en boîte : nombre d'espèces	40
25	Tracé en boîte : indice de diversité de ShannonWiener	41
26	Tracé en boîte : indice de Simpson	42
27	Tracé en boîte : indice de Pielou	43
28	Tracé en boîte : indice de McIntosh	44
29	Tracé en boîte : indice de Margalef	45
30	Diagramme à barres des taux sédimentaires d'arsenic	49
31	Diagramme à barres des taux sédimentaires de cadmium	49
32	Diagramme à barres des taux sédimentaires de chrome	49
33	Diagramme à barres des taux sédimentaires de cuivre	49
34	Diagramme à barres des taux sédimentaires de plomb	50
35	Diagramme à barres des taux sédimentaires de mercure	50
36	Diagramme à barres des taux sédimentaires de nickel	50
37	Diagramme à barres des taux sédimentaires d'argent	50
38	Diagramme à barres des taux sédimentaires de thallium	51
39	Diagramme à barres des taux sédimentaires de zinc	51
40	Diagramme à barres des taux de cadmium dans l'eau de porosité des sédiments	52
41	Diagramme à barres des taux de chrome dans l'eau de porosité des sédiments	52

42	Diagramme à barres des taux de cuivre dans l'eau de porosité des sédiments	52
43	Diagramme à barres des taux de plomb dans l'eau de porosité des sédiments	52
44	Diagramme à barres des taux de mercure dans l'eau de porosité des sédiments	53
45	Diagramme à barres des taux de nickel dans l'eau de porosité des sédiments	53
46	Diagramme à barres des taux d'argent dans l'eau de porosité des sédiments	53
47	Diagramme à barres des taux de thallium dans l'eau de porosité des sédiments	53
48	Diagramme à barres des taux de zinc dans l'eau de porosité des sédiments	54
49	Diagramme à barres du cadmium extrait simultanément	55
50	Diagramme à barres du chrome extrait simultanément	55
51	Diagramme à barres du cuivre extrait simultanément	55
52	Diagramme à barres du plomb extrait simultanément	55
53	Diagramme à barres du mercure extrait simultanément	56
54	Diagramme à barres du nickel extrait simultanément	56
55	Diagramme à barres de l'argent extrait simultanément	56
56	Diagramme à barres du thallium extrait simultanément	56
57	Diagramme à barres du zinc extrait simultanément	57
58	Variables physicochimiques des sédiments	59
59	Variables physicochimiques de l'eau de porosité	60
60	Diagramme à barres des concentrations de carbone organique total	61

61	Diagramme à barres de la composition granulométrique des sédiments	62
62	Diagramme à barres des ratios métaux extraits simultanément/sulfure d'acide volatil	64
63	Ratios métaux extraits simultanément/sulfure d'acide volatil et distribution granulométrique par station	65
64	Distribution granulométrique utilisée dans les analyses de régression	68
65	Autres variables sédimentaires utilisées dans les analyses de régression	69
66	Diagramme par paires du taux de fécondation de <i>Lytechinus pictus</i>	71
67	Diagramme par paires du taux de fécondation de <i>Strongylocentrotus purpuratus</i>	72
68	Diagrammes de dispersion : concentrations de métaux dans les sédiments de l'échantillon global et concentrations tissulaires	73
69	Diagrammes de dispersion : concentrations de métaux dans l'eau de porosité et concentrations tissulaires	75
70	Coefficients des variables pour l'analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macroinvertébrés benthiques	80
71	Analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macroinvertébrés benthiques (1 ^{re} et 2 ^e)	81
72	Analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macroinvertébrés benthiques (1 ^{re} et 3 ^e)	82
73	Analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macroinvertébrés benthiques (2 ^e et 3 ^e)	83
74	Analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macroinvertébrés benthiques — diagramme des scores (1 ^{re} et 2 ^e)	74
75	Analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macroinvertébrés benthiques — diagramme des scores (1 ^{re} et 3 ^e)	85
76	Analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macroinvertébrés benthiques — diagramme des scores (2 ^e et 3 ^e)	86
77	Coefficients des variables pour l'analyse des composantes principales (ACP) de la chimie physique des sédiments	89

78 Analyse des composantes principales (ACP) de la chimie physique des sédiments (par espèce)	90
79 Analyse des composantes principales (ACP) de la chimie physique des sédiments (par station)	91
80 Diagramme par paires présentant les scores obtenus à la suite d'une analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance benthique et des variables physiques/chimiques des sédiments	97

1 Introduction

Le présent rapport est le premier de deux études des gradients de pollution menées par la Division du milieu marin d'Environnement Canada en vue de recueillir davantage d'information pour faciliter l'évaluation des critères d'interprétation provisoires établis pour une batterie de bioessais sur les sédiments marins. Environnement Canada a mis au point les bioessais pour évaluer les demandes de permis d'immersion en mer et surveiller les lieux d'immersion afin de déterminer les effets létaux, sublétaux et biocumulatifs potentiels. Ces bioessais comprennent un essai de létalité aiguë sur l'ensemble des sédiments contenant des amphipodes, un essai de sublétalité sur les oursins dans l'eau de porosité, un essai sur l'ensemble des sédiments contenant des polychètes (en cours d'élaboration), deux essais (en phase liquide et solide) à l'aide de bactéries photoluminescentes et un essai de bioaccumulation dans les bivalves. Plusieurs espèces peuvent être utilisées pour chacun des essais (à l'exception de l'essai avec les bactéries luminescentes). On a examiné les liens entre les bioessais, les sédiments et la chimie de l'eau de porosité et la structure benthique à trois stations naturelles et deux stations artificielles.

1.1 Contexte

Environnement Canada est responsable du contrôle de l'immersion en mer et a recours à un système de permis, décrit dans la Partie VI de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, pour respecter ses obligations internationales stipulées dans la Convention de Londres de 1972. Un grand nombre de permis sont délivrés pour les matières draguées. Toutefois, avant d'accorder un permis, le Ministère examine les matières draguées selon un cadre d'évaluation des déchets. Une des étapes de ce cadre consiste à déterminer les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des matières. Pour ce faire, Environnement Canada a recours à une approche hiérarchisée comportant des niveaux limites de produits chimiques dans certains contaminants et prévoyant des essais biologiques si ces niveaux limites sont dépassés. L'élaboration d'une série de bioessais pour l'étape des essais biologiques a débuté en 1991. Environnement Canada a déjà publié des protocoles pour quatre des cinq essais utilisés. En 1994, on a établi des critères d'interprétation provisoires fondés sur les conseils fournis par d'autres autorités et sur l'expérience que le Ministère a acquise dans le cadre des essais menés jusqu'à présent. On procède actuellement à l'élaboration de méthodes de référence officielles afin d'adapter les protocoles à des fins de réglementation. On a prévu une évaluation sur place des essais biologiques avec des gradients chimiques connus afin de fournir des renseignements additionnels pour l'évaluation de variables confusionnelles potentielles et l'interprétation des résultats des essais ainsi que de déterminer si les espèces recommandées conviennent à la réglementation.

1.2 Essais hiérarchisés et critères d'interprétation

La méthode d'essai adoptée reposera probablement sur les lignes directrices canadiennes sur la qualité des sédiments ou des critères similaires pour ce qui est des niveaux limites de la première étape. Ces niveaux limites consistent en des concentrations chimiques inférieures ou équivalentes au niveau seuil où on ne constate aucun effet biologique néfaste. Si les niveaux sont supérieurs aux limites, on doit procéder à d'autres essais sur la qualité des sédiments, y compris une

évaluation des concentrations naturelles de substances et des évaluations biologiques particulières à certains sites (figure 1). Dans le cadre de la deuxième étape, on procède à des essais biologiques. Les bioessais visent à examiner les effets létaux, sublétaux et chroniques. Les sédiments ou les déchets pour lesquels on obtient un résultat positif au cours des essais biologiques peuvent être immergés en eaux libres. Toutefois, si les résultats sont négatifs, l'immersion en mer n'est pas permise. On déterminera éventuellement des niveaux de rejets fondés sur l'expérience acquise au cours des bioessais. On établira alors une troisième étape comportant des niveaux numériques ou des comportements biologiques, selon le cas. Aucune immersion en mer ne sera permise pour les matières excédant les niveaux établis.

1.2.1 Niveaux réglementés et cibles à l'échelle nationale pour la teneur en produits chimiques dans les sédiments

Le tableau 1 présente les niveaux actuellement permis pour certains contaminants. Tous les demandeurs de permis d'immersion en mer doivent faire part des niveaux de ces contaminants. On peut exiger les niveaux d'autres contaminants selon l'endroit où sera effectuée l'immersion en mer.

Lorsque certains contaminants contiennent divers produits dont les teneurs sont supérieures et inférieures aux niveaux permis à l'échelle nationale, on doit calculer la limite de confiance unilatérale de 95 % de la concentration moyenne. Si cette dernière est inférieure aux niveaux permis à l'échelle nationale, on considère que les sédiments ne contiennent pas de contaminant.

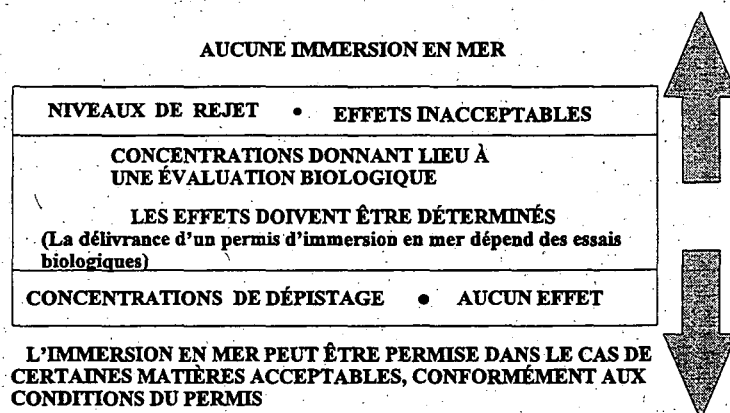


Figure 1 Approche d'évaluation progressive

Tableau 1 Niveaux réglementés ou cibles

Paramètre	Teneur de dépistage (mg/kg, poids sec)
Cadmium	6
Mercure	75
BPC total	1
HAP total	25

1.2.2 Critères provisoires de réussite/échec des essais biologiques

Le tableau 2 présente les critères provisoires utilisés pour la batterie de bioessais. On a eu recours aux mêmes critères d'interprétation peu importe les espèces utilisées dans les essais.

Tableau 2 Critères provisoires de réussite/échec

Essai	Échec dans les cas suivants.
10 jours sur la survie des amphipodes	on observe une <i>diminution du taux de survie d'au moins 20 %</i> entre les sédiments d'essai et les sédiments témoins*
Bactérie photoluminescente (phase solide)	on estime à <i>moins de 1 000 mg/kg</i> la concentration causant une inhibition de 50 % de la production de lumière par la bactérie après une exposition de 5 minutes
Fécondation des oursins	on observe une <i>diminution du taux de fécondation d'au moins 25 %</i> entre les sédiments d'essai et l'eau témoin*
Bioaccumulation dans les bivalves	on constate une importante augmentation de l'absorption des contaminants chez les spécimens des sédiments d'essai comparativement aux spécimens des sédiments témoins ou de comparaison

* La différence observée doit être significative.

Pour l'essai de survie des amphipodes, on considère qu'un échantillon de sédiments est toxique s'il y a une *diminution du taux de survie d'au moins 20 %* (valeur absolue) entre l'échantillon d'essai et l'échantillon de sédiments de comparaison. Par ailleurs, on doit rejeter l'échantillon de comparaison pour l'essai sur les amphipodes si le taux de survie est de *20 % (valeur absolue) inférieur à celui de l'échantillon témoin* et qu'il y a une différence significative. On a également mené un essai sur les amphipodes avec un échantillon témoin, c'est-à-dire un échantillon de sédiments purs, habituellement prélevés au site où les organismes d'essais ont été recueillis afin de vérifier la santé des organismes de l'échantillon utilisés dans l'essai. On ne considère pas les résultats globaux des essais valides si le taux de survie de l'échantillon témoin *est de moins de 90 % et que le taux de survie d'un des sous-échantillons témoins est de moins de 80 %* (note : on envisage d'établir un critère particulier à chaque espèce). En l'absence d'un échantillon de comparaison adéquat, on détermine l'effet toxique en comparant la réaction de l'échantillon témoin et le critère passe à une *diminution d'au moins 30 %* (valeur absolue) (Environnement Canada, 1996).

Dans les essais de réduction de la photoluminescence des bactéries en phase solide, on considère les sédiments toxiques si une concentration *de moins de 1 000 mg/kg* cause une inhibition de

50 % de la production de lumière (IC50) par la bactérie après une exposition de 5 minutes (Environnement Canada, 1996).

Pour l'essai de fécondation des oursins, on a utilisé de l'eau de porosité extrait par centrifugation de l'échantillon témoin de sédiments. Les analyses pour l'essai de fécondation reposent sur une comparaison des résultats obtenus pour les échantillons dans l'eau de porosité avec ceux des échantillons témoins (effectués en parallèle). Les sédiments sont rejetés si on observe une *diminution de 25 %* du taux de fécondation comparativement à l'échantillon témoin (IC25) et que la différence est significative (Environnement Canada, 1996).

Les résultats de l'essai de bioaccumulation sont évalués en comparant les résultats de l'échantillon de sédiments d'essai avec ceux de l'échantillon témoin ou de comparaison et en déterminant s'il y a une augmentation significative de l'absorption de contaminants donnés chez les espèces de l'échantillon d'essai comparativement aux espèces des échantillons témoins ou de comparaison.

1.3 Objectifs

La présente étude a pour objectifs les suivants :

1. Évaluer tous les essais biologiques effectués dans le cadre du programme d'immersion en mer d'Environnement Canada avec toutes les espèces recommandées pour les essais afin de vérifier la réaction et la sensibilité des espèces par rapport à la toxicité des sédiments.
2. Recueillir davantage d'information afin d'aider à déterminer si on doit continuer d'utiliser la même interprétation des résultats pour chaque espèce (p. ex., devrait-on utiliser des critères d'échec/réussite pour chaque espèce d'amphipode?).
3. Justifier l'inclusion des bioessais et recommander certaines espèces pour la batterie d'essais effectuée à la deuxième étape et vérifier si les essais recommandés conviennent aux fins de la réglementation.
4. Déterminer dans quelle mesure on peut mettre en corrélation les résultats des essais biologiques et chimiques avec l'évaluation des effets *in situ* (p. ex., la structure de la communauté benthique, la bioaccumulation *in situ*) pour appuyer l'hypothèse que la batterie d'essais biologiques est représentative des effets environnementaux.

1.4 Sélection des sites

On a choisi des sites présentant des caractéristiques géophysiques similaires de même que des gradients chimiques connus de façon à pouvoir étudier les résultats des bioessais selon différents taux de pollution chimique avec un minimum d'interférence des variables confusionnelles. De cette façon, il est également possible de comparer les effets *in situ*.

On a choisi deux sites pour les études de gradients, un comportant un gradient essentiellement métallique au havre Belledune, au Nouveau-Brunswick, et l'autre ayant un gradient essentiellement organique au havre Sydney, en Nouvelle-Écosse. Le choix des sites, la conception de l'étude et le travail sur place préliminaire ont été effectués en collaboration avec Beak Consultants Ltd. et Seatech Ltd. et font l'objet de rapports distincts intitulés *Development of Interpretive Guidance for Biological Testing Using Chemical Gradient Studies - Phase 1: Confirmation Study* (Beak, 1996a); *Belledune Harbour Sediment Sampling Field Report* (Beak Consultants Ltd. et Seatech Ltd., 1995) et *Development of Interpretive Guidance for Biological Testing Using Chemical Gradients Studies - Final Study Design* (Beak, 1996b). Le présent rapport porte uniquement sur l'étude menée à Belledune. On a prélevé des échantillons au havre Sydney à l'été 1997 et les résultats ne sont pas encore disponibles.

Belledune, au Nouveau-Brunswick, est situé sur la rive sud de la baie des Chaleurs, à environ 35 km au nord-ouest de Bathurst et 50 km au sud-ouest de Dalhousie (Hildebrand, 1984). D'une longueur d'approximativement 140 km et d'une largeur maximale de 40 km, la baie des Chaleurs est bordée au nord par la péninsule de Gaspé et au sud par la côte nord du Nouveau-Brunswick.

Jusqu'en 1966, il n'y avait aucune activité industrielle dans la région de Belledune. En 1966, l'entreprise East Coast Smelting and Chemical Company Limited (maintenant la Brunswick Mining and Smelting Corporation Limited ou BMS) a commencé ses activités, puis, en 1968, une usine d'engrais a ouvert ses portes à côté de la fonderie (Hildebrand, 1984).

Le plus important contaminant à Belledune est le cadmium, qui consiste en un déchet du processus de raffinage de la Brunswick Mining and Smelting. Selon Hildebrand (1984), on trouve d'importantes quantités de cadmium (Cd) dans l'air, les eaux de ruissellement et comme rejet dans le bassin de laitier de l'endroit. Il semble que les rejets des bassins de laitier, de l'eau de procédé et des eaux de ruissellement soient à l'origine de grandes quantités de plomb (Pb), de zinc (Zn), d'arsenic (As) et de solides en suspension dans le milieu marin.

Les homards de la région ouest du havre étaient très contaminés (on a constaté des concentrations supérieures à 100 $\mu\text{g/g}$ de cadmium dans les glandes digestives de 86 % des homards examinés). Cette fréquence diminue à mesure que l'on s'éloigne du site (Uthe et Zitko, 1980).

Les échantillonnages et analyses préliminaires effectués en mai 1995 au havre Belledune ont confirmé les gradients métalliques, particulièrement de cadmium, de plomb, de nickel et de zinc. Beak (1996a) présente dans son rapport les résultats des analyses chimiques préliminaires des sédiments du havre Belledune.

Après avoir choisi Belledune comme premier site, on a appris que Travaux publics et Services gouvernementaux Canada prévoyait de draguer le havre en juillet 1995. Afin d'éviter de perdre le gradient de contaminants confirmé, Environnement Canada a décidé de procéder à la collecte des sédiments pour l'étude du gradient de Belledune en juin 1995 plutôt qu'en septembre 1995.

2 Matériels et méthodes

2.1 Travail sur le terrain

2.1.1 Équipement

Beak Consultants Ltd. et Seatech Ltd. (1995) propose une description complète du travail sur le terrain et de l'échantillonnage. Un homardier de 13,4 m équipé d'un treuil électrique a été utilisé pendant l'étude sur le terrain. Un grappin Van Veen de 0,1 m³ a servi à prélever des échantillons pour les analyses chimiques et les bioessais, et un grappin Eckman de petite dimension a servi à l'échantillonnage des espèces benthiques. On a d'abord placé les grappins individuels dans un petit bassin en plastique, pour ensuite les manipuler en utilisant des cuillères en acier inoxydable. Les échantillons homogénéisés ont été transférés dans un contenant Nalgene de 70 L au moyen d'une pelle en plastic, pour subir un second processus d'homogénéisation à l'aide d'autres grappins. Un pH-mètre, un oxygénomètre, un conductivimètre et un thermomètre ont servi à l'analyse des échantillons. On a subdivisé les échantillons homogénéisés pour ensuite placer les sous-échantillons dans des bocaux d'échantillonnage en verre en vue de leur entreposage dans des glacières remplies de glace. Un système de positionnement global (GPS) Magellan a servi à la détermination de l'emplacement.

2.1.2 Prélèvement des échantillons et mélange des sédiments

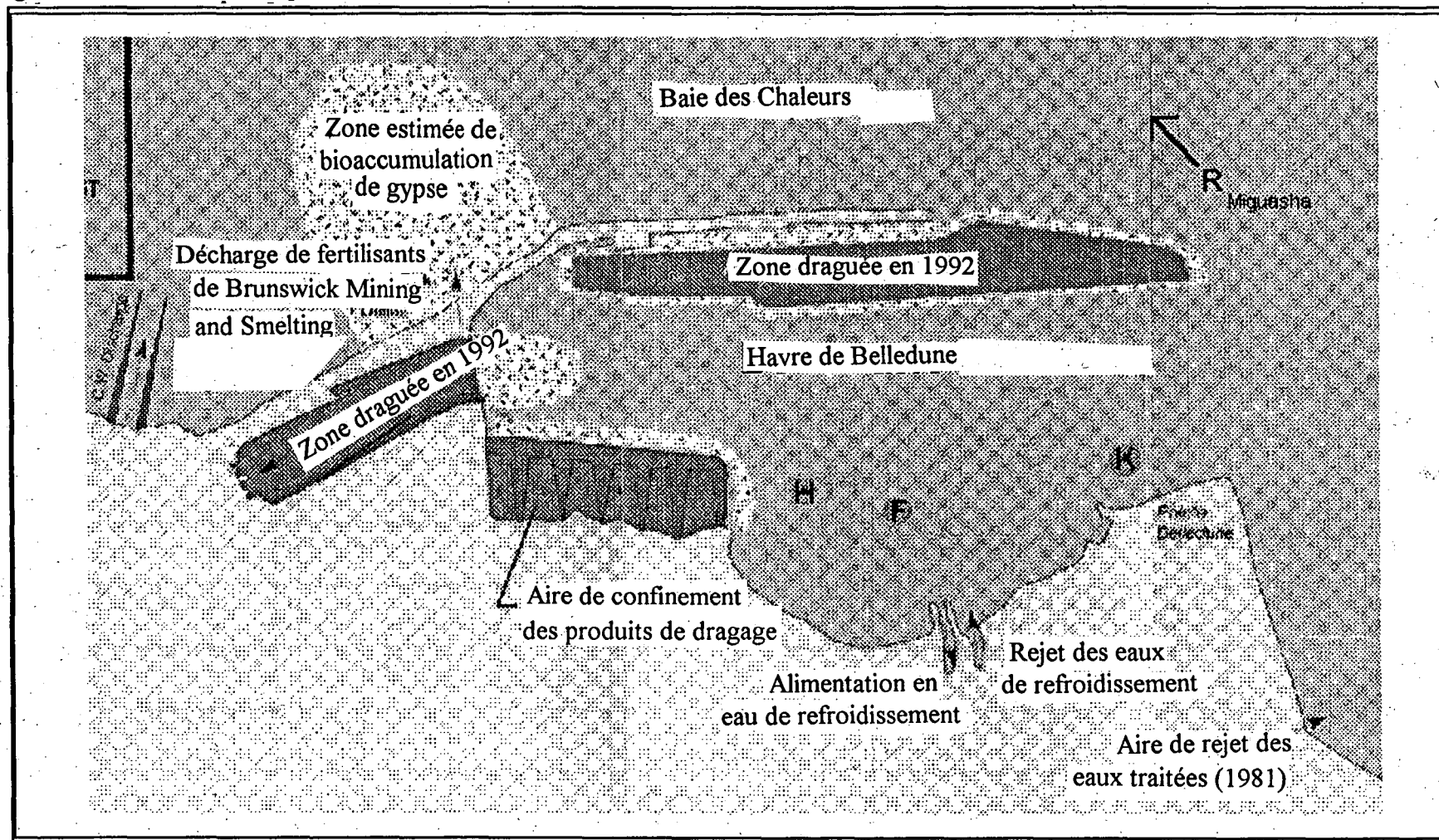
Le travail réalisé sur le terrain s'est déroulé du 26 au 29 juin 1995. Environnement Canada a pris des séquences vidéo et des photographies de l'équipement et du personnel pour documenter l'étude. Une vidéo de 10 à 15 minutes, filmée au moyen d'un engin télécommandé, a été produite pour fournir un enregistrement visuel du substrat des stations R (référence), K (basse contamination) et F (contamination moyenne). L'échantillonnage des sédiments a été effectué entre le 27 et le 29 juin 1995 (Beak, 1996a).

Le choix des stations s'appuyait sur des données recueillies dans l'étude de confirmation de Belledune. Il a été découvert que la plupart des stations présentaient des niveaux de contamination similaires. Par conséquent, seulement quelques stations ont été retenues pour les activités de prélèvement de juin 1995. Le choix s'est arrêté sur les stations F, H et K, ainsi qu'une station de référence (station R), située près du havre de Miguasha. La figure 2 montre la disposition et l'emplacement des stations.

Le site de référence (station R) a été choisi en fonction des résultats d'un bioessai sur la bactérie photoluminescente en phase solide et d'après les résultats d'une analyse de sédiments, lesquels révélaient que le site présentait des concentrations de contaminants généralement basses et une texture sédimentaire comparable à celle des autres stations (Beak, 1996a).

Afin d'assurer l'homogénéité la plus parfaite possible, on a eu recours à des grappins pour benthos, pour bioessais et pour analyses physicochimiques alternativement. À toutes les stations de prélèvement, cinq échantillons répétés ont été prélevés au moyen d'un petit grappin Eckman pour analyse de la structure benthique (Arenicola Marine, 1995). La réalisation d'essais

Figure 2 Stations de prélèvement des échantillons dans le havre de Belledune



biologiques et d'analyses physicochimiques à chaque station a nécessité le prélèvement de 120 L de sédiments en deux étapes consécutives à l'aide d'un grappin Van Veen.

Même si les données recueillies avant l'échantillonnage indiquaient que les sédiments étaient relativement sableux, les sédiments prélevés aux sites paraissaient fonceés et riches en matière organique. L'efficacité du processus d'échantillonnage s'est avérée passablement constante dans toutes les stations. Un échantillon y était prélevé presque chaque fois, et le grappin était enfoncé en moyenne de 15 à 20 cm. En outre, les sédiments semblaient assez homogènes d'un prélèvement à l'autre.

On a triplé le volume total d'échantillons prélevés par grappin Van Veen dans les stations R (station de référence de Miguasha) et K pour permettre la création de deux taux de contamination supplémentaires. On a donc créé deux stations artificielles (M et P) en mélangeant différentes proportions de sédiments prélevés aux stations R (Miguasha) et K (Belledune). Le type de sédiment de la station P a été obtenu par le mélange de 1/3 de sédiments provenant de Miguasha et de 2/3 de sédiments prélevés au havre de Belledune. Celui de la station M était constitué de 2/3 de sédiments de Miguasha et de 1/3 de sédiments de Belledune. On a d'abord homogénéisé de nouveau les sédiments jusqu'à ce que toute l'eau de porosité, qui était montée à la surface, soit mélangée à nouveau et que les sédiments paraissent homogènes. Ensuite, les sédiments ont été traités pour sous-échantillonnage, comme dans les autres stations. Cette manipulation visait l'obtention de sédiments renfermant des concentrations de métaux qui couvrent toute la gamme des valeurs proposées par Environnement Canada dans les lignes directrices provisoires sur la qualité des sédiments marins. Par exemple, les valeurs du cadmium varient entre 0,6 mg/kg (niveau actuel de dépistage) et 4,21 mg/kg (limite provisoire d'exposition admissible). Les concentrations de cadmium dans les sédiments prélevés pendant l'étude de confirmation de mai s'échelonnaient de 0,6 mg/kg pour la station R (Miguasha) à 4,9 mg/kg pour la station K (Beak Consultant Ltd et Seatech Ltd., 1995). Les concentrations de Cd dans les sédiments de la station P et de la station M ont été estimées à 2,032 mg/kg et à 4,470 mg/kg respectivement.

Les procédures d'échantillonnage, de manipulation et de transport des sédiments sont basées sur les procédures décrites dans le *Document d'orientation sur le prélèvement et la préparation de sédiments en vue de leur caractérisation physicochimique et d'essais biologiques* (EC, 1995a). La répartition des sous-échantillons est présentée à la figure 3.

2.1.3 Homogénéisation des sédiments et obtention de sous-échantillons

Dans la présente section, le terme « échantillon » sera utilisé pour désigner la portion de sédiment prélevée jusqu'à la fin du processus d'homogénéisation, et le terme « sous-échantillon », pour désigner les portions de sédiments distribuées dans différents contenants. Dans d'autres sections du présent document, le terme « échantillon » sera utilisé pour désigner l'une ou l'autre des deux notions (Beak Consultant Ltd et Seatech Ltd., 1995).

Les sous-échantillons suivants ont été préparés à partir de l'homogénat de chaque station : un sous-échantillon de 500 mL à 1 L, placé dans un pot Mason avec revêtement d'opercule rincé à

l'acétone, pour analyses de BPC et de HAP; un sous-échantillon de 20 L déposé dans un seau de 20 L (tous les seaux étaient revêtus de plastique) pour l'essai de bioaccumulation; deux sous-échantillons de 4 L transférés dans des seaux distincts pour l'essai sur les polychètes; et un échantillon de 150 mL placé dans un Whirl-pak^{MD} puis archivé. Un autre récipient ambré de 100 mL a été rempli de sédiments en vue d'analyses révélant le taux de fluorure (Beak Consultant Ltd et Seatech Ltd., 1995).

Les homogénats qui restent ont été divisés en trois parts égales. Chaque portion (500 mL à 1 L) a été transférée dans un pot Mason pour subir des analyses sur les métaux, le carbone organique total (COT) et la granulométrie. Un récipient ambré de 100 mL a été rempli d'environ 150 g de sédiments pour une analyse sur le sulfure d'acide volatil (SAV).

Tous les numéros ont été attribués à l'aide d'une table de numéros aléatoires, après quoi les échantillons ont été soumis aux laboratoires en tant qu'échantillons anonymes. Les numéros et les lieux de prélèvement des échantillons correspondants sont présentés au tableau 3.

2.1.4 Traitement, transport et destination des échantillons

Au terme de chaque journée, les sédiments entreposés dans des glacières revêtues de sacs de plastique épais étaient transférés dans des équipements de réfrigération à Bathurst (N.-B.). Les échantillons étaient conservés dans l'obscurité à 4 °C et entreposés de 1 à 4 jours avant d'être livrés dans des camions réfrigérés aux laboratoires d'Environnement Canada à Dartmouth (N.-É.) et à North Vancouver (C.-B.), ainsi qu'à RPC Laboratories, Fredericton (N.-B.), et à Dundas Environmental, Dundas (Ontario) (Tableau 4).

En tout, 20 échantillons ont été prélevés à l'aide d'un grappin Eckman par Arenicola Marine (Dartmouth, N.-É.) à des fins d'analyse de la structure benthique. Arenicola Marine s'est également chargé du tamisage, de la préservation, de l'étiquetage et du transport des échantillons de benthos.

2.1.5 Procédures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité (AQ/CQ)

Les procédures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité (AQ/CQ) pour le travail général effectué sur le terrain, l'échantillonnage de sédiments et leur manipulation sont décrites en détail dans *Development of Interpretative Guidance for Biological Testing Using Chemical Gradient Studies. Final Study Design* (Beak, 1996b). Les mesureurs de champs ont été calibrés d'après les procédures d'AQ/CQ présentées dans *Belledune Harbour Sediment Sampling Field Report* (Beak Consultant Ltd et Seatech Ltd., 1995).

2.2 Bioessais

2.2.1 Préparation des essais et des échantillons

Laboratoire de la côte Est. Les échantillons ont été reçus au Laboratoire de la qualité de l'environnement d'Environnement Canada (LQE) à Dartmouth, Nouvelle-Écosse, le 4 juillet

1995. La température des sédiments a été prise dès leur réception, et les échantillons ont été entreposés dans une glacière à 4 °C jusqu'à leur utilisation dans les bioessais. La température des échantillons à leur arrivée variait entre 6,5 et 9 °C dans les seaux de 20 L, et celle des sédiments placés dans les seaux de 4 L se situait entre 10,5 et 13 °C.

Laboratoire de la côte Ouest. Les échantillons ont été acheminés par camion réfrigéré au Laboratoire de toxicité aquatique, région du Pacifique et du Yukon, d'Environnement Canada, situé au Pacific Environmental Science Centre (PESC). À leur arrivée le 11 juillet 1995, les échantillons étaient partiellement gelés (température variant entre -3 et 2 °C; température moyenne : -2 °C). Il a toutefois été décidé de procéder aux essais. Les sous-échantillons de sédiments prélevés aux stations H et R ont été archivés. Tous les échantillons de sédiments ont été entreposés dans l'obscurité à 4 °C jusqu'au début des essais.

Préparation des échantillons aux deux laboratoires. Les seaux d'échantillons ont été retirés de la glacière avant le début des essais, pour ensuite être homogénéisés à fond. Un sous-échantillon de taille acceptable a été prélevé pour des besoins d'analyse, après quoi le seau d'échantillons a été replacé dans la glacière jusqu'à l'essai suivant.

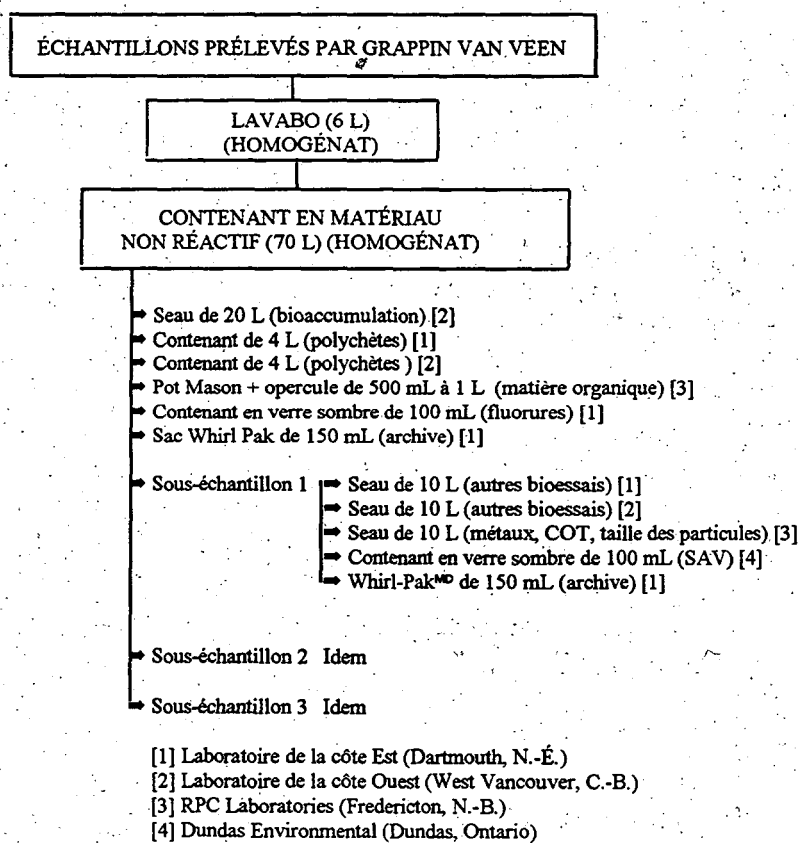


Figure 3 Répartition des sous-échantillons - Étude sur le terrain au havre de Belledune, juin 1995

Tableau 3 Numéros attribués aux échantillons prélevés au havre de Belledune
 Les numéros entre parenthèses désignent les numéros de station qui apparaissent sur les feuilles de données sur le terrain (Beak Consultants Ltd. et Seatech Ltd., 1995a)

Station	COT, polychètes, fluorures, archives	Bioaccumulation	Sous-échantillon 1	Sous-échantillon 2	Sous-échantillon 3
			(SAV, métaux, COT et taille des particules, archives et autres bioessais)		
F (1) *	23	57	72	-	-
F (3)	48	17	34	11	30
H (4)	86	74	77	33	95
K	20	50	46	71	64
R (2)	67	21	79	83	12
M (5)	40	35	9	27	61
P (6)	10	78	41	39	29

* Les sédiments de la station F (1), auxquels on a attribué des numéros d'échantillon aléatoires, n'ont pas été prélevés. Cependant, des renseignements descriptifs ont été recueillis (Beak Consultants Lt. et Seatech Ltd., 1995a).

2.2.2 Essais de létalité aiguë - Toxicité chez les amphipodes

Le LQE, à Dartmouth, a effectué des essais sur l'amphipode endobenthique marin *Amphiporeia virginiana*. Les individus ont été cueillis par le personnel d'Environnement Canada à Martinique Beach le 29 juin 1995, puis envoyés le même jour au LQE, à Dartmouth, à une température de 15 °C. Ils ont été acclimatés lentement à 10 °C $\pm$ 2 °C avant d'être utilisés le 7 juillet 1995. Les essais ont eu lieu du 7 au 17 juillet 1995.

Le PESC d'EC a réalisé des essais sur trois autres espèces d'amphipodes endobenthiques : *Eohaustorius washingtonianus*, *Eohaustorius estuarius* et *Rhepoxynius abronius*. *E. washingtonianus* a été récolté les 9 et 10 juillet 1995 par Biologica Environmental Services (Victoria, C.-B.) dans l'Esquimalt Lagoon (Victoria, C.-B.), *E. estuarius* le 17 juillet 1995 par Northwestern Aquatic Sciences (Newport, Oregon) dans le Beaver Creek (Oregon), et *R. abronius* le 24 juillet 1995 par Environment Resolution Services (Vancouver, C.-B.) dans Whidbey Island (Washington). Avant le début de l'essai, tous les amphipodes ont été acclimatés à une température de 15 °C $\pm$ 1 °C et à une salinité de 28 ‰. Les bioessais sur les sédiments contenant des amphipodes ont débuté moins de 10 jours après la récolte de chaque espèce. Des essais statiques de 10 jours sur la survie des amphipodes ont été effectués sur les amphipodes *E. washingtonianus* du 14 au 24 juillet, *E. estuarius* du 21 au 31 juillet et *R. abronius* du 29 juillet au 8 août 1995.

Tableau 4

Correspondance entre les numéros d'échantillons anonymes, les stations des échantillons, la destination des échantillons et l'analyse à effectuer (POL- essais sur les polychètes, BIOES- autres bioessais, BIOACC- essais de bioaccumulation, SAV- sulfures d'acide volatil, ORG- matière organique, M/COT/TP- métaux/ carbone organique total/ taille des particules) (Beak Consultants Ltd. et Seatech Ltd., 1995).

Échantillon	Station	Destination					
		Atlantique	Atlantique	Atlantique	Pacifique	Dundas	RPC
20	K	archive	fluorures	POL	POL		ORG
50	K				BIOACC		
46	K	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
71	K	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
64	K	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
67	R	archive	fluorures	POL	POL		ORG
21	R				BIOACC		
79	R	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
83	R	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
12	R	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
48	F	archive	fluorures	POL	POL		ORG
17	F				BIOACC		
34	F	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
11	F	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
30	F	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
86	H	archive	fluorures	POL	POL		ORG
74	H				BIOACC		
77	H	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
33	H	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
95	H	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
40	M	archive	fluorures	POL	POL		ORG
35	M				BIOACC		
8	M	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
27	M	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
61	M	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
10	P	archive	fluorures	POL	POL		ORG
78	P				BIOACC		
41	P	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
39	P	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP
29	P	archive		BIOES	BIOES	SAV	M/COT/TP

Les procédures d'essai adoptées sont décrites dans Environnement Canada, 1992a. Les procédures particulières sont décrites dans Doe et coll., 1996, et Lee, 1995. Le pourcentage moyen de survie des amphipodes dans tous les sous-échantillons de sédiments témoins a été

comparé à leur pourcentage moyen de survie dans chacun des groupes de sédiments analysés (Doe et coll., 1996; Lee, 1995).

Un essai de référence de 96 heures vérifiant la présence de substances toxiques a été effectué à l'aide de chlorure de cadmium (CdCl) sur chaque groupe d'amphipodes à l'étude, après quoi on a calculé la CL_{50} dans chaque essai pour déterminer la sensibilité relative de chaque groupe d'amphipodes utilisé (Doe et coll., 1996; Lee, 1995).

2.2.3 Essais de survie et de croissance des polychètes

Le LQE, à Dartmouth, a effectué des essais sur de jeunes vers polychètes vivant dans des cultures de *Polydora cornuta* prélevées à l'origine à Conrad's Beach (N.-É.) et cultivées en laboratoire depuis plusieurs générations (11 mois) à $20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$. On a utilisé, pour les besoins de l'essai, de jeunes individus âgés de 2 à 3 semaines.

Le PESCE d'EC a testé une espèce de la famille des Spionidae, *Boccardia proboscidea*. Les cultures de *B. proboscidea* avaient été prélevées à l'origine à Witty's Beach (Victoria, C.-B.) pour être ensuite cultivées en laboratoire par le PESCE. Les cultures de cette espèce en laboratoire avaient été maintenues pendant plus de sept mois avant le début de l'étude. Des jeunes âgés d'environ 14 jours (12 à 16 jours) et constitués de 15 à 23 soies en longueur ont été utilisés pour l'essai.

Les essais ont été menés en conformité avec Environnement Canada (1995b). Les procédures particulières sont décrites dans Doe et coll., 1996, et Lee, 1995. Six sous-échantillons ont été préparés pour chaque échantillon de sédiment à l'étude, et un sous-échantillon ne contenant aucun animal d'essai a servi à la surveillance quotidienne de la qualité de l'eau (température, oxygène dissous, pH et salinité). Un essai de référence de 96 heures vérifiant la présence de substances toxiques à l'aide de chlorure de cadmium a été effectué simultanément pour chacun des essais sur les sédiments (Doe et coll., 1996; Lee, 1995).

Le taux moyen de survie des polychètes dans tous les sous-échantillons de sédiments témoins a été comparé à leur taux moyen de survie dans chaque échantillon de sédiment d'essai (Doe et coll., 1996; Lee, 1995). Les poids moyens des survivants pour les cinq sous-échantillons de chaque traitement ont été comparés aux poids moyens des vers témoins, comme facteur déterminant de la croissance (Doe et coll., 1996; Lee, 1995).

2.2.4 Essais sur la fécondation chez les oursins

Les oursins blancs (*Lytechinus pictus*) testés pendant l'étude provenaient du stock du LQE, à Dartmouth, envoyé en 1992 et en 1994 par Marinus Inc., de Long Beach (Californie). La détention et les essais ont eu lieu au LQE, à Dartmouth. Les oursins étaient maintenus dans des aquariums de verre remplis d'eau de mer à $12\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ présentant une salinité de $31 \pm 2\text{ }^{\circ}\text{‰}$. L'eau était renouvelée au moins une fois par semaine ou plus si nécessaire. Une photopériode de 16 h d'éclairage et de 8 h d'obscurité a été maintenue pendant les périodes de détention et d'essais. Les individus ont été soumis à ces conditions pendant au moins deux semaines avant le

début des essais et nourris de laitue romaine, comme nécessaire. Les individus morts ou moribonds ont été retirés, mais aucune mortalité n'est survenue pendant les deux semaines qui ont précédé l'essai. Celui-ci a eu lieu le 12 juillet 1995 (Doe et coll., 1996).

Les oursins violets (*Strongylocentrotus purpuratus*) ont été récoltés par Marinus Inc., de Long Beach (Californie), transportés par avion au LQE, à Dartmouth, et reçus le 12 juillet 1995 à une température de 10,5 °C. À la suite d'une demande spéciale, les individus ont été transportés dans l'eau, plutôt que dans des essuie-tout humides, comme c'est habituellement le cas avec cette espèce, et sont arrivés en excellent état. Les oursins ont été maintenus dans des aquariums de verre à 11 ± 2 °C jusqu'à leur utilisation, le 19 juillet 1995, et nourris de *Fucus vesiculosus* (algue brune) et de laitue romaine, comme nécessaire. L'eau était renouvelée au moins tous les deux jours (habituellement tous les jours). Quelques-uns des bassins ont été le lieu de fraie, et seulement quatre des 66 individus sont morts en détention (Doe et coll., 1996).

Des oursins plats (*Dendraster excentricus*) ont été récoltés par Val Macdonald, de Biologica Environmental Services, dans la baie Patricia, Inlet Saanich (C.-B.) et envoyés par avion au LQE de Dartmouth (N.-É.). Les individus ont été transportés dans des bacs en plastique contenant de l'eau et des sédiments, reçus le 28 juin 1995 à une température de 17,5 °C, graduellement acclimatés à 15 ± 2 °C et maintenus à cette température jusqu'au 25 juillet 1995. On les a nourris d'un mélange d'épinards, de *Fucus vesiculosus* (algue brune), d'*Enteromorpha* (algue verte) et de Tetramarin (nourriture pour poissons) accompagné de cellules vivantes de *Dunaliella tertiolecta*. Les individus ont été conservés dans un aquarium de verre contenant de l'eau de mer et revêtu d'une couche de 5 cm de sédiments provenant de la baie Patricia. L'eau était généralement renouvelée toutes les semaines, et aucune mortalité n'est survenue pendant la période de détention.

Méthodes d'essais. Chaque échantillon de sédiment a été centrifugé à 2 500 tours par minute pendant 15 minutes de façon à extraire assez d'eau de porosité pour mesurer les paramètres initiaux ainsi que quatre sous-échantillons constitués entièrement d'eau de porosité, et ensuite tester chaque dilution de l'eau de porosité. Quatre sous-échantillons de l'échantillon témoin (0,8 µm d'eau de mer filtrée du bassin Bedford) ont également été testés en parallèle avec l'échantillon d'eau de porosité de chaque échantillon de sédiment. La salinité de l'eau de porosité provenant des sédiments artificiellement traités variait entre 27 et 30 ‰. En conformité avec Environnement Canada (1992c), aucun ajustement de la salinité n'a été nécessaire. On a préparé des concentrations d'essai pour ensuite leur laisser atteindre la température d'essai avant que les individus fraient. La température, l'oxygène dissous, le pH et la salinité ont été mesurés au début de l'essai. Si l'oxygène dissous présentait un taux de saturation inférieur à 40 % ou supérieur à 100 %, la solution était légèrement préaérée pendant 20 minutes ou moins (Doe et coll., 1996).

Les essais ont été effectués en conformité avec Environnement Canada (1992c) [voir Doe et coll., (1996) pour les procédures particulières], le 12 juillet 1995 (*L. Pictus*), le 19 juillet 1995 (*S. Purpuratus*) et le 25 juillet 1995 (*D. Excentricus*).

Le résultat biologique de l'essai était l'effet néfaste sur le taux de fécondation dans les sédiments traités comparativement aux sédiments témoins. Sur le plan statistique, un taux de fécondation inférieur de 25 % (Sigma Stat Ver.1, 1994) au taux de fécondation témoin était jugé concluant sur le plan biologique.

Un essai sur les substances toxiques de référence a été réalisé en parallèle avec les essais sur la toxicité de l'eau de porosité par le sulfate de cuivre. Les CI_{50} ont été calculées à l'aide de la méthode de l'interpolation linéaire ou de l'ICPIN (Norberg-King, 1993).

2.2.5 Essais de réduction de la photoluminescence des bactéries dans l'eau de porosité et en phase solide

La toxicité des sédiments entiers et de l'eau de porosité des sédiments contenant la bactérie marine *Vibrio fischeri* (*Photobacterium phosphoreum*) a été évaluée à l'aide du système Microtox^{MD}.

Ce système mesure la diminution de luminescence des bactéries en réaction à une substance toxique. Les essais ont été menés selon Microbics Corporation (1992; 1995a) et Environnement Canada (1992b), à moins d'avis contraire.

L'eau de porosité présente dans des parties aliquotes de 50 g de chaque sédiment a été extraite par centrifugation à basse vitesse (2 500 tours par minute pendant 15 minutes). Cette eau de porosité a été entièrement testée sur-le-champ à l'aide du protocole d'essai Microtox^{MD} (Microbics Corporation, 1992). Il s'agit d'un essai à concentrations multiples utilisant de l'eau de porosité nature, qui subit trois dilutions (50 %) en série. De l'eau de mer filtrée (0,45 μ m) a servi de diluant et aussi de témoin. Les essais en phase solide ont été effectués à l'aide d'un sous-échantillon distinct de sédiments contenant de l'eau de porosité. On a bien mélangé de nouveau les sédiments pour assurer leur homogénéité avant l'utilisation. Dans chaque essai en phase solide, on a utilisé douze échantillons dilués et trois échantillons témoins. Les résultats ont été corrigés de façon à tenir compte de l'humidité des sédiments. Le protocole de correction des couleurs Microtox^{MD} (Microbics Corporation, 1995b) était exécuté au besoin.

Moins d'un mois avant les essais, des essais sur les substances toxiques de référence ont été réalisés à l'aide de sulfate de zinc sur l'ensemble des réactifs utilisés dans ces essais.

2.2.6 Essai de bioaccumulation chez *Macoma balthica*

Un essai de bioaccumulation de 28 jours a été mené chez *Macoma balthica*. Des individus de cette espèce ont été récoltés au Roberts Bank, Tsawwassen (C.-B.), le 28 juin et les 11, 12 et 13 juillet 1995, par le personnel d'Environnement Canada et du ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique. Les macomas ont été conservées à 15 °C dans des sédiments témoins prélevés sur le site. L'eau de mer était renouvelée en continu à l'aide d'un système conçu à cet effet. La salinité de l'eau de mer se situait à 28 ± 2 ‰.

Dés essais de bioaccumulation ont été effectués sur des échantillons de sédiments prélevés aux stations F, R et K, du 19 juillet au 16 août 1995. Les méthodologies employées figurent dans USEPA (1993), et les procédures particulières sont décrites dans Lee (1995). Les macromacromas ont par la suite été récoltées, gelées, puis transportées sur de la glace carbonique au RPC pour analyse des tissus.

2.3 *Données sur les macro-invertébrés benthiques*

Arenicola Marine a prélevé des échantillons de benthos à l'aide d'un grappin Eckman de 225 cm². Le contenu du grappin a ensuite été tamisé à l'aide d'un tamis à mailles de 0,5 mm. La matière retenue a été préservée dans une solution de formol tamponné de 5 à 10 %, puis entreposée dans des pots de verre étiquetés pour classification et identification ultérieures en laboratoire. L'étude sur les macro-invertébrés benthiques nécessitait le prélèvement de cinq sous-échantillons dans quatre sites, les stations H, F, K et R (ouest en est). En tout, 22 espèces ont été prélevées, dont 15 étaient des annélides.

À l'aide d'un microscope binoculaire de grossissement x 10 ou x 20, les macro-invertébrés étaient classifiés, récupérés et préservés dans de l'alcool éthylique à 70 %. Les organismes étaient identifiés jusqu'au niveau de l'espèce (ou le plus précisément possible) au moyen des références taxonomiques standard, pour être ensuite énumérés (Arenicola Marine, 1995).

Après leur identification, on a déterminé la biomasse fraîche en plaçant ensemble tous les individus présents dans chaque sous-échantillon sur un coussinet de papier essuie-tout, où ils ont séché. Les échantillons ont été placés dans un appareil de pesée précis au 0,01 mg près et exact au 0,1 mg près (Arenicola Marine, 1995).

2.4 *Données physiques*

Au LQE de Dartmouth, les échantillons de sédiments ont été homogénéisés à fond puis divisés pour des essais sur le sulfure, l'oxydoréduction (redox) et l'ammoniac, à l'aide d'une électrode de sélection ionique, d'après les directives du fabricant et les conseils du D^r B. Hargrave (P&O, région de Nouvelle-Écosse-Fundy). Ces analyses ont été menées en trois échantillons. Les résultats sont exprimés en µg/g de sédiment à l'état sec; à l'exception du potentiel d'oxydoréduction, inscrit en millivolts (mV). D'autres sous-échantillons de ces sédiments ont été centrifugés à 2 400 tours par minute pendant 15 minutes. Pour des besoins pratiques, l'eau de porosité a été décantée et analysée le plus rapidement possible pour les mêmes paramètres (Doe et coll., 1996).

RPC Laboratories, de Fredericton (N.-B.), a effectué les analyses suivantes : carbone organique total (COT) par combustion de type LECO - IR et granulométrie par tamisage et par méthode de la pipette (RPC, 1995).

2.5 *Données chimiques*

2.5.1 *Sédiments entiers*

RPC Laboratories a également fourni une analyse chimique comme suit :

- analyse de sédiments entiers par spectrométrie de masse avec plasma induit par haute fréquence (SM/PIHF); 30 éléments analysés;
- analyse de mercure par adsorption atomique à la vapeur froide;
- analyse de HAP alkylés par extraction au soxhlet et par couplage CG-SM;
- analyse de BPC totaux par extraction au soxhlet et par CPG-DCE.

Puisque la contamination des matières organiques s'est avérée négligeable, les données ne sont pas présentées graphiquement (RPC, 1995).

2.5.2 *Données sur l'eau de porosité*

Le LQE (Dartmouth) a extrait par centrifugation l'eau de porosité de chaque sédiment à 2 500 tours par minute pendant 15 minutes, afin de produire suffisamment d'eau de porosité pour l'essai sur les oursins (section 2.2.4) et pour l'analyse des métaux dissous. L'eau de porosité a été filtrée au moyen d'un filtre à seringue, conformément aux directives de RPC. Ces échantillons ont ensuite été acheminés au RPC pour analyse des métaux.

RPC Laboratories a balayé les échantillons d'eau de porosité (envoyés par le LQE-Dartmouth) pour déceler la présence de métaux. L'eau de porosité a été diluée par 10 à l'aide d'eau désionisée, puis analysée directement par SM/PIHF. Trente éléments ont été analysés. Il est reconnu que cette procédure ne génère pas de résultats analytiques entrant dans la gamme « habituelle » pour plus qu'un nombre restreint d'éléments dans les échantillons d'eau de mer. Par conséquent, étant donné les limites imposées par la disponibilité des échantillons et l'intérêt d'obtenir une série complète d'éléments, la SM/PIHF directe représentait l'unique option. Les QMD sont estimées en fonction de la réaction de l'instrument, des interférences connues et de la dérive de la ligne de base (causée par la matrice de salinité élevée) (RPC, 1995). Le mercure a été analysé par adsorption atomique à vapeur froide (RPC, 1995).

Les échantillons devaient également servir à l'analyse de la matière organique. Cependant, puisqu'on ne trouvait aucune trace détectable de HAP ou de BPC dans les échantillons de sédiments entiers et que seuls de faibles volumes d'eau de porosité étaient disponibles, aucune analyse n'a été réalisée.

2.5.3 *Données sur les métaux extraits simultanément/sulfures d'acide volatil (MES/SAV)*

Dundas Environmental a analysé des échantillons d'après les procédures d'Allen et coll. (1993) pour déceler la présence de sulfures d'acide volatil (SAV). RPC Laboratories a analysé par SM/PIHF les métaux extraits simultanément (MES).

3 Résultats des bioessais et de la bioaccumulation

Les données initiales obtenues dans le cadre de cette étude sont présentées dans plusieurs rapports inédits (Doe et coll., 1996; Lee, 1995; Beak Consultants Ltd. et Seatech Ltd., 1995; Arenicola Marine, 1995; RPC 1995; Dundas Environmental Services, 1995). Les données ont été reproduites sous forme de tableau à l'annexe 2. Les données extraites sont présentées ci-après sous forme graphique dans des tracés en boîte et des diagrammes à barres.

Le tracé en boîte est une méthode graphique servant à évaluer la répartition d'un ensemble de données. La boîte du centre représente la moitié médiane des données, et les parties figurant au-dessus et en dessous des boîtes en expriment les 25^e et 75^e centiles respectivement. La ligne épaisse du centre correspond à la médiane, et les pointillés font 1,5 fois l'écart interquartile. Les points à l'extérieur des crochets peuvent être considérés comme des cas particuliers. La disposition côte à côte des tracés en boîte peut servir à comparer visuellement les moyennes et à vérifier l'homogénéité de la variance. La lecture des tracés individuels peut permettre de déceler des données mal saisies ou l'asymétrie des données.

3.1 Manipulation des données

Les diverses données présentées ont fait l'objet de certaines manipulations :

- Les noms des stations ont été établis consécutivement à la p. 10 de Beak Consultants Ltd. et Seatech Ltd., 1995.
- Certains numéros d'échantillons de sédiments correspondent aux échantillons prélevés pour des besoins d'archive et d'essais sur le COT, les polychètes et le fluorure; on leur a attribué le numéro de sous-échantillon « 0 ».
- Les écarts types sont omis, car ces données simples représentent des sous-échantillons; très peu d'autres variables ont été mesurées à ce niveau.
- Dans certains cas, des échantillons de la station B ont été soumis à des fins d'analyse. Ils font l'objet d'une discussion dans le texte; cependant, les résultats ne sont pas présentés sous forme graphique, car aucune autre donnée concernant ce site n'est disponible.
- Le tracé en boîte et le diagramme à barres ont été choisis pour la présentation des données analytiques de l'ensemble des stations. Les stations sont disposées le long du gradient chimique.

3.2 Essais de létalité

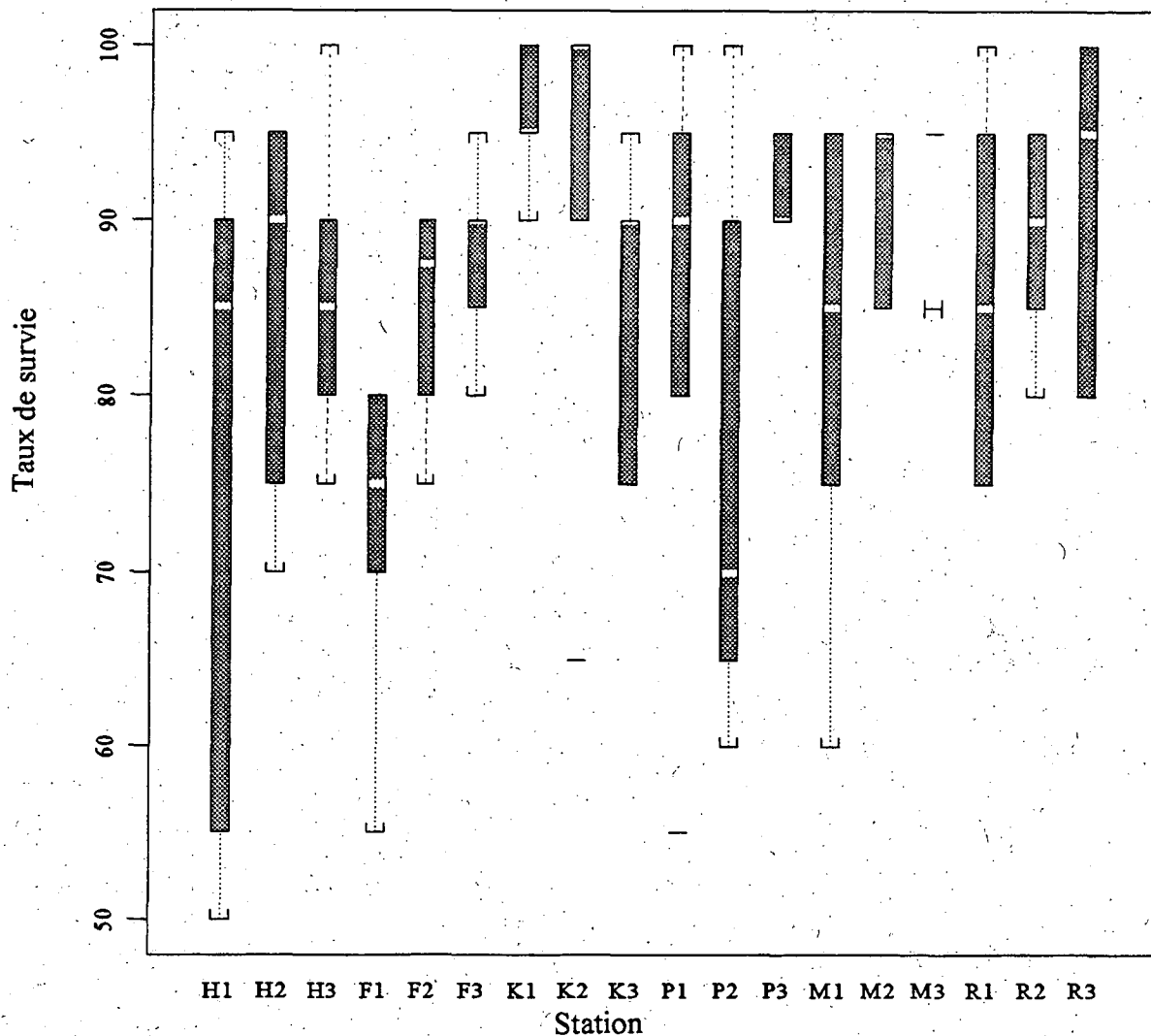
3.2.1 Amphipodes de la côte Est

Le taux de survie des amphipodes dans tous les sédiments d'essai était relativement élevé, variant

de 74 à 100 % (annexe 2, tableau A2-1). Bien qu'aucun de ces échantillons individuels ou stations n'ait échoué selon les critères provisoires de réussite/échec d'Environnement Canada (Doe et coll., 1996), il semble se dégager une tendance voulant que le taux de survie augmente le long du gradient, tel que le montre la figure 4. Il est à noter que le taux de survie le long du gradient montre une variabilité décroissante. L'essai sur les substances toxiques de référence se situe dans les limites critiques d'essais antérieurs pour ce qui est de cette espèce, avec une CL_{50} après 96 h de 1,47 mg/L de Cd^{++} (Doe et coll., 1996, annexe 2, tableau A2-5).

3.2.2 Espèces de la côte Ouest

Le taux de survie de *E. estuarius* allait de 97 à 100 %, celui de *E. washingtonianus* variait entre 76 et 97 %, et celui de *R. abronius* de 75 à 91 % (annexe 2, tableaux A2-2, A2-3, A2-4). Aucune



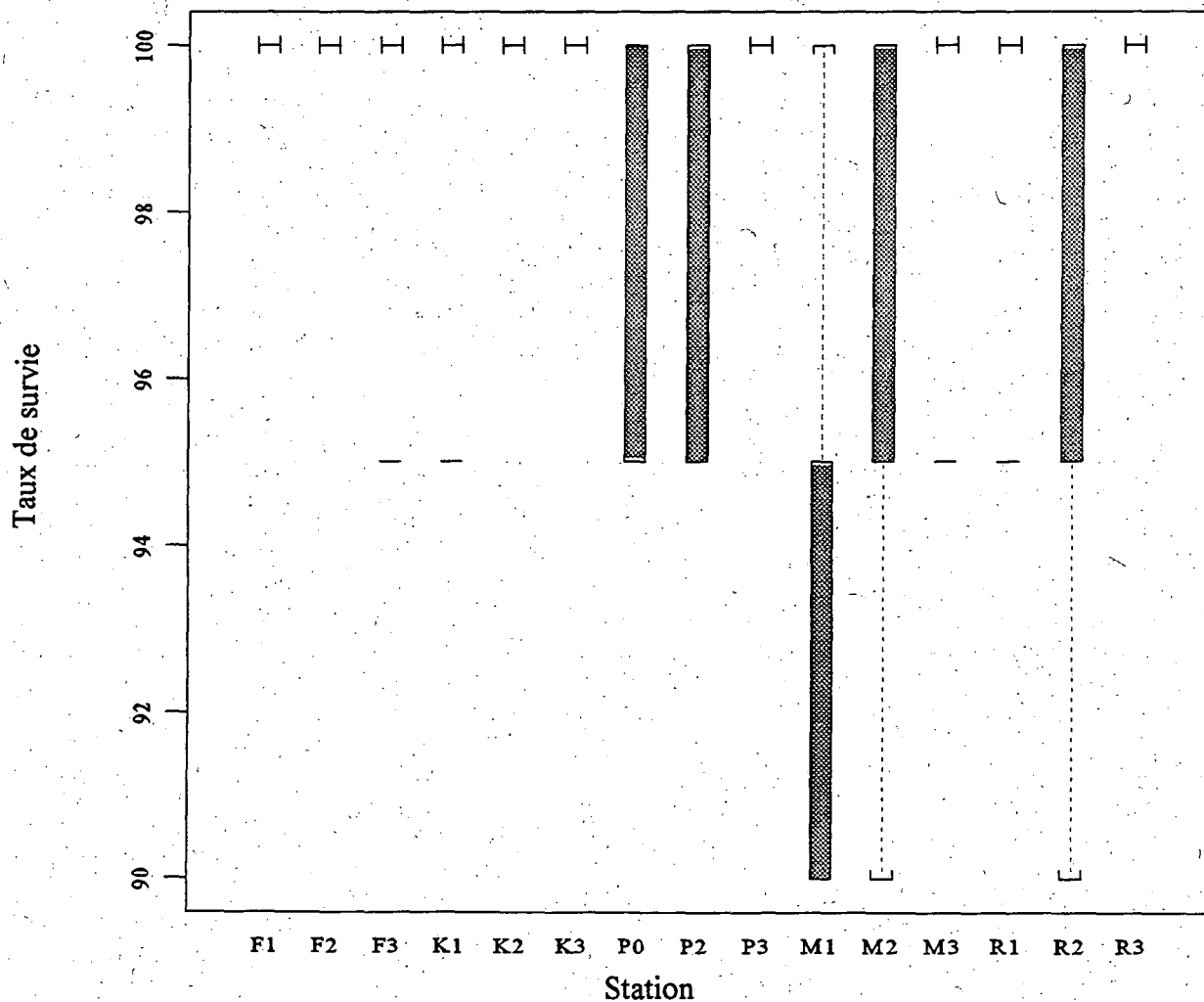
La largeur des boîtes est proportionnelle à la taille de l'échantillon

Figure 4 Tracé en boîte d'*Amphiporeia virginiana*

des stations n'a échoué d'après les critères provisoires de réussite/échec. L'essai sur les substances toxiques de référence se situait dans les limites critiques d'essais antérieurs, avec 0,145 mg/L (CL_{50} de Cd^{++}) pour *E. washingtonianus*, 1,13 mg/L pour *R. abronius*, et 1,61 mg/L pour *E. estuarius*. Puisque cette dernière espèce n'avait pas été utilisée récemment par le laboratoire, aucune donnée antérieure sur les substances toxiques de référence n'était disponible (Lee, 1995, annexe 2, tableau A2-5).

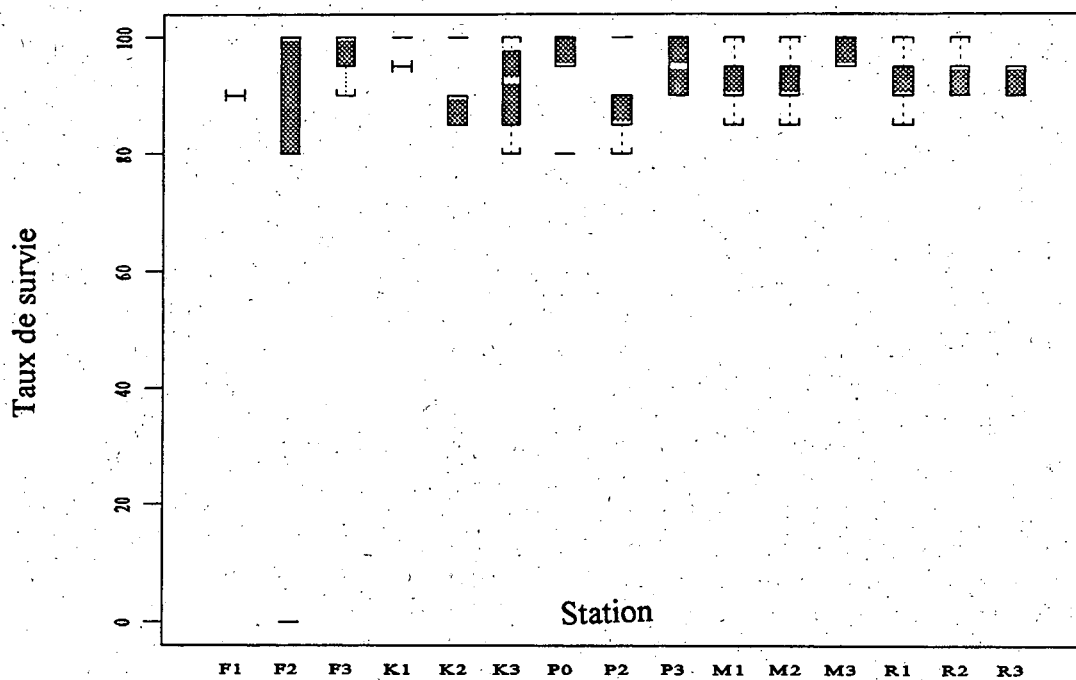
Manipulation des données

- Station 78 étiquetée « P0 » dans les graphiques



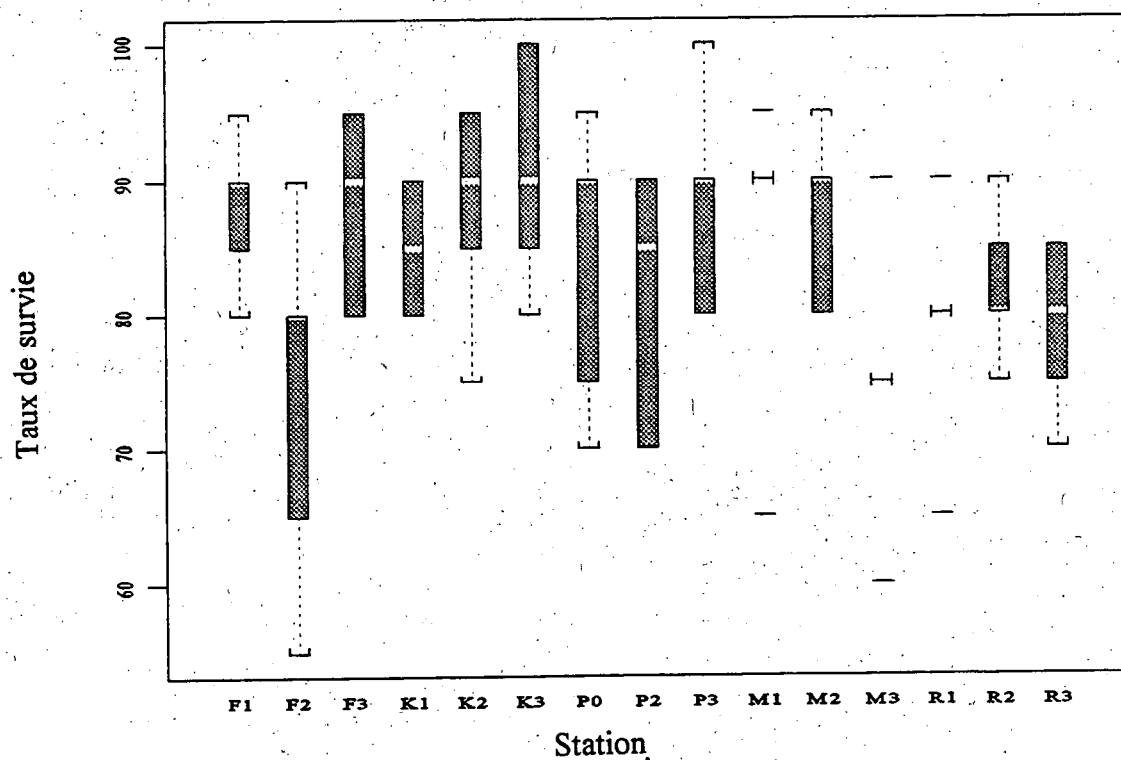
La largeur des boîtes est proportionnelle à la taille de l'échantillon

Figure 5 Tracé en boîte d'*Eohaustorius estuarius*



La largeur des boîtes est proportionnelle à la taille de l'échantillon

Figure 6 Tracé en boîte d'*Eohaustorius washingtonianus*



La largeur des boîtes est proportionnelle à la taille de l'échantillon

Figure 7 Tracé en boîte de *Rhepoxynius abronius*

3.3 Essais de survie et de croissance des polychètes

3.3.1 *Polydora cornuta*

Les sédiments témoins ont engendré un taux de survie de 100 % après 14 jours, tandis que le sédiment de référence a donné lieu à un taux de survie de 72 % (annexe 2, tableau A2-6). Tous les sédiments du havre ont entraîné un taux de survie supérieur à celui du sédiment de référence.

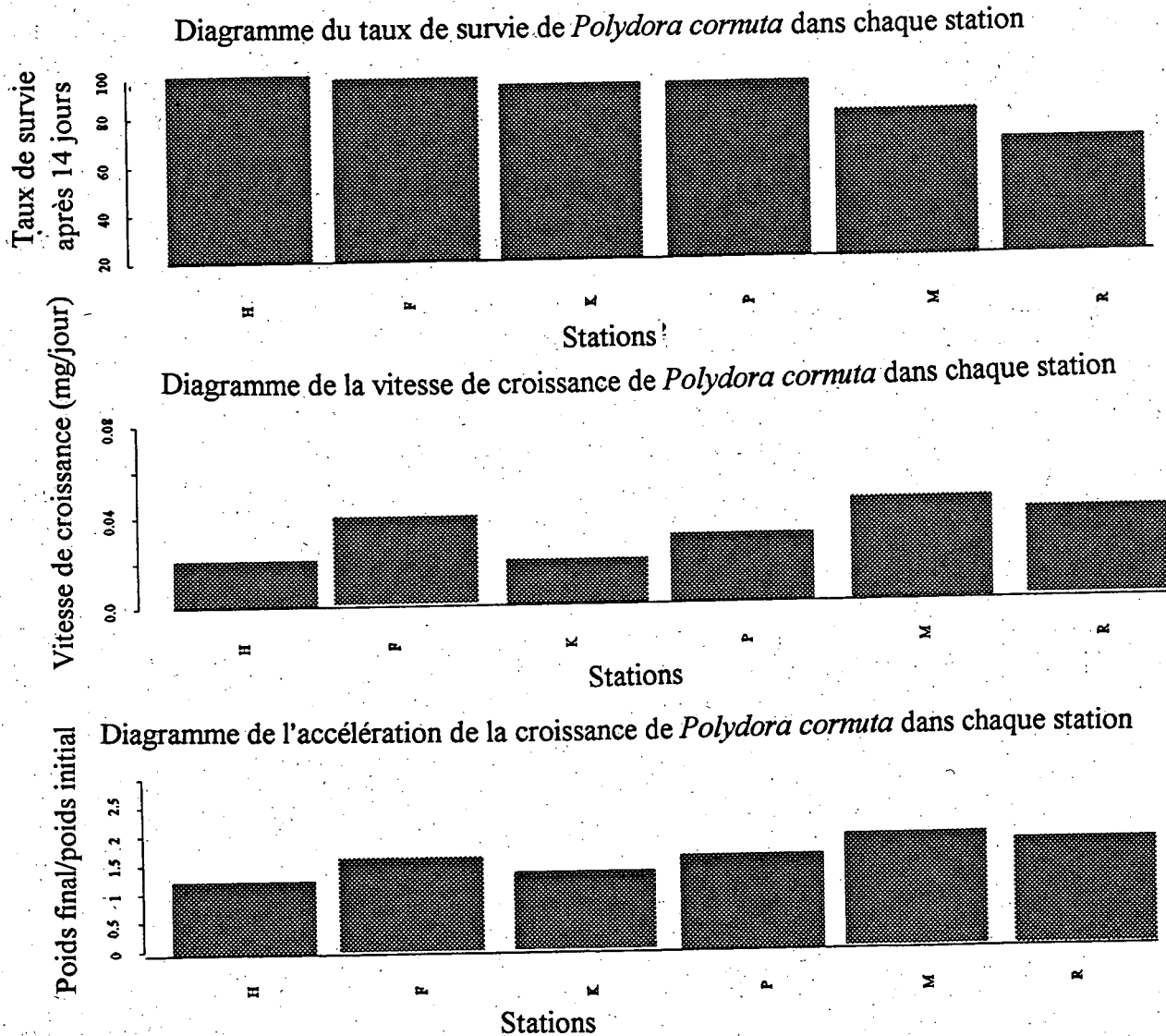


Figure 8 Diagrammes à barres de *Polydora cornuta*

Le poids moyen initial des vers à l'état sec et leur poids à l'état sec au terme des essais, bien que très variables, ne présentaient aucune différence significative. Aucun effet sur la croissance n'a pu être décelé.

On peut remarquer à la figure 8 une tendance à la baisse (test $t p \leq 0,05$) du taux de survie le long du gradient, ce qui peut faire contraste avec une augmentation de poids le long du gradient, laissant peut-être supposer que les organismes qui ont survécu étaient plus gros ou disposaient de plus de nourriture. Selon Doe et coll. (1996), les sédiments du havre ne sont pas à l'origine du taux de mortalité ou des effets sur la croissance. L'essai sur les substances toxiques de référence a révélé la présence de 11,9 mg/L et de 5,2 mg/L de Cd^{++} (annexe 2, tableau A2-8). Les données antérieures générées dans ce laboratoire avec cette espèce sont similaires à celles que l'on a obtenues dans cette étude, et les intervalles de confiance dépassent celles de la présente étude.

3.3.2 *Boccardia proboscidea*

L'essai sur les substances toxiques de référence a révélé la présence d'une CL_{50} de 3,2 mg/L de Cd^{++} (annexe 2, tableau A2-9). Le taux de survie le plus bas a été observé à la station de référence, comme l'indique la figure 9. Cette observation laisse supposer que *Boccardia proboscidea* pourrait être sensible à quelconque constituant des sédiments de cette station. Il est donc difficile de formuler des énoncés concernant la réaction de *Boccardia* et la toxicité relative des autres stations. Les taux de croissance sont assez variables d'une station à l'autre, et aucune tendance évidente n'a été observée le long du gradient (annexe 2, tableau A2-7).

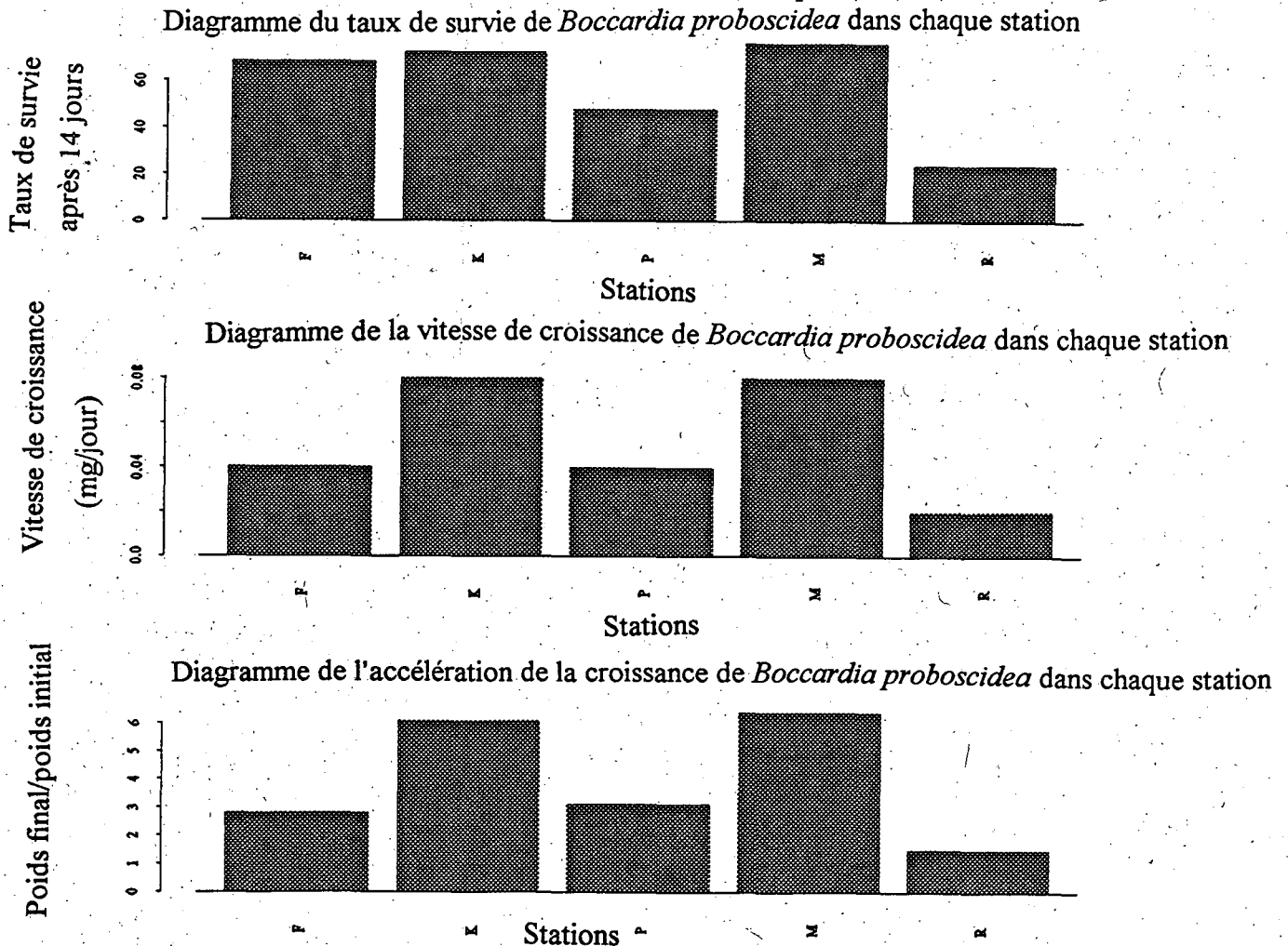


Figure 9 Diagrammes à barres de *Boccardia proboscidea*

3.4 Essais de réduction de la photoluminescence des bactéries dans l'eau de porosité et en phase solide

Comme le montre la figure 10, aucun des indices CI_{50} ne tombait sous la barre des 50 %. Il semble n'y avoir qu'une légère toxicité dans les trois échantillons d'essai. Cependant, tous les échantillons devraient réussir l'essai de toxicité (annexe 2, tableau A2-10). Les indices CI_{50} variaient entre 525 mg/kg (station B - située dans le havre de Belledune, mais ne servant pas de station d'essai dans la présente étude) à 3 170 mg/kg (station K) en phase solide. Les indices les plus bas pour le bioessai Microtox^{MD} sur les sédiments ont été observés à la station F. Un seul échantillon (échantillon B) a échoué selon les critères provisoires de réussite/échec d'Environnement Canada.

L'essai sur les substances toxiques de référence a révélé la présence de 1,68 mg/L de sulfure de zinc (CI_{50} après 15 minutes), résultat se situant dans les limites critiques de cette substance toxique établies au LQE de Dartmouth (0,6 à 3,9 mg/L).

Manipulation des données

- La moyenne des sous-échantillons de la station 30 a été calculée; toutes les corrélations par paire entre les sous-échantillons excédaient 0,999.
- Dans les cas d'inégalités, la plus basse valeur a été utilisée dans la représentation graphique.

3.5 Essai sur la fécondation chez les oursins

3.5.1 *Lytechinus pictus*

Le taux de fécondation moyen chez *L. pictus* à la station de référence (échantillons 12, 79 et 83) était de 66,3 %, tel que le révèle la figure 11 (voir également annexe 2, tableau A2-11). Ce résultat se situe dans les 25 % d'un sédiment de référence propre connu, prélevé à Martinique Beach, en Nouvelle-Écosse (taux de fécondation moyen = 85 %). Par conséquent, la station de référence semble acceptable. Le taux de fécondation moyen dans les autres sédiments était de 14,7 % (K), 43 % (F), 33 % (H), 15 % (M), 8,3 % (P) et 4 % (B, un seul sous-échantillon). Selon les critères provisoires de réussite/échec d'Environnement Canada, les échantillons K, H, F, M, P et B échouent à l'essai sur cette espèce. L'essai sur les substances toxiques de référence révèle une CI_{50} de 38,3 $\mu\text{g/L}$ de Cu^{++} , valeur qui entre dans les limites critiques établies au LQE de Dartmouth pour cette substance toxique (20,4 à 286,4 $\mu\text{g/L}$).

Manipulation des données

- Dans les cas d'inégalités, la plus basse valeur a été utilisée dans la représentation graphique.

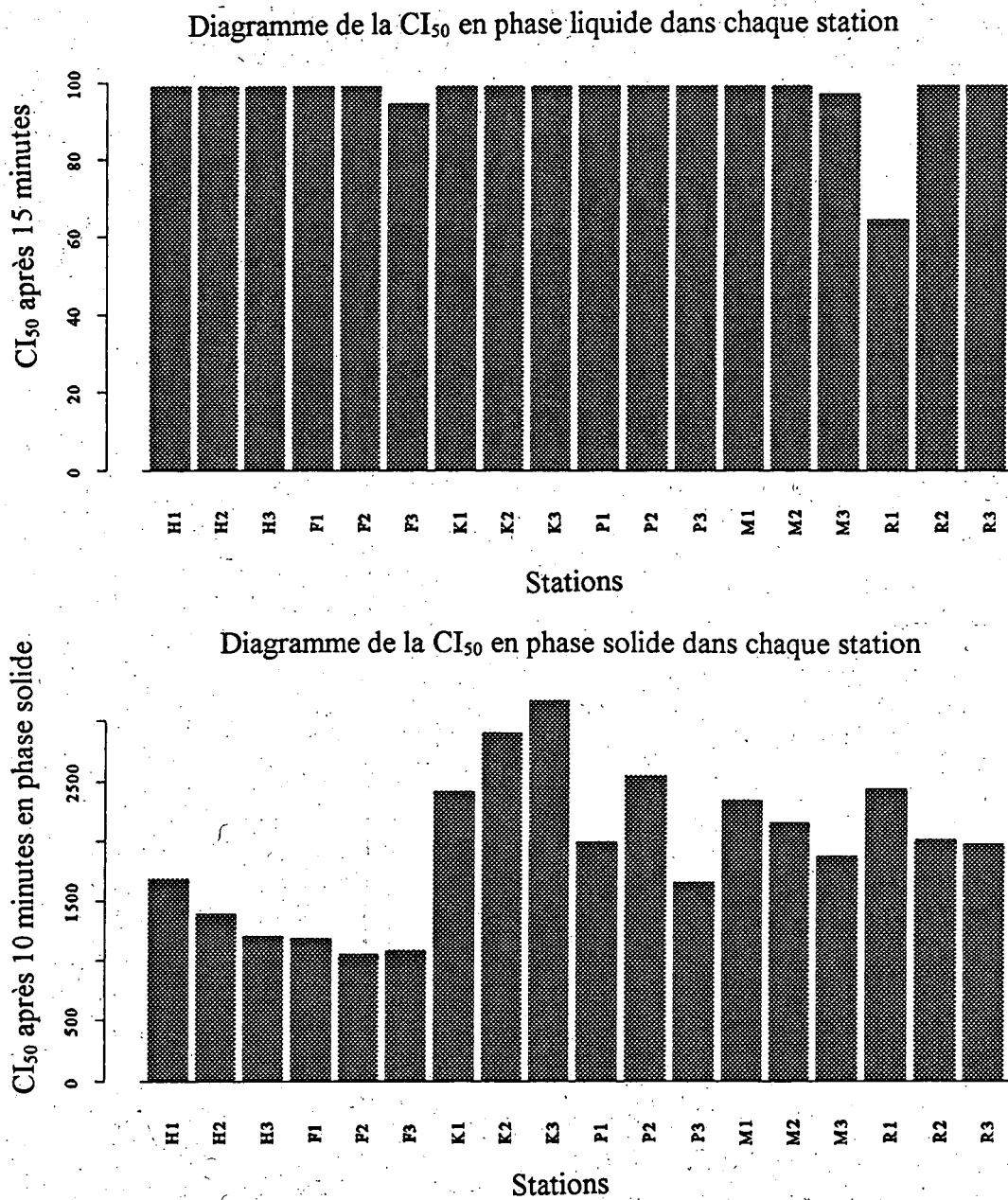


Figure 10 Diagramme à barres de la bactérie photoluminescente :

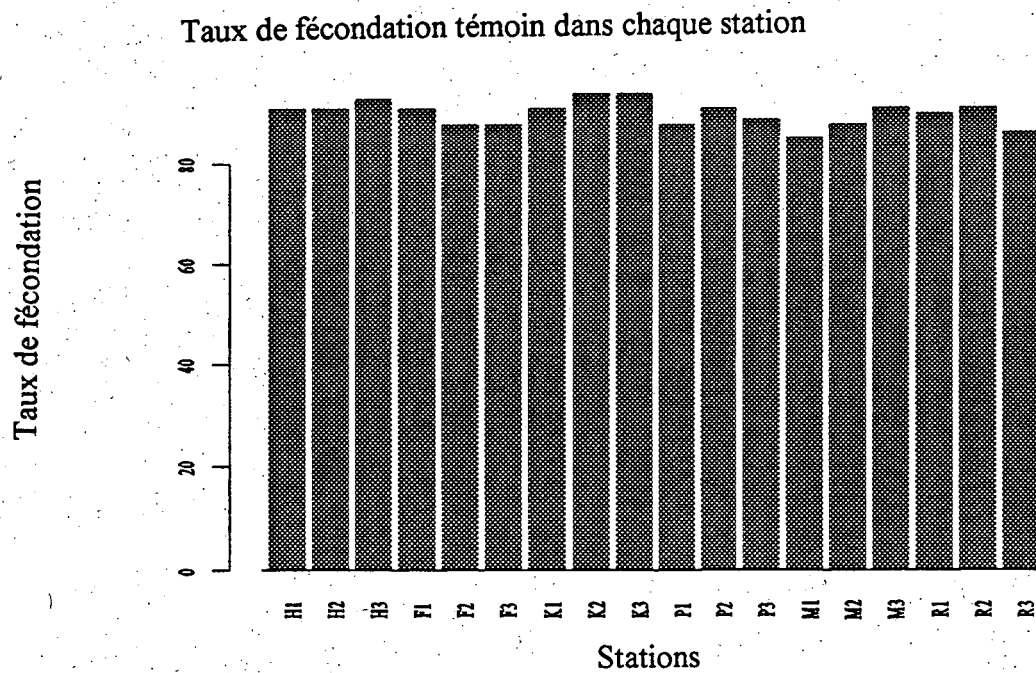
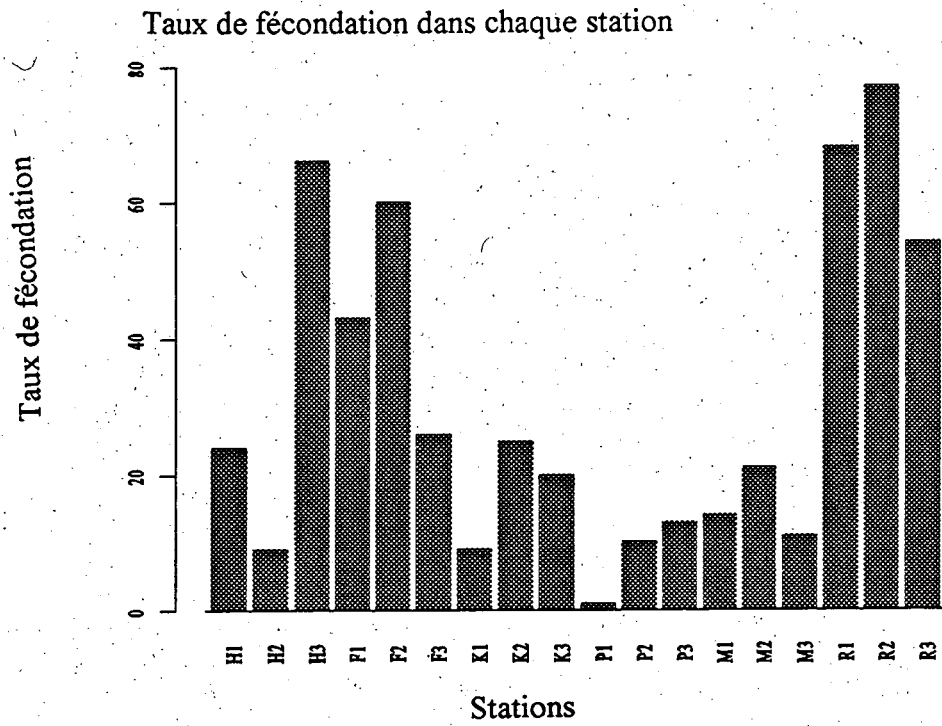


Figure 11 Diagrammes à barres de *Lytechinus pictus*

3.5.2 *Strongylocentrotus purpuratus*

Le taux de fécondation moyen de *S. purpuratus* à la station de référence (échantillons 12, 79 et 83) était de 84,3 %, tel que le révèle la figure 12 (voir également annexe 2, tableau A2-12).

Ce résultat se situe dans les 25 % d'un sédiment de référence propre connu, prélevé à Martinique Beach, en Nouvelle-Écosse (taux de fécondation moyen = 96,3 %). Par conséquent, la station de référence semble acceptable.

Le taux de fécondation moyen dans les autres sédiments était de 21,7 % (K), 88,3 % (F), 94 % (H, un seul sous-échantillon), 68 % (M), 29 % (P) et 56 % (B, un seul sous-échantillon). Selon les critères provisoires de réussite/échec d'Environnement Canada, les échantillons K, M, B et P échouent à l'essai sur cette espèce. Aucune tendance ne se dégage le long du gradient. L'essai sur les substances toxiques de référence révèle une CI_{50} de 41,4 $\mu\text{g/L}$ de Cu^{++} . Des essais antérieurs réalisés sur cette espèce au LQE de Dartmouth ont donné lieu à des CI_{50} de 33,6, de 44,1, de 72,6 et de 56,2 $\mu\text{g/L}$ de Cu^{++} . Cet essai est donc jugé acceptable.

Manipulation des données

- Dans les cas d'inégalités, la plus basse valeur a été utilisée dans la représentation graphique.

3.5.3 *Dendraster excentricus*

Le taux de fécondation moyen de *D. excentricus* à la station de référence (échantillons 12, 79 et 83) était de 4,7 %, tel que le révèle la figure 13 (voir également annexe 2, tableau A2-13). Ce résultat ne se situe pas dans les 25 % d'un sédiment de référence propre connu, prélevé à Martinique Beach, en Nouvelle-Écosse (taux de fécondation moyen = 89 %). Par conséquent, une réaction a été provoquée à la station de référence; elle est donc jugée inacceptable pour cette espèce. Le taux de fécondation moyen dans les autres sédiments était de 2,7 % (K), 9,7 % (F), 8,0 % (H), 2,2 % (M), 2,1 % (P) et 1 % (B, un seul sous-échantillon).

Selon les critères provisoires de réussite/échec d'Environnement Canada, ces échantillons échouent à l'essai sur cette espèce, même au site de référence.

L'essai sur les substances toxiques de référence révèle une CI_{50} de 16,4 $\mu\text{g/L}$ de Cu. Des essais antérieurs réalisés sur cette espèce au LQE de Dartmouth ont donné lieu à des CI_{50} de 19,6, de 21,2, de 31,6 et de 43,6 $\mu\text{g/L}$ de Cu. Le résultat figure plutôt bas dans cette échelle, mais c'est probablement acceptable, selon un ensemble très restreint de données.

Manipulation des données

- Dans les cas d'inégalités, la plus basse valeur a été utilisée dans la représentation graphique.

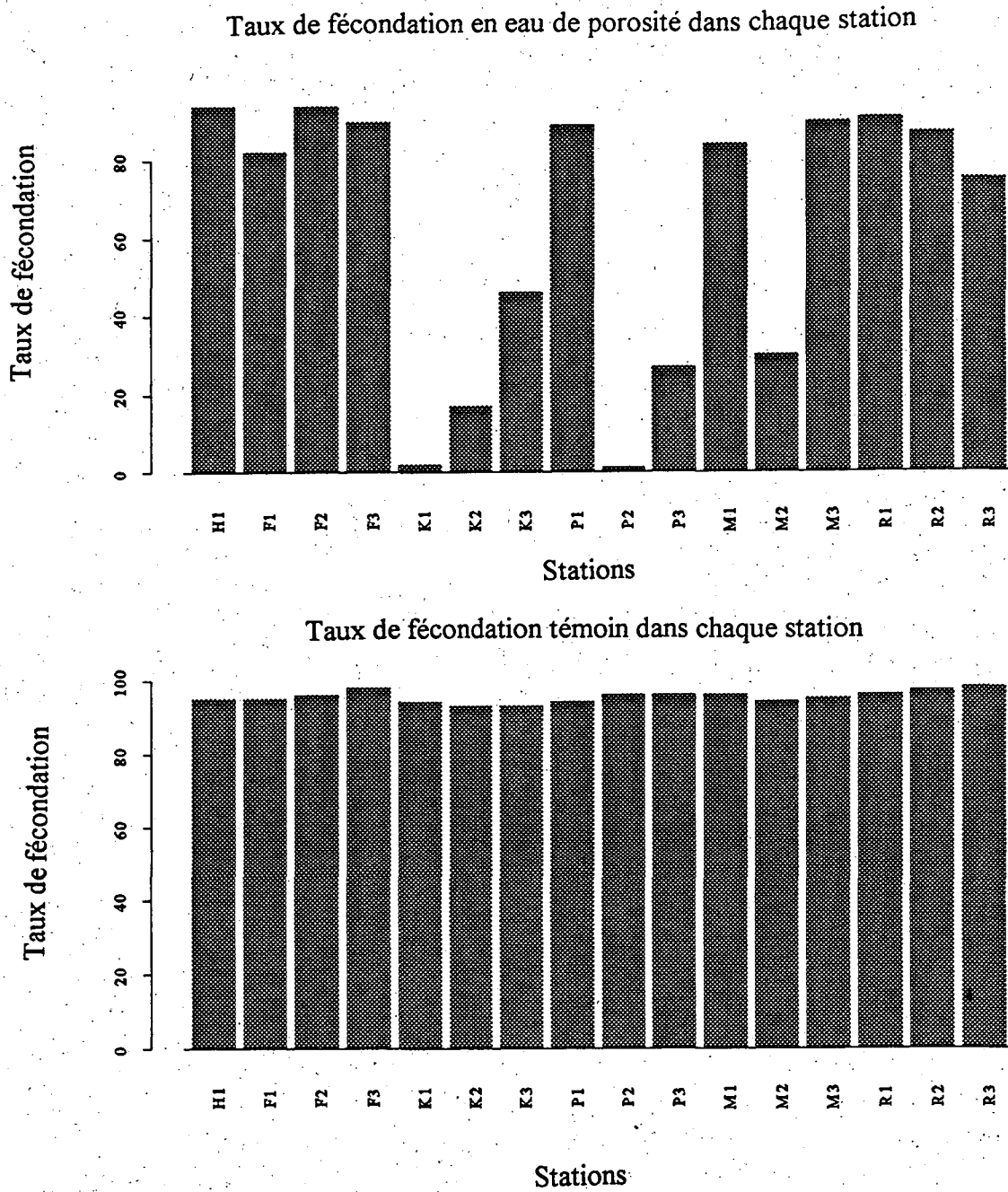


Figure 12 Diagrammes à barres de *Strongylocentrotus purpuratus*

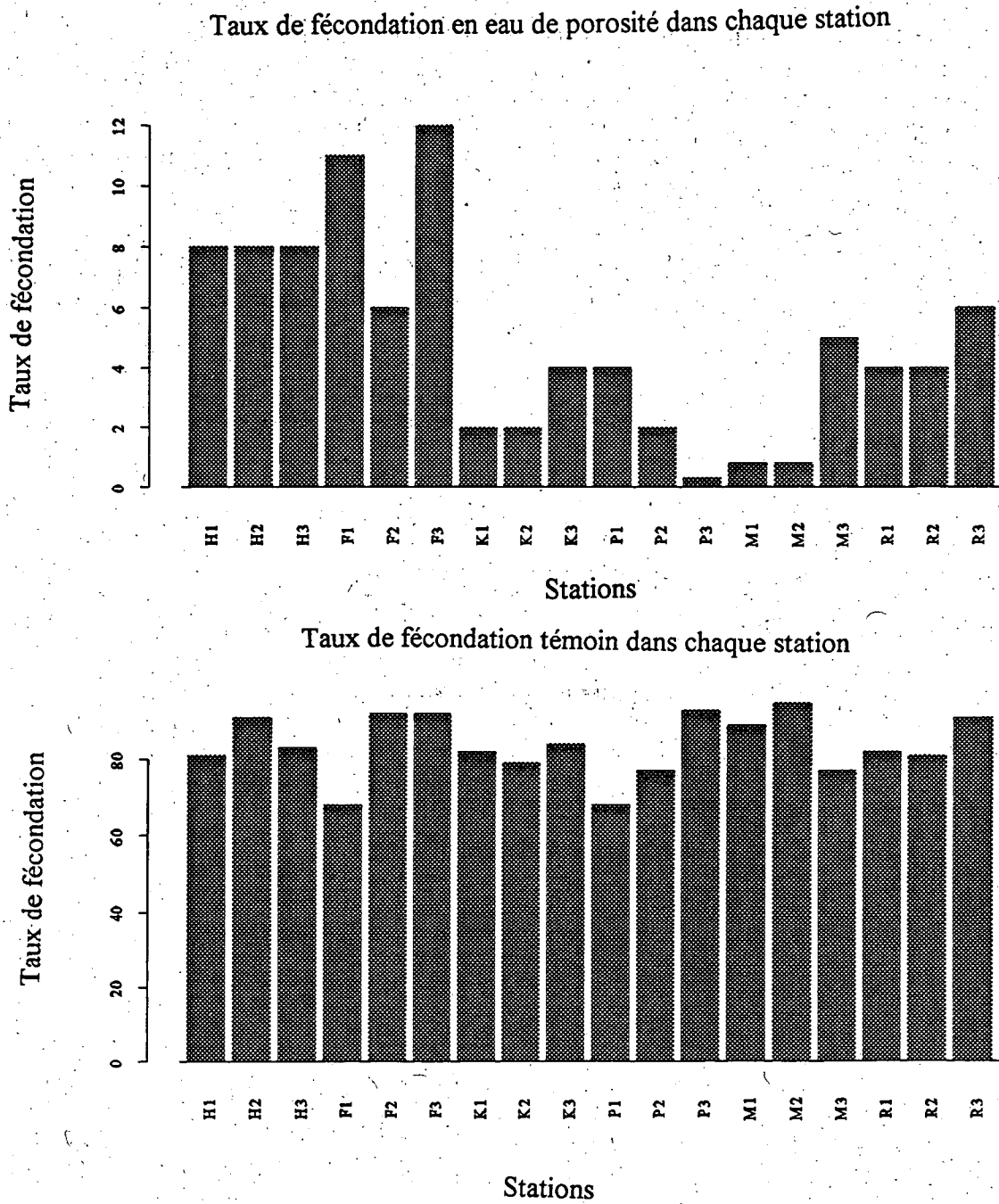


Figure 13 Diagrammes à barres de *Dendraster excentricus*

3.6 Essai de bioaccumulation chez *Macoma balthica*

3.6.1 Survie de *Macoma balthica*

Les taux de survie de *Macoma balthica* obtenus à la suite de l'essai de bioaccumulation de 28 jours sont présentés à la figure 14 (voir également annexe 2, tableau A2-14). Le sédiment témoin n'a pas été tamisé, et tous les sous-échantillons d'essai contenaient au moins 100 macomas. Le nombre total de macomas par récipient variait de 102 à 115. Le calcul de leur taux de survie a donc été basé sur le nombre total de macomas présentes dans chaque sous-échantillon. Du tissu a été prélevé au début et à la fin de l'essai, puis analysé chez RPC Laboratories.

Une augmentation non monotone du taux de survie peut être observée à mesure qu'on s'approche de la station de référence le long du gradient. Il convient de remarquer la variabilité accrue du taux de survie lorsque le taux de mortalité dépasse 30 %.

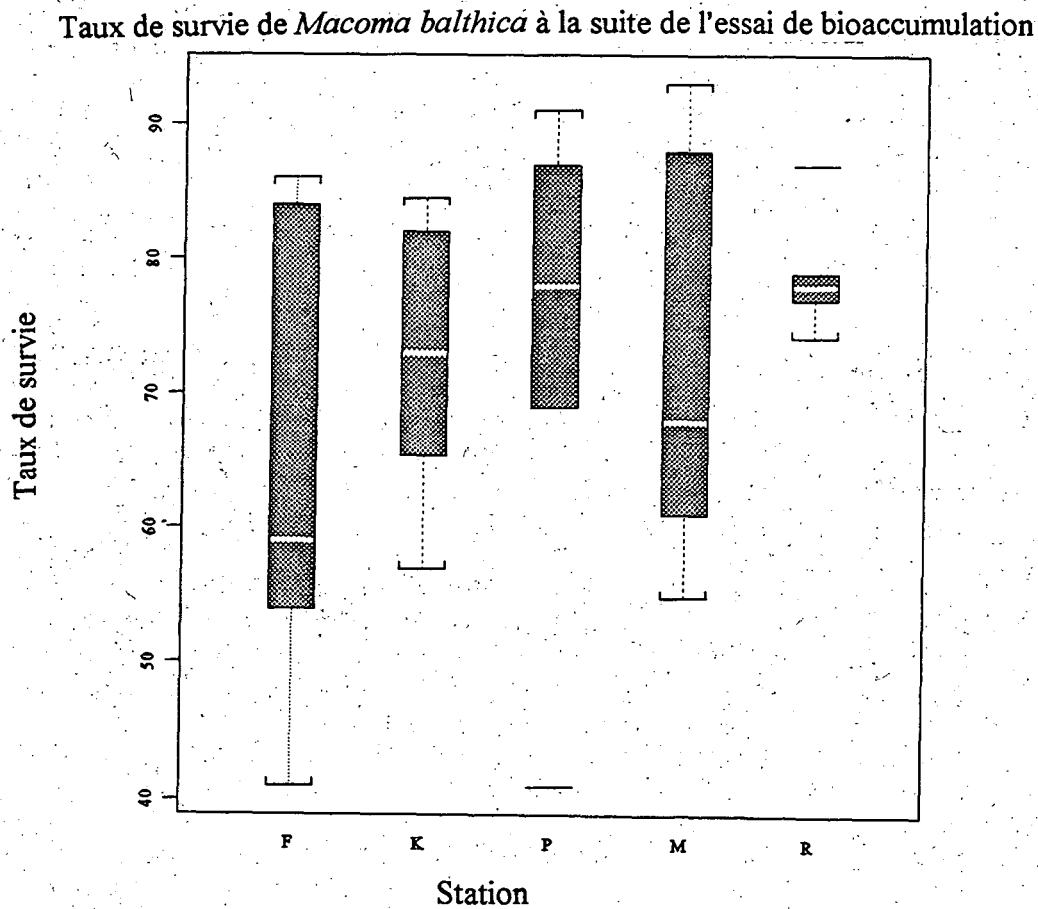


Figure 14 Tracé en boîte de *Macoma balthica*

3.6.2 Concentrations tissulaires des métaux

Manipulation des données

- Des valeurs moyennes ont été employées pour les sous-échantillons de l'échantillon 17 A; la corrélation entre les sous-échantillons est de 0,99298, résultat révélateur d'une bonne méthode d'expérimentation et d'analyse.
- Des valeurs moyennes ont été employées pour les sous-échantillons de l'échantillon 50 D; la corrélation entre les sous-échantillons est de 0,98002, résultat également révélateur d'une bonne méthode d'expérimentation et d'analyse.

Présentation graphique. Le diagramme à barres a été choisi pour présenter les concentrations tissulaires des métaux en mg/kg (de poids sec) pour l'ensemble des stations. Les figures 15 à 22 sont des diagrammes à barres des grands paramètres d'intérêt et de ceux qui montrent nettement un gradient. Les diagrammes à barres des autres paramètres mesurés sont présentés à l'annexe 2 (tableau A2-15). Les stations sont disposées le long du gradient présumé. Le plomb (fig. 17) et le thallium sont les seuls métaux qui se sont biocumulés dans les tissus de façon proportionnelle au gradient de la pollution.

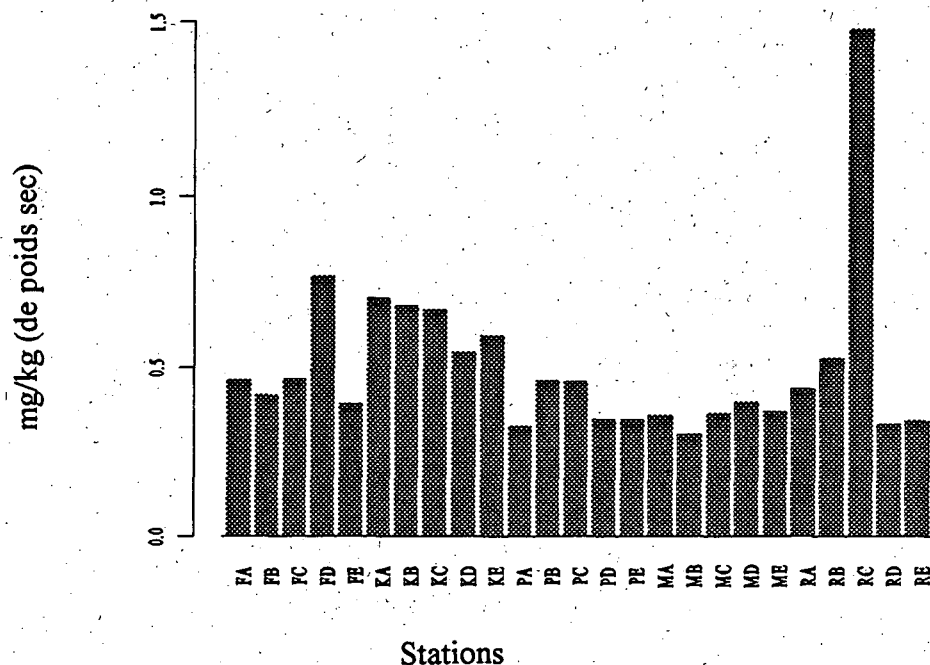


Figure 15 Diagramme à barres des taux tissulaires de cadmium chez *Macoma balthica*

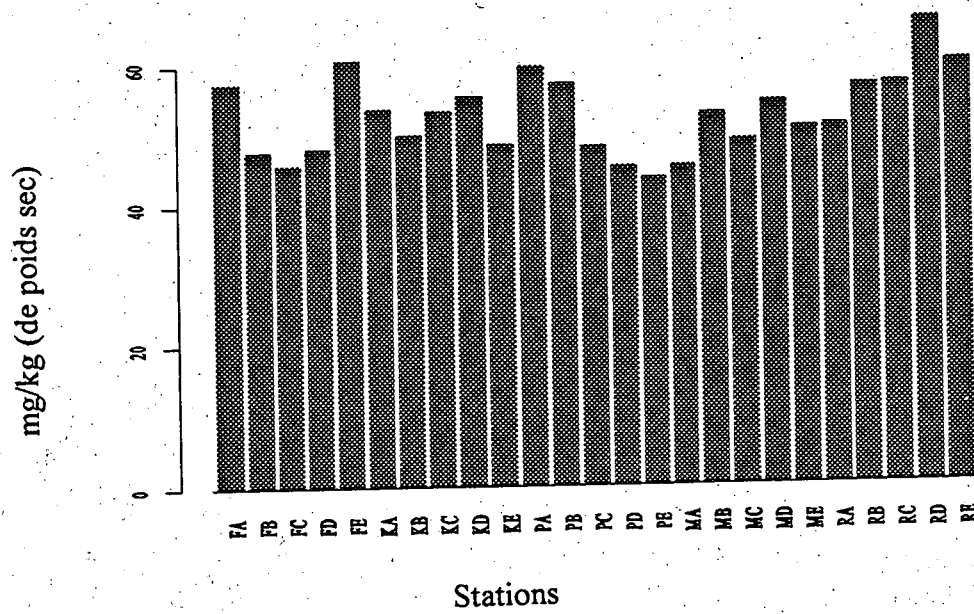


Figure 16 Diagramme à barres des taux tissulaires de cuivre chez *Macoma balthica*

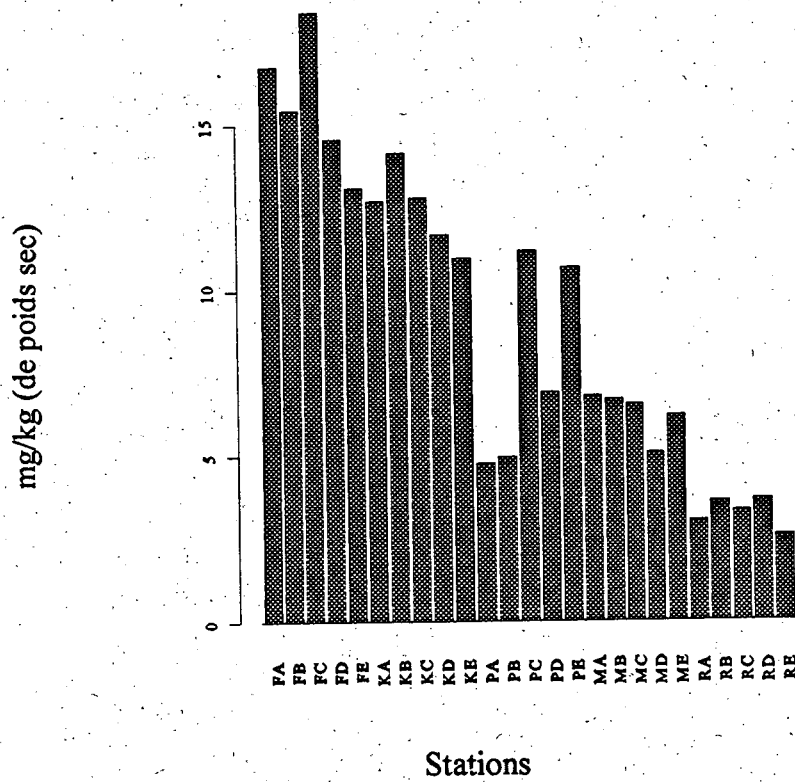


Figure 17 Diagramme à barres des taux tissulaires de plomb chez *Macoma balthica*

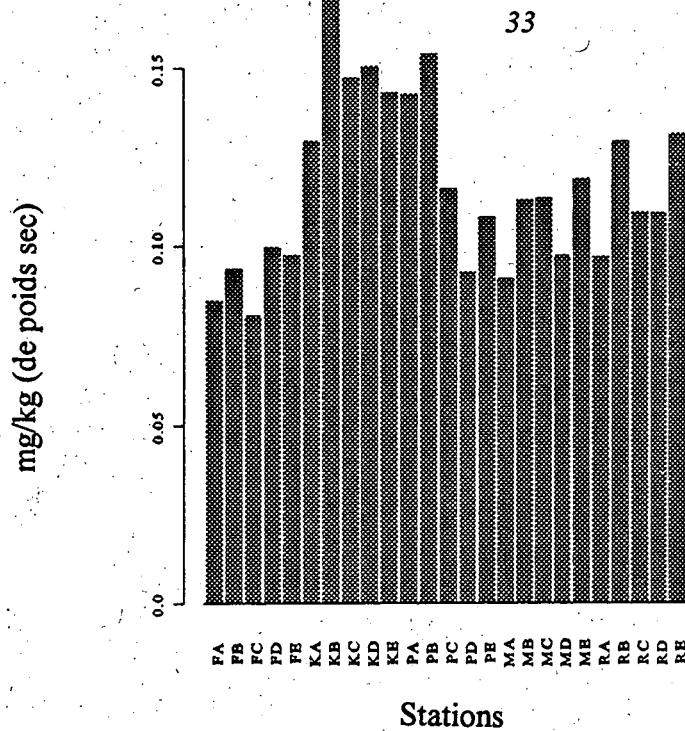


Figure 18 Diagramme à barres des taux tissulaires de mercure chez *Macoma balthica*

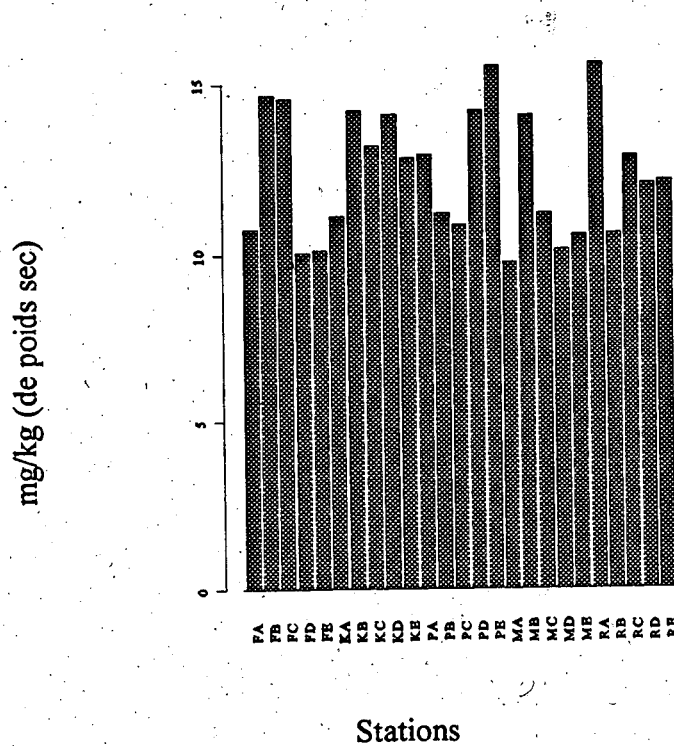


Figure 19 Diagramme à barres des taux tissulaires de nickel chez *Macoma balthica*

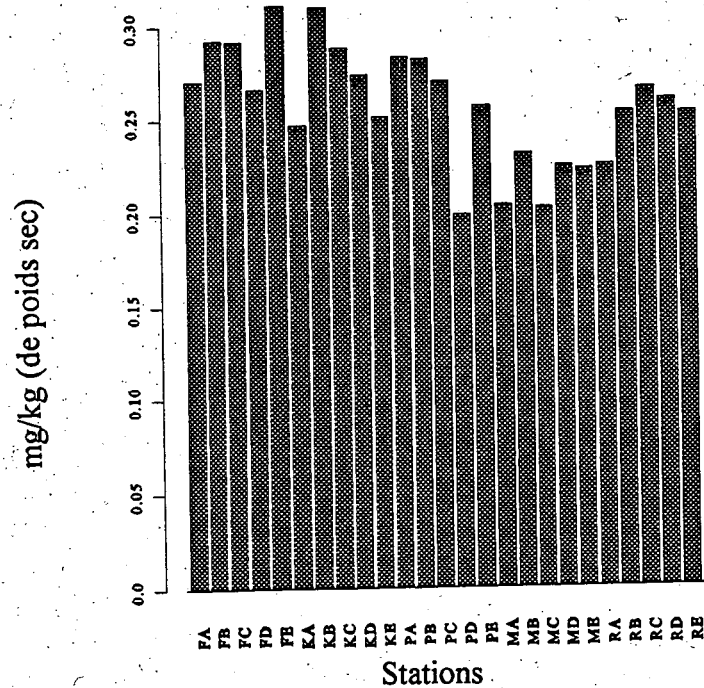


Figure 20

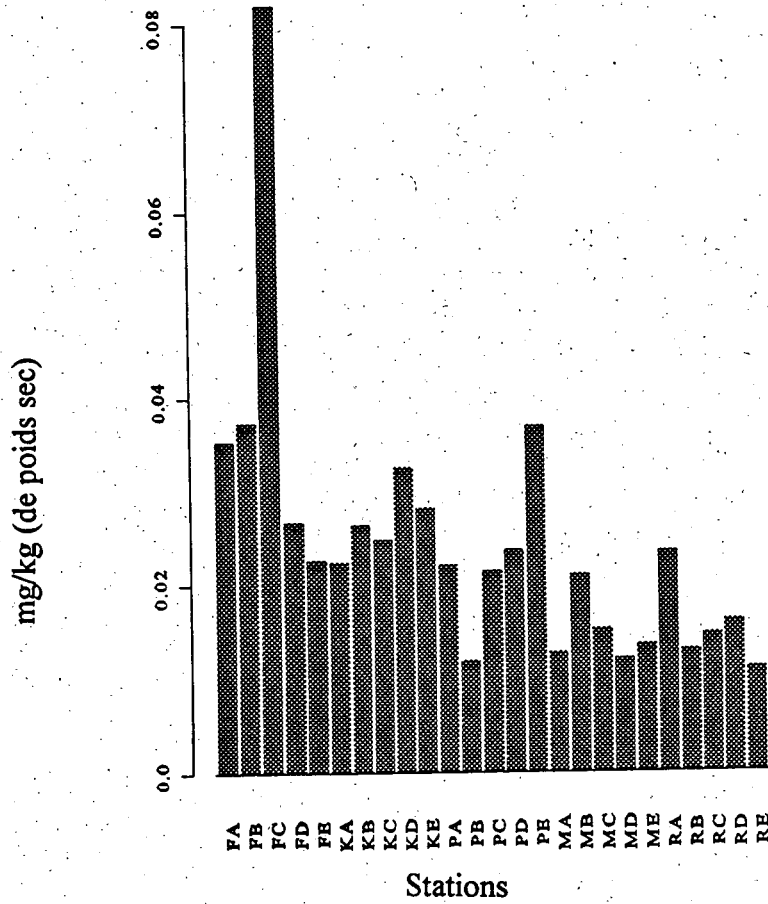
Diagramme à barres des taux tissulaires d'argent chez *Macoma balthica*

Figure 21

Diagramme à barres des taux tissulaires de thallium chez *Macoma balthica*

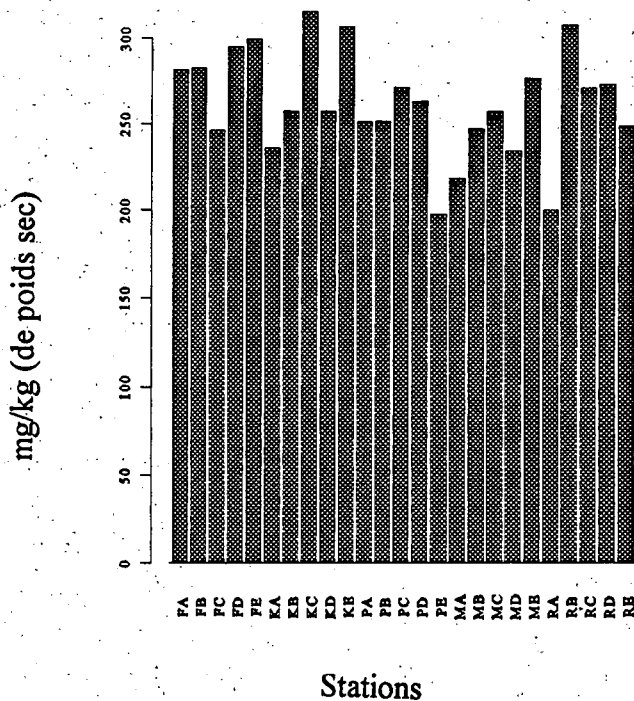


Figure 22 Diagramme à barres des taux tissulaires de zinc chez *Macoma balthica*

3.7 Résumé des réactions obtenues lors des bioessais/bioaccumulations

Une liste des réactions obtenues est présentée au tableau 5. Dans la colonne portant l'entête « Réaction évidente? », des observations sont formulées sur la présence d'une réaction évidente sur le plan visuel. Il peut y avoir eu absence de réaction, réaction ne révélant aucune tendance ou encore réaction avec tendance. Les résultats concernant le benthos y figurent pour des besoins pratiques, tandis que les données sont présentées à la section 4. La formulation « le long du gradient » désigne un déplacement directionnel sur un axe présentant les stations dans l'ordre suivant : H, F, K, P, M et R. Par conséquent, un accroissement de la réaction le long du gradient doit être interprété comme une augmentation de la réaction depuis la station H jusqu'à la station R.

Tableau 5 Résumé des réactions biologiques

Essai/Espèce	Réaction	Réaction évidente?
<i>Amphiporeia virginiana</i>	Taux de survie	Aucune tendance
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Taux de survie	Peu de réaction
<i>Eohaustorius washingtonianus</i>	Taux de survie	Peu de réaction
<i>Eohaustorius estuarius</i>	Taux de survie	Peu de réaction
<i>Boccardia proboscidea</i>	Taux de survie	Aucune tendance
	Taux de croissance	Aucune tendance
<i>Polydora cornuta</i>	Taux de survie	Décroissance le long du gradient
	Poids moyen	Augmentation le long du gradient
Microtox ^{MD} (eau de porosité)	Changement de luminescence	Peu de réaction
Microtox ^{MD} (sédiment)	Changement de luminescence	Aucune tendance
<i>Lytechinus pictus</i>	Taux de fécondation	Différence entre l'essai et les stations de référence
<i>Strongylocentrotus purpuratus</i>	Taux de fécondation	Aucune tendance
<i>Dendraster excentricus</i>	Taux de fécondation	Aucune tendance
<i>Macoma balthica</i>	Taux de survie	Augmentation le long du gradient
	Bioaccumulation	Décroissance du Pb et du Tl
Benthos	Indices de structure benthique	Décroissants vers K et croissants vers R

L'examen des essais sur la toxicité des sédiments montre une faible réaction biologique. Les réactions propres aux stations sont résumées au tableau 6.

Tableau 6 Résumé des échecs aux essais de toxicité des sédiments

Essai/Espèce	Échecs	Commentaire
<i>Amphiporeia virginiana</i>	Aucun	
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Aucun	Peu de réaction
<i>Eohaustorius washingtonianus</i>	Aucun	
<i>Eohaustorius estuarius</i>	Aucun	
<i>Boccardia proboscidea</i>	Taux de survie et taux de croissance le plus bas au site de référence	Aucune tendance
<i>Polydora cornuta</i>	Taux de survie le plus bas au site de référence	Doe et coll., 1996
Microtox ^{MD} (eau de porosité)	Aucun	Peu de réaction
Microtox ^{MD} (sédiment)	B	Aucune tendance
<i>Lytechinus pictus</i>	H, F, K, P, M, B	Réactions dépassant les concentrations seuils produisant un effet
<i>Strongylocentrotus purpuratus</i>	K, M, P, B	Aucune tendance
<i>Dendraster excentricus</i>	Échec au site de référence, donc les sédiments ne conviennent pas.	
<i>Macoma balthica</i>	F, K, P, M pour Pb; F et K pour Tl	H non mesuré pour cet essai. Bioaccumulation dépassant les critères de Santé Canada (1992) pour le Pb.

Le tableau précédent montre que le microtox et les réactions biologiques des amphipodes exposés aux sédiments du havre de Belledune étaient assez faibles. Cependant, *Macoma balthica* et *Lytechinus pictus* ont réagi dans toutes les stations en dépassant la concentration seuil produisant un effet (CSE) ou la teneur PEL (limite d'exposition admissible). Pour ce qui est de *Strongylocentrotus purpuratus*, aucune tendance évidente ne s'est manifestée.

4 Données de l'étude sur les macro-invertébrés benthiques

4.1 *Évaluation visuelle des données de l'étude sur les macro-invertébrés benthiques*

Les indices suivants de la structure benthique ont été calculés et sont présentés sous forme graphique à l'aide de tracés en boîte :

- nombre total d'organismes;
- nombre d'espèces;
- indice de diversité de Simpson;
- indice de diversité de Shannon-Weiner (H');
- indice de Pielou (J) (uniformité);
- indice de McIntosh (uniformité);
- indice de Margalef (diversité).

Le nombre total d'organismes et le nombre de taxons par mètre carré sont résumés pour chaque station. Il est généralement admis qu'une communauté ayant subi un effet toxique sera caractérisée par un nombre relativement bas d'organismes appartenant à quelques taxons.

L'indice de Simpson (Simpson, 1949) est un indice de diversité qui permet de mesurer la probabilité que deux organismes choisis au hasard dans une population appartiennent au même taxon. Une communauté diversifiée donnera lieu à un indice de Simpson bas. Cet indice n'explique pas la distribution non uniforme qui caractérise les macro-invertébrés benthiques. En outre, cet indice est fonction de la taille des échantillons. Ainsi, la comparaison d'échantillons de différents lieux ou d'échantillons prélevés à l'aide de différentes méthodes sera influencée par la taille des échantillons.

L'indice de Shannon-Wiener (Shannon et Weaver, 1949) est un indice de diversité basé sur la théorie de l'information. La validité de cette mesure de diversité découle en grande partie de différentes interprétations du terme « diversité ». Il est prouvé que la diversité peut augmenter même quand le nombre d'espèces diminue s'il y a accroissement de l'uniformité (Hurlbert, 1971). Wilhm (1970) suggère que les indices de diversité supérieurs à trois sont caractéristiques de sites diversifiés, tandis que des indices inférieurs à un s'observent dans des sites très pollués.

L'indice de Pielou est une mesure de l'uniformité avec laquelle les espèces sont distribuées dans les taxons. Cet indice s'obtient souvent par $H'/H'_{\max}$, et sa valeur maximale est 1. Les mesures de diversité et d'uniformité sont habituellement très corrélées.

Arenicola Marine (1995) décrit l'indice de McIntosh comme une mesure de l'uniformité ou du potentiel d'uniformité. Il est similaire, dans sa forme, à l'indice de Pielou. L'indice y est divisé par la valeur maximale pouvant être atteinte par cet indice. Cet indice se base sur la mesure

euclidienne de la distance. Par conséquent, cette notion est aussi désignée par le terme « distance écologique de McIntosh » (McIntosh, 1967).

L'indice de Margalef (Margalef, 1958), autre indice de diversité, établit un lien linéaire entre l'abondance des espèces et le nombre d'espèces. Le logarithme transformé sert à réduire l'effet des taxons qui englobent une grande part du nombre total d'organismes échantillonnés.

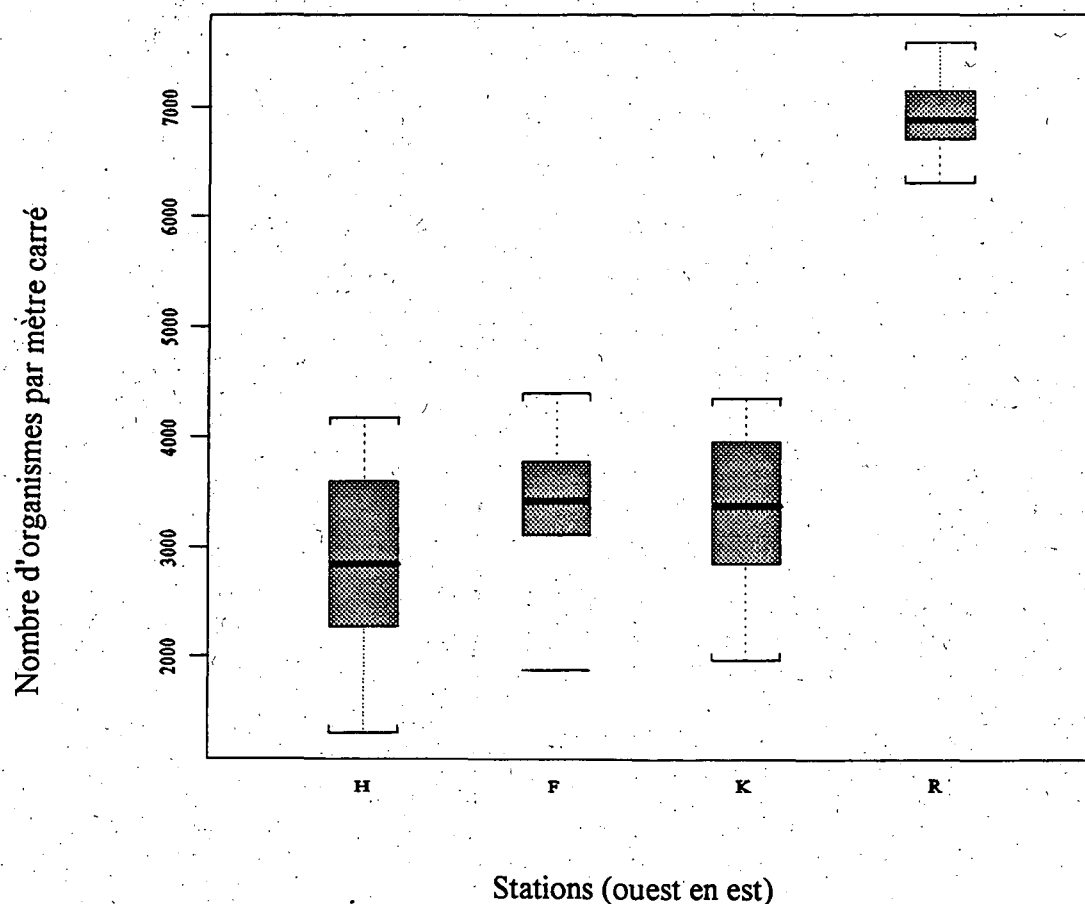


Figure 23 Tracé en boîte pour l'étude des gradients de la pollution dans le havre de Belledune : abondance de l'espèce

La figure 23 montre que le nombre d'organismes trouvés à la station de référence excède considérablement le nombre d'organismes observés aux autres stations. Les stations F, H et K présentent un nombre d'organismes à peu près égal.

La figure 24 montre que la variété ou le nombre de taxons est le plus élevé à la station de référence. Les stations H et K présentent le plus bas nombre médian de taxons.

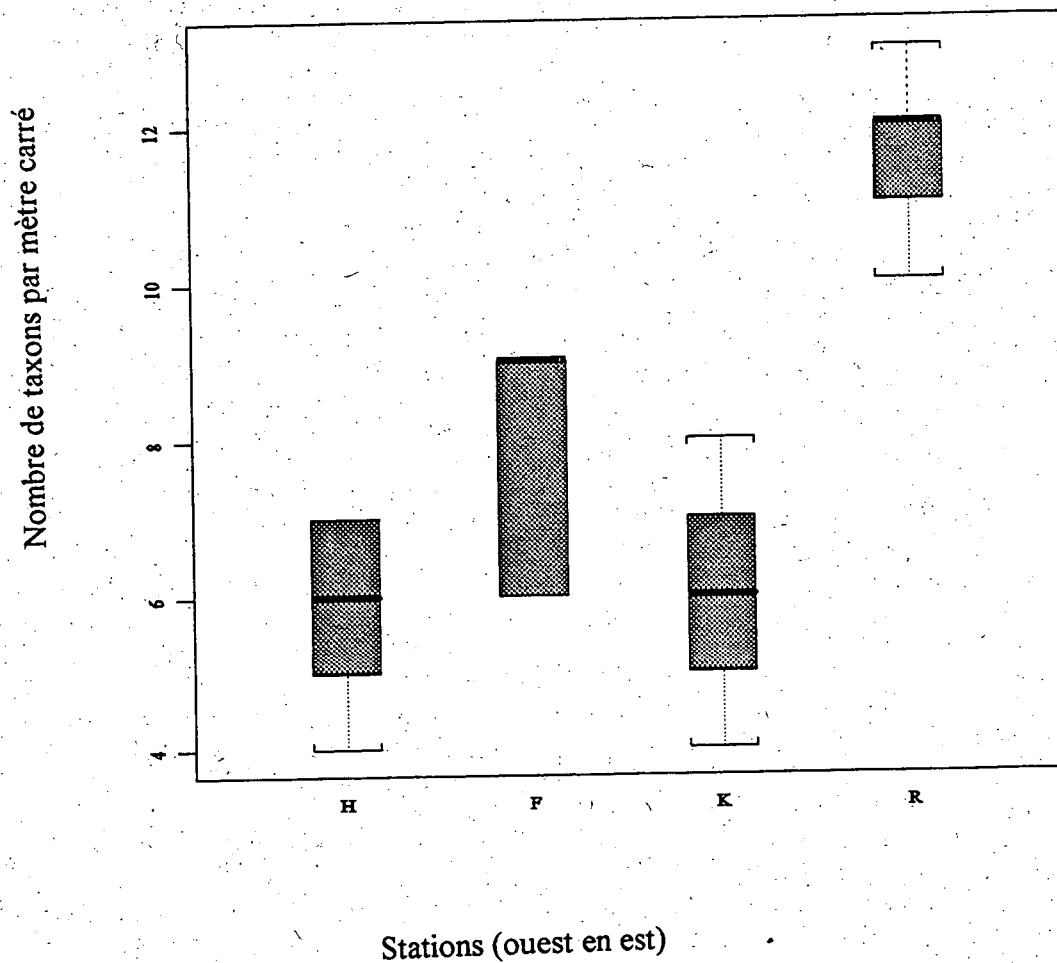


Figure 24 Tracé en boîte pour l'étude des gradients de la pollution dans le havre de Belledune : nombre d'espèces

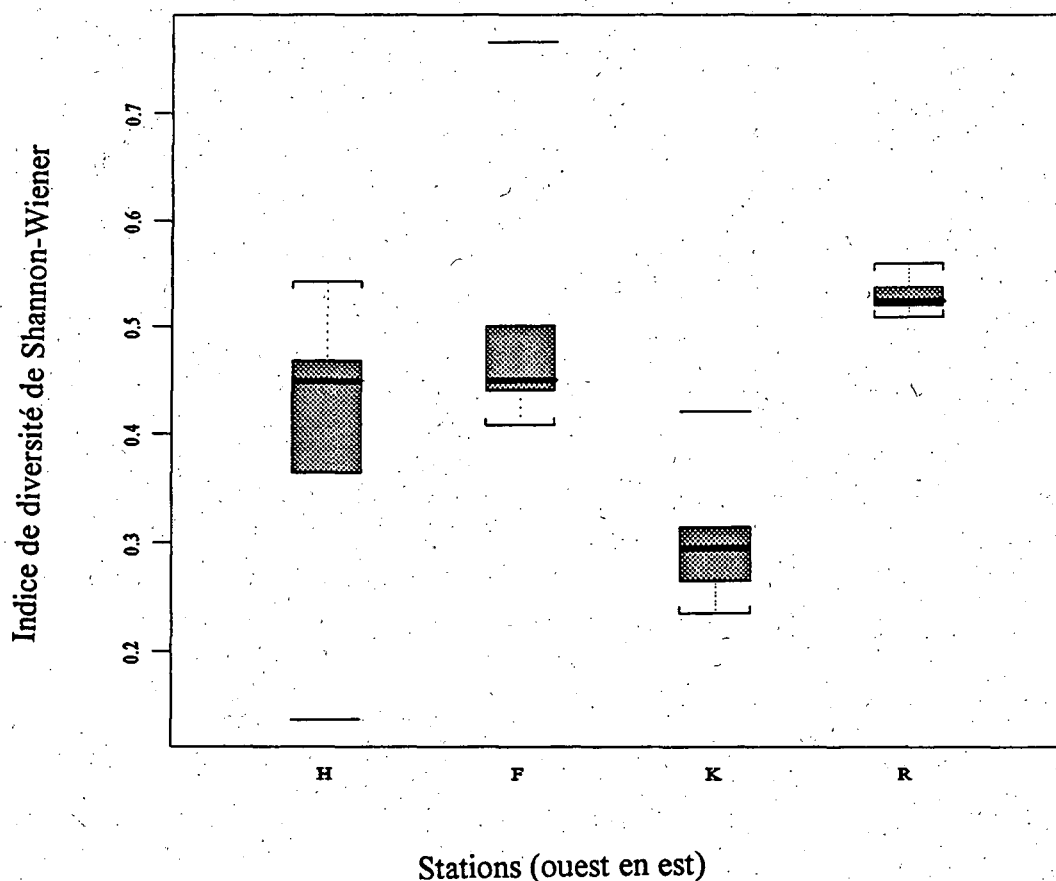


Figure 25 Tracé en boîte pour l'étude des gradients de la pollution dans le havre de Belledune : indice de diversité de Shannon-Wiener

Comme on peut le constater à la figure 25, les nombres présentés dans Arenicola Marine (1995) sont bien inférieurs à un dans toutes les stations, ce qui laisse entendre que tous les sites sont très pollués. Ces résultats peuvent découler d'une mauvaise extrapolation de la base de données de Wilhm (1970) ou de calculs incorrects. La station de référence montre la diversité relative la plus grande, et le site K, la diversité médiane la plus basse.

La figure 26 laisse supposer que les stations F, H et R présentent une diversité à peu près égale, tandis que la station K est la moins diversifiée. Il convient de rappeler que l'indice de Simpson est fonction de la taille des échantillons, de sorte qu'il faut comparer les stations avec attention.

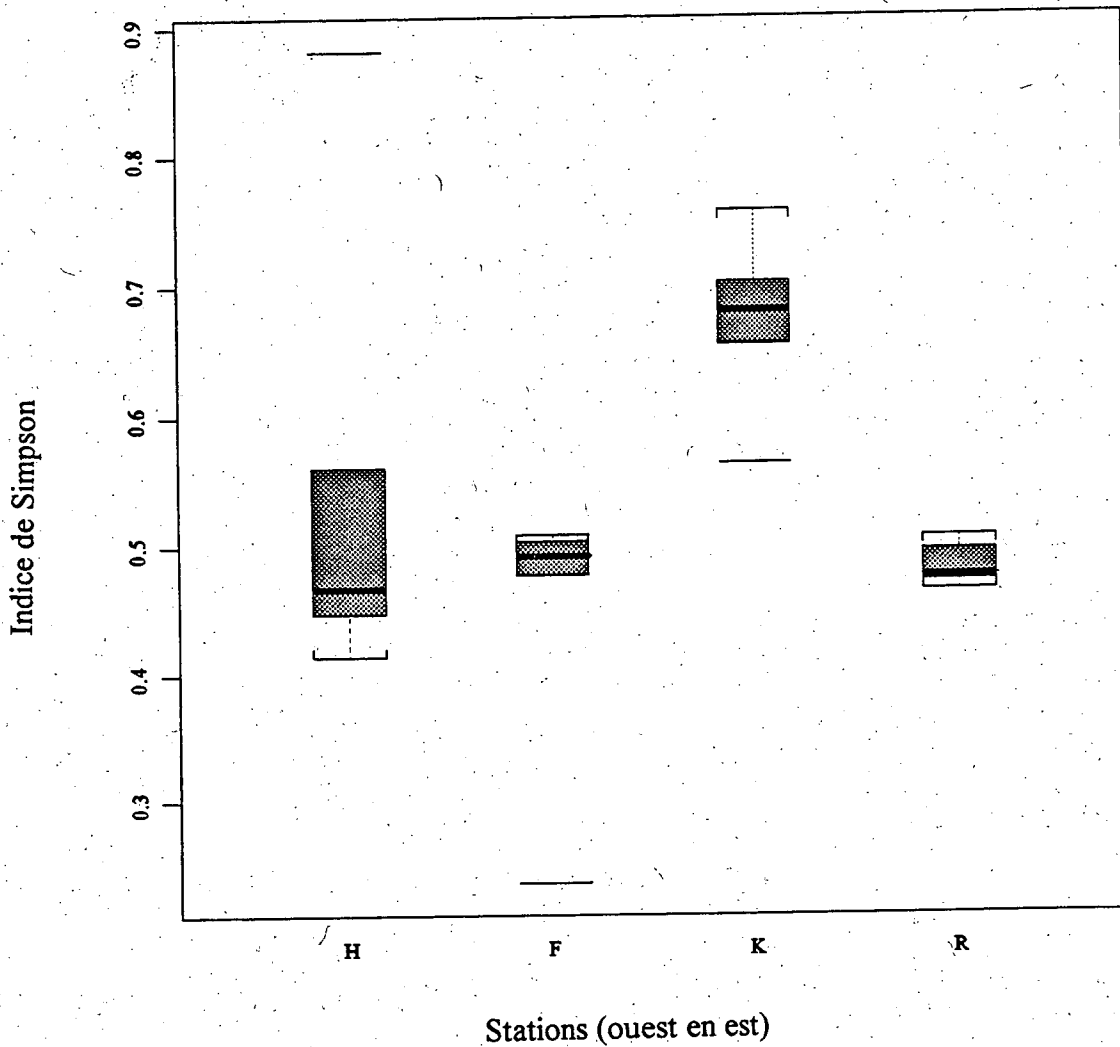


Figure 26 Tracé en boîte pour l'étude des gradients de la pollution dans le havre de Belledune : indice de Simpson

Il convient de remarquer, dans la figure 27, le manque de variabilité dans l'uniformité de la station de référence.

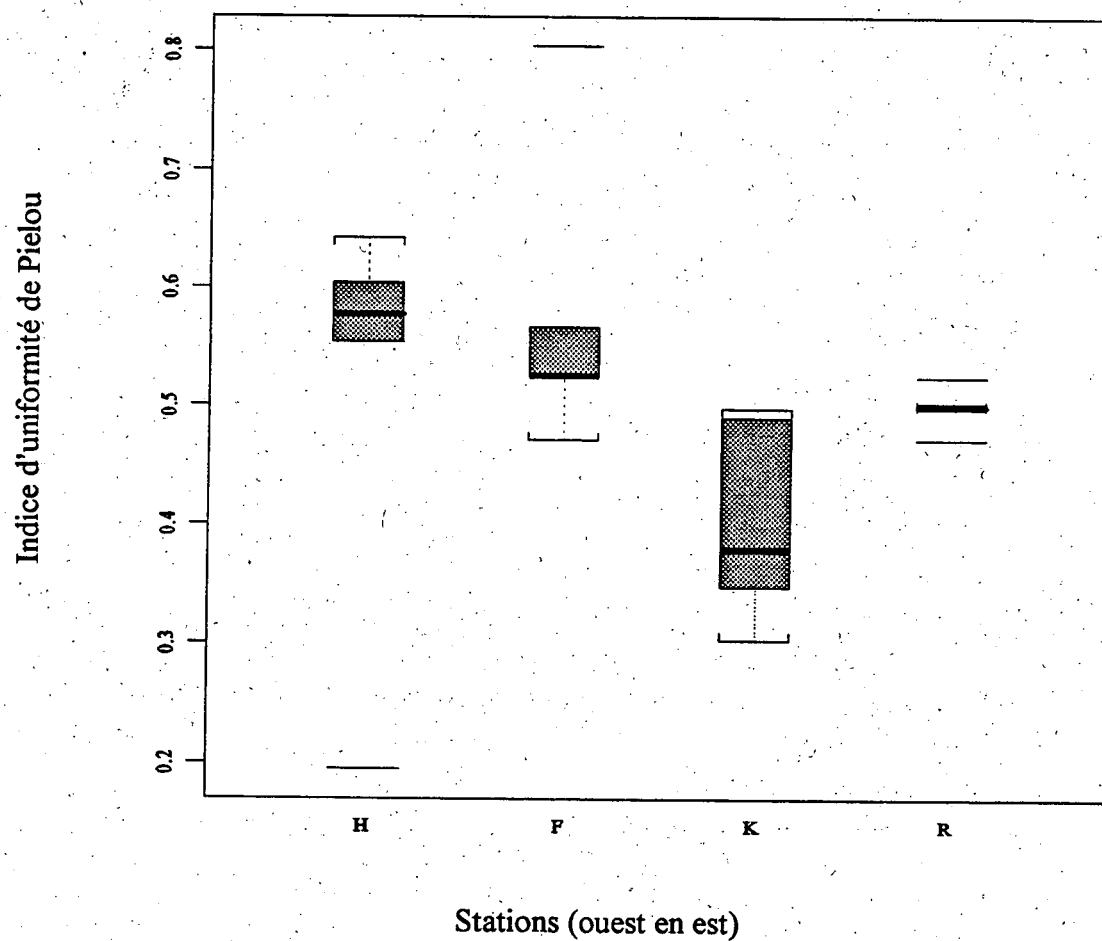


Figure 27 Tracé en boîte pour l'étude des gradients de la pollution dans le havre de Belledune : indice de Pielou

La figure 28 montre que l'indice de McIntosh fournit des renseignements similaires à ceux que révèle l'indice de Pielou. Les deux indices laissent supposer que les stations F, H et R présentent des uniformités sensiblement similaires, et que la station K possède une distribution moins égale des organismes dans les taxons. Les indices bas observés dans toutes les stations confirment la prédominance d'une ou de deux espèces dans les communautés benthiques des quatre stations.

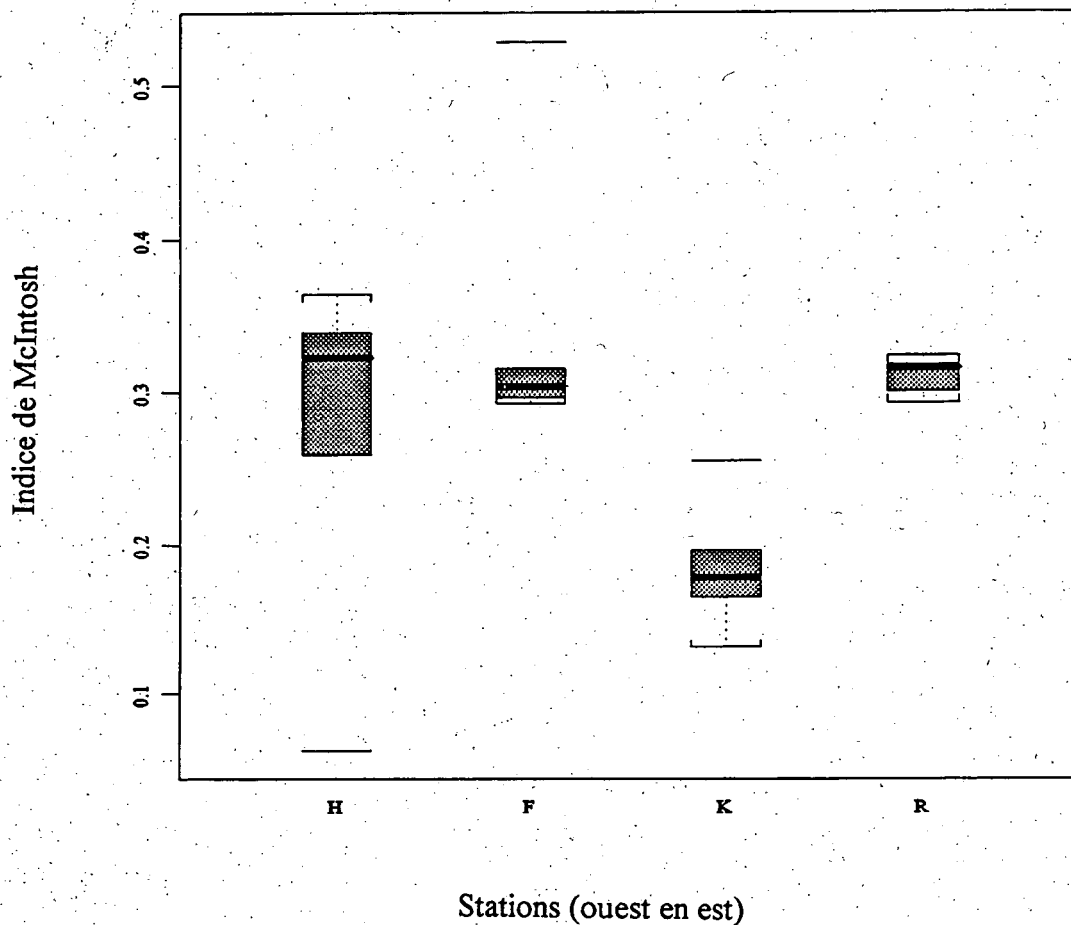


Figure 28 Tracé en boîte pour l'étude des gradients de la pollution dans le havre de Belledune : indice de McIntosh

Dans la figure 29, l'indice de Margalef révèle que la diversité médiane la plus basse est observée à la station K, et que la plus élevée se trouve à la station de référence. On arrive essentiellement à la même interprétation à l'aide de l'indice de Shannon.

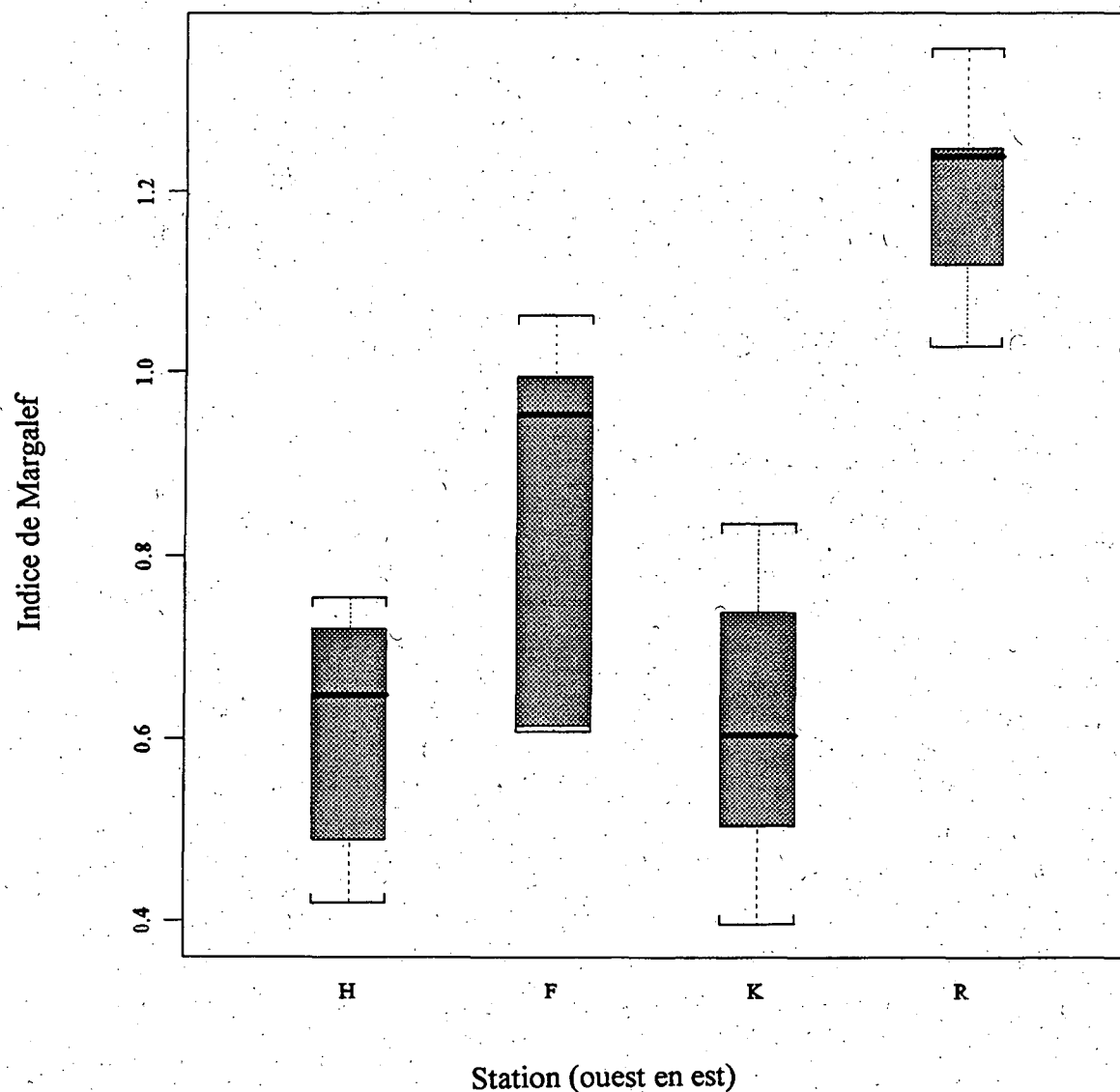


Figure 29 Tracé en boîte pour l'étude des gradients de la pollution dans le havre de Belledune : indice de Margalef

4.2 Commentaires généraux sur les données de l'étude sur les macro-invertébrés benthiques

4.2.1 Dominance et espèces indicatrices

Le texte de la présente section est extrait d'Arenicola Marine (1995). Dans toutes les stations, l'abondance globale des annélides appartenant à la classe des Polychaeta, par opposition aux représentants d'autres phyla, est caractéristique de sédiments fins dont la texture varie de limoneuse à sableuse. La présence de némertes a été observée dans toutes les stations. L'absence de représentants des mollusques et des arthropodes dans deux stations (H et K) laisse supposer que ces dernières ont été plus affectées que les autres. *Scoloplos armiger*, espèce dominante à la station K, se trouve souvent en grands nombres et présente une faible affinité avec les indicateurs de pollution. Bien que cette espèce ne tolère pas les milieux gravement affectés, Pearson et Rosenberg (1978) ont rapporté qu'on le considère comme un indicateur du deuxième stade d'évolution, après la réduction de la pollution.

Nephtys neotena, espèce dominante à la station R, est souvent présente dans des sédiments à grains fins et moyennement riches en matières organiques. Elle ne peut tolérer les conditions gravement détériorées qui prévalent quand les sédiments sont devenus anoxiques. Cependant, cette espèce survit dans des sédiments qui possèdent une certaine charge organique et qui ne sont pas complètement anoxiques. Elle se trouve souvent près de sédiments riches en matière organique.

Prionospio steenstrupi, espèce dominante aux stations H et F, réagirait également à la finesse des sédiments. *Prionospio steenstrupi* se trouve souvent en grand nombre, et il a été remarqué que, tout comme *Scoloplos armiger*, il peut être présent au deuxième stade d'évolution, après la réduction de la pollution (Pearson et Rosenberg, 1978). D'après les espèces dominantes trouvées, l'ordre des stations est R, F, H et K.

Aucune tendance évidente ne se dégage le long du gradient pour ce qui est de l'abondance, de la richesse et de la diversité.

4.2.2 Évaluation de chaque station

Le texte de la présente section est tiré d'Arenicola Marine (1995).

Station R. Globalement, la station R présentait le plus grand nombre d'espèces ainsi qu'une abondance relativement élevée d'animaux. La communauté était dominée par une espèce, *Nephtys neotena* (petit limivore fouisseur répandu dans les communautés benthiques des sédiments à grains fins des eaux côtières). Elle peut se trouver en grand nombre dans des sédiments mous à condition que ceux-ci soient moyennement riches en matières organiques. La deuxième espèce en abondance, *Scoloplos armiger*, est également répandue dans des sédiments légèrement riches. Bien que cette espèce tolère moins bien la richesse organique que *N. neotena*, elle peut supporter d'autres conditions, comme la présence de pâte de bois dans des sédiments affectés par l'effluent d'une usine de pâte à papier. *Eteone longa*, de la famille des Phyllodocidae, et *Pholoe minuta*, de

la famille des Sigalionidae, sont des carnivores mobiles et non des fouisseurs. La présence de quelques petits mollusques et crustacés laisse supposer que ce site n'est pas autant touché que les trois autres sites. Selon les indices de diversité, l'indice de Shannon-Wiener et l'indice de Margalef, c'est à cette station que la diversité est la plus élevée.

Station K. Il semblerait que cette station soit constituée d'un type de sédiment différent que les trois autres stations, car la présence de l'espèce dominante, *Scoloplos armiger*, est caractéristique d'un sédiment plus grossier. Il s'agit d'un animal assez robuste qui peut fouir à travers de grosses particules (p. ex., de la pâte de bois, voir station R). Un nombre d'espèces peu élevé et des indices de diversité bas, comme ceux de Shannon-Wiener et de McIntosh, laissent supposer une communauté touchée, où seules quelques espèces peuvent y subsister. Les quelques autres individus sont répartis de façon plus uniforme parmi le reste des espèces.

Station F. L'espèce dominante à la station F est *Prionospio steenstrupi*. Sur le plan de la dominance, cette espèce est suivie de près par le petit *Nephtys neotena*, de la famille des Nephtyidae. Bien que les organismes n'abondent pas autant à cette station qu'aux autres sites, les individus présents sont répartis de façon plus uniforme dans chaque espèce. La dominance des deux espèces nommées précédemment influence les indices de diversité. Par conséquent, bien qu'il y ait relativement peu de diversité, l'indice n'est pas aussi bas que dans les deux autres stations vraisemblablement touchées. L'indice de McIntosh, qui reflète l'uniformité, y est le plus élevé des quatre stations. La station tombe au deuxième rang seulement pour ce qui est de la diversité des espèces (7,8 par sous-échantillon), après la station de référence. Le nombre peu élevé d'individus se reflète également dans les faibles résultats des mesures de la biomasse pour cette station. Tant l'indice de diversité de Shannon-Wiener que l'indice de Simpson sont bas à cette station en raison de la dominance de deux espèces, qui représente plus de 80 % des animaux récoltés.

Station H. L'espèce dominante est *Prionospio steenstrupi*, suivi du petit *Nephtys neotena*. Ces deux espèces représentaient 84 % de tous les animaux récoltés à cette station. Ainsi, il y avait une forte dominance, et l'uniformité et la diversité des espèces étaient tous deux faibles. Étant donné que cette station présentait le moins de phyla, le moins d'individus et la biomasse la plus faible, il est fort probable qu'il s'agisse du site le plus affecté. Cependant, comme mentionné précédemment, les stations H et K comptaient de nombreuses similitudes et se distinguaient difficilement quant au degré d'impact.

4.3 L'indexation biologique

Arenicola Marine (1997) a effectué de plus amples essais sur le benthos à partir d'une analyse de la composition de chaque site quant aux espèces et à leurs types d'alimentation. Les organismes endobenthiques se nourrissant dans les sédiments ont dominé le site de référence. Dans le cas des sites d'essai, ce sont les organismes se nourrissant à la surface ou sous la surface qui semblaient dominer. La proportion de carnivores mobiles était aussi légèrement plus élevée dans les sites d'essai qu'aux sites de référence.

5 Résultats de l'analyse chimique

Les données initiales obtenues dans le cadre de cette étude sont présentées dans plusieurs rapports inédits (Doe et coll., 1996; Lee, 1995; Beak Consultants Ltd. et Seatech Ltd., 1995; Arenicola Marine, 1995; RPC 1995; Dundas Environmental Services, 1995). Les données ont été reproduites sous forme de tableau dans les annexes. Les données graphiques sont présentées ci-après. L'As, le Cd, le CO, le Hg, le Pb, le Tl et le Zn montrent une tendance le long du gradient. Parmi eux, le Cd, le Pb et le Zn excèdent les CSE et les teneurs PEL.

5.1 Analyse de sédiments entiers

Manipulation des données. L'ensemble des données sur les sédiments entiers a subi les manipulations suivantes avant d'être présenté sous forme graphique (figures 30 à 39).

- Les paramètres apparaissant sous les seuils de détection ont été remplacés par la moitié de la valeur du seuil de détection.
- La moyenne des analyses chimiques effectuées en double sur des sous-échantillons prélevés à la station 67 a été calculée; les données moyennes seront utilisées dans l'ensemble du document; la corrélation entre les analyses répétées dépassait 0,999; ce résultat peut révéler une bonne homogénéité des échantillons ou de bonnes pratiques en laboratoire.
- Les noms des stations ont été établis consécutivement à la p. 10 de Beak Consultants Ltd. et Seatech Ltd., 1995.
- La moyenne des valeurs répétées du mercure à la station F a été calculée.
- Les stations sont disposées le long du gradient présumé; cependant, il se peut que les sous-échantillons (c.-à-d., 1...3) d'une même station ne soient pas disposés dans le bon ordre géographique.

Les CSE et les teneurs PEL ont été ajoutées pour indiquer les repères chimiques. Les CSE sont des valeurs sous lesquelles des effets ne sont pas attendus (ligne continue). L'utilisation de ces valeurs comme concentrations limites dans le programme de réglementation est présentement envisagée (EC, 1994). Les teneurs PEL sont des valeurs au-dessus desquelles des effets sont souvent observés (ligne pointillée).

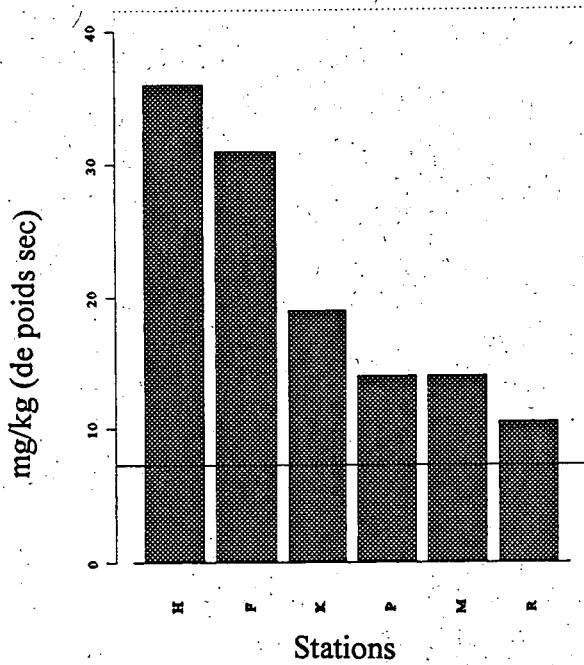


Figure 30 Diagramme à barres des taux sédimentaires d'arsenic par station

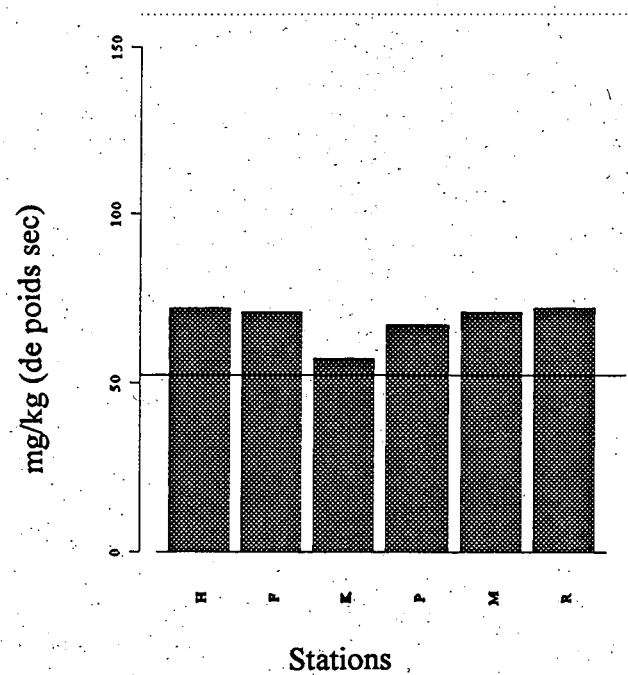


Figure 32 Diagramme à barres des taux sédimentaires de chrome par station

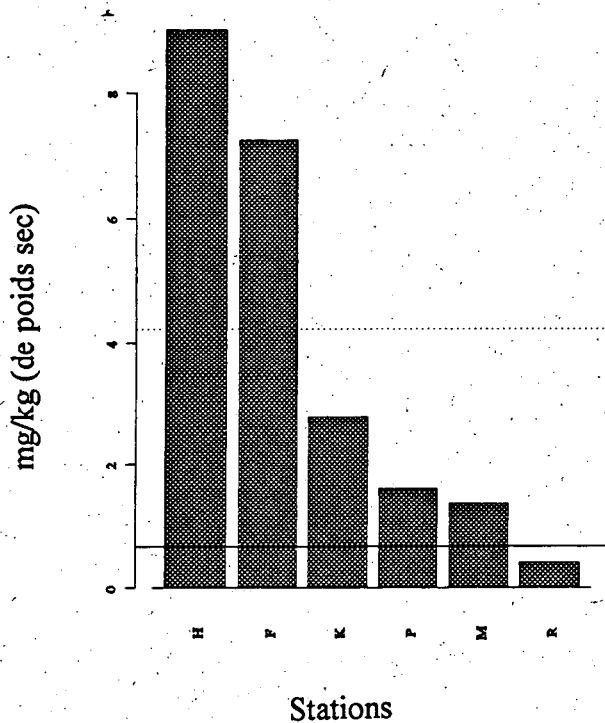


Figure 31 Diagramme à barres des taux sédimentaires de cadmium par station

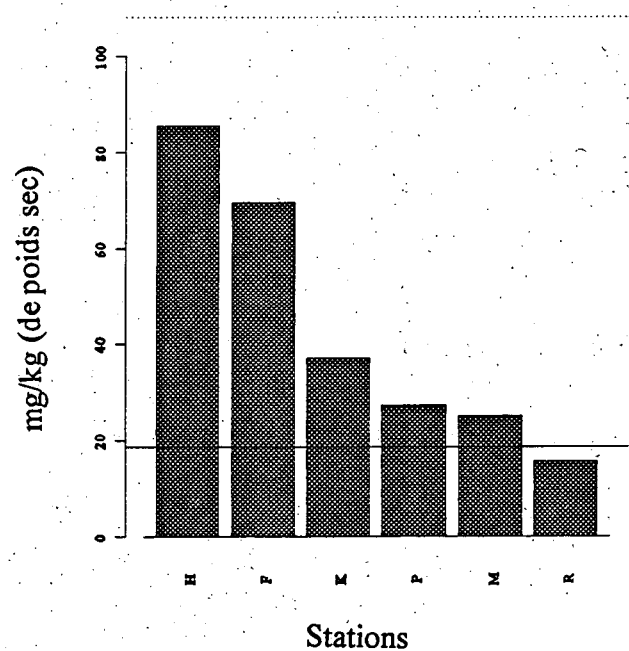


Figure 33 Diagramme à barres des taux sédimentaires de cuivre par station

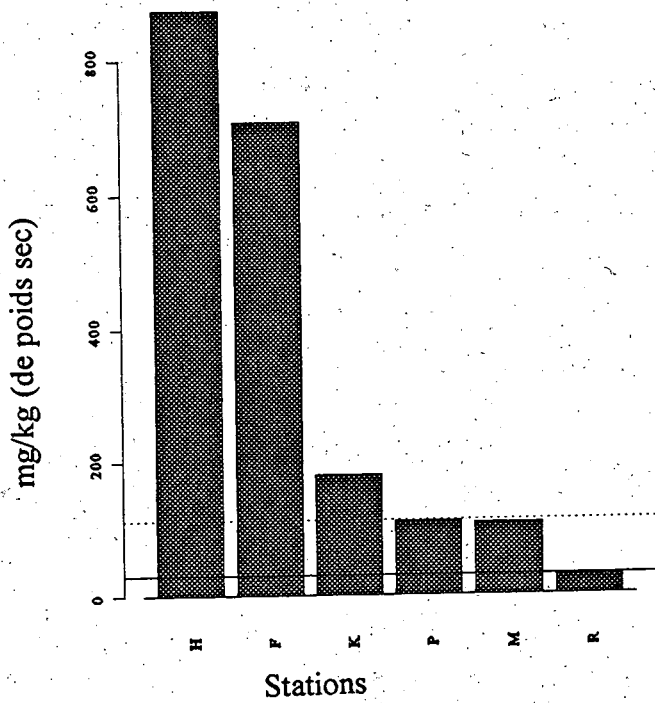


Figure 34 Diagramme à barres des taux sédimentaires de plomb par station

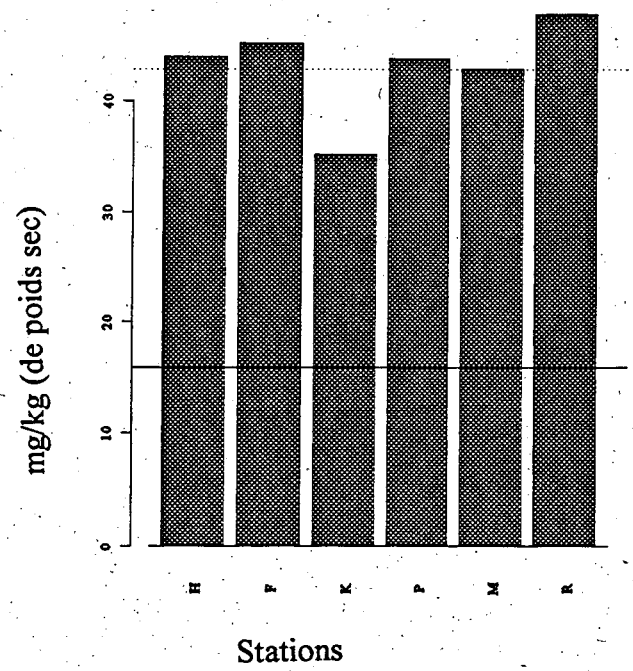


Figure 36 Diagramme à barres des taux sédimentaires de nickel par station

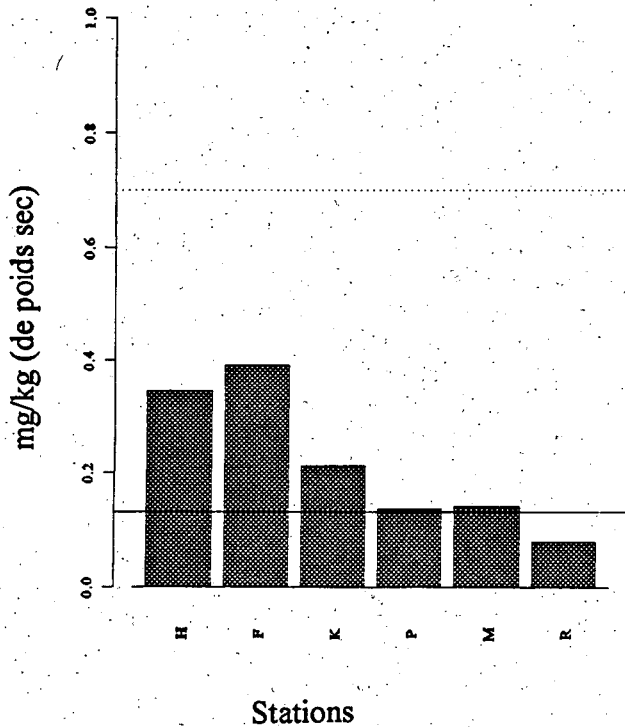


Figure 35 Diagramme à barres des taux sédimentaires de mercure par station

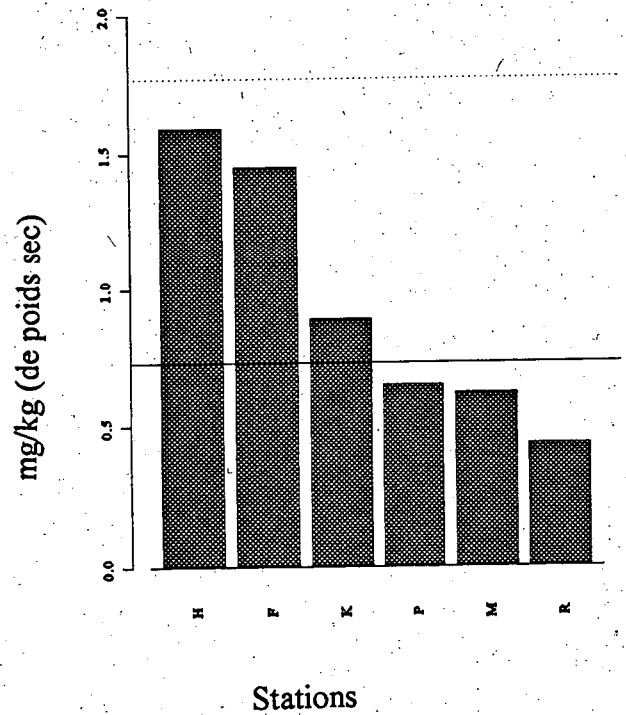


Figure 37 Diagramme à barres des taux sédimentaires d'argent par station

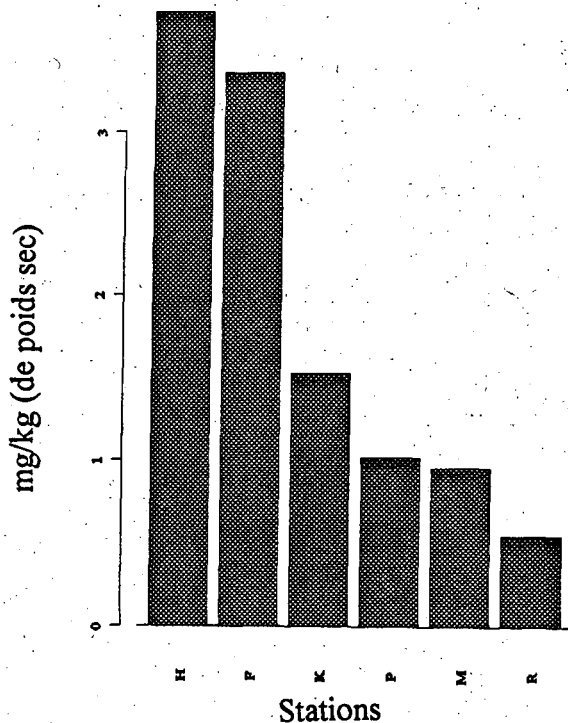


Figure 38 Diagramme à barres des taux sédimentaires de thallium par station

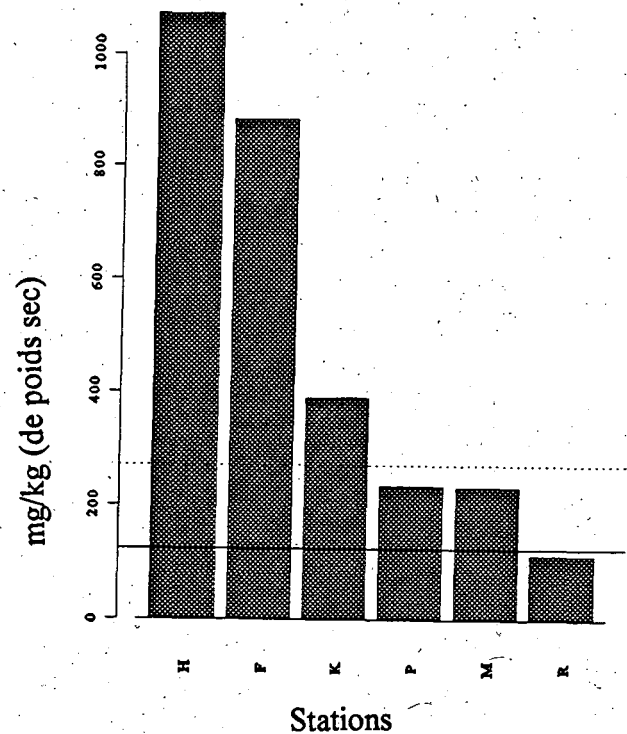


Figure 39 Diagramme à barres des taux sédimentaires de zinc par station

5.2 Analyse de l'eau de porosité

Manipulation des données. L'ensemble des données sur l'eau de porosité a subi les manipulations suivantes avant d'être présenté sous forme graphique (figures 40 à 48).

- Les paramètres apparaissant sous les seuils de détection ont été remplacés par la moitié de la valeur du seuil de détection.
- La moyenne des analyses chimiques effectuées sur des échantillons prélevés en double à la station 83 a été calculée; les données moyennes seront utilisées dans l'ensemble du document; la corrélation entre les analyses répétées dépassait 0,9694; ce résultat peut révéler une bonne homogénéité des échantillons ou de bonnes pratiques en laboratoire.
- Les noms des stations ont été établis consécutivement à la p. 10 de Beak Consultants Ltd. et Seatech Ltd., 1995.
- Les stations sont disposées le long du gradient présumé; cependant, il se peut que les sous-échantillons (c.-à-d., 1...3) d'une même station ne soient pas disposés dans le bon ordre géographique.

La plupart des valeurs tombaient sous le seuil de détection. Dans les cas où elles étaient décelées, aucune tendance ne se dégageait le long du gradient.

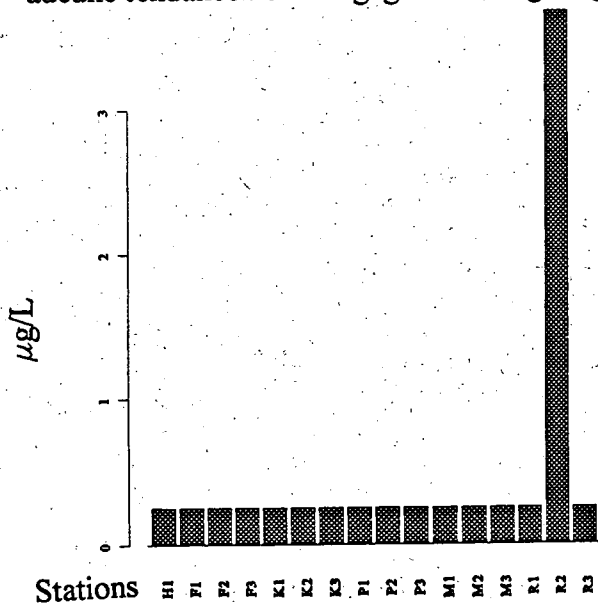


Figure 40 Diagramme à barres des taux de cadmium dans l'eau de porosité des sédiments par station

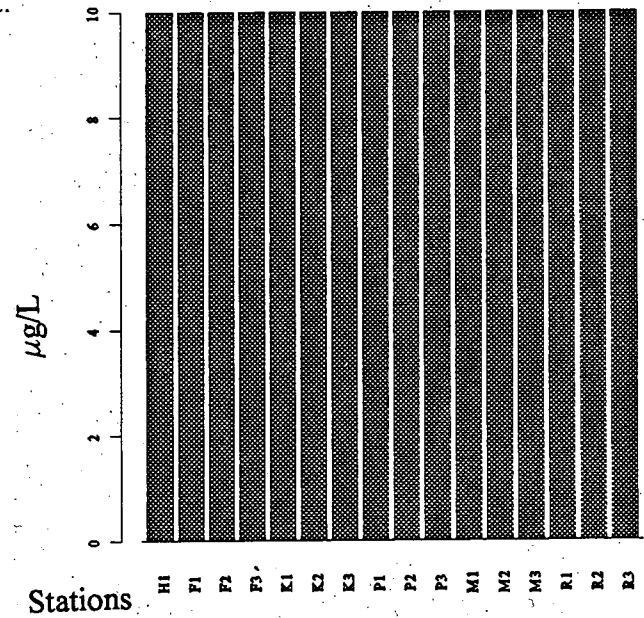


Figure 42 Diagramme à barres des taux de cuivre dans l'eau de porosité des sédiments par station

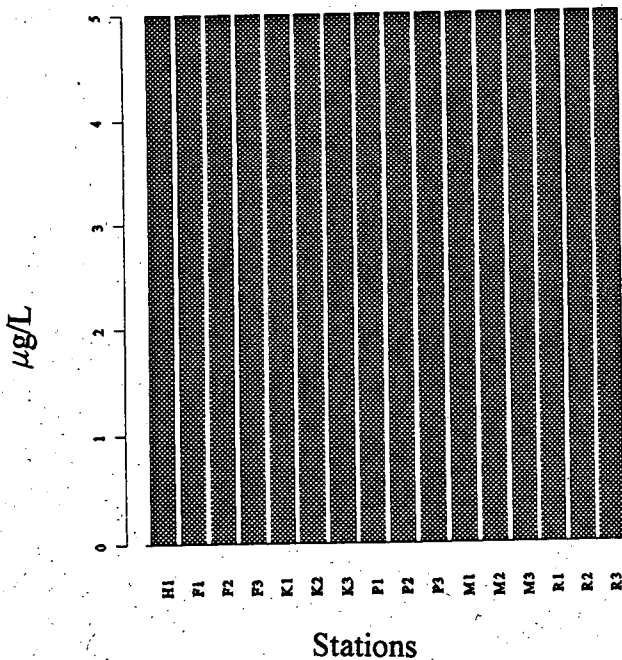


Figure 41 Diagramme à barres des taux de chrome dans l'eau de porosité des sédiments par station

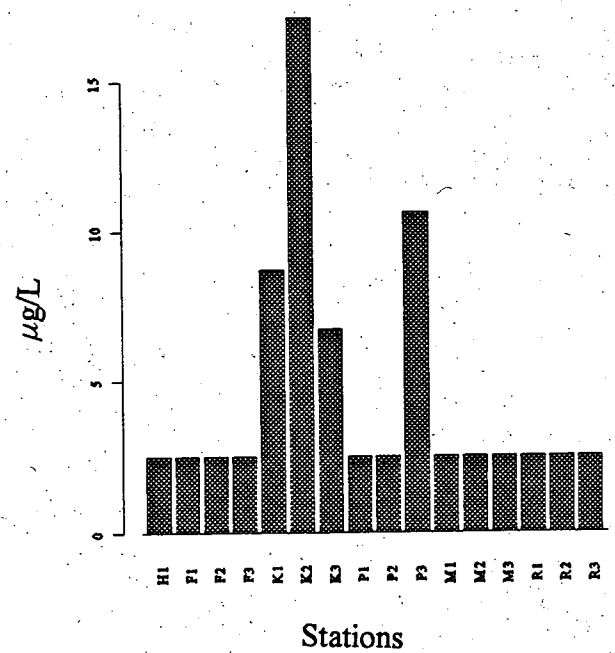


Figure 43 Diagramme à barres des taux de plomb dans l'eau de porosité des sédiments par station

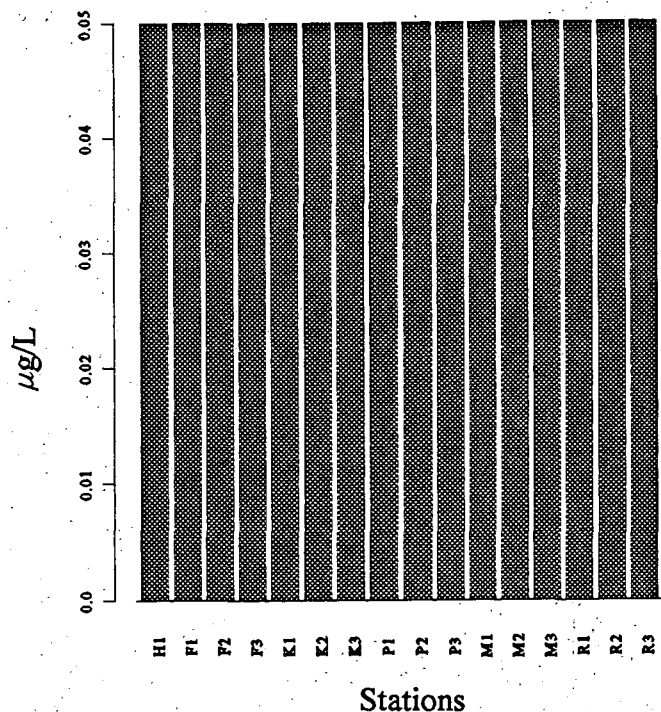


Figure 44 Diagramme à barres des taux de mercure dans l'eau de porosité des sédiments par station

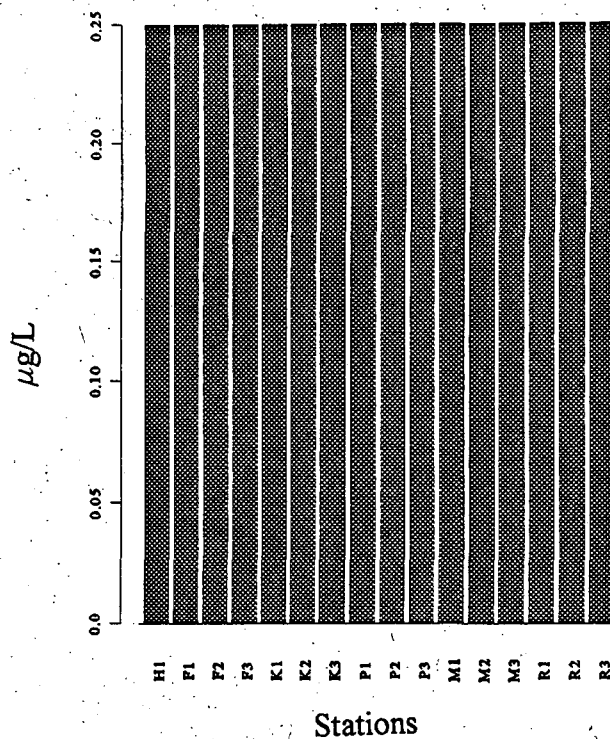


Figure 46 Diagramme à barres des taux d'argent dans l'eau de porosité des sédiments par station

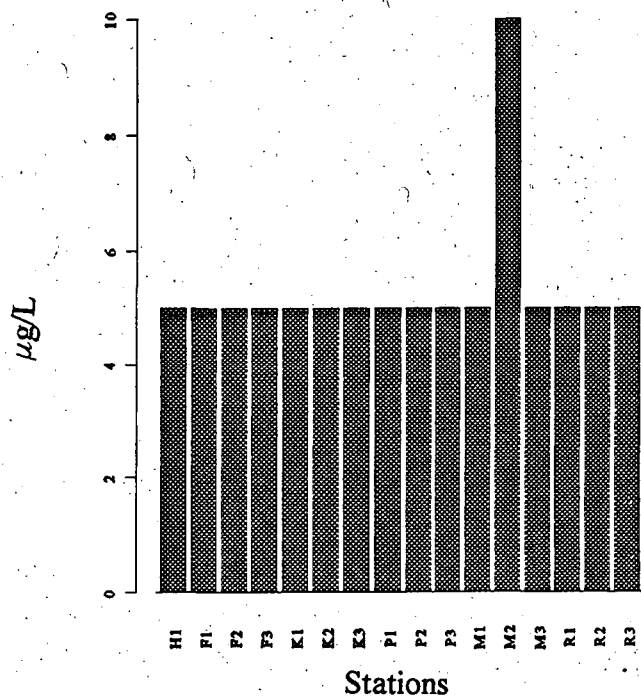


Figure 45 Diagramme à barres des taux de nickel dans l'eau de porosité des sédiments par station

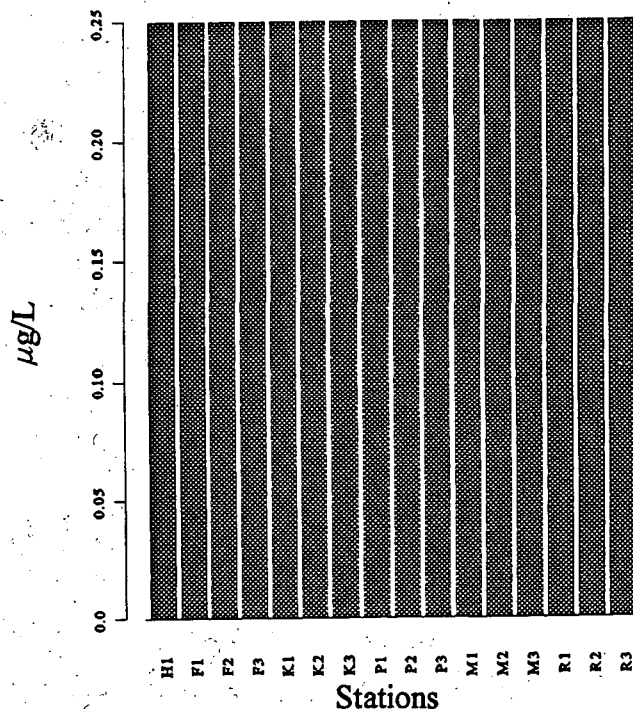


Figure 47 Diagramme à barres des taux de thallium dans l'eau de porosité des sédiments par station

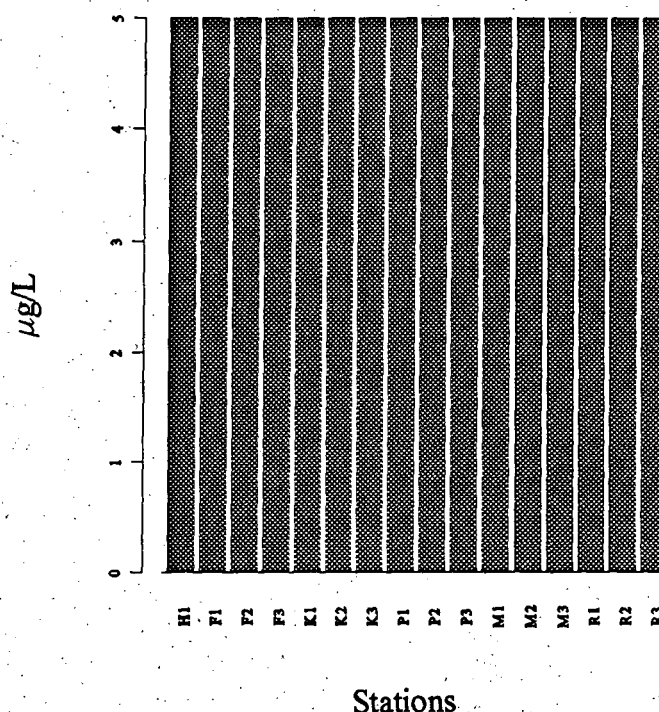


Figure 48 Diagramme à barres des taux de zinc dans l'eau de porosité des sédiments par station

5.3 Analyses des métaux extraits simultanément

Manipulation des données. L'ensemble des données sur les sédiments entiers a subi les manipulations suivantes avant d'être présenté sous forme graphique.

- Les concentrations non détectables ont été remplacées par la moitié de la valeur du seuil de détection.
- La moyenne des analyses chimiques effectuées en triple dans les stations a été calculée; les données moyennes seront utilisées dans l'ensemble du document.
- Les noms des stations ont été établis consécutivement à la p. 10 de Beak Consultants Ltd. et Seatech Ltd., 1995.
- Les stations sont disposées le long du gradient chimique global; cependant, il se peut que les sous-échantillons (c.-à-d., 1...3) d'une même station ne soient pas disposés dans le bon ordre géographique.

Une bonne tendance se dégageait le long du gradient pour le Cd, le Pb, le Tl et le Zn.

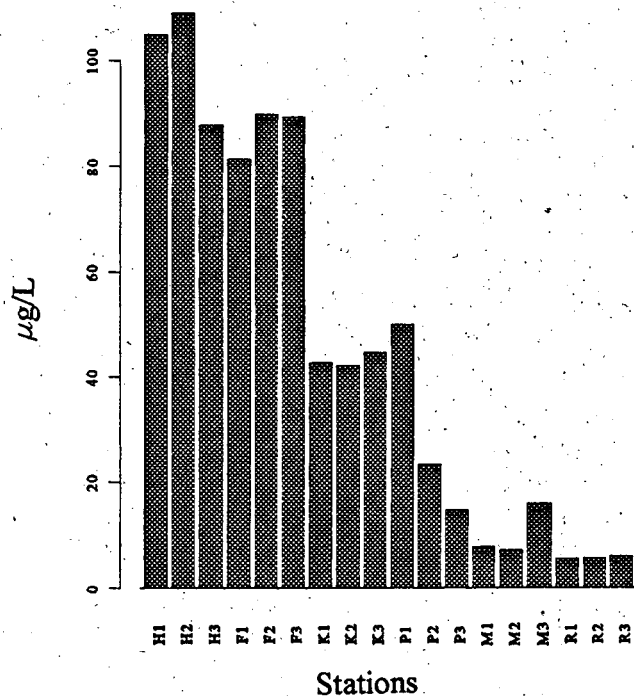


Figure 49 Diagramme à barres du cadmium extrait simultanément par station

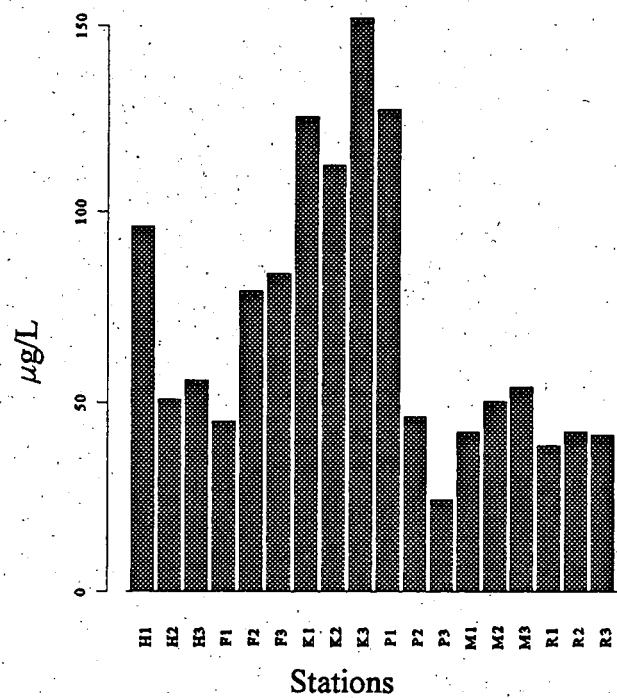


Figure 51 Diagramme à barres du cuivre extrait simultanément par station

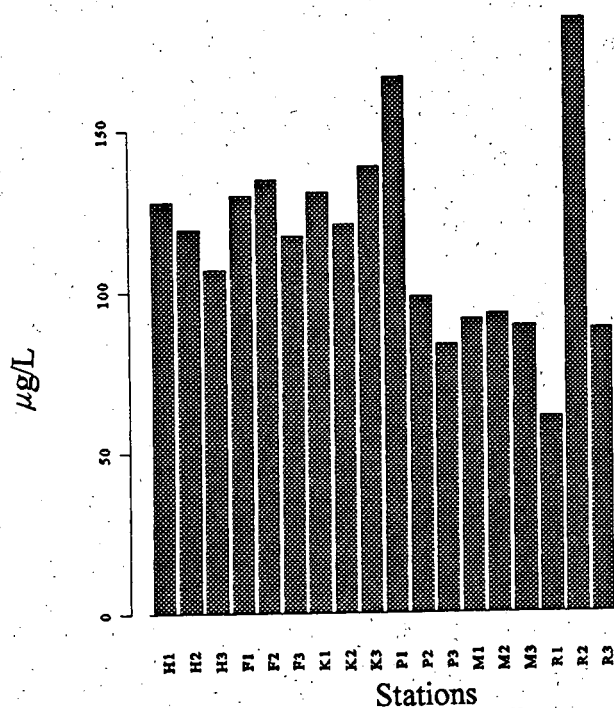


Figure 50 Diagramme à barres du chrome extrait simultanément par station

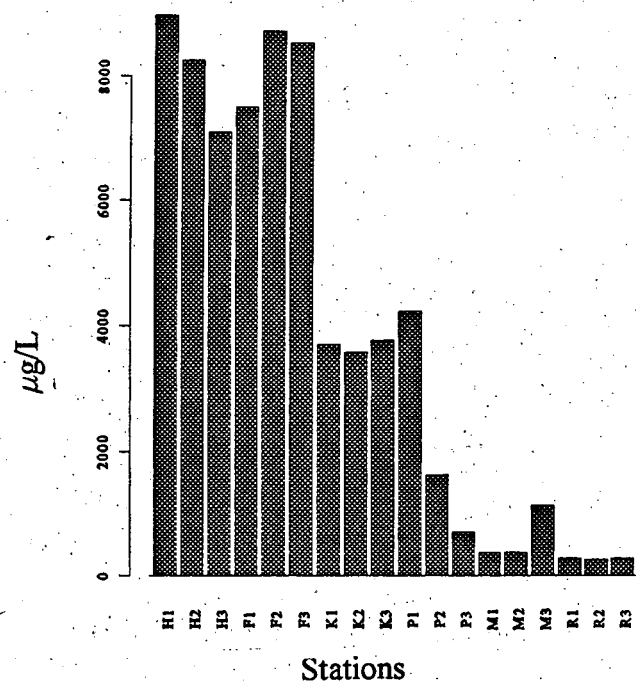


Figure 52 Diagramme à barres du plomb extrait simultanément par station

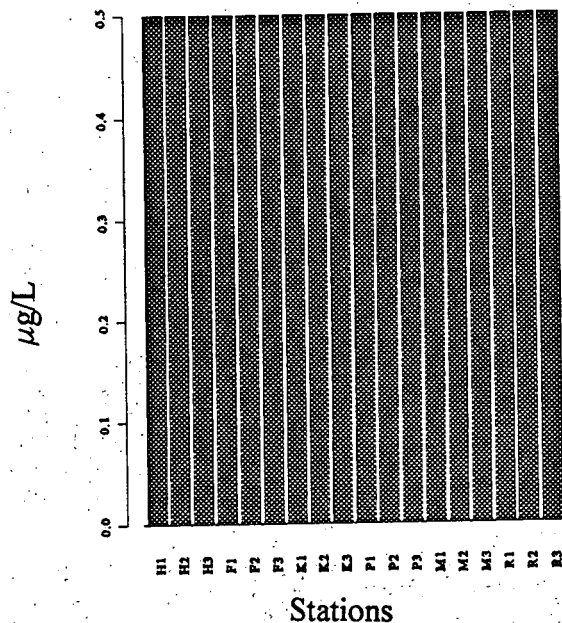


Figure 53 Diagramme à barres du mercure extrait simultanément par station

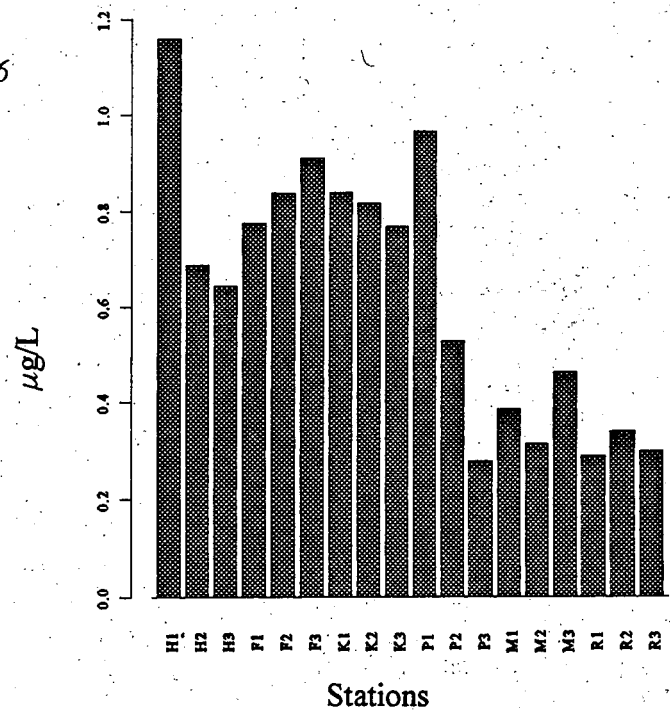


Figure 55 Diagramme à barres de l'argent extrait simultanément par station

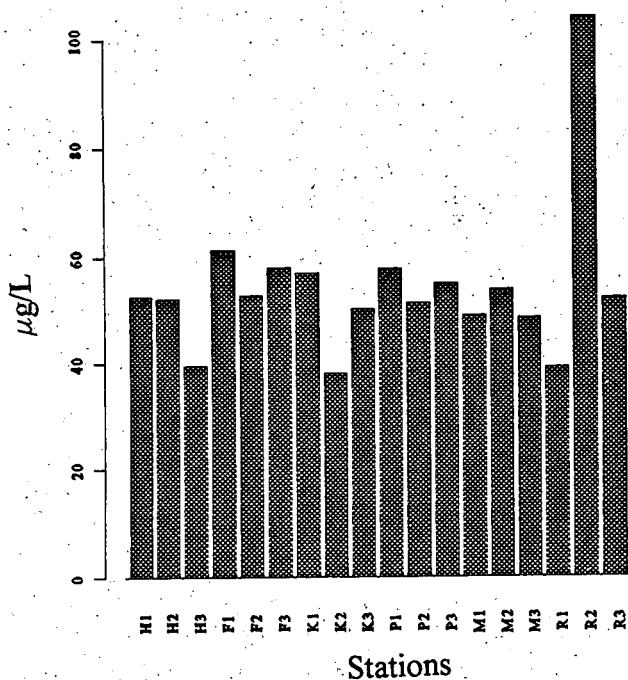


Figure 54 Diagramme à barres du nickel extrait simultanément par station

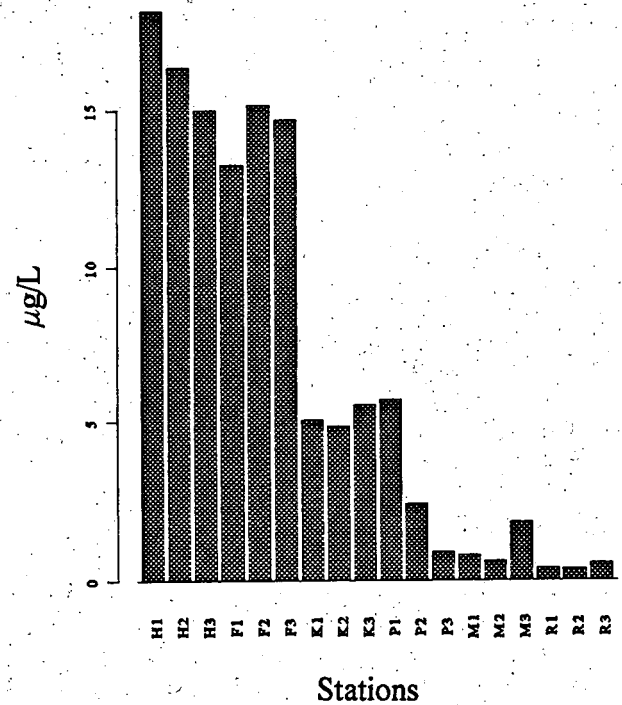


Figure 56 Diagramme à barres du thallium extrait simultanément par station

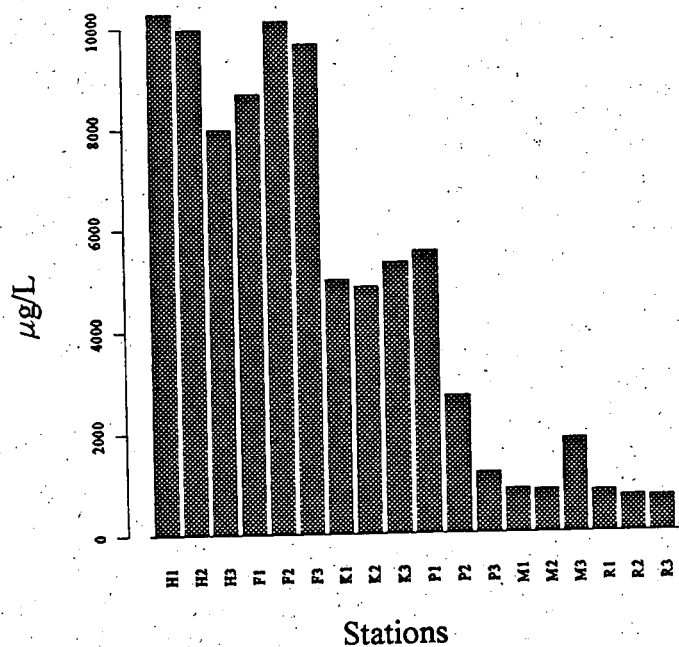


Figure 57 Diagramme à barres du zinc extrait simultanément par station

6 Résultats de l'analyse physicochimique

Les données initiales obtenues dans le cadre de cette étude sont présentées dans plusieurs rapports inédits (Doe et coll., 1996; Lee, 1995; Beak Consultants Ltd. et Seatech Ltd., 1995; Arenicola Marine, 1995; RPC 1995; Dundas Environmental Services, 1995). Les données ont été reproduites sous forme de tableau à l'annexe 5. Les données graphiques sont présentées ci-après.

6.1 Oxydoréduction, ammoniac, sulfure et COT

Les taux sédimentaires d'ammoniac se situaient entre $2,4 \mu\text{g/g}$ (site témoin de prélèvement - Martinique Beach - pour l'amphipode *A. virginiana*) à $550 \mu\text{g/g}$ (échantillon de sédiment B). Les taux sédimentaires de sulfure variaient de $0,06 \mu\text{g/g}$ (Martinique Beach) à $99,4 \mu\text{g/g}$ (échantillon 11 de la station F). Les Eh des sédiments allaient de -125 (sédiments H) à 293 (Martinique Beach).

Le potentiel d'oxydoréduction des sédiments semble assez variable d'un sous-échantillon à l'autre; aucune tendance évidente ne se dégage. Il se peut que les concentrations moyennes d'ammoniac dans les stations soient les plus basses à la station de référence. Les concentrations de sulfure varient davantage dans les stations les plus à l'intérieur.

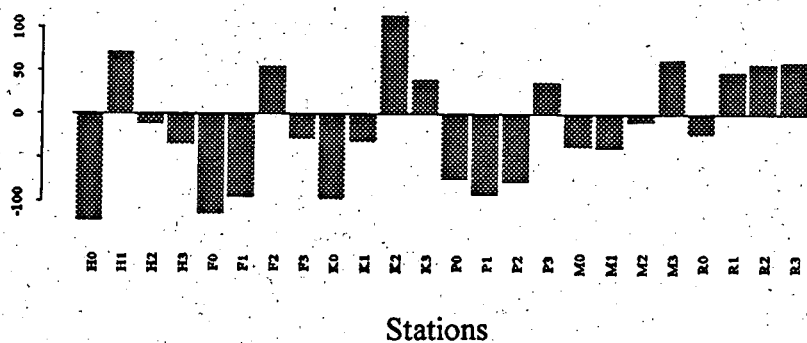
Selon la figure 59, les potentiels d'oxydoréduction de l'eau de porosité sont tous positifs à l'exception d'un site de référence.

Les concentrations d'ammoniac dans l'eau de porosité semblent irrégulières à la station K, atteignant un plateau avant la station K et subissant une diminution graduelle jusqu'au site de référence après cette station.

L'eau de porosité contenait de faibles concentrations de sulfure dans seulement trois stations, mais pas dans tous les sous-échantillons. Le sulfure n'est donc pas un facteur qui contribue à la toxicité de ces sédiments. Puisque ces échantillons d'eau de porosité ont été préparés de la même façon que les échantillons qui ont servi à l'essai sur la bactérie photoluminescente en phase liquide et l'essai sur la fécondation chez les oursins, on peut conclure que, pour ces essais, le sulfure était absent des solutions d'essai de toxicité.

Potentiel d'oxydoréduction (mV)

Diagramme à barres du potentiel d'oxydoréduction par station

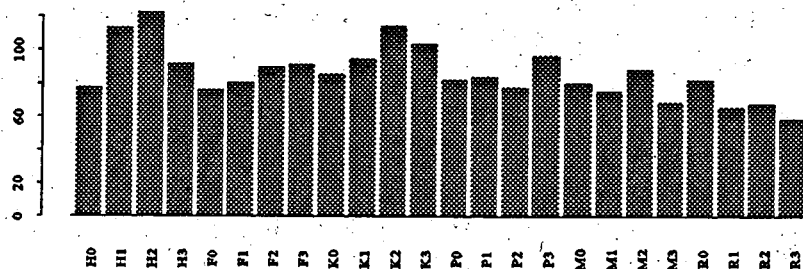


Stations

Ammoniac

 $(\mu\text{g/g de sédiment à l'état sec})$

Diagramme à barres de l'ammoniac par station

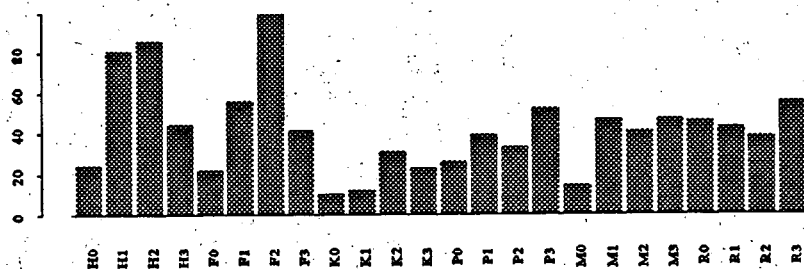


Stations

Sulfure

 $(\mu\text{g/g de sédiment à l'état sec})$

Diagramme à barres du sulfure par station



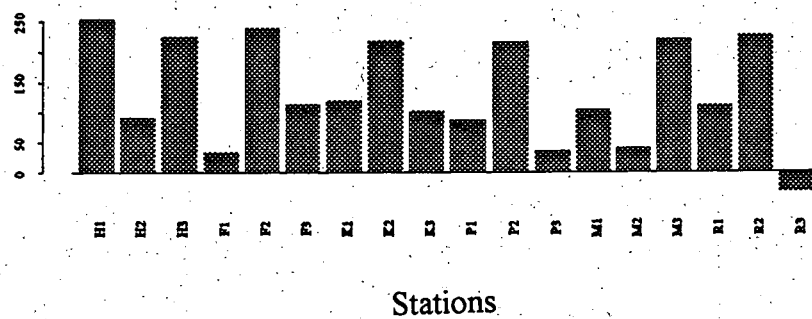
Stations

Figure 58

Variables physicochimiques des sédiments

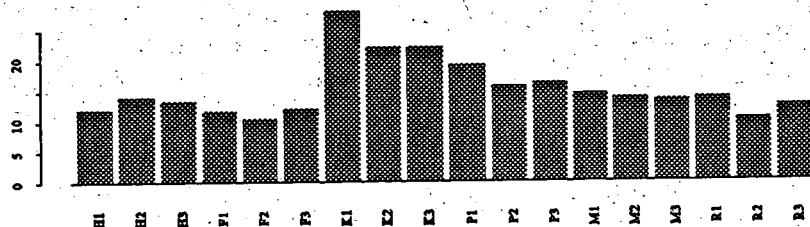
Potentiel d'oxydoréduction (mV)

Diagramme à barres du potentiel d'oxydoréduction par station



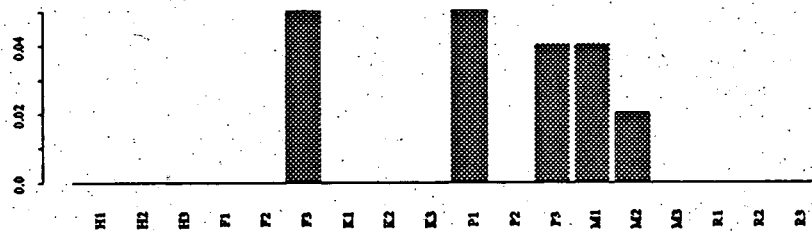
Stations

Diagramme à barres de l'ammoniac par station

Ammoniac ($\mu\text{g/L}$)

Stations

Diagramme à barres du sulfure par station

Sulfure ($\mu\text{g/L}$)

Stations

Figure 59 Variables physicochimiques de l'eau de porosité

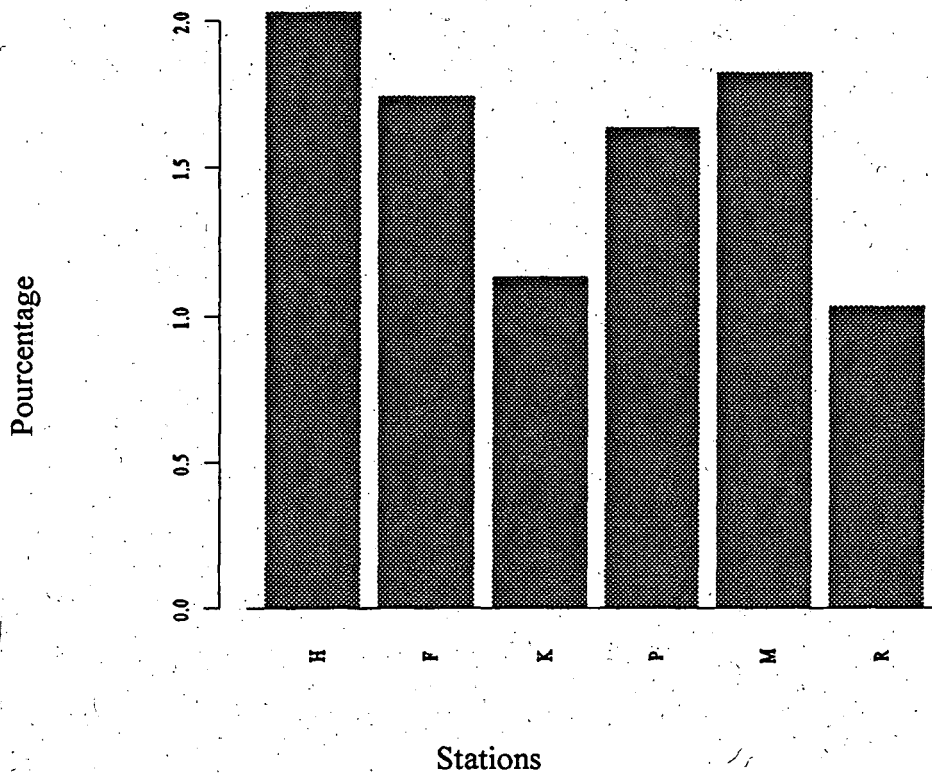


Figure 60 Diagramme à barres des concentrations de carbone organique total par station

Il se peut que le taux de carbone organique diminue le long du gradient présumé.

6.2 Analyse de la composition granulométrique des sédiments

Manipulation des données

- Les noms des stations ont été établis consécutivement à la p. 10 de Beak Consultants Ltd. et Seatech Ltd., 1995.

Présentation graphique. Le diagramme à barres est utilisé pour représenter les données analytiques de chaque station. Celles-ci sont disposées le long du gradient présumé. Il convient de remarquer le changement des proportions relatives de limon et de sable entre les deux stations les plus à l'intérieur (H et F) et les autres stations.

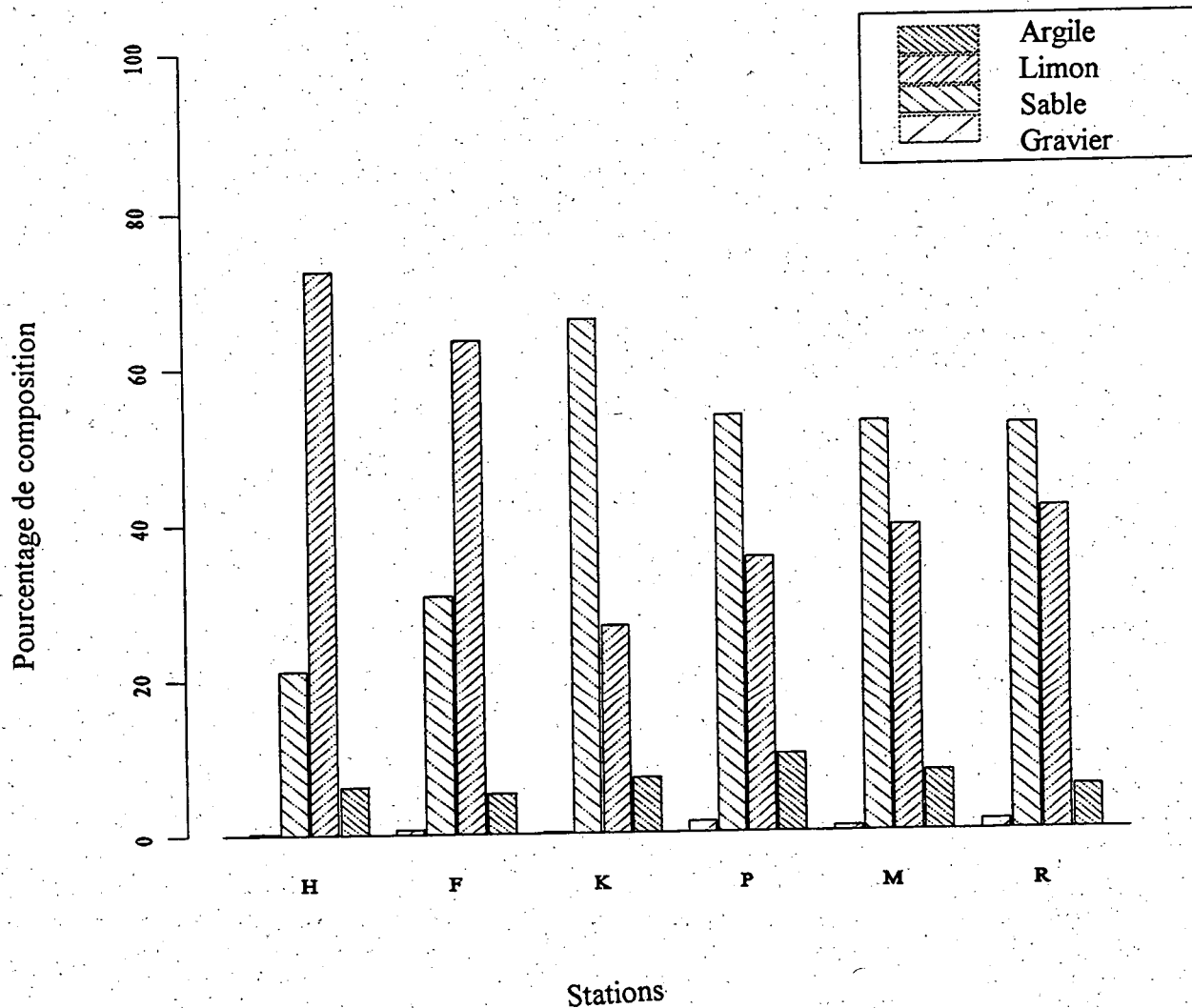


Figure 61 Diagramme à barres de la composition granulométrique des sédiments par station

7 Utilisation des métaux extraits simultanément/sulfure d'acide volatil (MES/SAV)

Aux États-Unis, l'USEPA et de nombreux collaborateurs associés à des établissements d'enseignement supérieur sont en train d'établir des critères de qualité des sédiments, basés sur la fraction de contaminants que l'on croit biodisponibles. Pour les composés organiques non ioniques, on utilise un modèle de partition à l'équilibre (P_{eq}) (DiToro, 1991). Pour les métaux cationiques, comme le cadmium, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc, le concept de P_{eq} a été élargi de façon à englober la liaison des métaux avec le sulfure d'acide volatil (SAV) dans l'eau interstitielle. De nombreux chercheurs ont montré qu'il y a toxicité quand les concentrations molaires de certains métaux extraits simultanément (MES) dépassent la somme des concentrations molaires de SAV dans l'eau interstitielle (Ankley et coll., 1996a). Des démarches complémentaires basées sur la mesure de l'eau interstitielle, du SAV, du carbone organique et de la partition minimale sont également envisagées (Ankley, 1996).

Environnement Canada suit ces progrès avec intérêt, car il cherche une application possible de ces démarches dans le contexte canadien de l'immersion en mer. Selon certains de nos clients maintenant au courant du travail entourant les SAV, les lignes directrices canadiennes basées sur les effets devraient également faire en sorte que le calcul des ratios MES/SAV détermine si les métaux contaminant leurs sédiments sont biodisponibles. Par conséquent, les ratios MES/SAV ont également été mesurés au cours de l'étude de Belledune.

7.1 Calcul des ratios MES/SAV

La mesure des SAV et des MES a été réalisée selon Allen et coll. (1993). Comme le montre la figure 62, seule la station la plus à l'intérieur (H) possède un potentiel de toxicité si les SAV se lient aux MES de façon équimolaire. La plus grande part de la contribution aux MES est attribuable au zinc (Zn) (non montré).

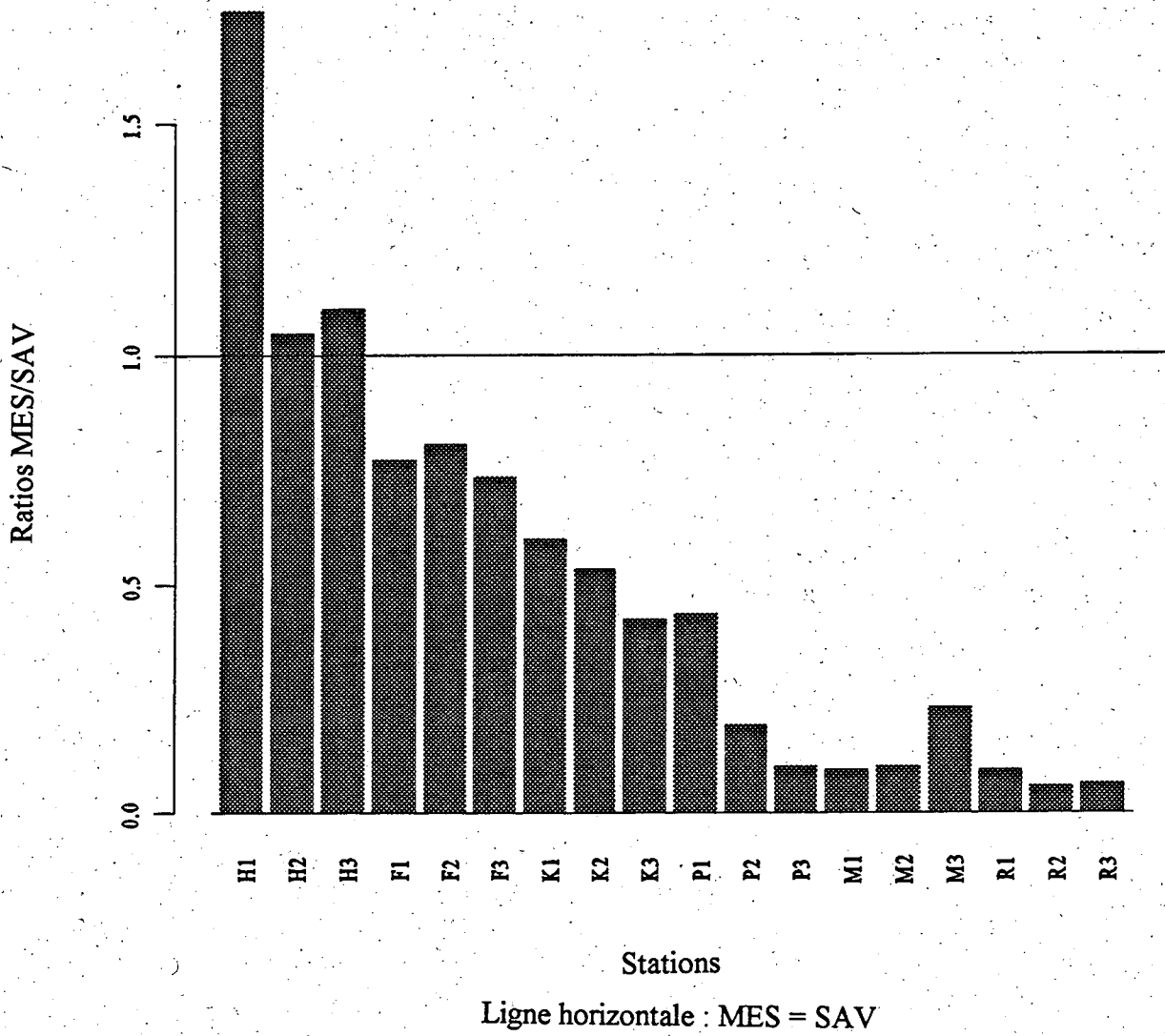


Figure 62 Diagramme à barres des ratios MES/SAV

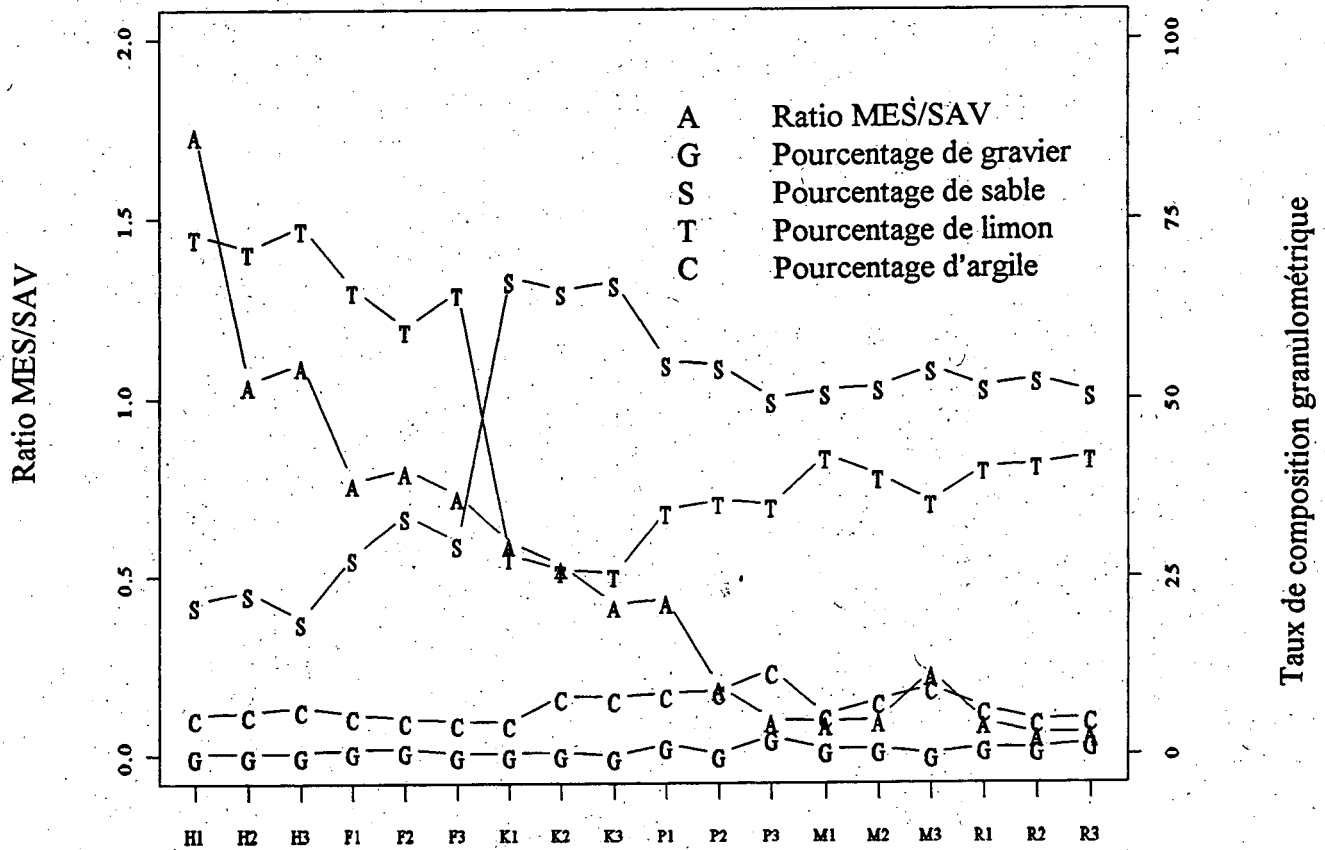


Figure 63 Ratios MES/SAV et distribution granulométrique par station

La figure 63 montre qu'en présence d'un taux de sable élevé, le ratio MES/SAV est bas.

8 Analyse statistique

En raison du manque généralisé de réactions attendues dans la plupart des bioessais, il n'a pas été possible de tirer comme prévu des conclusions à partir de l'interprétation des bioessais. Lorsqu'ils étaient exposés à des sous-échantillons en trois exemplaires, la plupart des bioessais présentaient des réactions constantes. L'analyse statistique des objectifs 1 et 2 se restreint donc à des questions connexes et à d'autres hypothèses.

Des réactions incertaines ont été observées chez *Boccardia proboscidea*. Puisque ce protocole est encore en élaboration, l'évaluation approfondie des résultats obtenus sera reportée jusqu'à l'approbation d'un protocole définitif, car il se peut que des erreurs survenues lors de la manipulation ou de l'exécution des essais aient faussé les résultats.

Certains des essais sur les oursins ont abouti à des résultats présentant de faibles corrélations avec les niveaux chimiques des sédiments de l'échantillon global (échecs) et ne correspondant pas aux prévisions du modèle MES/SAV présenté à la section 7. Un examen des facteurs confusionnels est donc entrepris.

Aucune bioaccumulation significative de Cd ou de Hg n'a été observée dans l'essai de bioaccumulation sur *M. balthica*. Pour l'obtention de permis d'immersion en mer, le cadmium et le mercure constituent les critères d'information minimale dans le cas des métaux. D'autres métaux préoccupants, comme le Cu, le Pb et le Zn, sont également présents en quantité dépassant les teneurs PEL provisoires. On a donc commencé à étudier à fond la bioaccumulation d'autres métaux.

L'objectif 3, qui vise à évaluer si certaines espèces devraient être retirées de la batterie d'essais, est abordé sur le plan qualitatif à la section 9 (discussion), tandis que l'objectif 4 sur les relations entre les réactions chimiques, physiques et *in situ* est traité à fond dans la présente section.

8.1 Réactions des oursins et variables confusionnelles

Pour déterminer si des facteurs autres que la contamination par les métaux avaient pu influencer les bioessais sur les oursins, il a fallu vérifier si les facteurs physiques présentaient des différences considérables d'une station à l'autre. Il est à noter qu'au départ les stations ont été choisies les plus similaires possibles sur le plan géophysique, de façon à réduire au minimum les effets des facteurs confusionnels sur les réactions observées lors des bioessais.

8.1.1 Comparaison des variables physiques des sédiments dans l'ensemble des stations

Les variables physiques comparées sont la taille des particules, le COT, l'ammoniac, le sulfure et le potentiel d'oxydoréduction. Aucun essai n'a été repris dans une même station. Par conséquent, il est impossible de comparer par paire les stations, et la méthode de régression est donc adoptée. Celle-ci vise la vérification de l'hypothèse selon laquelle il n'existe aucun gradient dans les stations.

L'un des problèmes engendrés par cette méthode est que chaque station, variable indépendante, doit posséder une quelconque caractéristique numérique (p. ex., la distance géographique entre les stations). Cependant, la station de référence est située à environ 38 km du havre de Belledune. L'utilisation de ce nombre dans l'équation de régression viendrait fausser la relation qui nous intéresse, à savoir l'ordre relatif des stations. Les données qui ont un ordre intrinsèque, mais qui ne sont pas continues, sont appelées « données ordinales » (p. ex., dans le cas des préférences alimentaires : excellent, bon, mauvais, exécrable). Même si les catégories ne sont pas numériques, elles peuvent être ordonnées. Les méthodes d'analyse des données ordinales s'utilisent pour des réactions non continues. La seule option possible pour une réaction continue sans répétition est l'utilisation de valeurs ou de scores numériques attribués aux données ordinales.

Pour l'ordination des sites de l'étude de Belledune le long du gradient, les chiffres 1 à 6 ont été attribués aux stations H, F, K, P, M et R respectivement (en supposant que la différence entre les stations est uniforme). Bien que cette attribution soit arbitraire, Snedecor et Cochran (1980) proposent que les inférences sont peu affectées par des modifications moyennes des scores.

Les données sont réorganisées dans des diagrammes de dispersion, qui répondent aux exigences de présentation d'une analyse de régression.

Il convient de remarquer la tendance à la régularité entre les stations 3 et 6 dans le cas du sable et du limon. Cette tendance est attribuable à la nature synthétique des stations 4 et 5, qui ont été créées par un mélange des stations 3 et 6 selon différentes proportions. Ces stations devraient être exclues de l'analyse de régression, car elles améliorent artificiellement la correspondance potentielle au modèle.

Étant donné que les diagrammes précédents sont non monotoniques, une régression linéaire visant l'évaluation des différences entre les stations ne s'avère pas très utile. Des modèles plus compliqués pourraient convenir à ces tendances, mais étant donné le manque de points (4 stations réelles), ce n'est pas pratique. Après le retrait des stations 4 et 5, les seuls faits évidents que l'on peut observer sont les suivants : c'est à la station de référence (6) que le potentiel d'oxydoréduction est le plus élevé et que le taux d'ammoniac est le plus bas.

Il semblerait, du moins visuellement, que les variables physiques des sédiments ne montrent aucune tendance évidente dans l'ensemble des stations. Cette observation s'appuie également sur l'ordination des variables physiques/chimiques des sédiments effectuée à la section 8.3.2. Les tendances qui ressortent des variables physiques des sédiments se seraient manifestées par des coefficients élevés de ces variables dans l'ordination. Puisque ce n'était pas le cas, les stations ont été bien choisies en fonction de ces variables physiques potentiellement importantes.

8.1.2 Étude des essais sur la fécondation

Cette section a pour but de vérifier l'hypothèse suivante :

H1 Le taux de fécondation dans les bioessais sur les oursins est prévisible.

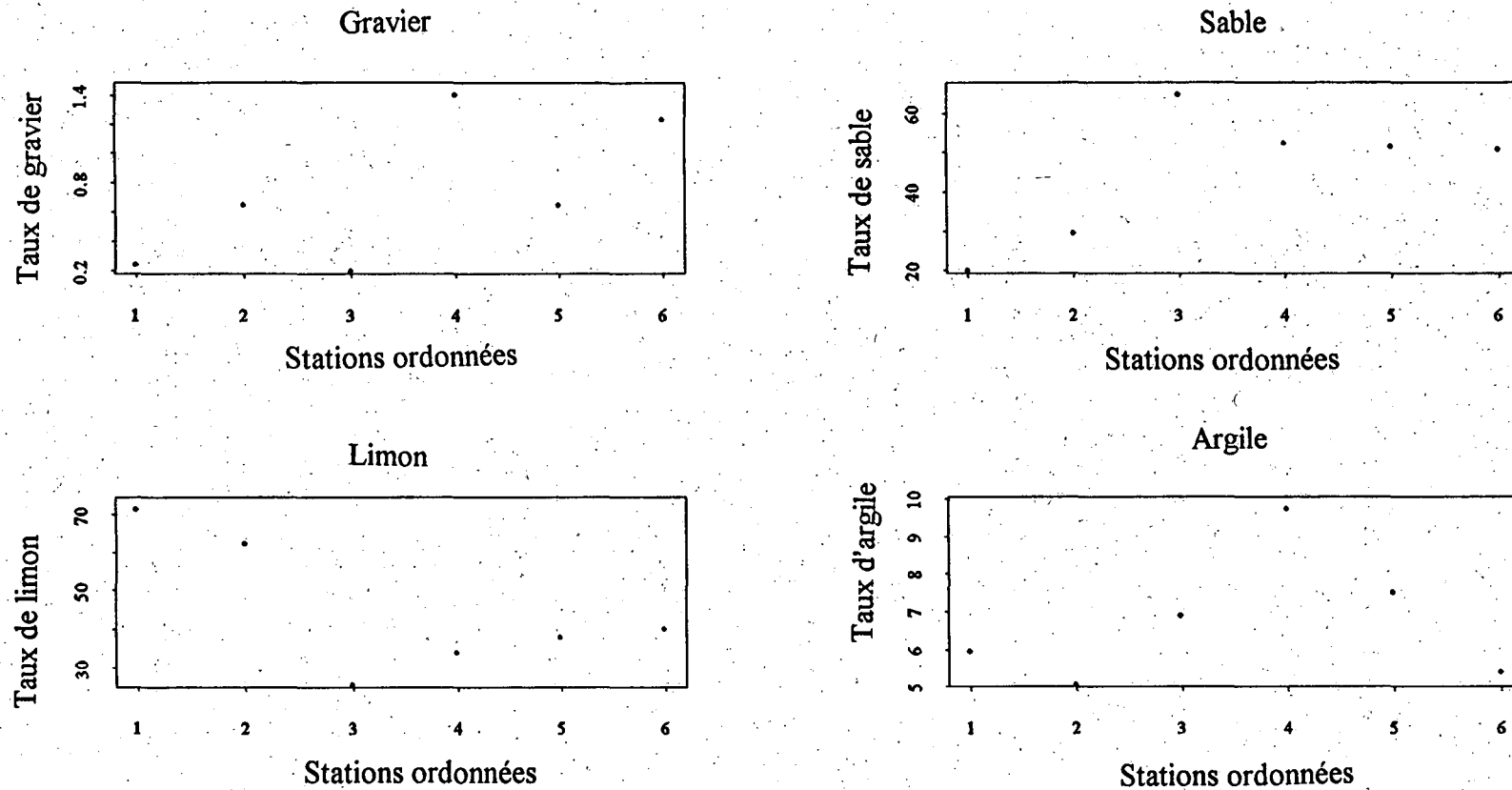
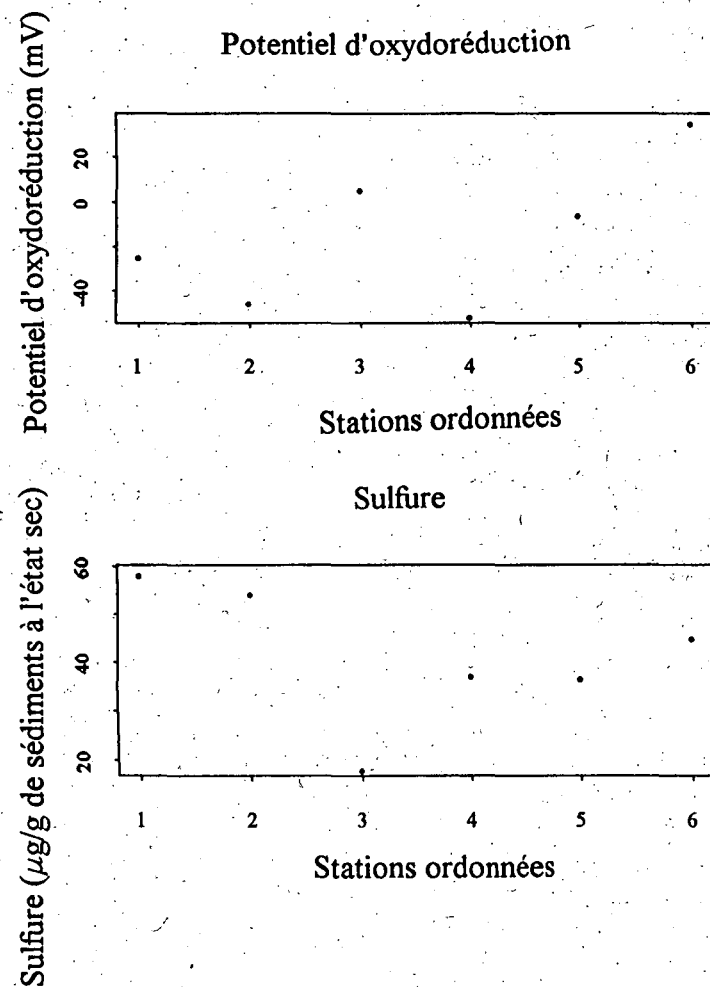
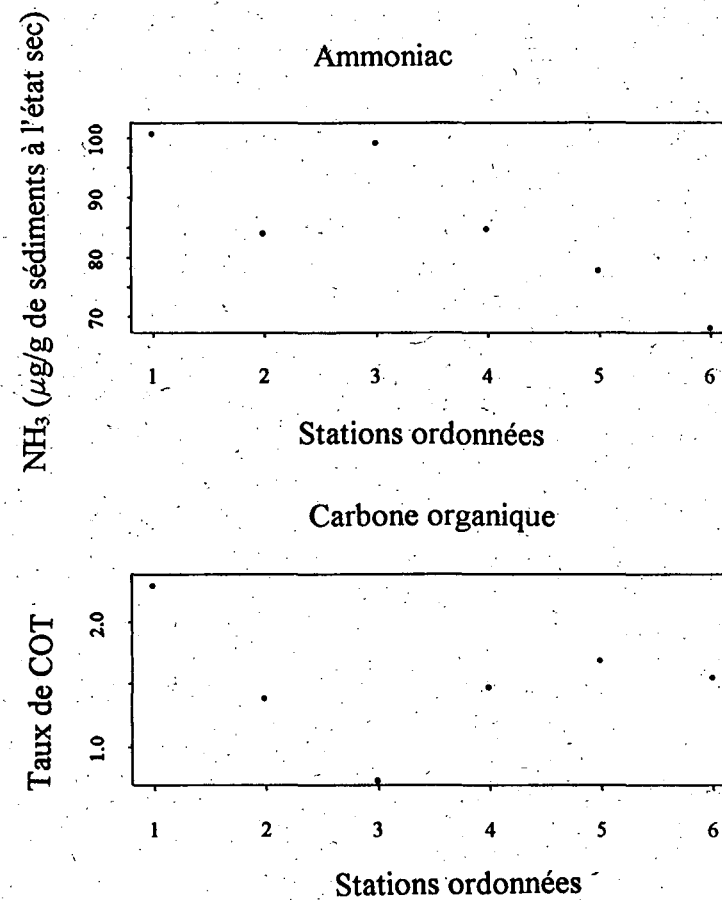


Figure 64 Distribution granulométrique utilisée dans les analyses de régression

Il convient de remarquer la tendance à la régularité entre les stations 3 et 6 dans le cas du sable et du limon. Cette tendance est attribuable à la nature synthétique des stations 4 et 5, qui ont été créées par un mélange des stations 3 et 6 selon différentes proportions. Ces stations devraient être exclues de l'analyse de régression, car elles améliorent artificiellement la correspondance potentielle au modèle.



69



69

Figure 65 Autres variables sédimentaires utilisées dans les analyses de régression

Cette hypothèse sera étudiée à l'aide des méthodes de régression. Commençons par un examen visuel des diagrammes de dispersion (figure 66).

Il peut y avoir un lien entre le taux de fécondation et la présence de NH_3 . La figure 11 (chapitre 3) montre des changements du taux de fécondation et du taux de fécondation témoin dans l'ensemble des stations.

Le lien potentiel entre le taux de fécondation et la présence de NH_3 est étudié à l'aide de la régression polynomiale. Tant le modèle linéaire que le modèle quadratique correspondaient, et le terme quadratique ($\alpha = 0,05$) n'était pas significative, bien que la correspondance au modèle ait été améliorée de façon importante. Le modèle linéaire a donc été utilisé pour décrire la relation montrée au tableau 7.

Tableau 7. Résumé : régression de la fécondation chez *Lytechinus pictus* en eau de porosité

Modèle	R ²	Valeur prédictive	Commentaire
Linéaire	0,276	0,02515	Correspondance médiocre mais significative sur le plan statistique

Le modèle laisse supposer une relation faible entre les concentrations de NH_3 dans l'eau de porosité et le taux de fécondation dans l'essai de toxicité des sédiments chez *Lytechinus pictus*. Globalement, l'analyse de régression n'a révélé aucun lien solide entre l'ammoniac présent dans l'eau de porosité et la fécondation de *L. pictus*. En outre l'examen visuel des MES, de la granulométrie sédimentaire et des concentrations de métaux dans les sédiments de l'échantillon global n'a révélé aucun autre lien valant la peine d'être approfondi. Cependant, il est à noter que toutes les stations (à l'exception de la station F) excédant les CSE pour au moins un des métaux contaminants préoccupants, ont échoué au bioessai selon les critères provisoires d'interprétation, comme prévu, laissant ainsi supposer une toxicité attribuable à la présence de métaux.

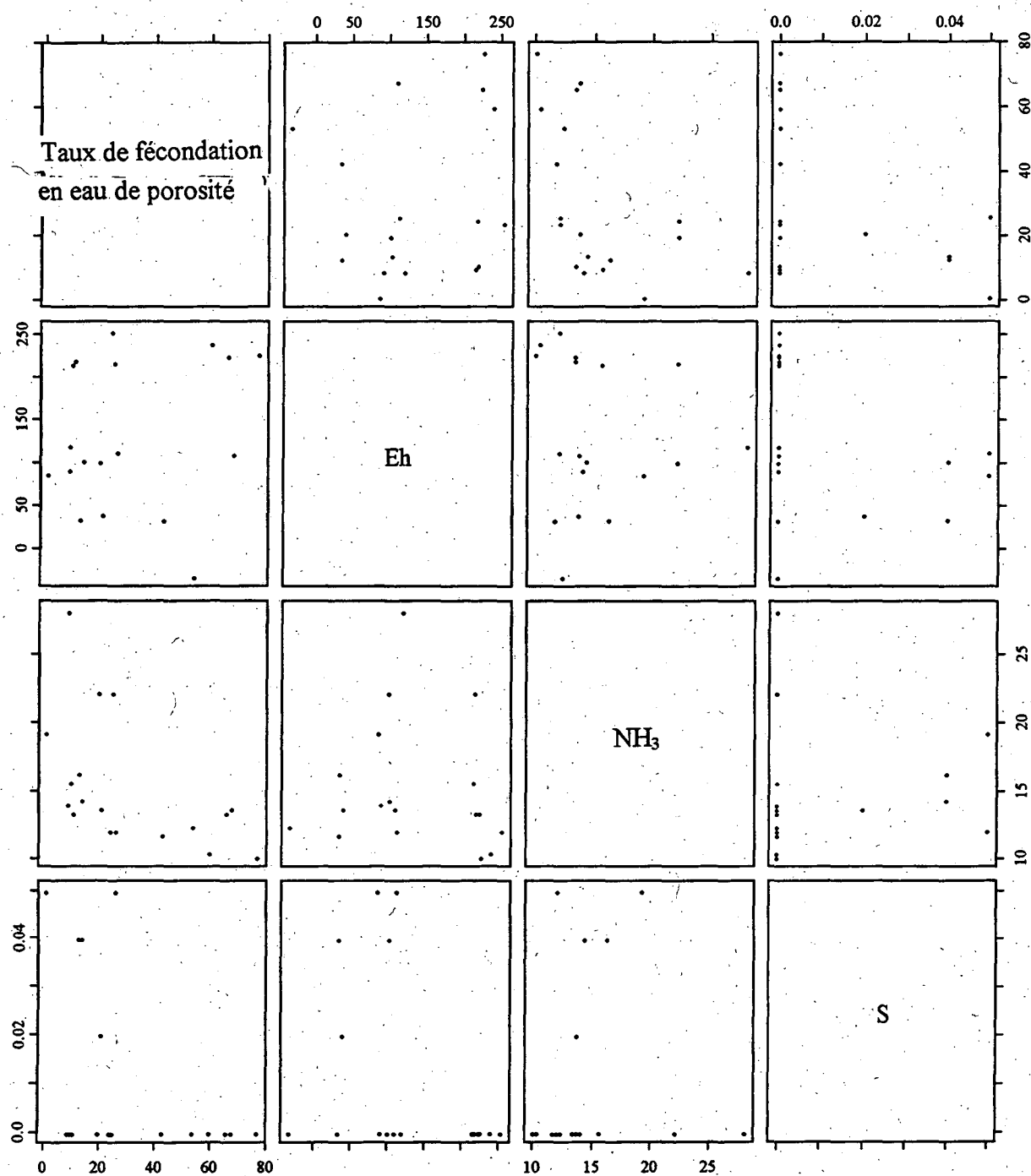
Analyse de *Lytechinus pictus*

Figure 66 Diagramme par paires du taux de fécondation de *Lytechinus pictus* et des variables physiques/chimiques de l'eau de porosité

Analyse de *Strongylocentrotus purpuratus*

Une approche similaire a été adoptée dans le cas de *S. Purpuratus*, mais aucun lien n'a été découvert, comme en témoigne la figure 67. *Dendraster* n'a pas été examiné, car il avait échoué à l'essai sur le sédiment de référence.

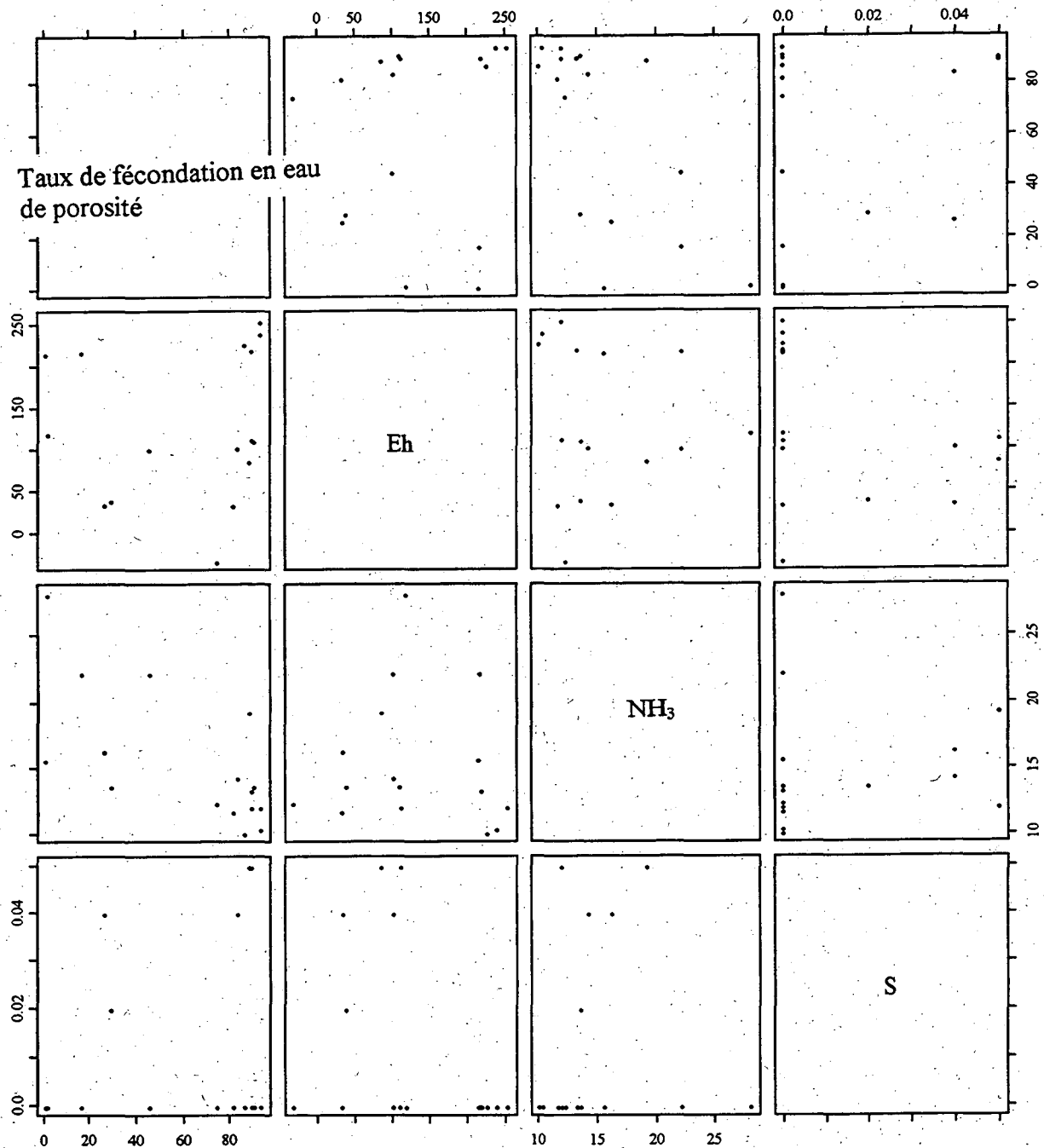


Figure 67 Diagramme par paires du taux de fécondation de *Strongylocentrotus purpuratus* et des variables physiques/chimiques de l'eau de porosité

8.2 Bioaccumulation

L'examen visuel des données sur les tissus avait surtout pour but de déceler la présence de grands contaminants dans ce site (Cd, Cu, Pb et Zn). L'ensemble de données laisse supposer qu'il existe un lien avec le plomb et le thallium. La présente section a pour but de vérifier l'hypothèse suivante :

H2 Il existe un lien entre les concentrations de plomb et de thallium dans les sédiments ou l'eau de porosité et les concentrations tissulaires de plomb et de thallium chez *Macoma balthica*.

L'hypothèse 2 sera étudiée à l'aide de méthodes de régression. Commençons par un examen visuel des diagrammes de dispersion illustrés à la figure 68.

8.2.1 Comparaison des concentrations sédimentaires et des concentrations tissulaires de métaux

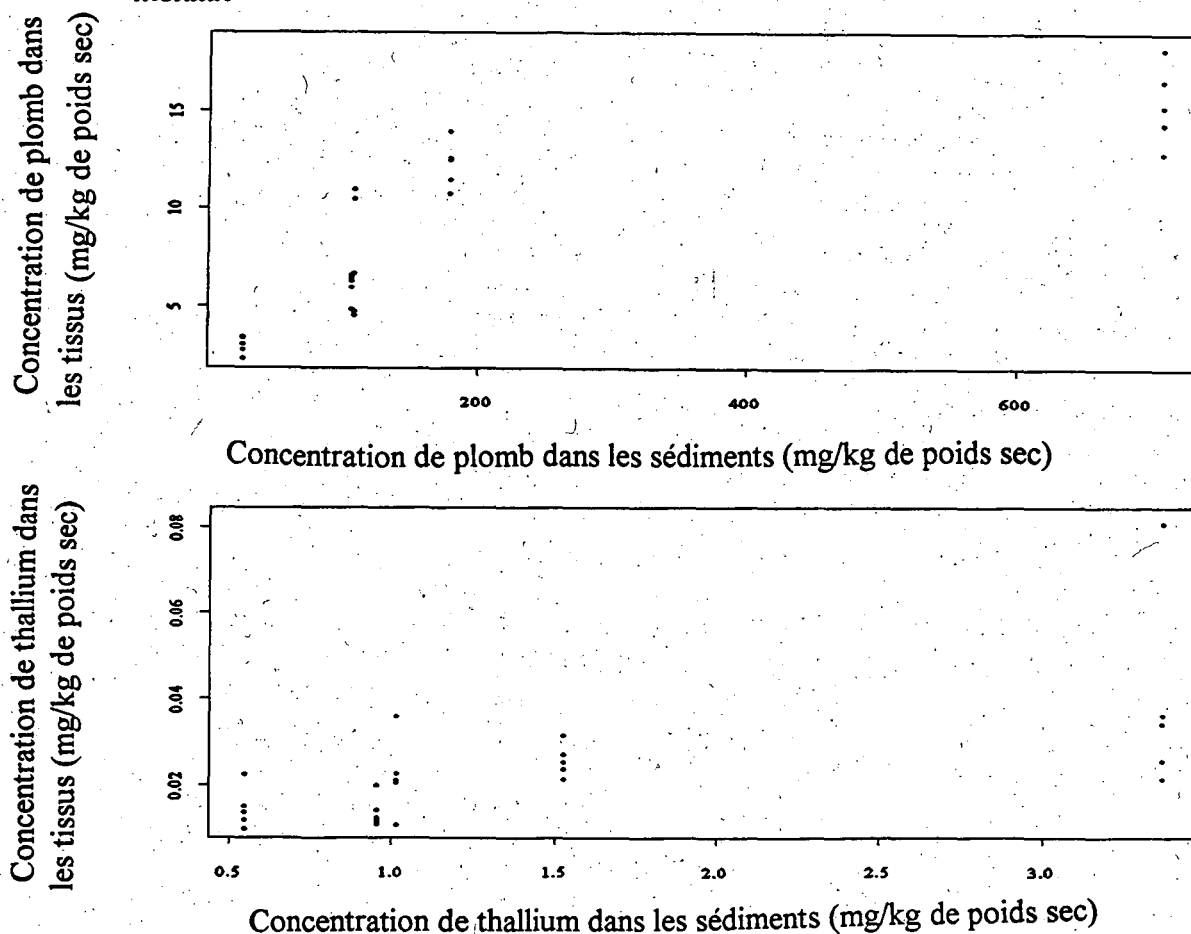


Figure 68 Diagrammes de dispersion : concentrations de métaux dans les sédiments de l'échantillon global et concentrations tissulaires

Il semble y avoir des liens linéaires chez les deux métaux. Continuons les régressions.

Tableau 8 **Résumé : régression des métaux dans les tissus de *Macoma balthica* en milieu sédimentaire**

Modèle	R ²	Valeur prédictive	Commentaire
Plomb	0,856	5,622 ⁻¹⁰	Le modèle quadratique convient beaucoup mieux que le modèle linéaire
Thallium	0,407	0,0006	Une seule valeur importante explique probablement la relation observée.

Il existe un lien fort entre les taux sédimentaires de plomb et les concentrations tissulaires de plomb chez *Macoma balthica*, tandis que le lien entre les concentrations tissulaires et sédimentaires de thallium est probablement attribuable à une seule observation influente.

8.2.2 Comparaison des concentrations des métaux dans l'eau de porosité et de leurs concentrations tissulaires

Commençons par un examen visuel des diagrammes de dispersion (figure 69). Puisque les valeurs entourant l'eau de porosité ont été mesurées dans des échantillons différents de ceux que l'on a utilisés pour l'exposition, on a calculé la moyenne des trois sous-échantillons d'eau de porosité afin d'obtenir une mesure de l'exposition.

Les graphiques montrent que le plomb présent dans l'eau de porosité semble ne pas être en corrélation avec les concentrations tissulaires de plomb chez *Macoma balthica*. Il convient de remarquer les concentrations tissulaires élevées de plomb quand le taux de plomb dans l'eau de porosité tombe sous le seuil de détection de 5 µg/L. Dans cet ensemble de données, les valeurs inférieures au seuil de détection ont été remplacées par la moitié de la valeur du seuil de détection, soit 2,5 µg/L. Toutes les concentrations de thallium dans l'eau de porosité étaient inférieures au seuil de détection. Elles ne seront donc pas analysées.

La régression linéaire des taux tissulaires de plomb sur les concentrations de plomb dans l'eau de porosité des sédiments n'était pas significative (valeur prédictive : 0,1563). Il n'existe aucun lien important entre les concentrations tissulaires de plomb chez *Macoma balthica* et les concentrations de plomb dans l'eau de porosité extraite des sédiments, comme en témoigne la figure 69.

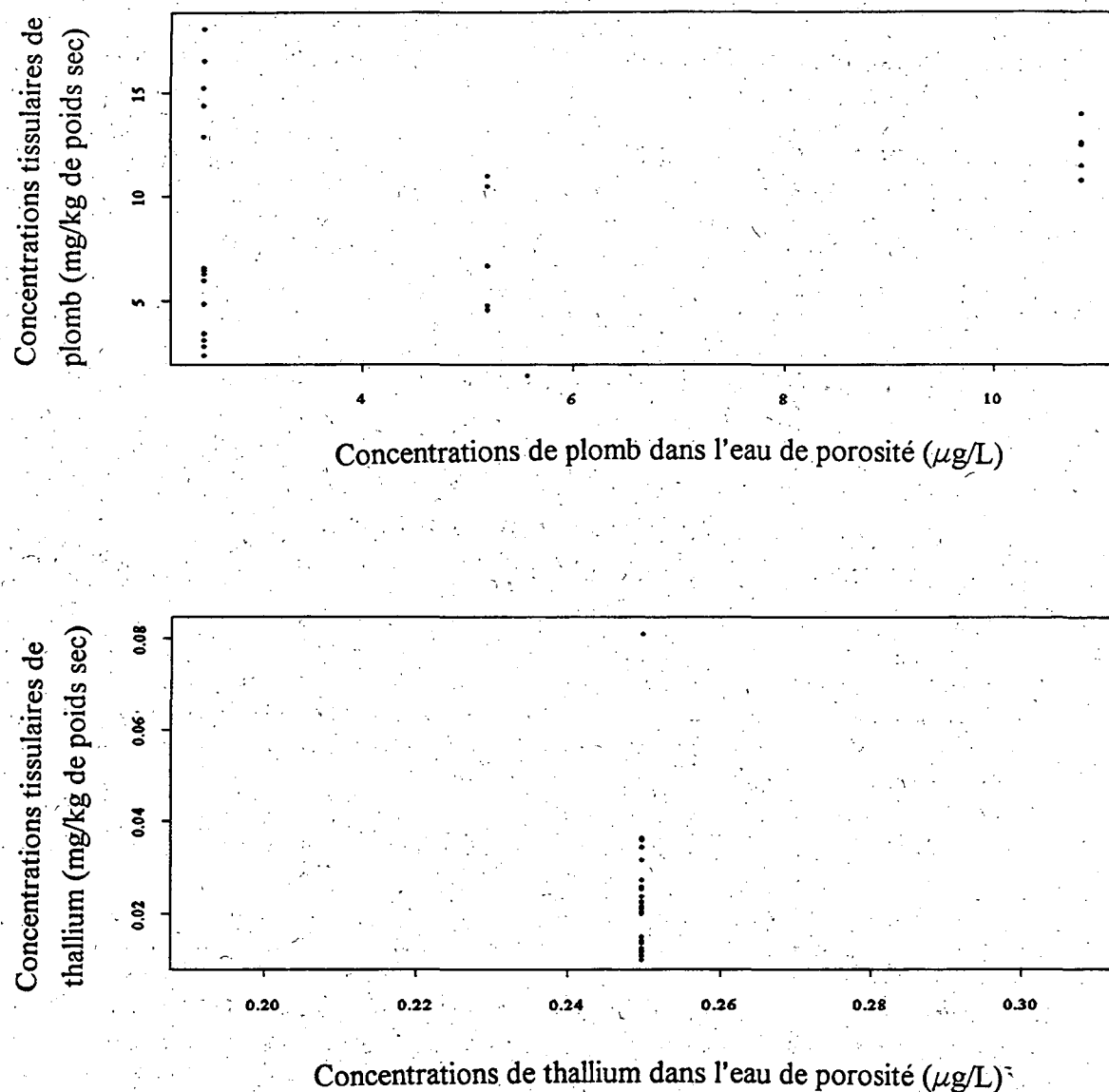


Figure 69 Diagrammes de dispersion : concentrations de métaux dans l'eau de porosité et concentrations tissulaires

8.2.3 Comparaison des concentrations tissulaires des métaux et de leurs concentrations tissulaires à la station de référence

Au tableau 9, les concentrations de Pb et de Tl chez des individus de *Macoma balthica* exposés aux sédiments d'une station donnée sont comparées aux concentrations observées chez des organismes exposés aux sédiments de la station de référence. Les essais ont été réalisés au moyen du test *t*. Tous les scores normalisés sont basés sur huit degrés de liberté.

Tableau 9 Comparaison des concentrations tissulaires de plomb (Pb) et des concentrations tissulaires de plomb (Pb) observées à la station de référence, chez *Macoma balthica*

Avec la station	Score normalisé	Valeur prédictive
F	-13,382	0
K	-16,0005	0
P	-3,2228	0,0061
M	-8,185	0

Tableau 10 Comparaison des concentrations tissulaires de thallium (Tl) et des concentrations tissulaires de thallium (Tl) observées à la station de référence, chez *Macoma balthica*

Avec la station	Score normalisé	Valeur prédictive
F	-2,3171	0,0246
K	-4,1306	0,0016
P	-1,6706	0,0667
M	0,2677	0,6022

Toutes les concentrations tissulaires de plomb chez *Macoma balthica* sont considérablement plus élevées que les concentrations tissulaires de plomb observées chez les organismes exposés à la station de référence. Les concentrations tissulaires de Tl chez cette même espèce aux stations F et K sont considérablement plus élevées que ces concentrations observées chez les organismes exposés à la station de référence.

Pour comparer les concentrations tissulaires de Pb avec le taux limite tolérable fixé à 0,5 $\mu\text{g/g}$ par Santé Canada dans les protéines de poissons (HWC, 1992), on a converti les concentrations de plomb en $\mu\text{g/g}$ à l'état humide (voir tableau 11). Les concentrations de plomb dépassaient le seuil tolérable dans les stations qui présentaient des quantités de plomb supérieures aux teneurs PEL dans les sédiments.

Tableau 11 Taux tissulaire de plomb (Pb) chez *Macoma balthica* (conversion en poids à l'état humide)

Station	Taux tissulaire de plomb (Pb) chez <i>Macoma balthica</i> ($\mu\text{g/g}$ à l'état humide)	Concentration moyenne par station ($\mu\text{g/g}$ à l'état humide)
FA	0,7405	
FB	0,73082	
FC	0,60642	
FD	0,57982	
FE	0,93211	0,717934
KA	0,40969	
KB	0,87248	
KC	0,51621	
KD	0,48456	
KE	0,39900	0,536388
PA	0,17184	
PB	0,22296	
PC	0,36531	
PD	0,58900	
PE	0,75129	0,42008
MA	0,34555	
MB	0,25614	
MC	0,26968	
MD	0,29543	
ME	0,37046	0,307452
RA	0,14005	
RB	0,11560	
RC	0,22540	
RD	0,29119	
RE	0,14734	0,183916

8.3 *Abondance des macro-invertébrés benthiques et données physiques/chimiques sur les sédiments*

La structure de l'abondance des macro-invertébrés benthiques et les ensembles de données sédimentaires physiques/chimiques sont examinés dans la présente section, qui portera principalement sur ces espèces ou sur les variables physiques/chimiques responsables de la variabilité observée entre les stations. Par la suite, on évaluera les données sur l'abondance des macro-invertébrés benthiques, les données sédimentaires physiques et chimiques, et les ensembles de données sur les MES des sédiments afin de voir si une matrice variable/site correspond à une autre matrice variable/site. La présente section a pour but de vérifier l'hypothèse suivante :

H3 Malgré le manque de réactions prévisibles à la toxicité des sédiments, il existe un lien entre la structure benthique et les caractéristiques physiques/chimiques des sédiments.

Afin d'expliquer les liens observés, on examinera en profondeur les relations importantes entre les matrices globales en comparant les ordinations de chaque matrice. Il est à noter que la causalité n'a pu être établie, puisqu'il s'agit d'une étude par observation. Nous pouvons simplement affirmer qu'il existe une association entre les deux ensembles de variables.

8.3.1 *Analyse des composantes principales des données sur l'abondance des macro-invertébrés benthiques*

Une analyse des composantes principales (ACP) de la matrice site/taxons a été effectuée pour déterminer les grandes composantes de variabilité des données sur l'abondance des macro-invertébrés benthiques. Afin de réduire les effets des taxons dominants sur le plan numérique, on a préféré la matrice de corrélation à la matrice de covariance comme source d'information pour l'ACP. Il est à noter que cette ACP devrait être perçue comme exploratoire en soi, car le nombre de variables (21) dépasse le nombre d'échantillons (20, si l'on utilise les échantillons répétés). Pour obtenir une bonne ACP, on recommande généralement de disposer de cinq échantillons par variable mesurée. Dans le cas présent, il faudrait 105 échantillons (5 x 21).

Résultat. Un graphique en éboulis (non reproduit) laisse supposer que les 7 à 9 premières composantes résument bien les données; le critère de Kaiser proposent 7 composantes; et la règle de 90 % de la variance expliquée suggère 9 composantes. Cependant, le taux de variabilité expliquée à partir de la quatrième composante est de moins de 10 %. Mardia et coll. (1979) parlent des mérites relatifs de ces critères. Le critère de Kaiser sert à déterminer le nombre de composantes à retenir.

Selon le critère de Kaiser, les sept premières composantes principales résument adéquatement la structure corrélative de la matrice des données sur l'abondance, qui représente 83,23 % de la variabilité totale de l'abondance des macro-invertébrés benthiques, comme le montre le tableau 12. Étant donné la faible proportion de variabilité expliquée à partir de la quatrième composante, la discussion sera restreinte aux trois premières composantes principales.

Tableau 12 Analyse des composantes principales des données sur l'abondance des macro-invertébrés benthiques - résumé du taux de variabilité expliquée

Composante	Écart type	Taux de variabilité expliquée	Taux de variabilité cumulée
1	2,54439	0,30828	0,30828
2	1,76466	0,14829	0,45657
3	1,52868	0,11128	0,56785
4	1,31777	0,08269	0,65054
5	1,18822	0,06723	0,71777
6	1,14280	0,06219	0,77996
7	1,04850	0,05235	0,83231

La figure 70 montre les huit coefficients les plus élevés (en valeur absolue) pour chacune des trois premières composantes principales.

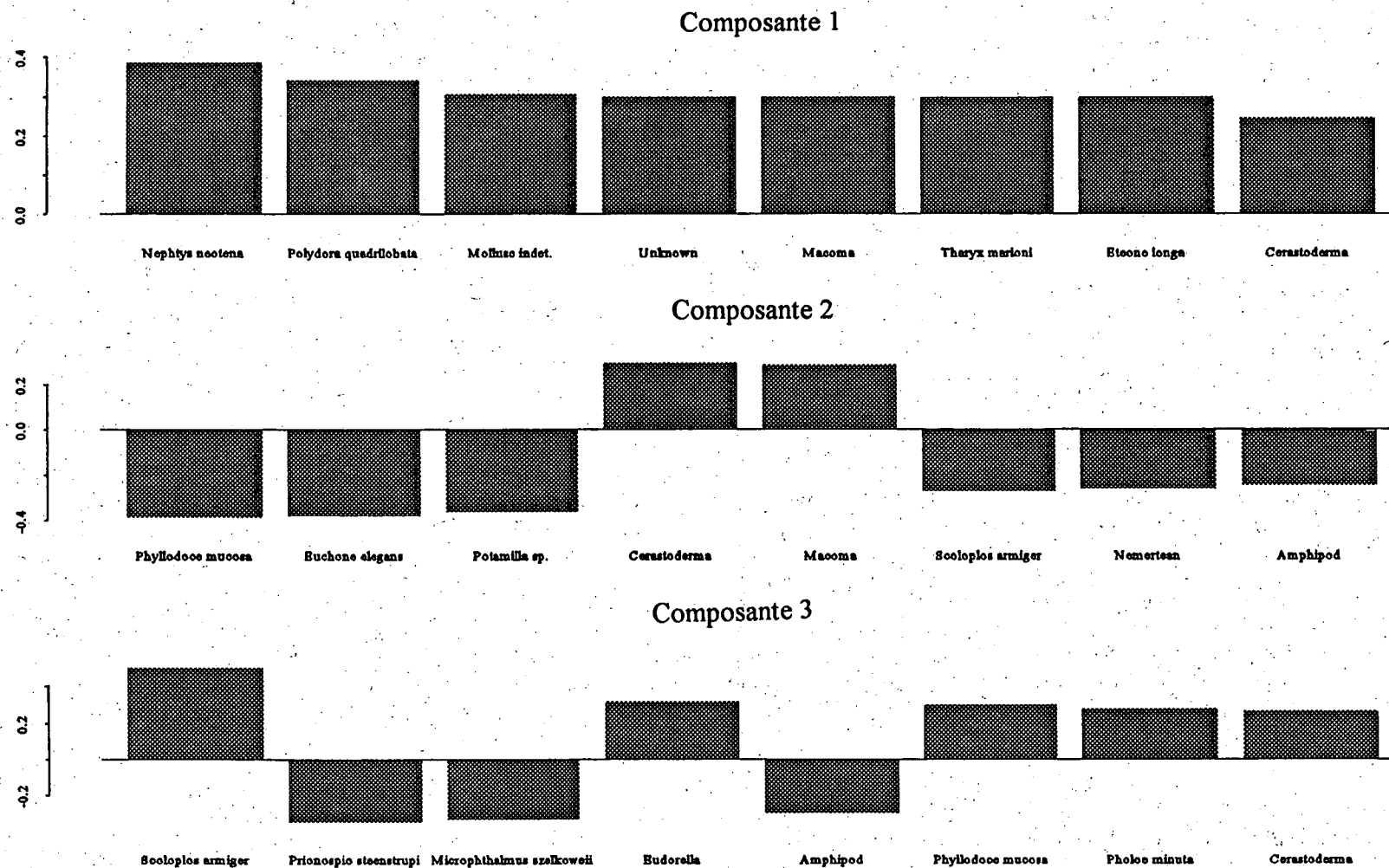


Figure 70 Coefficients des variables pour l'analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macro-invertébrés benthiques

La figure 71 fournit une présentation graphique des coefficients variables.

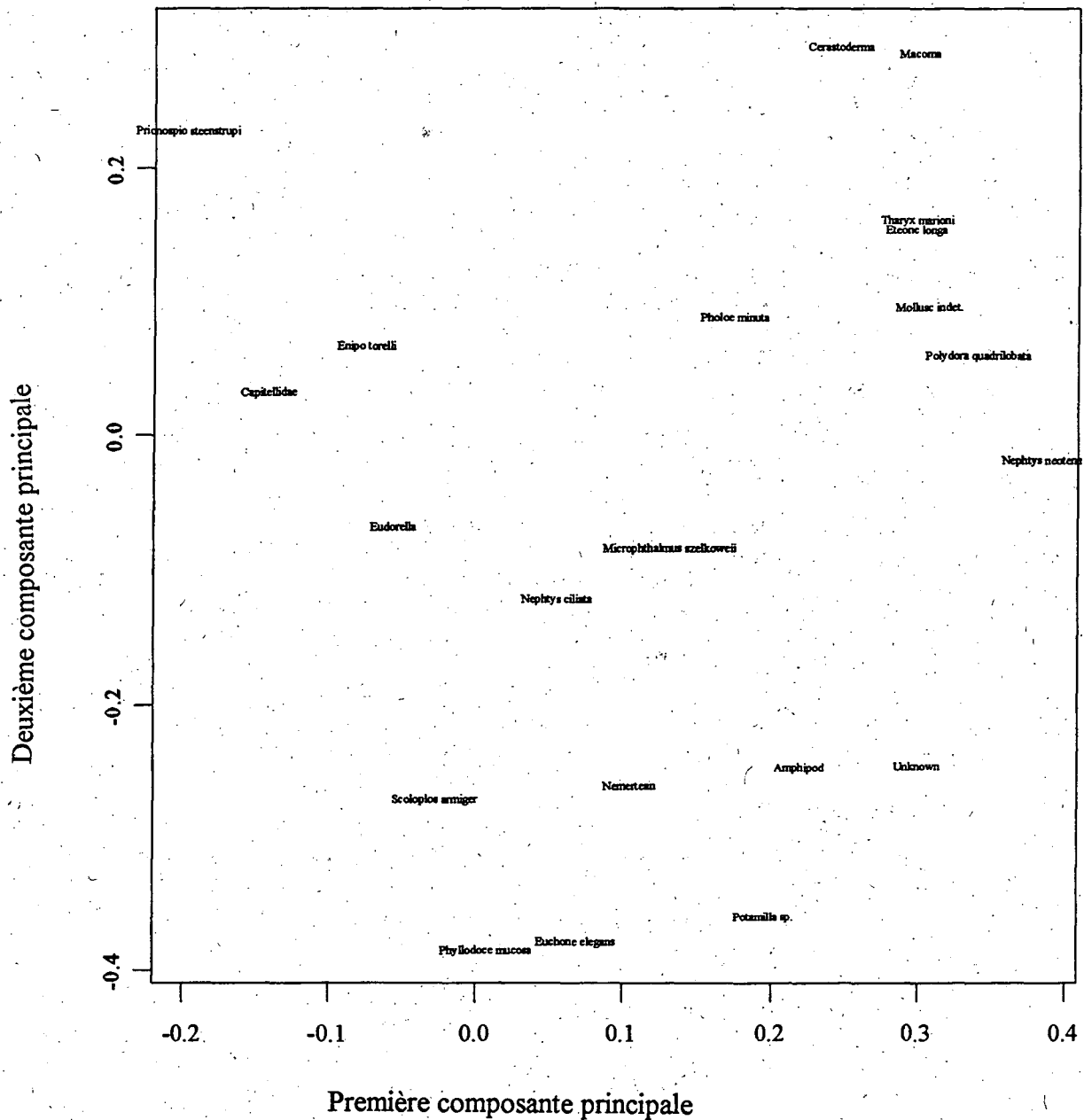


Figure 71 Analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macro-invertébrés benthiques (1^{ère} et 2^e)

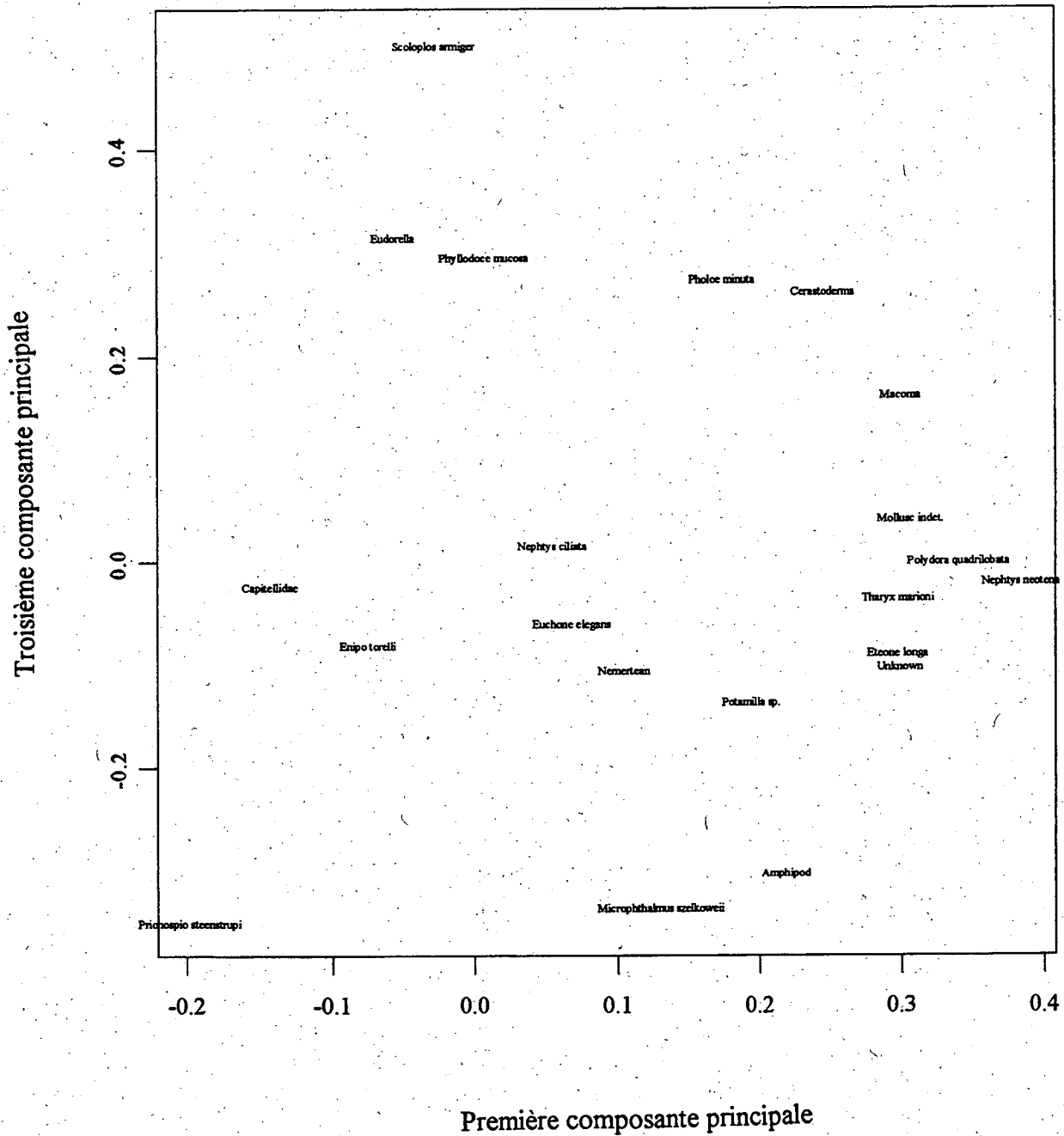


Figure 72 Analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macro-invertébrés benthiques (1^{ère} et 3^e)

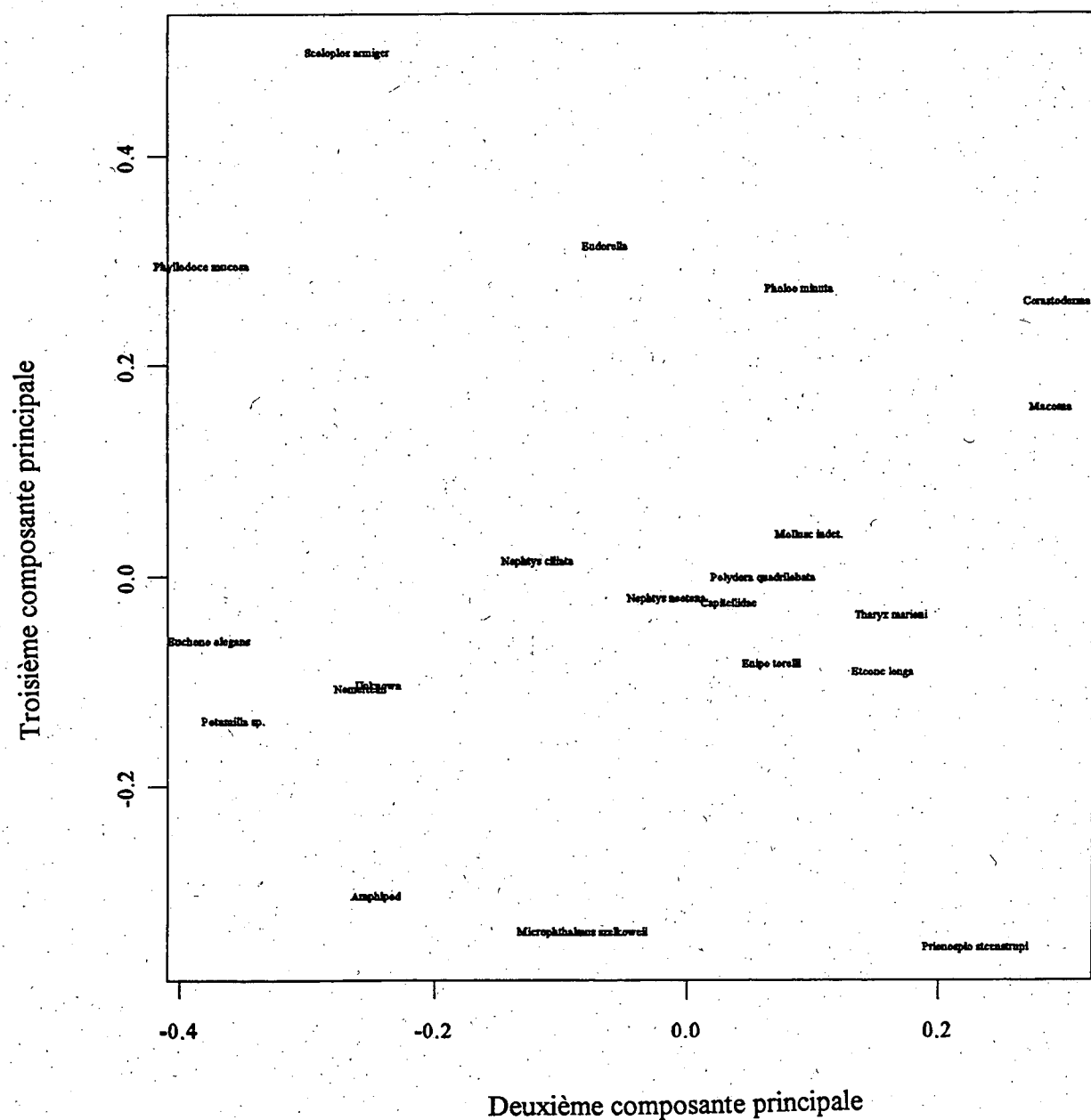


Figure 73 Analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macro-invertébrés benthiques (2^e et 3^e)

Les schémas suivants (figure 74 et 75) distinguent les sites en fonction des scores des trois premières composantes. Il est à noter que ces deux schémas (coefficients et scores) contiennent des renseignements présentés dans le schéma double qu'on utilisait traditionnellement pour présenter les résultats de l'ordination. Nous croyons que la présentation individuelle des schémas facilite la compréhension de l'ordination quand le nombre de variables est élevé.

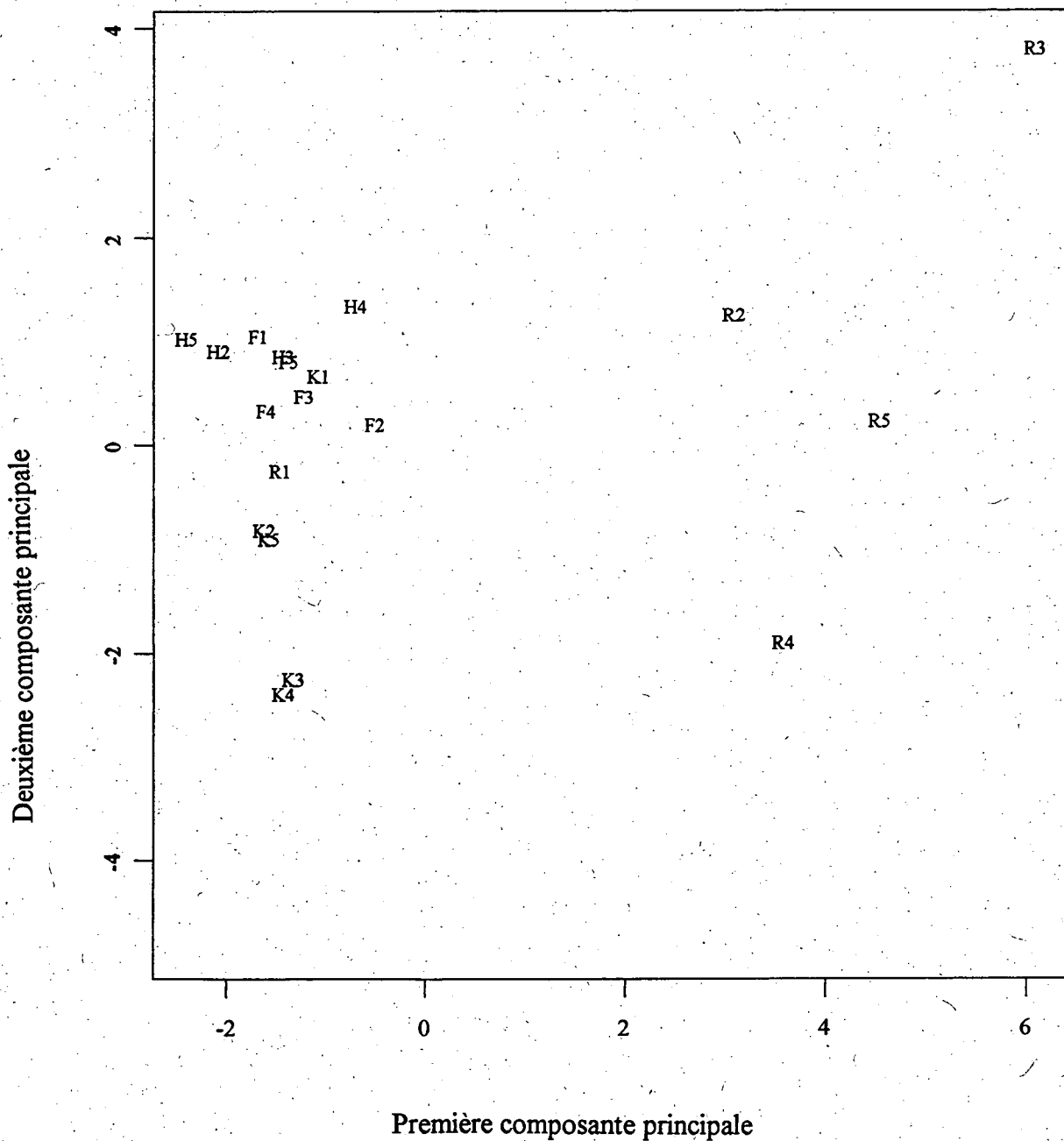


Figure 74 Analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macro-invertébrés benthiques - diagramme des scores (1^{ère} et 2^e)

Dans la figure 74, la première composante met clairement à l'écart quatre des cinq sites de référence. La deuxième composante semble isoler la station R3.

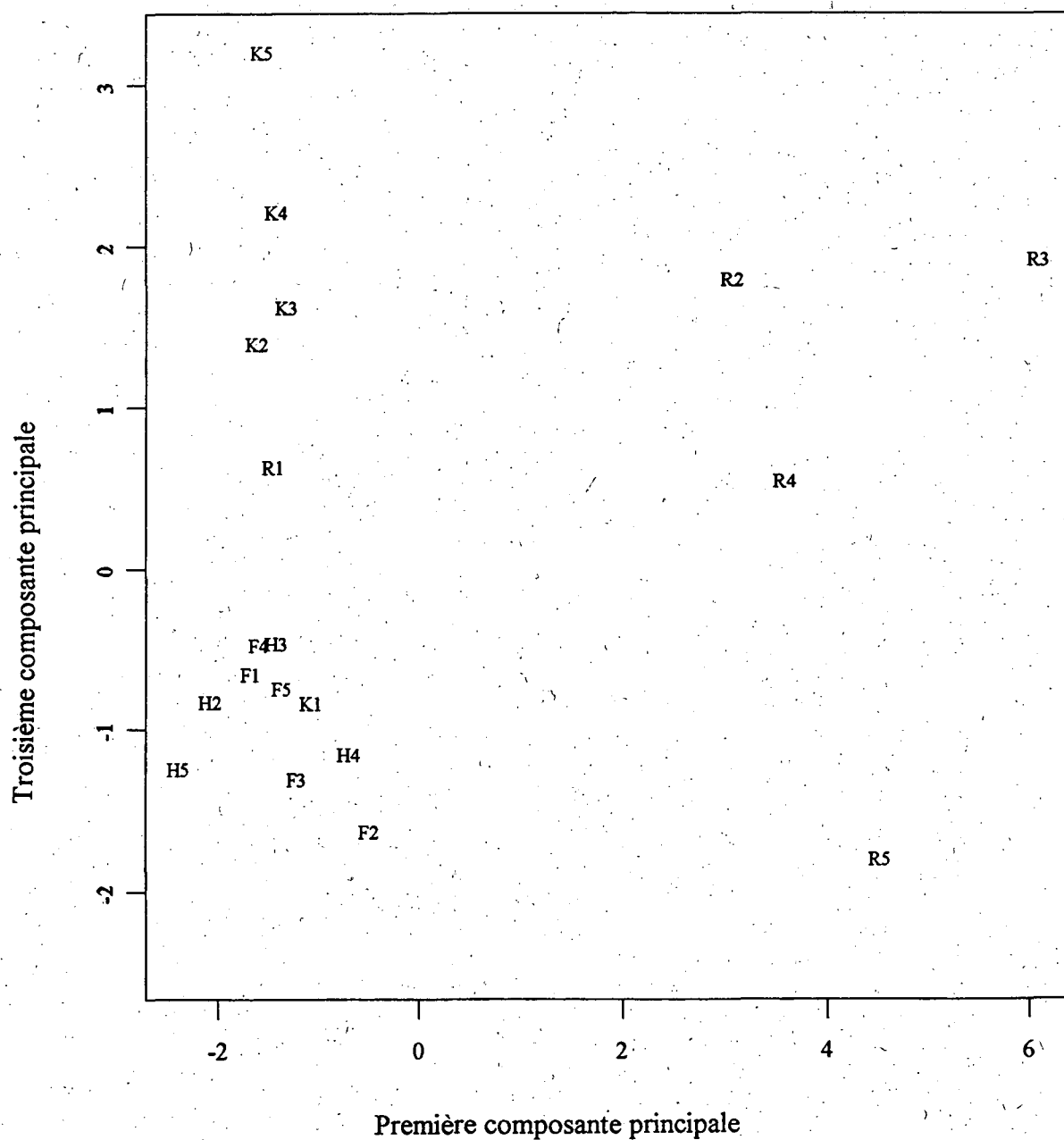


Figure 75 Analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macro-invertébrés benthiques - diagramme des scores (1^{ère} et 3^e)

Dans la figure 75, on peut constater l'effet de la première composante sur les stations de référence. La troisième composante principale met à l'écart quatre des cinq sites de la station K ainsi que quatre des stations de référence.

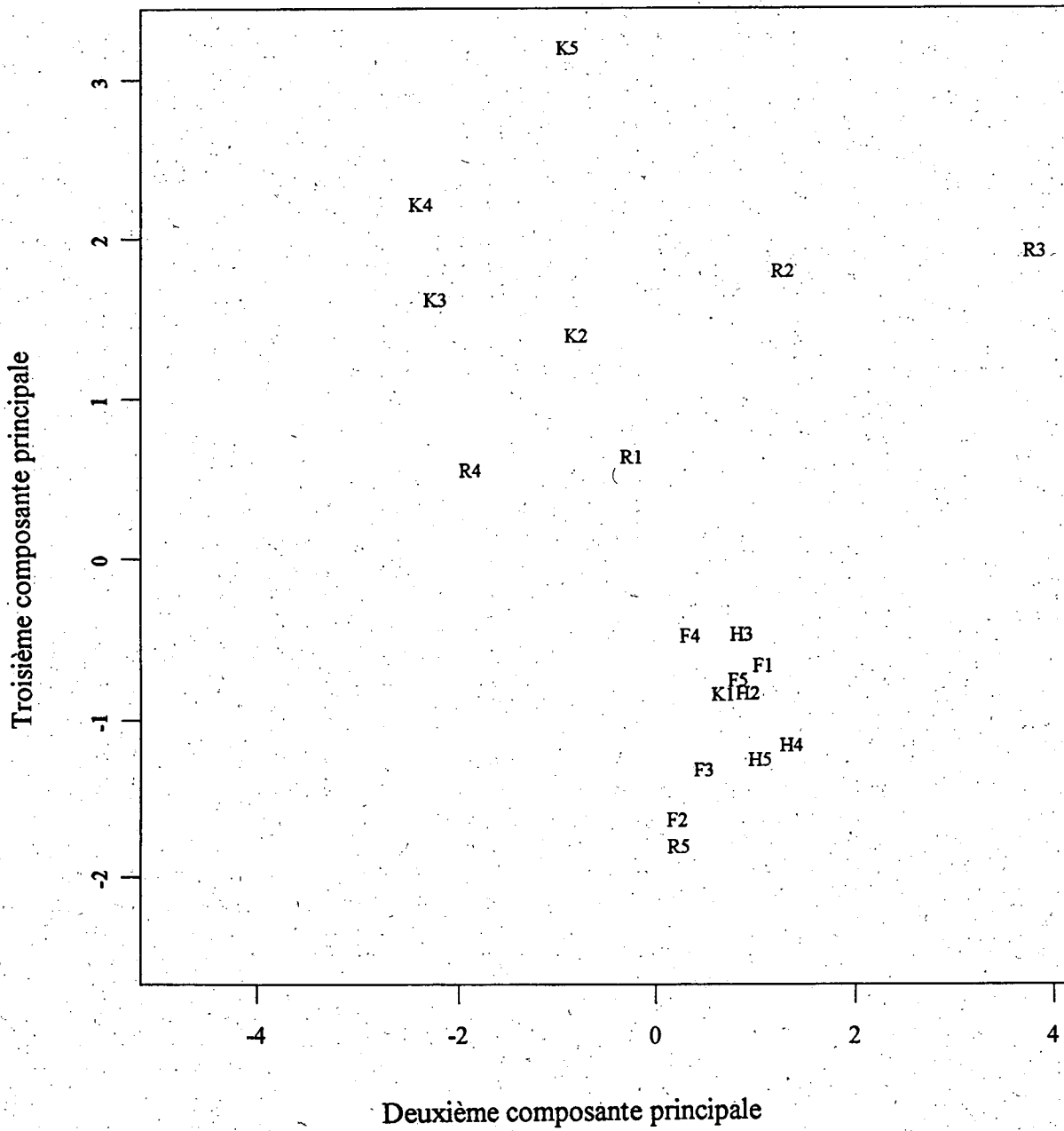


Figure 76 Analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance des macro-invertébrés benthiques - diagramme des scores (2° et 3°)

La figure 76 appuie ce qui a été montré précédemment.

Interprétation. La première composante exerce un effet uniforme sur de nombreux taxons, surtout ceux que l'on trouve à la station de référence. *Nephtys neotena* et *Polydora quadrilobata* sont les espèces les plus nombreuses à la station de référence, tandis que les mollusques indéterminés et *Macoma* sont présents uniquement à la station de référence. Cette composante reflète l'abondance numérique et l'ubiquité. Par conséquent, il met à l'écart quatre des cinq stations de référence.

La deuxième composante n'isole que la station R3; on ne sait trop pourquoi il en est ainsi. La troisième composante regroupe quatre sites de la station K et quatre sites de la station de référence, fait causé par la dominance de *Scoloplos armiger* et de *Phyllodoce mucosa* et par l'absence de *Prionospio steenstrupi* dans ces deux stations.

Aucune des composantes n'explique une grande part de la variabilité totale de l'ensemble des données. Ainsi, bien qu'elle soit intéressante, l'ordination n'est pas particulièrement forte. Il faudrait donc interpréter les résultats avec prudence.

8.3.2 Analyse des composantes principales des données physiques/chimiques

On a effectué une analyse des composantes principales (ACP) de la matrice site/variable physique ou chimique pour déterminer les grandes composantes de variabilité des données sédimentaires physiques/chimiques (Tableau 13). Puisqu'on a mesuré plusieurs sous-échantillons d'un échantillon homogénéisé, on a calculé la moyenne des sous-échantillons pour chaque site. Les variables de chimie physique utilisées pour le modèle sont : la taille des particules (taux de gravier, de sable, de limon et d'argile); l'oxydoréduction, l'ammoniac, le sulfure et le taux de COT dans les sédiments de l'échantillon global; et les métaux.

Afin d'éviter les effets des unités de mesure variables, on a eu recours ici encore à la matrice de corrélation comme source d'information pour l'ACP. Il convient de remarquer que cette ACP devrait être perçue comme exploratoire en soi, puisque le nombre de variables dépasse le nombre d'échantillons.

Résultat. Un graphique en éboulis (non reproduit) laisse supposer que deux composantes résument très bien les données. Selon le critère de Kaiser, les trois premières composantes résument bien les données, tandis que la règle de 90 % de la variance expliquée propose deux composantes. Les deux premières composantes principales résument très bien la structure corrélative de la matrice des données sur l'abondance, qui représente 95,3 % de la variabilité totale des variables physiques/chimiques. La discussion qui suit sera restreinte aux deux premières composantes principales.

Tableau 13 Analyse des composantes principales (ACP) des données physiques/chimiques - résumé du taux de variabilité expliquée

Composante	Écart type	Taux de variabilité expliquée	Taux de variabilité cumulée
1	4,85538	0,58937	0,58937
2	3,81232	0,36334	0,95271
3	1,37533	0,04729	1,00000
4	0,00000	0,00000	1,00000

Les schémas suivants montrent les huit coefficients les plus élevés (en valeur absolue) pour chacune des deux premières composantes principales.

Dans la figure 77, la première composante exerce un effet uniforme sur les variables qui décroissent de façon linéaire de la station H à la station R. Il s'agit donc d'une mesure du gradient chimique. La deuxième composante exerce un effet uniforme sur les substances qui présentent des concentrations à peu près égales aux stations H, F et R mais des concentrations décroissantes à la station K. Se reporter aux schémas suivants pour une présentation graphique des coefficients des variables. La figure 78 vient appuyer l'information fournie dans les diagrammes à barres. La figure 79 sépare les sites selon les scores des deux premières composantes.

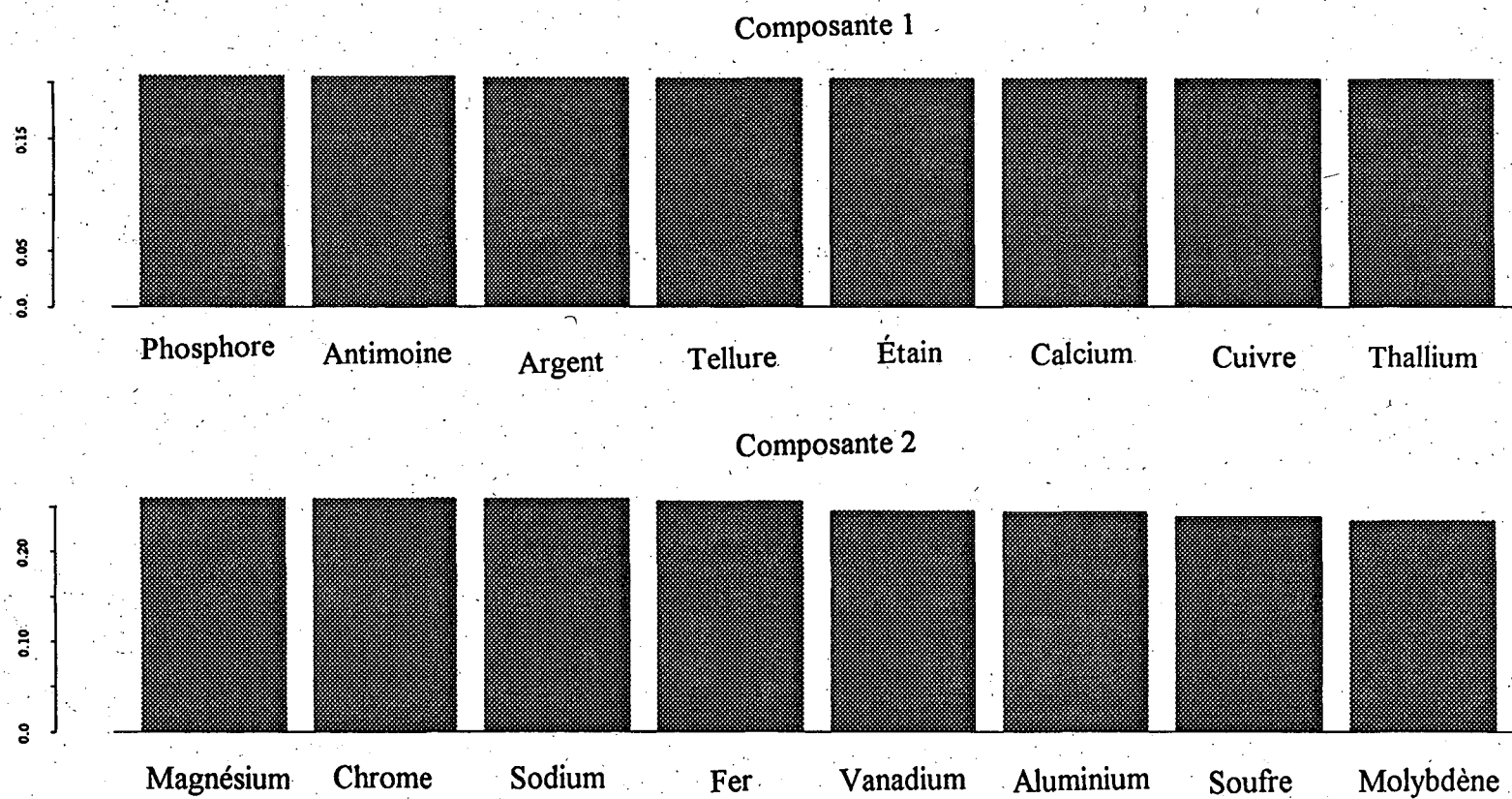


Figure 77 Coefficients des variables pour l'analyse des composantes principales (ACP) de la chimie physique des sédiments

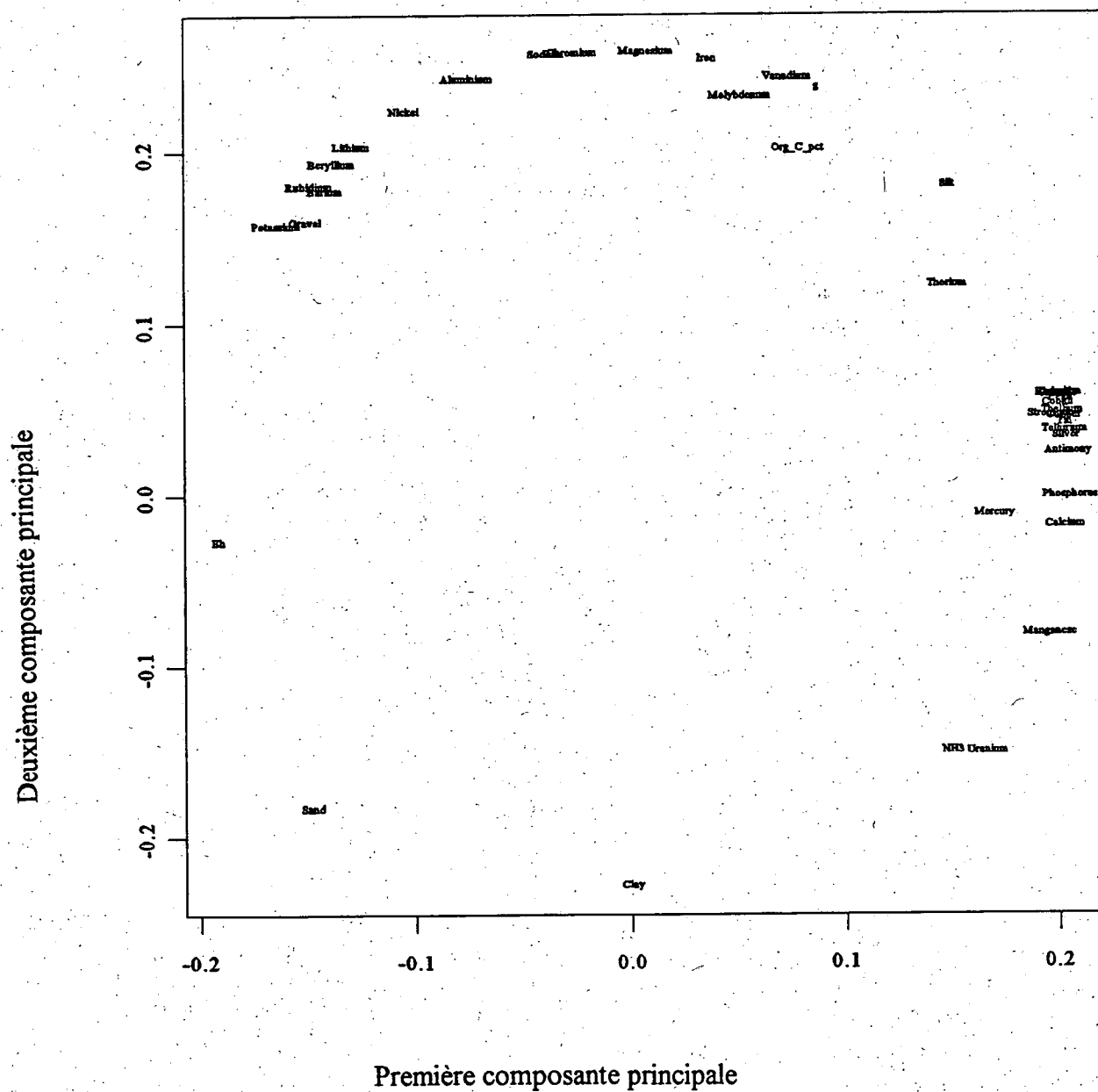


Figure 78 Analyse des composantes principales (ACP) de la chimie physique des sédiments (par espèce)

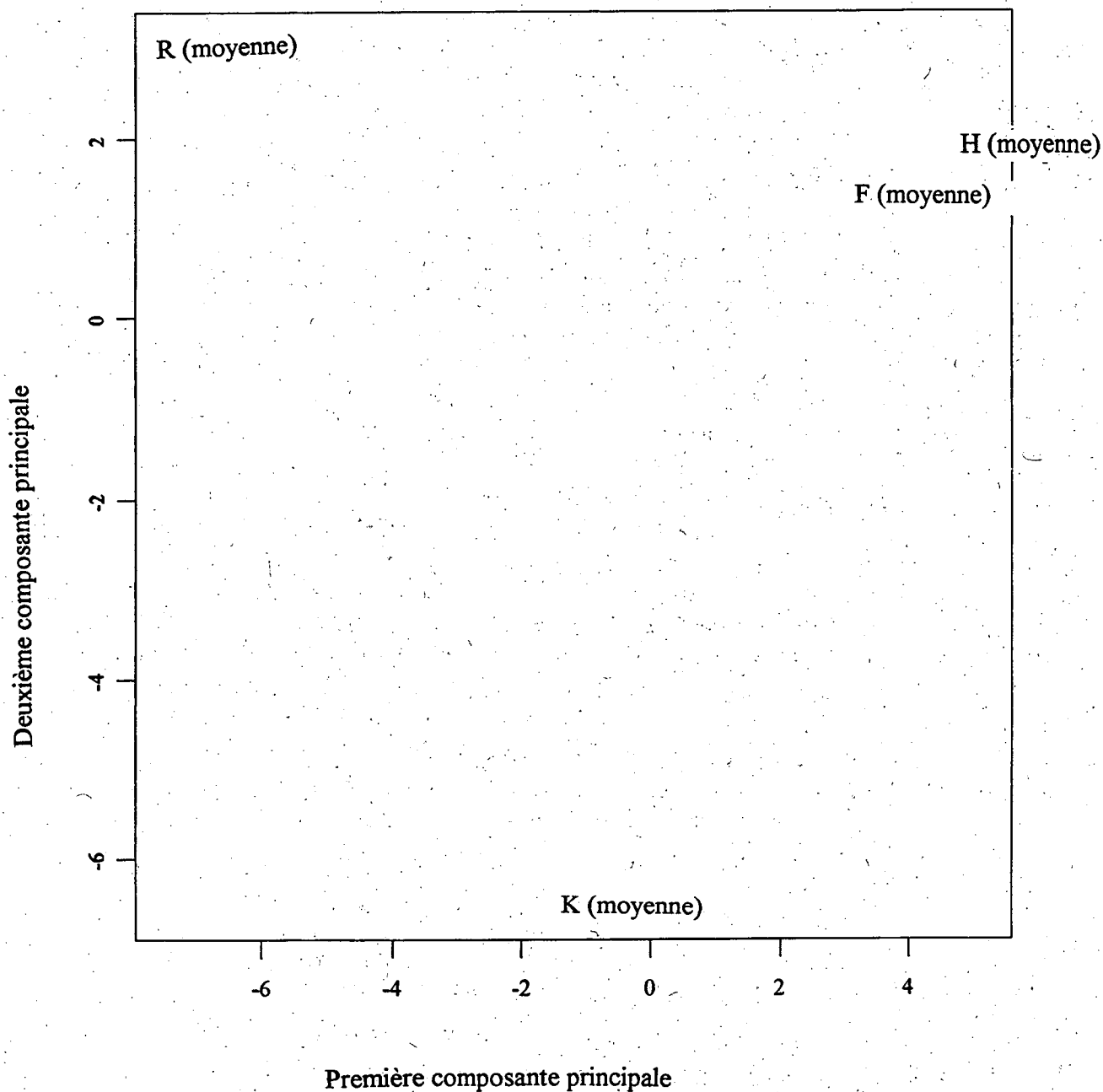


Figure 79 Analyse des composantes principales (ACP) de la chimie physique des sédiments (par station)

La première composante ordonne les stations le long du gradient, tandis que la deuxième isole la station K des trois autres stations.

Interprétation. La première composante ordonne les stations le long du gradient en raison des concentrations uniformément décroissantes de P, Sb, Ag, Tl, Sn, Ca, Cu, Mg, etc. La deuxième composante isole la station K à cause plus des faibles concentrations de Mg, Cr, Na, Fe, V, Al, S, Mo, etc. qu'aux trois autres stations. Il est à noter que le gradient chimique domine la structure de l'ensemble des données, contrairement aux caractéristiques physiques des sédiments, comme la taille des particules ou la teneur en carbone organique.

8.3.3 Comparaison de la structure benthique et des variables physiques/chimiques des sédiments

La matrice montrant l'abondance des espèces récoltées aux stations K, F, H, et R est comparée aux matrices présentant les concentrations de métaux dans les sédiments entiers, les MES et les variables physiques des sédiments prélevés aux mêmes stations. La moyenne des valeurs obtenues dans chaque station a été calculée, car il est impossible d'associer un sous-échantillon utilisé dans les analyses sédimentaires à un sous-échantillon dans lequel un échantillon benthique a été prélevé. Les variables physiques des sédiments comprennent l'argile, le sable, le limon, le gravier, le potentiel d'oxydoréduction, l'ammoniac, le sulfure et le taux de carbone organique.

Les échantillons ont été comparés au moyen de l'essai de Mantel (Mantel, 1967). Il s'agit d'un essai non paramétrique d'échantillonnage répété qui vérifie l'hypothèse nulle (H_0) selon laquelle il n'existe aucune association entre deux matrices de distance. On produit les matrices de distance en déterminant, à partir des variables pertinentes, la distance multidimensionnelle entre deux stations. Par exemple, une matrice de distances produite à l'aide des données sur l'abondance des macro-invertébrés benthiques révèle l'écart avec lequel les matrices sont basées sur l'abondance des macro-invertébrés benthiques. Une matrice des distances basée sur la teneur en métaux des sédiments entiers indiquera la distance entre les **mêmes stations**, en fonction des concentrations de métaux dans les sédiments entiers. S'il existait un lien entre l'abondance benthique et les quantités de métaux dans les sédiments entiers, ces variables devraient donner lieu à des matrices similaires de distances entre les stations. L'essai de Mantel détermine par corrélation la similarité de deux matrices de distance.

Dans la présente comparaison, quatre matrices de distance sont produites (ensembles de données sur les variables physiques des sédiments, le benthos, les MES et les métaux dans les sédiments entiers). C'est la mesure de distance euclidienne qui a été retenue.

La comparaison des quatre matrices de distance à l'aide de l'essai de Mantel est résumée au tableau 14. Il s'agit d'un format « corrélation / valeur de probabilité », où la corrélation est l'habituelle corrélation de Pearson, mais estimée à l'aide des paires de données simples dans la matrice de distance. Il est à noter qu'étant donné la symétrie d'une matrice de distance, on utilise uniquement les éléments diagonaux du bas de la matrice dans les calculs, de façon à éviter un biais positif dans l'estimation du coefficient de corrélation. Le nombre de permutations qui ont servi à déterminer la valeur de probabilité dans chaque comparaison s'est élevé à 10 000.

Le tableau 14 montre que les concentrations de MES sont grandement corrélées avec les variables physiques des sédiments quand $\alpha < 0,05$. L'abondance des macro-invertébrés benthiques est liée

aux concentrations de MES et aux concentrations de métaux dans les sédiments entiers, mais n'est pas associée aux variables physiques des sédiments si l'on choisit une valeur α égale à 0,1 plutôt que la valeur α habituelle de 0,05.

Tableau 14 Comparaison de la structure benthique et des variables physiques/chimiques des sédiments

Résumé des comparaisons entre les matrices de distance				
	Benthos	MES	Métaux dans les sédiments entiers	Variables physiques des sédiments
Benthos	---	0,74143 / 0,05580	0,81974 / 0,05489	0,71657 / 0,1003
MES	---	---	0,76748 / 0,13889	0,89253 / 0,01360
Métaux dans les sédiments entiers	---	---	---	0,49942 / 0,21948
Variables physiques des sédiments	---	---	---	---

8.4 Autres comparaisons

On a entrepris d'autres études afin d'examiner le lien potentiel entre l'abondance des macro-invertébrés benthiques et les variables chimiques des sédiments.

L'ordination de l'abondance benthique, par exemple, génère des coefficients pour chaque variable (abondance des espèces). Si l'on multiplie les coefficients de chaque taxon par le nombre de taxons trouvé dans une station donnée, on obtient un vecteur de longueur égale au nombre de taxons utilisé dans l'ordination. Si l'on additionne ces nombres, on obtient le score de la station. Cette procédure est répétée pour chaque station et pour chaque composante importante de l'ordination. Ces scores peuvent servir de données dans d'autres procédures, surtout si l'ordination reflète une grande part de la variabilité chez quelques composantes.

On a calculé la régression des scores (les uns dans les autres) obtenus à la suite des ordinations de l'abondance benthique et des variables physiques/chimiques des sédiments. Le tableau 15 résume l'interprétation des deux premières composantes pour chaque ordination. Il est à noter que l'ordination de l'abondance des macro-invertébrés benthiques a été effectuée à l'aide de moyennes supérieures à celles des sites, de sorte que l'ordination soit comparable à celle des variables physiques/chimiques des sédiments. Les deux premières composantes décrivent 90,8 % de la variabilité totale dans l'ensemble des données. La première composante constitue une mesure de la dominance numérique ainsi que de l'ubiquité et, à cet égard, met à l'écart la station R. La deuxième composante isole la station K, en raison des abondances moyennes les plus fortes de

Scoloplos armiger, de *Phyllodoce mucosa*, d'*Eudorella* et de *Nephtys ciliata*, et des faibles abondances moyennes de *Prionospio steenstrupi*, d'*Enipo torelli* et d'*Eteone longa*.

Tableau 15 Résumé de l'analyse des composantes principales (ACP)

Composante	Signification de la composante
ACP 1 Benthos	Abondance en nombre et ubiquité
ACP 2 Benthos	Dominance en nombre et absence de taxons à la station K
ACP 1 Var. phys./chim. séd.	Gradient chimique
ACP 2 Var. phys./chim. séd.	Faibles concentrations de Mg, Cr, Na, Fe, V, Al, S, Mo à la station K

La figure 80 montre des diagrammes de dispersion par paire des deux premières séries de scores obtenus dans l'ACP de l'abondance des macro-invertébrés benthiques et des variables physiques/chimiques des sédiments.

Les seuls liens possibles se créent entre les scores générés par la première composante de chaque ordination et les scores engendrés par la deuxième composante de chaque ordination. Ces relations sont examinées à l'aide d'une analyse de régression (tableau 16).

Tableau 16 Résumé de la régression dans les scores des stations

Variable indépendante	Variable dépendante	R ²	Valeur prédictive
Scores sédimentaires, à l'aide de la composante 1 ₂	Scores benthiques à l'aide de la composante 1	0,842	0,0823
Scores sédimentaires à l'aide de la composante 2	Scores benthiques à l'aide de la composante 2	0,843	0,0819
1 * Scores * désigne les scores des stations.			
2 * Composante * désigne les composantes dérivées à l'aide de l'ACP.			

La première régression permet de savoir si l'ubiquité et l'abondance numérique des macro-invertébrés benthiques est fonction du gradient chimique présent au havre de Belledune. La valeur prédictive qui évalue l'importance de la régression est de 0,08234, valeur supérieure au seuil de 0,05 souvent utilisé. Par conséquent, nous affirmons qu'il n'existe aucun lien entre le gradient chimique observé au havre de Belledune et l'ubiquité/l'abondance numérique des macro-invertébrés benthiques.

La deuxième régression indique si les faibles concentrations relatives de Mg, Cr, Na, Fe, V, Al, S et Mo à la station K influencent l'abondance de *Scoloplos armiger*, de *Phyllodoce mucosa*, d'*Eudorella*, de *Nephtys ciliata*, de *Prionospio steenstrupi*, d'*Enipo torelli* et d'*Eteone longa*. Ici encore, la valeur prédictive laisse supposer qu'il n'existe aucun lien entre ces variables.

Les deux analyses confirment les résultats obtenus à l'aide de l'essai de Mantel (section précédente). Il est à noter qu'une valeur prédictive aussi proche de 0,05 semble révéler un lien entre les variables examinées. C'est au lecteur qu'il incombe de décider si 0,05 est un seuil acceptable sur le plan écologique.

8.5 *Résumé des interprétations statistiques*

1. Les caractéristiques physiques des sédiments (taille des particules, COT, oxydoréduction, sulfure et ammoniac) ne montraient aucune tendance évidente dans l'ensemble des stations. Ce phénomène s'illustre par la représentation graphique de ces variables par station et peut être induit à partir de l'ordination des caractéristiques physiques/chimiques des sédiments.
2. Les essais sur les amphipodes et la bactérie photoluminescente n'ont révélé aucune réaction décelable aux sédiments testés, même si les concentrations de métaux s'avéraient supérieures aux CSE et dépassaient parfois les teneurs PEL pour au moins un contaminant préoccupant.
3. Dans le cas de ces essais, le manque de réaction prévisible peut être expliqué par la modélisation MES/SAV. La capacité de liaison des sédiments avec les SAV a suffi pour lier tous les MES aux stations F, K, P, M et R. D'autres facteurs de liaison, comme le carbone organique, pourraient être à l'origine du manque de réaction à la station H, mais cette avenue n'a pas été explorée.
4. Le manque de réaction dans les essais de létalité et de toxicité bactérienne n'a pas trouvé d'équivalent dans les essais sur la fécondation ou les essais de bioaccumulation (la modélisation MES/SAV s'est avérée inutile dans la prévision de ces réactions). Tandis qu'une seule espèce d'oursin a manifesté des réactions claires, l'essai de bioaccumulation de 28 jours chez *Macoma balthica* a révélé un lien étroit entre les concentrations tissulaires de plomb et de thallium dans l'organisme et les concentrations observées dans les sédiments. En outre, l'exposition de plusieurs générations, comme celle de la communauté des macro-invertébrés benthiques, a montré qu'il existe des liens avec les MES et les concentrations de métaux dans les sédiments entiers quand on choisit un seuil de 0,1 plutôt que le seuil habituel de 0,05. C'est au lecteur qu'il incombe de décider si 0,05 est un seuil acceptable sur le plan écologique.
5. La matrice montrant l'abondance des espèces récoltées aux stations H, F, K et R a été comparée aux matrices présentant les concentrations de métaux dans les sédiments entiers, les MES et les variables physiques des sédiments prélevés aux mêmes stations. Les concentrations de MES sont corrélées de manière significative aux variables physiques des sédiments quand $\alpha < 0,05$. L'abondance des macro-invertébrés benthiques est liée aux concentrations de MES et aux concentrations de métaux dans les sédiments entiers, mais n'est pas associée aux variables physiques des sédiments si l'on choisit une valeur α égale à 0,1.

6. Les ordinations sur l'abondance benthique ont montré l'isolement de deux stations : R (référence) et K. La station R s'est retrouvée isolée en raison du nombre assez élevé de taxons présents et de leur abondance dans cette station. La station K est tombée clairement à l'écart après le calcul de la moyenne des données dans l'ensemble des sous-échantillons. Ce phénomène est attribuable à la dominance de quelques espèces ainsi qu'à l'absence de plusieurs autres espèces à cette station.
7. Les ordinations sur les caractéristiques physiques/chimiques des sédiments ont pu être interprétées avec aisance. La première composante ordonne les stations le long du gradient en raison de concentrations uniformément décroissantes de P, Sb, Ag, Tl, Sn, Ca, Cu, Mg, etc. La deuxième composante isole la station K à cause des faibles concentrations de Mg, Cr, Na, Fe, V, Al, S, Mo, etc. comparativement aux trois autres stations.

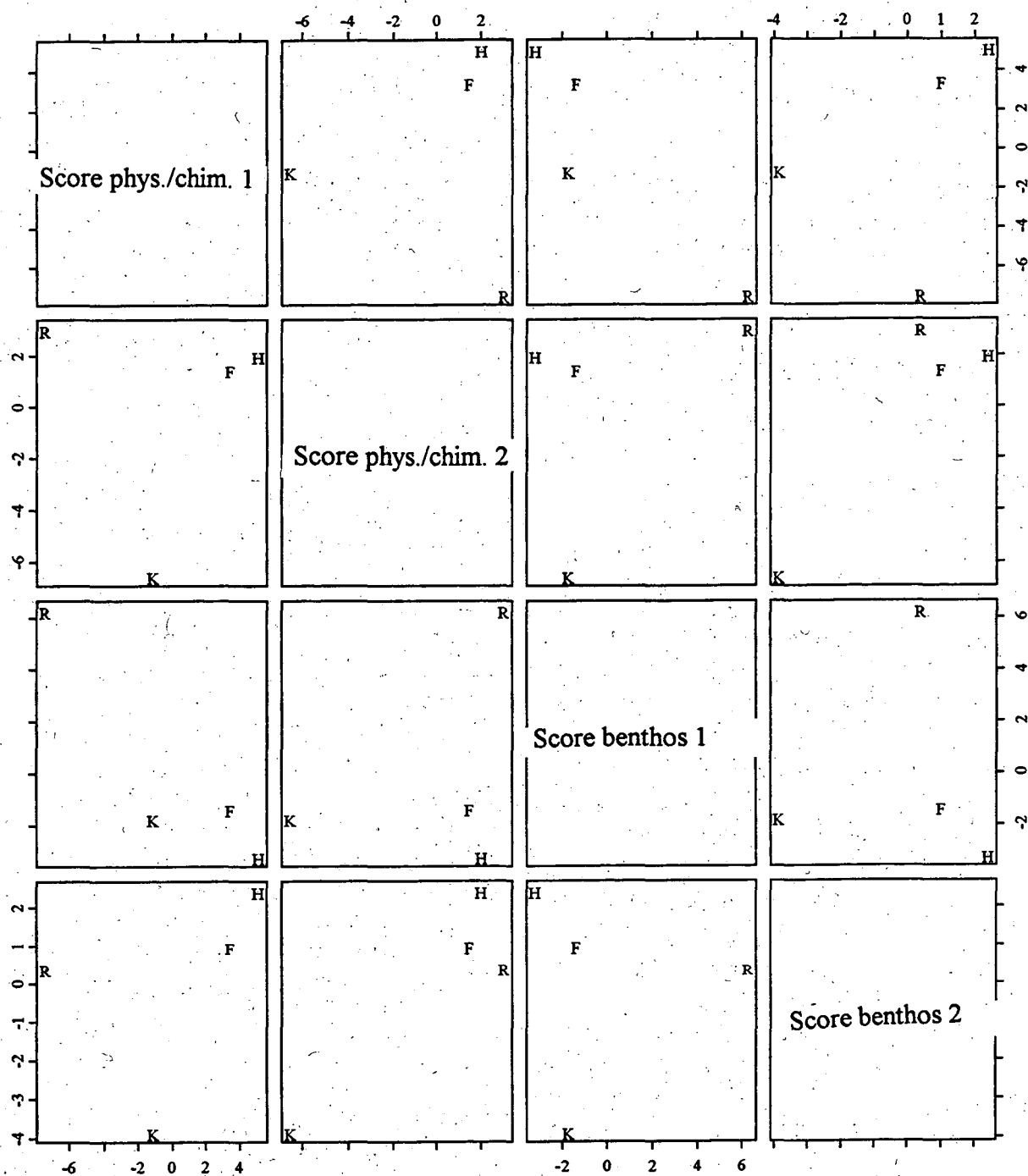


Figure 80 Diagramme par paires présentant les scores obtenus à la suite d'une analyse des composantes principales (ACP) de l'abondance benthique et des variables physiques/chimiques des sédiments

9 Discussion

9.1 Interprétation des bioessais et liens aux repères chimiques et *in situ*

Les conclusions, qui sont de nature générale, portent sur la pertinence de l'interprétation des bioessais, étant donné les réactions limitées qui ont été observées aux différentes stations. La discussion sur les stations, présentée ci-après, porte sur la façon dont elles auraient été évaluées si l'on avait demandé pour chacune d'elles un permis d'immersion en mer (les essais sur les polychètes sont exclus de la discussion, car le protocole n'a pas été complété et ces espèces ne servent pas encore à des fins décisionnelles). Les stations ne sont pas tant décrites pour brosser un tableau du havre de Belledune, sur lequel il existe déjà une abondance d'information, que pour connaître la façon dont on évalue ce qu'on « voit » à partir de la série d'essais à un site donné (station) et la façon dont cela est lié aux repères chimiques, physiques et *in situ*.

9.1.1 R - Site de référence

L'analyse chimique de l'eau de porosité et des sédiments entiers semble indiquer que la station R ne contenait que des contaminants à l'état de trace, fait confirmé par la plupart des analyses benthiques et les évaluations biologiques effectuées sur la bactérie photoluminescente, les amphipodes et deux des trois espèces d'oursin. En effet, l'oursin *D. excentricus* a échoué à l'essai sur les sédiments de référence. Les concentrations d'ammoniac sont plus basses qu'aux autres stations, et aucun lien solide n'a été trouvé entre l'ammoniac et les réactions des oursins. Cependant, le nickel et l'arsenic dépassaient les teneurs PEL à cette station, laissant supposer un certain niveau de contamination ou des concentrations naturellement élevées. Il est vrai que l'analyse de l'eau de porosité a généré au moins un sous-échantillon présentant des concentrations élevées d'aluminium, de cadmium, de fer et de manganèse comparativement aux autres stations. Cela pourrait aussi vouloir dire que *D. excentricus* est plus sensible à ces contaminants ou à leurs effets cumulatifs. Cette hypothèse est appuyée par des essais comparatifs au cours desquels ces oursins plats se sont avérés plus sensibles au sulfate de cuivre que les autres oursins à l'étude (Beak, 1992). Le ratio MES/SAV n'a pas permis d'expliquer les résultats des essais, car, tout comme les CSE, il laissait supposer que le site n'était pas toxique. Pour utiliser avec succès la série de bioessais, il faudra absolument étudier à fond l'emplacement et la caractérisation de bons sites de référence.

9.1.2 P et M - Stations artificielles

La création de ces stations avait pour but d'obtenir des concentrations de contaminant se situant entre les CSE et les teneurs PEL utilisées présentement à titre de repères chimiques dans le Programme. Comme prévu, il y a eu réussites (essais sur la bactérie photoluminescente et tous les amphipodes) et échecs (les deux oursins valides à la station P et un à la station M). Les concentrations tissulaires de plomb se sont avérées beaucoup plus élevées chez les macomas exposées aux sédiments de ces stations que chez les macomas exposées aux sédiments témoins. Il est intéressant de remarquer que les concentrations tissulaires de plomb (en poids à l'état humide) étaient de 0,42 µg/g à la station P et de 0,31 µg/g à la station M, tous deux sous le seuil tolérable fixé à 0,5 µg/g par Santé Canada pour les protéines de poissons. La section 8 semble indiquer peu

de corrélation avec les concentrations d'ammoniac ou d'autres facteurs confusionnels. Cependant, étant donné que les concentrations chimiques dépassaient les CSE pour au moins sept métaux, il reste probable que la contamination par les métaux soit responsable de la toxicité chez *L. pictus*. Les ratios MES/SAV ne sont d'aucune utilité dans cette situation, car ils laissent supposer que les métaux ne sont pas disponibles et, par conséquent, non toxiques dans ces stations. Les modèles MES/SAV et d'autres facteurs confusionnels comme l'ammoniac n'expliquent pas clairement les résultats concernant *S. purpuratus*. Des études sur les seuils de tolérance pour des facteurs comme l'ammoniac, le sulfure, la taille des particules et le COT sont actuellement en cours pour la plupart des espèces qui serviront à des fins de réglementation (Tay et coll., 1997). Puisqu'il s'agit de stations artificielles, il est impossible de générer des données complémentaires concernant les effets *in situ* sur le benthos.

9.1.3 H, F et K – Stations d'essai

Dans ces stations, les concentrations d'un ou de plus d'un des éléments Cd, Zn, Pb et Ni dépassaient les teneurs PEL (limites d'exposition admissibles), et les concentrations d'As, Cr, Cu et Si excédaient les CSE. La CSE fixée par le ministère pour le Hg (0,13 mg/kg) a aussi été dépassée. Il faut noter, toutefois, que la concentration limite actuelle du programme (0,75 mg/kg) n'a pas été excédée. Selon ces repères chimiques, un ou plus d'un bioessai devrait aboutir à un échec avec ces concentrations, rendant l'immersion en mer libre inacceptable. L'analyse sur les macro-invertébrés benthiques laisse supposer que ces stations sont plus affectées que la station de référence et que la corrélation n'est probablement pas attribuable à des différences de facteurs physiques dans les sites (section 8).

Dans ces stations, les essais sur les amphipodes et la bactérie photoluminescente n'ont révélé aucune réaction, ce qui avait également été prédit à l'aide de la modélisation MES/SAV. Cette constatation avait été confirmée dans une étude antérieure menée par l'USEPA (Hansen et coll., 1996). Cette observation soulève une question, à savoir si le ratio MES/SAV (ou une méthode semblable) pourrait être adapté à des fins d'utilisation en tant que substitut pour quelques-uns de ces essais. Aucune bioaccumulation de Cd ou de Hg n'a été décelée aux stations F et K (la station H n'a pas fait l'objet d'un essai). Il s'agit des deux métaux mesurés automatiquement comme critère d'information minimum lorsqu'une demande de permis d'immersion en mer est formulée. On a cependant observé dans ces stations d'importantes bioaccumulations de plomb et de thallium, lesquelles auraient engendré un échec de l'essai de bioaccumulation si le plomb avait figuré parmi les contaminants préoccupants. En outre, la concentration limite tolérable de plomb dans les protéines de poissons, fixée en 1992 par Santé Canada, a été dépassée tant à la station K (0,53 µg/g/g) qu'à la station F (0,72 µg/g) (la station H n'a pas fait l'objet d'un essai). Selon ces résultats, aucun permis d'immersion en mer n'aurait été accordé pour la station K. L'octroi d'un permis sous conditions spéciales de manutention pour les stations F et H aurait été fonction du choix de l'essai sur les oursins. Il pourrait s'avérer nécessaire d'évaluer en profondeur les essais sur les oursins avant la mise en place intégrale d'un règlement.

Les critères de réussite/échec des oursins pour cet essai ont été critiqués par des promoteurs, car on utilise l'eau de porosité témoin plutôt que l'eau de porosité de référence pour comparer les

échantillons d'essai. Dans ce cas, la station F aurait réussi l'essai sur *L. pictus* si on avait utilisé l'eau de porosité de référence, et aucun autre résultat n'aurait subi de modification. La difficulté de choisir des sites de référence persiste et devrait donc devenir un enjeu de recherche prioritaire.

9.2 Critères de réussite/échec pour chaque espèce

À la lumière de cette étude, il n'est aucunement justifié de recommander des interprétations propres à des espèces pour les bioessais. Les laboratoires d'EC ont réalisé des travaux de recherche qui semblent révéler diverses sensibilités chez les espèces d'amphipodes. Il est suggéré d'effectuer un examen approfondi de la question dans la prochaine étude sur le havre de Sydney.

9.3 Espèces pouvant convenir à des fins de réglementation

Tous les essais sur les espèces d'amphipodes ont abouti à des résultats constants. L'amphipode *Boeckosimus affinis*, qui vit dans l'Arctique, devait aussi faire l'objet d'essais dans cette étude. Cependant, il n'a pas été disponible à temps pour les essais de 1995. Il est quand même recommandé d'envisager l'étude approfondie de cette espèce. Toutefois, puisque l'immersion en mer dans le Nord est actuellement au ralenti, il faudrait continuer d'évaluer en priorité les espèces vivant dans les océans Atlantique et Pacifique, plus tempérés.

Les essais sur la bactérie photoluminescente ont également abouti à des résultats constants, et rien dans cette étude n'a permis d'éliminer ces essais. Selon une étude simultanée sur ces sédiments, menée à l'aide d'un essai sur les exo-enzymes microbiens, le gradient aurait été décelé lors de l'essai si les critères de réussite/échec pour l'essai Microtox^{MD} en phase solide avaient été abaissés. Un examen approfondi du sujet pourrait être commandé.

Les essais sur les oursins semblent montrer les plus grandes sensibilité et variabilité de réaction. Il faudra étudier à fond leurs seuils de tolérance à des contaminants précis et à divers facteurs confusionnels. Il faudra en outre établir des critères clairs pour les sites de référence si l'on veut en venir à utiliser ces essais dans l'application des règlements.

Les essais de bioaccumulation chez *Macoma balthica* se sont avérés difficiles à réaliser sur le plan technique en raison de la petite taille des macomas (5 à 10 mm) et du nombre de macomas requis. L'obtention de quantités suffisantes de tissu a été ardue et a exigé beaucoup de main d'oeuvre. *Macoma nasuta*, que l'on trouve aux États-Unis, pourrait convenir davantage sur le plan de la manipulation, bien que cette espèce ne provienne pas du Canada.

On ne sait trop pourquoi les taux de survie des deux espèces de polychètes ont subi des diminutions le long du gradient vers le site de référence (qui présentait le taux de plus bas). Comme semblent l'indiquer certains des résultats concernant les oursins, ces espèces pourraient être plus sensibles que d'autres au nickel (> teneurs PEL) et à l'arsenic (> CSE). La vitesse de croissance chez les *Polydora* a toutefois augmenté le long du gradient, laissant supposer que la croissance peut avoir été ralentie par les fortes concentrations de contaminants ou encore que les

organismes de la station de référence ou des stations présentant de faibles taux de contamination disposaient d'une plus grande quantité de nourriture grâce à un nombre réduit d'organismes. Les vitesses de croissance chez les *Boccardia* étaient variables. À cause du manque d'expérience à effectuer des essais sur ces espèces et de l'état inachevé du protocole (version définitive prévue en 1998), il est difficile de réaliser une analyse efficace à ce stade-ci. L'utilisation des deux espèces dans des essais ultérieurs devrait être poursuivie. En outre, lorsque le protocole sera prêt, il faudrait analyser en profondeur ces résultats pour aider à cibler des facteurs confusionnels potentiels.

Bibliographie

ALLEN, H. E., G. FU et B. DENG. « Analysis of Acid-volatile Sulfide (AVS) and Simultaneously Extracted Metals (SEM) for the Estimation of Potential Toxicity in Aquatic Sediments », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 12, 1993, p. 1441-1453.

ANKLEY, G. T. « Evaluation of Metal/Acid-volatile Sulfide Relationships in the Prediction of Metal Bioaccumulation by Benthic Macroinvertebrates », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 15, 1996, p. 2138-2146.

ANKLEY, G. T., D. M. DITORO, D. J. HANSEN et W. J. BERRY. « Technical Basis and Proposal for Deriving Sediment Quality Criteria for Metals », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 15, 1996, p. 2056-2066. (1996a)

ANKLEY, G. T., D. M. DITORO, D. J. HANSEN et W. J. BERRY. « Assessing the Ecological Risk of Metals in Sediments », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 15, 1996, p. 2053-2055. (1996b)

ARENICOLA MARINE. *Sample Collection and Analysis for Benthic Community Structure. Belledune Harbour, NB June 1995*, rapport préparé pour Environnement Canada, Division du milieu marin, Ottawa, 1995.

ARENICOLA MARINE. *Further Analysis on Benthic Community Structure. Belledune Harbour, NB*, rapport inédit préparé pour Environnement Canada, Division du milieu marin, Ottawa, 1997, 4 p.

BEAK CONSULTANTS LIMITED. *Fertilization Assay with Echinoids : Interlaboratory Evaluation of Test Options*, préparé pour Environnement Canada, Division de l'analyse et des méthodes, Ottawa, TS-23, 1992.

BEAK CONSULTANTS LIMITED ET SEATECH LIMITED. *Belledune Harbour Sediment Sampling Field Report*, décembre 1995, 1995, 8 p. plus annexes.

BEAK CONSULTANTS LIMITED. *Development of Interpretive Guidance for Biological Testing using Chemical Gradient Studies Phase I : Confirmation Study*, Dorval (Québec), Beaks Consultants Limited, janvier 1996, 1996, 47 p. plus annexes. (1996a)

BEAK CONSULTANTS LIMITED. *Final Study Design : Development of Interpretive Guidance for Biological Testing using Chemical Gradient Studies. Project 1612-1*, Dorval (Québec), Beaks Consultants Limited, 1996, 98 p. plus annexes. (1996b)

DITORO, D. M., C. ZARBA, D. J. HANSEN, R. C. SWARTZ, C. E. COWAN, H. E. ALLEN, A. N. A. THOMAS, P. R. PAQUIN et W. J. BERRY. « Technical Basis for Establishing

Sediment Quality Criteria for Non-ionic Organic Chemicals using Equilibrium Partitioning », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 10, 1991, p. 1541-1583.

DOE, K. G., A. L. HUYBERS, G. D. WOHLGESCHAFFEN et S. J. WADE. *Toxicity of Sediments from Belledune Harbour, NB - Results from the 1995 Pollution Gradient Study*, rapport inédit, Halifax, 1996, 24 p.

DUNDAS ENVIRONMENTAL SERVICES. *AVS Analysis of Sediments from Belledune Harbour*, rapport inédit, Burlington (Ontario), 1995, 2 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Méthode d'essai biologique : essai de toxicité aiguë de sédiments chez les amphipodes marins ou estuariens*, Ottawa, le Ministère, Service de la protection de l'environnement, rapport SPE 1/RM/26, 1992, 83 p. (1992a)

ENVIRONNEMENT CANADA. *Méthode d'essai biologique : essai de toxicité sur la bactérie luminescente (Photobacterium phosphoreum)*, Ottawa, le Ministère, Service de la protection de l'environnement, rapport SPE 1/RM/24, 1992. (1992b)

ENVIRONNEMENT CANADA. *Méthode d'essai biologique : essai sur la fécondation chez les échinides (oursins verts et oursins plats)*, Ottawa, le Ministère, Service de la protection de l'environnement, rapport SPE 1/RM/27, 1992, 97 p. (1992c)

ENVIRONNEMENT CANADA. *Interim Sediment Quality Assessment Values*, Ottawa, le Ministère, Direction générale de la conservation des écosystèmes, Division des recommandations, Sols et sédiments, 1994.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Document d'orientation sur le prélèvement et la préparation de sédiments en vue de leur caractérisation physicochimique et d'essais biologiques*. Ottawa, le Ministère, Service de la protection de l'environnement, rapport EPS 1/RM, 1995, 63 p. (1995a)

ENVIRONNEMENT CANADA. *Biological Test Method : Test for Growth and Survival in Sediment using Marine or Estuarine Polychaete worms*, Ottawa, le Ministère, Conservation et protection, septembre 1995 (Document manuscrit provisoire), 1995. (1995b)

ENVIRONNEMENT CANADA. *1996 National Compendium - Monitoring at Ocean Disposal Sites*, Ottawa, le Ministère, Service de la protection de l'environnement, Division du milieu marin, 1995 (rapport annuel destiné aux clients), 1996.

HANSEN, D. J., W. J. BERRY, J. D. MAHONEY, W. S. BOOTHMAN, D. M. DITORO, D. L. ROBSON, G. T. ANKLEY, D. MA, Q. YAN et C. E. PESH. « Predicting the Toxicity of Metal-contaminated Field Sediments using Interstitial Concentration of Metals and Acid-volatile Sulphide Normalizations », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 15, 1996, p. 2080-2094.

HILDEBRAND, L. P. *An assessment of environmental quality in the Baie des Chaleurs*, Qualité de l'environnement, Contaminants and Assessments Branch Surveillance, rapport EPS-5-AR-84-8, Région de l'Atlantique, 1984, 192 p.

HURLBERT, S. H. « The non-concept of Species Diversity : A Critique and Alternative Parameters », *Ecology*, vol. 52, 1971, p. 577-586.

LEE, D. L. *1995 Pollution Gradient Study : Biological Testing of Sediments Collected from Belledune Harbour*, rapport inédit, North Vancouver, Pacific Environmental Science Centre, 1995, 6 p. plus annexes.

MANTEL, N. « The Detection of Disease Clustering and a Generalized Regression Approach », *Cancer Res.*, vol. 27, 1967, p. 209-220.

MARDIA, K. V., J. T. KENT et J. M. BIBBY. *Multivariate Analysis*, Londres, Academic Press, 1979.

MARGALEF, R. « Information Theory in Ecology », *Gen. Syst.*, vol. 3, 1958, p. 36-71.

MCINTOSH, R. P. « An Index of Diversity and the Relation of Certain Concepts to Diversity », *Ecology*, vol. 48, 1967, p. 392-404.

MICROBICS CORPORATION. *Microtox Manual a Toxicity Testing Handbook, Volume 2, Detailed Protocols*, Carlsbad (Californie), Microbics Corporation, 1992, p. 129-150.

MICROBICS CORPORATION. *Microtox Acute Toxicity Solid-phase Test*, Carlsbad (Californie), Microbics Corporation, 1995, 20 p. (1995a)

MICROBICS CORPORATION. *Microtox Acute Toxicity Basic Test Procedures*, Carlsbad (Californie), Microbics Corporation, 1995, p. 61-62. (1995b)

NORBERG-KING, T. J. *A Linear Interpolation Method for Sublethal Toxicity : The Inhibition Concentration (Icp) Approach (Version 2.0)*, United States Environmental Protection Agency, Environ. Res. Lab. - Duluth, Duluth, MN, rapport 03-93 du National Effluent Toxicity Assessment Center, juillet 1993, 1993, 39 p.

PEARSON, T. H. et R. ROSENBERG. « Macrobenthic Succession in Relation to Organic Enrichment and Pollution of the Marine Environment », *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, vol. 16, 1978, p. 229-311.

RPC. *Chemical Analysis of Belledune Samples*, rapport inédit, Fredericton, 1995.

SHANNON, C. E. et W. WEAVER. *The Mathematical Theory of Communication*, Urbana (Illinois), The University of Illinois Press, 1949.

SIMPSON, E. H. « Measurement of Diversity », *Nature*, vol. 163, 1949, p. 688.

SNEDECOR, G. W. et W. G. COCHRAN. *Statistical Methods*, Ames (Iowa), Iowa State University Press, 1980, p. 507.

TAY, K. L., K. G. DOE, A. J. MACDONALD et K. LEE. « The Influence of Particle Size, Ammonia and Sulfide on Toxicity of Dredged Materials for Ocean Disposal », dans P. G. WELLS, K. LEE et C. BLASE (éditeurs), *Microscale Testing in Aquatic Toxicology : Advances, Techniques and Practice*, Boca Raton (Floride), CRC Press, Lewis Publishers, 1998.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Guidance Manual : Bedded Sediment Bioaccumulation Tests*, septembre 1993, EPA/600/R-93/183, 1993.

UTHE, J. F. et V. ZITKO. « Cadmium Pollution of Belledune Harbour, NB, Canada », *Can. Tech. Rep. Fish Aquat. Sci.*, chez l'éditeur, vol. 963, 1980, 107 p.

WILHM, J. L. « Range of Diversity Index in Benthic Macroinvertebrate Populations », *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, vol. 42, 1970, p. 221-224.

Annexe 1**Position, données et moment du prélèvement aux havres de Belledune et de Miguasha, baie des Chaleurs (Nouveau-Brunswick)**

Stations	Position	Date of sampling	Time of sampling
F	47° 54.54' N	26.06.1995	8:15 - 11:30
	65° 50.38' W	29.06.1995	9:00 - 10:45
H	47° 54.54' N	29.06.1995	10:00 - 13:01
	65° 50.51' W		
K	47° 54.58' N	28.06.1995	15:00 - 18:30
	65° 49.94' W		
R (Miguasha)	48° 03.99' N	27.06.1995	11:00 - 15:40
	66° 19.02' W		

Source: Beak 1995a

Annexe 2

Résultats des bioessais

Table A2-1 Pollution Gradient Study 1995. *Amphiporeia virginiana* Survival after 10-day exposure to sediments (test date: 7 July 1995)

Treatment	Replicate #					Mean ±SD
	1	2	3	4	5	
Control Sediment:						
Martinique Beach(1)	100	95	95	90	85	93 ± 5.7
Martinique Beach(2)	100	90	85	85	85	89 ± 6.5
Martinique Beach(3)	100	95	100	95	100	98 ± 2.7
9	60	75	95	95	85	82 ± 14.8
11	---	85	90	75	90	85 ± 7.1
12	100	80	95	100	80	91 ± 10.2
27	85	85	95	95	95	91 ± 5.5
29	95	95	90	90	90	92 ± 2.7
30	95	85	90	80	90	88 ± 5.7
33	90	95	70	75	95	85 ± 11.7
34	80	70	55	80	75	72 ± 10.4
39	90	65	60	100	70	77 ± 17.2
41	55	80	90	100	95	84 ± 17.8
46	100	95	95	90	100	96 ± 4.2
61	85	95	85	85	85	87 ± 4.5
64	90	90	95	75	75	85 ± 9.4
71	65	90	100	100	100	91 ± 15.2
77	95	85	90	55	50	75 ± 20.9
79	95	100	75	75	85	86 ± 11.4
83	95	80	85	90	95	89 ± 6.5
95	75	85	90	100	80	86 ± 9.6

There was no significant difference in amphipod survival in the sample sediments compared with the Martinique Beach in-house Control sediments.

Table A2-2 *Eohaustorius estuarius* – Results of 10-day Sediment Assays
Sampling Site – Belledune Harbour, Test Period – July 21-31, 1995

Treatment	Replicates					Mean	+/- sd
	1	2	3	4	5		
Control 1							
% survival	100	100	100	100	100	100	0.00
% at surface	0	0	0	0	0	0	0
Control 2							
% survival	100	100	100	95	100	99	2.24
% at surface	0	0	0	0	0	0	0
Control 3							
% survival	100	100	100	100	95	99	2.2
% at surface	0	0	0	0	0	0	0
Station 9							
% survival	95	90	100	90	95	94	4.2
% at surface	0	0	0	0	0	0	0
Station 11							
% survival	100	100	100	100	100	100	0.00
% at surface	10	0	10	50	0	14	20.74
Station 12							
% survival	100	100	100	100	100	100	0.0
% at surface	5	0	0	0	0	1	2.2
Station 27							
% survival	100	100	100	90	95	97	4.5
% at surface	0	0	0	5	0	1	2.2
Station 29							
% survival	100	100	100	100	100	100	0.0
% at surface	0	5	0	0	5	2	2.7
Station 30							
% survival	100	95	100	100	100	99	2.2
% at surface	0	0	0	5	0	1	2.2
Station 34							
% survival	100	100	100	100	100	100	0.0
% at surface	0	0	0	0	5	1	2.2

Table A2 -2 (cont'd) Test Period- July 21-31 1995

Treatment	Replicates					Mean	+/- sd
	1	2	3	4	5		
Station 39							
% survival	95	100	95	100	100	98	2.7
% at surface	5	0	0	5	0	2	2.7
Station 46							
% survival	95	100	100	100	100	99	2.24
% at surface	5	0	0	5	0	2	2.739
Station 61							
% survival	100	95	100	100	100	99	2.24
% at surface	0	0	0	0	0	0	0
Station 64							
% survival	100	100	100	100	100	100	0.0
% at surface	0	0	0	0	0	0	0
Station 71							
% survival	100	100	100	100	100	100	0.0
% at surface	5	0	0	0	0	1	2.236
Station 78							
% survival	100	100	95	95	95	97	2.74
% at surface	0	0	0	0	0	0	0.00
Station 79							
% survival	100	95	100	100	100	99	2.2
% at surface	0	5	10	0	0	3	4.5
Station 83							
% survival	95	100	100	100	90	97	4.5
% at surface	0	0	5	0	0	1	2.2

96-hour Reference Toxicant Test

LC50 = 1.61 mg/L as Cd++ LCI UCI
 1.2 2.17

Table A2-3 *Eohaustorius washingtonianus* – Results of 10-day Sediment Assays
Sampling Site – Belledune Harbour, Test Period – July 14-24, 1995

Treatment	Replicates					Mean	+/- sd
	1	2	3	4	5		
Control 1							
% survival	100	90	100	90	95	95	5.00
% at surface	0	0	0	0	0	0	0
Control 2							
% survival	100	100	100	95	100	99	2.24
% at surface	0	0	0	5	0	1	2.236
Control 3							
% survival	95	95	90	100	95	95	3.5
% at surface	0	0	5	0	0	1	2.236
Station 9							
% survival	90	85	95	90	100	92	5.7
% at surface	10	0	10	0	5	5	5
Station 11							
% survival	80	100	100	100	0	76	43.36
% at surface	0	0	0	0	0	0	0.00
Station 12							
% survival	95	90	95	90	95	93	2.7
% at surface	5	0	5	10	0	4	4.2
Station 27							
% survival	95	85	90	100	90	92	5.7
% at surface	20	15	0	0	0	7	9.7
Station 29							
% survival	90	95	90	100	100	95	5.0
% at surface	0	0	0	5	5	2	2.7
Station 30							
% survival	95	90	100	100	100	97	4.5
% at surface	10	5	5	15	5	8	4.5
Station 34							
% survival	90	90	90	90	90	90	0.0
% at surface	0	0	5	0	5	2	2.7

Table A2 -3 (cont'd)

Treatment	Replicates					Mean	+/- sd
	1	2	3	4	5		
Station 39							
% survival	80	85	85	90	100	88	7.6
% at surface	5	5	5	5	0	4	2.2
Station 46							
% survival	95	95	95	100	95	96	2.24
% at surface	5	0	0	0	0	1	2.236
Station 61							
% survival	100	95	100	95	95	97	2.74
% at surface	5	5	10	10	10	8	2.739
Station 64							
% survival	100	95	90	80		91.25	8.5
% at surface	5	10	0	5		5	4.082
Station 71							
% survival	85	100	90	90	85	90	6.1
% at surface	0	0	5	5	5	3	2.739
Station 78							
% survival	100	95	95	80	100	94	8.22
% at surface	0	5	10	5	5	5	3.54
Station 79							
% survival	95	100	90	90	85	92	5.7
% at surface	0	10	5	0	0	3	4.5
Station 83							
% survival	95	100	90	90	95	94	4.2
% at surface	10	5	0	5	5	5	3.5

96-hour Reference Toxicant Test

LCI UCI
 LC50 = 0.145 mg/L as Cd++ 0.043 0.212

Table A2-4 *Rhepoxynius arbonius* – Results of 10-day Sediment Assays
 Sampling Site – Belledune Harbour, Test Period – July 29 to
 August 8, 1995

Treatment	Replicates					Mean	+/- sd
	1	2	3	4	5		
Control 1							
% survival	95	95	100	95	95	96	2.24
% at surface	10	0	0	5	5	4	4.183
Control 2							
% survival	95	100	100	100	100	99	2.24
% at surface	5	0	0	0	0	1	2.236
Control 3							
% survival	85	100	95	95	100	95	6.1
% at surface	10	0	5	0	0	3	4.472
Station 9							
% survival	65	95	90	90	90	86	11.9
% at surface	5	0	10	0	0	3	4.472
Station 11							
% survival	65	55	90	80	80	74	13.87
% at surface	15	0	0	15	0	6	8.22
Station 12							
% survival	75	80	85	70	85	79	6.5
% at surface	5	5	5	0	5	4	2.2
Station 27							
% survival	90	80	95	80	90	87	6.7
% at surface	5	0	15	0	0	4	6.5
Station 29							
% survival	80	90	90	100	80	88	8.4
% at surface	0	0	0	0	5	1	2.2
Station 30							
% survival	80	95	90	80	95	88	7.6
% at surface	20	0	0	15	0	7	9.7
Station 34							
% survival	85	80	90	95	90	88	5.7
% at surface	0	0	0	5	0	1	2.2

Table A2-4 (cont'd)

Treatment	Replicates					Mean	+/- sd
	1	2	3	4	5		
Station 39							
% survival	85	70	90	90	70	81	10.2
% at surface	5	0	0	0	5	2	2.7
Station 46							
% survival	90	85	80	80	90	85	5.00
% at surface	5	10	10	5	15	9	4.183
Station 61							
% survival	75	90	60	75	75	75	10.61
% at surface	20	0	5	0	5	6	8.216
Station 64							
% survival	80	85	100	90	100	91	8.9
% at surface	0	15	5	5	0	5	6.124
Station 71							
% survival	95	95	75	90	85	88	8.4
% at surface	0	10	5	0	0	3	4.472
Station 78							
% survival	90	75	95	70	90	84	10.84
% at surface	10	10	0	5	5	6	4.18
Station 79							
% survival	80	80	90	80	65	79	8.9
% at surface	10	0	0	0	10	4	5.5
Station 83							
% survival	90	75	85	80	80	82	5.7
% at surface	5	0	5	0	0	2	2.7

96-hour Reference Toxicant Test

LC50 = 1.13 mg/L as Cd++

LCI	UCI
0.797	1.6

Table A2-5 Reference Toxicant Tests

Amphipod Species	LC50 (as Cd ⁺⁺)	95% C.L.
<i>E. estuarius</i>	1.61 mg/L	1.20 to 2.17 mg/L
<i>E. washingtonianus</i>	0.145 mg/L	0.043 to 0.212 mg/L
<i>R. abronius</i>	1.13 mg/L	0.797 to 1.60 mg/L
<i>A. virginiana</i>	1.47 mg/L	0.330 to 13.0 mg/L

Table A2-6 Results of 14-day Tests with *Polydora cornuta* for Belledune Harbour Sediments

Sample Identification	Percent Survival after 14 days	Average Mean Weight (mg)
Conrad's	100	1.727 " 0.621
10	92	1.312 " 0.211
20	100	1.173 " 0.894
40	80	1.481 " 0.400
48	96	1.319 " 0.150
67	72	1.442 " 0.482
86	100	1.122 " 0.336
B	88	1.473 " 0.457

Growth of the polychaetes in the test samples was not statistically different from growth of those in the Control Sediment (Conrad's)

Although worm weights did increase from the weights of the initial set of worms (weighed at the beginning of the test) they were not significantly different.

Table A2-7 Results of 14-day *Boccardia proboscidea* Polychaete Survival and Growth Test

Sample	Percent Survival $\pm$ S.D.	Dry Weight (mg)	Growth Rate (mg/day)	Growth Increase (Final Wt./Initial Wt.)
Control	96 $\pm$ 9.0	0.45 $\pm$ 0.07	0.03 $\pm$ 0.01	2.5
Station 10	48 $\pm$ 30	0.56 $\pm$ 0.24	0.04 $\pm$ 0.02	3.1
Station 20	72 $\pm$ 18	1.09 $\pm$ 0.77	0.08 $\pm$ 0.06	6.1
Station 40	76 $\pm$ 33	1.16 $\pm$ 0.56	0.08 $\pm$ 0.04	6.4
Station 48	68 $\pm$ 30	0.51 $\pm$ 0.23	0.04 $\pm$ 0.02	2.8
Station 67	24 $\pm$ 26	0.27 $\pm$ 0.15	0.02 $\pm$ 0.01	1.5

Table A2-8 *Polydora cornuta* 96-h Reference Toxicant Results Cadmium Chloride
 Test Date: 20 July 1995(#1) and 4 August 1995(#2)

Concentration (mg/L)	Test #1 # dead/# tested	Test #2 # dead/# tested
100	5/5	5/5
56	5/5	5/5
32	5/5	3/5
18	2/5	2/5
10	0/5	1/5
5.5	2/5	0/5
3.2	0/5	0/5
Control	0/5	0/5

Test # 1: 96-hour LC50 = 19.4 mg/L as CdCl₂ (95% C.L. = 3.2 to 32mg/L) (Binomial)

Test # 2: 96-hour LC50 = 8.48 mg/L as CdCl₂ (95% C.L. = 4.87 to 14.1mg/L) (Probit)

Table A2-9 *Boccardia proboscidea* 96-h Reference Toxicant Results Cadmium Chloride
 Test Date: 17 July 1995

Concentration (mg/L)	Test #1 # dead/# tested	
1.0	8/10	
3.2	2/10	
5.0	0/10	
10.0	0/10	
32.0	2/10	
Control	10/10	

Test # 1: 96-hour LC50 = 19.4 mg/L as CdCl₂ (95% C.L. = 3.2 to 32mg/L) (Binomial)

Test # 2: 96-hour LC50 = 8.48 mg/L as CdCl₂ (95% C.L. = 4.87 to 14.1mg/L) (Probit)

Table A2-10 Photoluminescent Bacteria Analysis, Pollution Gradient Study - July, 1995

Results for the 100% test method on porewaters and the solid-phase test on whole sediments corrected for dry weight. 95% confidence limits in brackets. N/A = Not applicable because of insufficient moisture so porewater could not be obtained for testing.

Sample	Salinity (ppt)	15 min. IC50 Porewater (%)	10 min. IC50 Solid Phase (ppm)
Martinique 1	29	>99.0	>143 000
Martinique 2	28	>99.0	>143 000
Martinique 3	28	>99.0	>143 000
B 1	28	>99.0	525 (445 to 620)
B 2			796 (696 to 910)
B 3			805 (690 to 939)
9	28	>99.0	2340 (2100 to 2600)
11	28	>99.0	1040 (843 to 1290)
12	27	>99.0	1970 (1900 to 2030)
27	28	>99.0	2150 (1910 to 2400)
29	28	>99.0 ¹	1650 (1170 to 2330)
30 A	28	>99.0	1020 (927 to 1110)
30 B	28	87.5 (21.6 to 354)	1070 (905 to 1260)
30 C	28	97.1 (11.8 to 800)	1140 (1010 to 1280)
33	28	>99.0	1390 (1250 to 1550)
34	28	>99.0	1190 (1100 to 1290)
39	28	>99.0	2550 (2440 to 2660)
41	27	>99.0	1990 (1290 to 3080)
46	28	>99.0	2420 (2270 to 2580)
61	27	96.9 (58.4 to 161)	1870 (1670 to 2090)
64	28	>99.0	3170 (2800 to 3590)
71	27	>99.0	2900 (2590 to 3260)
77	28	>99.0	1680 (1440 to 1950)
79	27	64.2 (13.2 to 312) ²	2430 (1960 to 3020)
83	26	>99.0	2010 (1660 to 2430)
95	28	>99.0	1210 (1020 to 1440)

1. Light loss indicated sample was almost toxic but followup test three days later gave IC50>99.0.

2. Followup test three days later gave IC50>99.0.

Table A2-11

Results of Porewater Fertilization Tests Species: *Lytechinus pictus*
 Test date: 12 July 1995

Sediment	Percent Fert. in 100% porewater	Percent Fert. in 33% porewater	Percent Fert. in 10% porewater	Percent Fert. in Control water	IC50 ¹ (%) ²	NOEC (%)	LOEC (%)
M-1	84	----	---	90	>100	100	>100
M-2	89	---	---	92	>100	100	>100
M-3	83	---	---	91	>100	100	>100
9	14*	85	---	85	72.8	33	100
11	60*	84	---	88	>100	33	100
12	54*	86	---	86	>100	33	100
27	21*	89	---	88	76.8	33	100
29	13*	90	---	89	72.2	33	100
30	26*	91	---	88	80.9	33	100
33	9*	83	90	91	66.6	33	100
34	43*	91	---	91	93.0	33	100
39	10*	90	---	91	70.0	33	100
41	1*	74	88	88	60.0	33	100
46	9*	87	---	91	68.8	33	100
61	11*	91	---	91	70.7	33	100
64	20*	93	---	94	75.3	33	100
71	25*	94	---	94	78.6	33	100
77	24*	91	---	91	78.6	33	100
79	68*	89	---	90	>100	33	100
83	77*	94	---	91	>100	33	100
95	66*	91	---	93	>100	33	100
B	4*	94	---	95	67.5	33	100

* These values were significantly different from the control responses ($P = 0.05$). Calculated using Sigma Stat Statistical software from Jandel Scientific Software. ¹ Calculated using ICPIN (updated version of USEPA's Bootstrap program. Reference Toxicant value for CuSO_4 - $\text{IC}_{50} = 38.3 \mu\text{g/L}$ as Cu (95% C.L. = 34.5 - 41.4 $\mu\text{g/L}$ as Cu).

**Table A2-12 Results of Porewater Fertilization Tests Species: *S. purpuratus*,
Test date: 19 July 1995**

Sediment	Percent Fertilization in 100% porewater	Percent Fertilization in 33% porewater	Percent Fertilization in 10% porewater	Percent Fertilization in Control water	IC50 ¹ (%) ²	NOEC (%)	LOEC (%)
M-1	95	—	—	96	>100	100	>100
M-2	98	—	—	95	>100	100	>100
M-3	96	—	—	98	>100	100	>100
9	84 *	95	—	96	>100	33	100
11	94	—	—	96	>100	100	>100
12	75 *	97	—	98	>100	33	100
27	30 *	91	—	94	81.2	33	100
29	27 *	93	—	96	78.7	33	100
30	90 *	96	—	98	>100	33	100
34	82 *	95	—	95	>100	33	100
39	1 *	32 *	95	96	27.1	10	33
41	89	—	—	94	>100	100	>100
46	2 *	80 *	95	94	60.6	10	33
61	90 *	96	—	95	>100	33	100
64	46 *	97	—	93	94.8	33	100
71	17 *	96	—	93	73.9	33	100
77	94	—	—	95	>100	100	>100
79	91	—	—	96	>100	100	>100
83	87 *	96	—	97	>100	33	100
B	56 *	96	—	95	>100	33	100

* These values were significantly different from the control responses ($P = 0.05$).

Calculated using Sigma Stat Statistical software from Jandel Scientific Software.

¹ Calculated using ICPIN (updated version of USEPA's Bootstrap program).

Reference Toxicant value for CuSO_4 - $\text{IC}_{50} = 41.4 \mu\text{g/L}$ as Cu (95% C.L. = 38.8 to 44.2 $\mu\text{g/L}$ as Cu).

Table A2-13 Results of Porewater Fertilization Tests Species: *D. ecentricus*, Test date: 24 July 1995

Sediment	Percent Fertilization in 100% Porewater	Percent Fertilization in 33% Porewater	Percent Fertilization in 10% Porewater	Percent Fertilization in Control Water	IC50 ¹ (%) ²	NOEC (%)	LOEC (%)
M-1	82	----	---	88	>100	100	>100
M-2	91	---	---	89	>100	100	>100
M-3	93	---	---	72	>100	100	>100
9	0.8*	65*	86	89	53.9	10	33
11	6*	63*	88	92	52.4	10	33
12	6*	75*	87	91	61.4	10	33
27	0.8*	70*	85*	95	54.7	<10	10
29	0.3*	36*	69*	93	26.2	<10	10
30	12*	77*	92	92	64.4	10	33
33	8*	66*	84*	91	56.2	<10	10
34	11*	62	65	68	68.8	33	100
39	2*	35*	68	77	31.2	10	33
41	4*	40*	62*	68	43.4	<10	10
46	2*	29*	72*	82	26.4	<10	10
61	5*	41*	78	77	37.6	10	33
64	4*	25*	75	84	25.2	10	33
71	2*	13*	47*	79	14.6	<10	10
77	8*	51*	77	81	48.8	10	33
79	4*	30*	79	82	27.8	10	33
83	4*	48*	68*	81	43.5	<10	10
95	8*	70*	79	83	63.6	10	33
B	1*	17*	81	83	23.8	10	33

These values were significantly different from the control responses ($P = 0.05$). Calculated using Sigma Stat Statistical software from Jandel Scientific Software.

¹ Calculated using ICPIN (updated version of USEPA's Bootstrap program).

Reference Toxicant value = 16.4 $\mu\text{g/L}$ as Cu (95% Confidence Limits = 15.4 to 17.3 $\mu\text{g/L}$).

Reference Toxicant value for CuSO_4 - IC50 = 41.4 $\mu\text{g/L}$ as Cu (95% C.L. = 38.8 to 44.2 $\mu\text{g/L}$ as Cu)

Table A2-14 The 28-day *Macoma balthica* Bioaccumulation Test Survival Results

Sample	Percent Mean Survival $\pm$ S.D.
Roberts Bank Control	86 $\pm$ 08
Station 17	65 $\pm$ 20
Station 21	79 $\pm$ 05
Station 35	73 $\pm$ 17
Station 50	72 $\pm$ 11
Station 78	73 $\pm$ 20

Table A2-15 Analysis of Clam Samples for Trace Elements

RPC No:	MDL	RB1	RB2	RB3	DORM-1	DOLT-2	6057-01	6057-02	6057-03	6057-04A	6057-04B	6057-05	6057-06
Sample I.D.		QA/QC	QA/QC	QA/QC	SRM	SRM	<i>M. balthica</i> 1	<i>M. balthica</i> 2	Control A	Control B	Duplicate	Control C	Control D
Wet weight (g)		0.700	0.700	0.700	0.233	0.212	0.936	0.893	0.784	0.665	0.748	0.742	0.932
Dry weight (g)		0.080	0.080	0.080	0.224	0.205	0.097	0.077	0.090	0.080	0.092	0.092	0.077
% Moisture		-	-	-	3.86	3.30	89.64	91.38	88.52	87.97	87.70	87.60	91.74
Concentration mg/kg (dry wt.)							Concentration mg/kg (dry wt.)						
Aluminium	1	2	1	2	8	24	1290	1000	2290	3160	2950	2470	1870
Antimony	0.02	0.03	0.03	0.02	0.05	0.02	0.14	0.14	0.12	0.10	0.10	0.10	0.12
Arsenic	0.1	ND	ND	ND	19.9	15.7	8.2	8.1	9.0	7.4	8.1	8.5	9.2
Barium	0.10	ND	ND	ND	0.14	0.58	6.56	5.85	11.1	19.5	14.5	13.4	13.6
Beryllium	0.01	ND	ND	ND	ND	ND	0.03	0.02	0.07	0.07	0.07	0.07	0.05
Bismuth	0.02	ND	ND	0.02	0.11	0.04	0.06	0.07	0.07	0.06	0.06	0.06	0.07
Boron	1	1.2	ND	ND	1.4	1.1	16.1	21.8	16.5	14.6	14.1	15.3	23.5
Cadmium	0.005	ND	ND	ND	0.088	20.7	0.317	0.257	0.478	0.440	0.449	0.369	0.447
Calcium	5	6	6	12	1220	836	6840	9910	5990	7850	5700	9310	7740
Chromium	0.10	ND	ND	ND	2.9	1.2	4.6	4.0	8.0	10.9	10.3	8.5	7.2
Cobalt	0.005	ND	ND	0.019	0.041	0.234	4.46	4.39	5.39	6.03	6.18	5.97	5.27
Copper	0.1	0.1	ND	0.2	5.0	28.1	47.0	39.4	57.4	50.5	47.6	49.6	62.3
Iron	10	ND	ND	21	68	1050	3010	2480	6480	8210	7330	7110	5410
Lead	0.02	0.07	0.06	0.09	0.38	0.27	1.96	1.47	2.25	2.61	3.17	2.36	2.14
Lithium	0.02	0.02	0.02	0.04	0.10	0.10	2.35	2.50	3.91	4.52	4.34	4.28	4.05
Magnesium	1	1	ND	ND	1188	828	11100	13000	12400	11800	10400	11800	14600
Manganese	0.1	ND	ND	ND	1.2	6.2	51.8	42.9	97.9	120	120	105	85.8
Mercury	0.01	0.01	ND	ND	0.75	2.00	0.11	0.09	0.09	0.11	0.09	0.11	0.10
Molybdenum	0.02	0.07	0.04	0.04	0.16	0.96	2.56	2.80	1.87	1.82	1.83	1.75	2.36
Nickel	0.05	ND	ND	0.08	0.64	0.22	6.5	6.4	11.5	13.3	12.9	13.1	10.0
Rubidium	0.01	ND	ND	ND	5.80	2.75	4.70	5.18	4.21	4.06	4.23	4.36	4.61
Selenium	0.10	ND	ND	ND	1.7	6.4	4.7	4.2	4.7	3.4	3.6	4.2	4.4
Silver	0.005	0.005	ND	0.010	0.155	0.543	0.239	0.209	0.198	0.194	0.193	0.195	0.256
Strontium	0.10	ND	ND	ND	6.9	4.8	78.6	102	72.4	74.0	72.0	87.2	92.9
Tellurium	0.02	ND	ND	ND	ND	0.02	0.07	0.06	0.09	0.05	0.05	0.06	0.04
Thallium	0.005	0.006	ND	ND	0.009	0.009	0.033	0.013	0.015	0.017	0.017	0.016	0.012
Tin	0.01	ND	ND	ND	0.09	0.21	0.12	0.03	0.04	0.07	0.09	0.05	0.04
Uranium	0.005	ND	ND	ND	ND	0.047	0.331	0.362	0.468	0.466	0.548	0.485	0.542
Vanadium	0.05	ND	ND	ND	0.3	0.5	4.8	4.2	9.2	12.1	11.3	10.1	8.7
Zinc	0.5	1.6	1.0	1.1	20.8	88.6	240	238	221	192	204	233	238

The clam samples were shucked and composited. Representative portions were digested with nitric acid and were diluted to volume for trace analysis by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS). Aliquots of the above solutions were further digested with sulphuric acid and potassium permanganate before mercury analysis by cold vapour AAS.

Table A2-15 (cont'd)

RPC No:	6057-07	6057-08A	6057-08B	6057-09	6057-10	6057-11	6057-12	6057-13	6057-14	6057-15	6057-16	6057-17	6057-18	6057-19
Sample I.D.	Control E	Stn 17A	Duplicate	Stn 17B	Stn 17C	Stn 17D	Stn 17E	Stn 21A	Stn 21B	Stn 21C	Stn 21D	Stn 21E	Stn 35A	Stn 35B
Wet weight (g)	0.935	0.638	0.691	0.538	0.508	0.531	0.775	0.552	0.558	0.774	0.837	0.726	0.774	0.528
Dry weight (g)	0.112	0.064	0.069	0.088	0.065	0.075	0.092	0.085	0.058	0.089	0.096	0.080	0.066	0.073
% Moisture	88.02	89.97	90.01	83.64	87.20	85.88	88.13	84.60	89.61	88.50	88.53	88.98	91.47	86.17
	Concentration mg/kg (dry wt.)						Concentration mg/kg (dry wt.)						Concentration mg/kg (dry wt.)	
Aluminum	3060	2070	2160	3600	3170	2010	2200	3670	2210	2820	2600	2410	1920	3100
Antimony	0.23	0.11	0.11	0.10	0.14	0.10	0.11	0.10	0.12	0.10	0.10	0.10	0.10	0.11
Arsenic	8.2	9.6	9.5	7.7	8.4	8.5	9.4	7.9	10.4	9.8	10.2	9.3	10.1	9.5
Barium	14.6	14.4	13.5	16.3	14.7	11.7	10.9	17.6	14.9	14.0	14.0	13.9	9.42	17.2
Beryllium	0.08	0.06	0.06	0.09	0.09	0.06	0.06	0.09	0.06	0.06	0.06	0.06	0.05	0.09
Bismuth	0.06	0.09	0.09	0.09	0.08	0.07	0.06	0.07	0.08	0.07	0.08	0.06	0.06	0.08
Boron	15.1	20.2	18.8	14.4	16.3	16.0	15.6	18.1	20.9	18.9	17.4	19.6	22.3	16.0
Cadmium	0.358	0.454	0.468	0.418	0.465	0.769	0.391	0.437	0.529	1.479	0.331	0.343	0.358	0.303
Calcium	5960	9050	11400	6150	6080	8080	8760	6080	7190	6620	6420	8100	6720	5920
Chromium	11.0	7.0	7.9	11.4	13.6	10.6	7.3	12.6	7.9	8.9	8.5	8.3	7.4	10.5
Cobalt	6.12	4.98	5.64	6.23	6.51	5.30	5.18	6.47	5.67	5.99	5.90	5.68	5.02	6.66
Copper	53.7	62.0	53.1	47.7	45.8	48.1	60.7	51.0	56.7	57.0	66.0	60.0	45.4	52.9
Iron	8240	6740	6810	8880	8750	6020	5930	9050	6860	7520	7010	6750	5990	8300
Lead	2.83	15.8	17.7	15.4	18.4	14.6	13.1	2.98	3.57	3.27	3.62	2.54	6.76	6.65
Lithium	4.93	4.04	4.31	4.81	5.43	3.53	3.62	5.46	4.21	4.77	4.50	4.33	4.08	5.13
Magnesium	11800	11800	11700	10000	11100	10800	10700	11400	12000	12000	11400	11700	13600	11100
Manganese	117	102	108	137	134	98.7	101	144	100	113	120	108	93.7	128
Mercury	0.09	0.09	0.08	0.09	0.08	0.10	0.10	0.10	0.13	0.11	0.11	0.13	0.09	0.11
Molybdenum	1.79	1.90	1.83	1.50	1.69	1.77	2.00	1.71	2.19	1.92	2.02	2.00	2.18	1.76
Nickel	13.0	9.9	11.5	14.7	14.6	10.0	10.1	15.6	10.6	12.9	12.1	12.2	9.8	14.1
Rubidium	4.11	4.15	4.11	4.09	4.75	4.14	3.94	4.82	4.66	4.39	4.33	4.08	5.13	4.82
Selenium	3.5	4.4	3.8	3.8	3.8	4.5	4.7	3.8	4.1	4.1	4.6	4.3	4.3	4.5
Silver	0.176	0.291	0.250	0.292	0.292	0.266	0.311	0.225	0.253	0.265	0.259	0.252	0.204	0.231
Strontium	69.0	97.5	99.0	68.8	69.6	81.8	93.3	65.6	83.5	76.7	79.3	88.4	82.7	71.0
Tellurium	0.06	0.06	0.12	0.11	0.10	0.08	0.06	0.05	0.06	0.07	0.07	0.03	0.07	0.11
Thallium	0.019	0.035	0.035	0.037	0.082	0.027	0.023	0.023	0.013	0.015	0.016	0.011	0.013	0.021
Tin	0.05	0.22	0.15	0.11	0.11	0.13	0.09	0.10	0.13	0.08	0.08	0.07	0.08	0.09
Uranium	0.506	0.676	0.720	0.740	0.778	0.701	0.726	0.499	0.538	0.570	0.620	0.565	0.571	0.707
Vanadium	11.9	8.7	9.4	13.1	12.4	8.5	8.9	13.8	10.1	11.3	10.8	10.4	8.9	12.4
Zinc	198	271	291	283	246	295	299	200	307	271	273	248	218	247

Table A2-15 (cont'd)

RPC No:	6057-20	6057-21	6057-22	6057-23	6057-24	6057-25	6057-26A	6057-26B	6057-27	6057-28	6057-29	6057-30	6057-31	6057-32
Sample I.D.	Stn 35C	Stn 35D	Stn 35E	Stn 50A	Stn 50B	Stn 50C	Stn 50D	Duplicate	Stn 50E	Stn 78A	Stn 78B	Stn 78C	Stn 78D	Stn 78E
Wet weight (g)	0.630	0.760	0.732	0.622	0.686	0.613	0.616	0.580	0.536	0.432	0.618	0.461	0.816	0.784
Dry weight (g)	0.066	0.077	0.082	0.052	0.090	0.066	0.079	0.060	0.068	0.084	0.073	0.071	0.105	0.090
% Moisture	89.52	89.87	88.80	91.64	86.88	89.23	87.18	89.66	87.31	80.56	88.19	84.60	87.13	88.52
	Concentration mg/kg (dry wt.)					Concentration mg/kg (dry wt.)					Concentration mg/kg (dry wt.)			
Aluminum	2010	1990	2320	2210	2840	2850	3590	2350	2870	2730	2060	2190	2960	3310
Antimony	0.10	0.10	0.10	0.11	0.09	0.11	0.10	0.13	0.13	0.09	0.11	0.12	0.09	0.11
Arsenic	8.7	9.7	9.3	10.5	9.0	9.1	8.2	9.6	9.6	9.1	9.1	9.4	9.1	8.0
Barium	14.4	11.4	14.1	11.6	20.1	20.2	16.8	23.3	15.0	17.4	11.6	18.2	15.6	18.0
Beryllium	0.05	0.05	0.06	0.06	0.07	0.07	0.10	0.06	0.08	0.08	0.06	0.06	0.08	0.09
Bismuth	0.06	0.05	0.06	0.07	0.09	0.08	0.08	0.07	0.09	0.07	0.08	0.08	0.08	0.09
Boron	17.2	18.5	17.0	23.6	15.7	18.4	14.7	19.6	18.0	13.7	17.4	16.8	13.5	16.5
Cadmium	0.365	0.395	0.369	0.704	0.682	0.671	0.561	0.528	0.596	0.326	0.461	0.458	0.346	0.346
Calcium	5580	7150	5810	6550	5720	6400	5760	5960	5790	11300	6500	5330	7940	11200
Chromium	7.1	7.1	8.3	7.7	10.5	9.4	11.8	9.3	9.7	9.5	7.6	8.4	11.9	12.5
Cobalt	5.16	5.25	5.29	5.65	6.29	6.15	6.99	5.92	6.10	6.08	5.39	5.50	6.11	6.47
Copper	49.1	54.6	50.7	53.7	50.0	53.4	54.7	56.1	48.6	59.8	57.2	48.2	45.4	43.7
Iron	5760	5930	6280	6890	8020	7650	9280	6730	7800	7840	6030	6180	8070	9010
Lead	6.49	5.05	6.17	12.7	14.1	12.8	11.1	12.2	10.9	4.74	4.94	11.2	6.87	10.6
Lithium	3.86	4.10	3.95	4.78	4.79	4.78	5.67	4.10	4.80	4.29	3.76	3.95	4.58	5.32
Magnesium	11600	12200	11100	13800	10900	11900	10800	11800	11000	8700	11000	11100	10400	11600
Manganese	95.0	98.5	109	101	122	124	136	108	122	115	89.7	97.8	125	140
Mercury	0.11	0.10	0.12	0.13	0.17	0.15	0.15	0.15	0.14	0.14	0.15	0.12	0.09	0.11
Molybdenum	2.05	2.02	2.00	2.21	1.66	1.93	1.64	1.96	1.91	1.64	1.93	1.98	1.83	1.70
Nickel	11.2	10.2	10.6	11.1	14.2	13.2	16.2	12.0	12.8	12.9	11.2	10.9	14.2	15.5
Rubidium	4.29	4.26	4.00	4.96	4.21	4.59	4.69	4.49	4.36	3.73	4.10	4.36	4.13	5.11
Selenium	4.4	4.3	4.9	4.4	4.6	4.8	3.7	4.2	4.8	4.9	4.4	4.6	3.6	3.7
Silver	0.202	0.224	0.223	0.247	0.309	0.288	0.253	0.294	0.251	0.283	0.282	0.270	0.199	0.256
Strontium	71.8	82.5	79.8	81.1	70.6	78.9	65.3	78.6	69.3	90.0	77.0	73.8	82.6	96.6
Tellurium	0.03	0.07	0.04	0.06	0.10	0.07	0.05	0.14	0.08	0.15	0.11	0.11	0.09	0.07
Thallium	0.015	0.012	0.013	0.022	0.026	0.025	0.046	0.019	0.028	0.022	0.012	0.021	0.023	0.037
Tin	0.03	0.03	0.09	0.15	0.07	0.20	0.12	0.15	0.19	0.22	0.06	0.05	0.11	0.16
Uranium	0.601	0.629	0.727	0.754	0.954	0.968	0.978	1.486	1.041	0.690	0.785	0.972	0.798	0.882
Vanadium	8.9	8.6	9.4	9.8	12.0	11.6	14.0	10.4	11.4	11.1	9.5	9.5	12.0	13.7
Zinc	257	234	276	236	257	315	256	258	306	251	251	271	263	198

Annexe 3 Résultats sur le benthos

Table A3-1 Benthos at Station H - Belledune Harbour

Station Replicate	H1	H2	H3	H4	H5
<i>Capitellidae</i>	0.0	0.0	0.0	88.8	177.6
<i>Enipo torelli</i>	88.8	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Eteone longa</i>	0.0	88.8	177.6	44.4	0.0
<i>Eteone heteropoda</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Euchone elegans</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Microphthalmus szelkowie</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Nephtys ciliata</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	44.4
<i>Nephtys neotena</i>	710.4	222.0	976.8	44.4	488.4
<i>Pholoe minuta</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Phyllodoce mucosa</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Polydora quadrilobata</i>	44.4	0.0	44.4	0.0	44.4
<i>Potamilla</i> sp.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Prionospio steenstrupi</i>	1332.0	932.4	2664.0	3374.4	1731.6
<i>Scoloplos armiger</i>	44.4	0.0	133.2	0.0	133.2
<i>Tharyx marioni</i>	0.0	44.4	133.2	0.0	222.0
Unknown	44.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Amphipod	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Nemertean	0.0	0.0	44.4	44.4	0.0
<i>Eudorella</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Macoma</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Cerastoderma</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Mollusc indet.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Individuals/M2	2264.4	1287.6	4173.6	3596.4	2841.6
Mean		2832.7			
S.D.		1128.2			
Species/M2	6	4	7	5	7
Mean		5.8			
S.D.		1.3			
Shannon-Weiner					
Diversity (H')	0.449	0.364	0.468	0.136	0.543
Mean		0.392			
S.D.		0.157			
Pielou's Evenness (J')	0.577	0.604	0.554	0.195	0.643
Mean		0.514			
S.D.		0.182			
McIntosh's Index	0.338	0.259	0.322	0.062	0.364
Mean		0.269			
S.D.		0.122			
Simpson's Index	0.447	0.560	0.466	0.881	0.414
Mean		0.554			
S.D.		0.191			
Margalef's Index	0.647	0.419	0.720	0.489	0.755
Mean		0.606			
S.D.		0.146			

Table A3-2 Benthos at Station F - Belledune Harbour

Station Replicate	F1	F2	F3	F4	F5
<i>Capitellidae</i>	44.4	44.4	0.0	0.0	44.4
<i>Enipo torelli</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Eteone longa</i>	133.2	88.8	88.8	44.4	88.8
<i>Eteone heteropoda</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Euchone elegans</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Microphthalmus szelkowie</i>	88.8	0.0	0.0	0.0	44.4
<i>Nephtys ciliata</i>	0.0	44.4	0.0	44.4	88.8
<i>Nephtys neotena</i>	399.6	1065.6	843.6	843.6	310.8
<i>Pholoe minuta</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	44.4
<i>Phyllodoce mucosa</i>	0.0	0.0	44.4	0.0	0.0
<i>Polydora quadrilobata</i>	133.2	44.4	0.0	177.6	88.8
<i>Potamilla</i> sp.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Prionospio steenstrupi</i>	754.8	2886.0	2442.0	2264.4	2175.6
<i>Scoloplos armiger</i>	177.6	0.0	310.8	44.4	222.0
<i>Tharyx marioni</i>	0.0	44.4	0.0	0.0	0.0
Unknown	44.4	44.4	0.0	0.0	0.0
Amphipod	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Nemertean	88.8	133.2	44.4	0.0	0.0
<i>Eudorella</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Macoma</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Cerastoderma</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Mollusc indet.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Individuals/M2	1864.8	4395.6	3774.0	3418.8	3108.0
Mean		3312.2			
S.D.		940.1			
Species/M2	9	9	6	6	9
Mean		7.8			
S.D.		1.6			
Shannon-Weiner					
Diversity (H')	0.767	0.450	0.441	0.409	0.502
Mean		0.514			
S.D.		0.145			
Pielou's Evenness (J')	0.803	0.472	0.566	0.525	0.526
Mean		0.579			
S.D.		0.130			
McIntosh's Index	0.528	0.303	0.315	0.296	0.292
Mean		0.347			
S.D.		0.101			
Simpson's Index	0.235	0.492	0.476	0.503	0.508
Mean		0.443			
S.D.		0.117			
Margalef's Index	1.062	0.954	0.607	0.614	0.995
Mean		0.846			
S.D.		0.219			

Table A3-3 Benthos at Station K – Belledune Harbour

Station Replicate	K1	K2	K3	K4	K5
<i>Capitellidae</i>	0	0	88.8	44.4	0
<i>Enipo torelli</i>	0	0	0	0	0
<i>Eteone longa</i>	0	44.4	0	88.8	44.4
<i>Eteone heteropoda</i>	0	0	0	0	0
<i>Euchone elegans</i>	0	44.4	0	0	0
<i>Microphthalmus szelkowie</i>	0	0	0	0	0
<i>Nephtys ciliata</i>	44.4	44.4	44.4	0	88.8
<i>Nephtys neotena</i>	355.2	355.2	399.6	488.4	266.4
<i>Pholoe minuta</i>	0	0	44.4	0	0
<i>Phyllodoce mucosa</i>	44.4	44.4	133.2	44.4	0
<i>Polydora quadrilobata</i>	44.4	0	0	44.4	0
<i>Potamilla</i> sp.	0	0	0	0	0
<i>Prionospio steenstrupi</i>	0	0	0	0	0
<i>Scoloplos armiger</i>	2353.2	3418.8	2486.4	3552	1554
<i>Tharyx marioni</i>	0	0	0	44.4	0
Unknown	0	0	0	0	0
Amphipod	0	0	0	0	0
Nemertean	0	0	177.6	0	0
<i>Eudorella</i>	0	0	0	44.4	0
<i>Macoma</i>	0	0	0	0	0
<i>Cerastoderma</i>	0	0	0	0	0
Mollusc indet.	0	0	0	0	0
Individuals/M2	2841.6	3951.6	3374.4	4351.2	1953.6
Mean		3294.5			
S.D.		943.1			
Species/M2	5	6	7	8	4
Mean		6.0			
S.D.		1.6			
Shannon-Weiner					
Diversity (H')	0.265	0.236	0.421	0.315	0.295
Mean		0.307			
S.D.		0.071			
Pielou's Evenness (J')	0.380	0.303	0.498	0.348	0.491
MEAN		0.404			
S.D.		0.087			
McIntosh's Index	0.165	0.132	0.254	0.178	0.196
Mean		0.185			
S.D.		0.045			
Simpson's Index	0.702	0.757	0.562	0.680	0.654
Mean		0.671			
S.D.		0.072			
Margalef's Index	0.503	0.604	0.739	0.836	0.396
Mean		0.615			
S.D.		0.176			

Table A3-4 Benthos at Station R – Belledune Harbour

Station Replicate	R1	R2	R3	R4	R5
<i>Capitellidae</i>	0	0	0	0	0
<i>Enipo torelli</i>	0	0	0	0	0
<i>Eteone longa</i>	88.8	266.4	133.2	177.6	133.2
<i>Eteone heteropoda</i>	0	0	0	0	0
<i>Euchone elegans</i>	0	0	0	0	44.4
<i>Microphthalmus szelkove</i>	0	0	0	88.8	44.4
<i>Nephtys ciliata</i>	0	44.4	44.4	44.4	44.4
<i>Nephtys neotena</i>	4218	5239.2	4484.4	4972.8	4573.2
<i>Pholoe minuta</i>	133.2	44.4	44.4	0	0
<i>Phyllodoce mucosa</i>	0	0	88.8	0	44.4
<i>Polydora quadrilobata</i>	88.8	577.2	444	266.4	266.4
<i>Potamilla</i> sp.	0	0	44.4	0	44.4
<i>Prionospio steenstrupi</i>	0	0	0	0	0
<i>Scoloplos armiger</i>	888	754.8	799.2	932.4	666
<i>Tharyx marioni</i>	177.6	266.4	88.8	266.4	133.2
Unknown	444	133.2	444	222	666
Amphipod	0	0	0	44.4	44.4
Nemertean	133.2	0	44.4	44.4	177.6
<i>Eudorella</i>	0	0	0	0	0
<i>Macoma</i>	44.4	88.8	0	44.4	0
<i>Cerastoderma</i>	88.8	133.2	0	0	0
Mollusc indet.	0	44.4	44.	44.4	0
Individuals/M2	6304.8	7592.4	6704.4	7148.4	6882.0
Mean		6926.4			
S.D.		482.3			
Species/M2	10	11	12	12	13
Mean		11.6			
S.D.		1.1			
Shannon-Weiner					
Diversity (H')	0.526	0.521	0.539	0.510	0.561
Mean		0.531			
S.D.		0.019			
Pielou's Evenness (J')	0.526	0.501	0.499	0.473	0.504
Mean		0.500			
S.D.		0.019			
McIntosh's Index	0.315	0.300	0.317	0.292	0.323
Mean		0.310			
S.D.		0.013			
Simpson's Index	0.475	0.495	0.471	0.506	0.463
Mean		0.482			
S.D.		0.018			
Margalef's Index	1.029	1.119	1.249	1.239	1.358
Mean		1.199			
S.D.		0.127			

QA/QC on West Coast Controls and Polychaete Test Sediments

Station										
Lab code	RB1	RB2	BCSS-1	MESS-1	BEST-1	NIST 2704	MDL*	RB1	RB2	BCSS-1
Field code										
Sample type	QA/QC	QA/QC	SRM	SRM	SRM	SRM		QA/QC	QA/QC	SRM
Aluminium	4	4	60,600	55 000	-	60 800	5	< 5	< 5	62 400
Antimony	< 0.05	0.12	0.71	0.77	-	3.79	0.02	< 0.02	< 0.02	0.60
Arsenic	< 1	< 1	11	10	-	13	0.5	0.6	< 0.5	11.7
Barium	< 1	< 1	310	288	-	409	1	< 1	< 1	327
Beryllium	< 0.05	< 0.05	1.40	2.07	-	1.74	0.02	0.03	< 0.02	1.33
Bismuth	< 0.05	0.11	0.16	0.32	-	0.58	0.05	0.12	< 0.05	0.21
Cadmium	< 0.02	< 0.02	0.26	0.63	-	3.37	0.02	0.03	< 0.02	0.26
Calcium	82	76	6,920	5,870	-	25,800	50	80	< 50	6080
Chromium	< 1	< 1	97	51	-	132	1	5	< 1	107
Cobalt	< 0.1	< 0.1	11.2	10.9	-	13.8	0.1	< 0.1	< 0.1	11.8
Copper	< 0.5	< 0.5	18.7	25.5	-	98.8	0.2	0.5	< 0.2	18.7
Iron	< 50	< 50	31,500	27,900	-	40,200	50	< 50	< 50	35500
Lead	0.2	< 0.2	23.2	32.6	-	156	0.1	0.1	< 0.1	25.7
Lithium	< 0.1	< 0.1	38.2	43.4	-	47.3	0.1	< 0.1	< 0.1	48.4
Magnesium	< 5	< 5	14,300	8,430	-	12,200	5	< 5	< 5	14500
Manganese	< 1	< 1	221	467	-	561	1	< 1	< 1	236
Mercury	< 0.005	< 0.005	-	-	0.087	1.51	0.01	0.00	0.00	-
Molybdenum	< 0.2	< 0.2	2.1	2.2	-	4.1	0.05	0.08	< 0.05	2.24
Nickel	< 1	< 1	57.1	28.2	-	45.4	0.5	< 0.5	< 0.5	53.6
Phosphorus	37	31	706	622	-	906	10	< 10	11	770
Potassium	< 20	< 20	18,200	18,300	-	19,200	50	79	< 50	19300
Rubidium	< 0.2	< 0.2	87.4	100	-	110	0.1	< 0.1	< 0.1	82.1
Selenium	< 1	< 1	< 1	< 1	-	1.2	2	< 2	< 2	< 2
Silver	< 0.02	< 0.02	0.42	0.60	-	0.73	0.02	< 0.02	< 0.02	0.34
Sodium	< 50	< 50	18,500	17,900	-	5,900	50	134	< 50	16 800
Strontium	< 0.5	< 0.5	104	100	-	89.9	1	< 1	< 1	95
Tellurium	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	-	0.5	0.10	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Thallium	< 0.1	< 0.1	0.56	0.60	-	1.02	0.02	0.02	< 0.02	0.61
Thorium							0.05	< 0.05	< 0.05	7.73
Tin	0.08	0.20	1.99	3.65	-	8.91	0.05	0.12	< 0.05	2.05
Uranium	< 0.02	< 0.02	2.23	3.16	-	2.61	0.02	< 0.02	< 0.02	2.95
Vanadium	< 1	< 1	108	71	-	110	1	< 1	< 1	92
Zinc	3.7	3.7	111	185	-	447	1.0	1.8	< 1	119.6
Org. Carbon (%)	-	-	-	-	-	-	0.05	-	-	
Trace metals by ICP-MS analysis of a HNO3/HF digest										
Mercury analysis by Cold Vapour AAS										
Organic Carbon by Combustion/infrared (LECO)										

1

Table A4-2 Control Samples -- Metal Analysis in Sediment											
Station	MDL*	WEST	WEST	WEST	WEST	WEST	WEST	WEST	WEST	WEST	WEST
Lab code		6016-1	6016-2	6016-3	6016-5	6016-6A	6016-6B	6016-7	6016-9	6016-10	
Field code		Amphipods R. abronius	Amphipods R. abronius	Amphipods R. abronius	Amphipods E. estuarius	Amphipods E. estuarius	Duplicate	Amphipods E. estuarius	Amphipods E. washingtonian	Amphipods E. washingtonian	
Sample type		CONTROL	CONTROL	CONTROL	CONTROL	CONTROL	Duplicate	CONTROL	CONTROL	CONTROL	
Aluminium	5	68,000	65,700	66,100	52,600	58,300	57,100	58,800	70,800	70,500	
Antimony	0.02	0.38	0.41	0.43	0.32	0.22	0.21	0.25	0.30	0.29	
Arsenic	0.5	3	3	2	4	4	4	4	3	3	
Barium	1	437	438	430	706	706	728	724	430	459	
Beryllium	0.02	0.80	0.81	0.79	1.13	1.15	1.11	1.14	0.66	0.72	
Bismuth	0.05	0.05	0.04	0.04	0.02	0.02	0.02	0.02	0.04	0.03	
Cadmium	0.02	0.08	0.08	0.09	0.03	0.04	0.03	0.02	0.05	0.04	
Calcium	50	26,300	27,000	26,300	16,000	15,100	15,100	14,400	34,400	35,600	
Chromium	1	52	55	53	23	21	22	19	50	48	
Cobalt	0.1	9.5	9.4	9.4	3.0	2.7	2.8	2.5	12.1	12.0	
Copper	0.2	8.5	8.2	8.0	2.6	2.3	2.4	2.6	19.7	19.4	
Iron	50	26,100	25,000	26,000	7,770	7,900	8,010	7,580	31,000	30,700	
Lead	0.1	6.2	6.2	6.9	10.8	10.3	10.7	10.3	6.6	6.8	
Lithium	0.1	11.1	11.7	10.8	14.8	14.3	13.7	13.5	9.7	10.2	
Magnesium	5	12,300	12,900	12,300	3,330	2,910	3,120	2,720	12,400	12,400	
Manganese	1	534	526	543	122	105	111	99	574	572	
Mercury	0.01	0.008	0.008	0.009, 0.00	0.003	0.012	-	0.005	0.011	0.010	
Molybdenum	0.05	0.8	0.7	0.8	0.2	0.1	0.1	0.1	0.4	0.3	
Nickel	0.5	41.0	42.1	40.9	10.0	9.2	9.4	8.4	24.8	25.5	
Phosphorus	10	487	498	458	208	203	188	197	479	519	
Potassium	50	9,200	9,500	9,500	14,700	14,600	14,800	14,800	8,530	9,030	
Rubidium	0.1	26.5	27.7	26.1	49.5	47.3	48.4	47.9	23.6	25.3	
Selenium	2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	
Silver	0.02	0.14	0.14	0.13	0.12	0.10	0.11	0.11	0.14	0.15	
Sodium	50	24,800	23,400	23,300	18,700	20,500	20,800	21,300	23,800	23,300	
Strontium	1	132	370	367	364	362	359	357	371	364	
Tellurium	0.10	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	
Thallium	0.02	0.27	0.25	0.26	0.33	0.29	0.31	0.28	0.22	0.24	
Thorium	0.05										
Tin	0.05	0.94	0.89	0.85	0.61	0.50	0.53	0.48	1.08	1.06	
Uranium	0.02	0.72	0.66	0.71	0.62	0.61	0.60	0.54	0.56	0.56	
Vanadium	1	93	98	91	24	22	22	20	133	134	
Zinc	1.0	49.4	48.4	49.0	20.3	18.6	19.7	18.6	48.8	48.4	

Table A4-2 (Cont'd) Control Samples -- Metal Analysis in Sediments											
Station	WEST	WEST	WEST	WEST		EAST	EAST	EAST	EAST	EAST	
Lab code	6016-11A	6016-11B	6016-13	6016-15		6263-1A	6263-1B	6263-2	6263-3	6263-4	
Field code	Amphipods E. washingtonian	Duplicate	Polychaete B. proboscidea	Bioaccumulation Robert's Bank		Martinique Beach Rep #1	Duplicate	Martinique Beach Rep #2	Martinique Beach Rep #3	Conrad's Beach	
Sample type	CONTROL	Duplicate	CONTROL	CONTROL		CONTROL	CONTROL	CONTROL	CONTROL	CONTROL	
Aluminium	67,100	66,200	62,400	58,500		26100	25900	27100	23400	31300	
Antimony	0.32	0.33	0.24	0.55		0.16	0.13	0.17	0.14	0.25	
Arsenic	3	3	2	5		1.9	1.7	2.0	1.7	3.0	
Barium	460	437	435	545		230	224	260	233	273	
Beryllium	0.71	0.68	0.59	0.88		0.77	0.70	0.78	0.70	0.93	
Bismuth	0.04	0.04	0.03	0.07		0.06	0.03	0.03	0.02	0.05	
Cadmium	0.05	0.06	0.05	0.09		0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	
Calcium	33,200	34,500	31,100	19,700		4570	4700	5210	4220	9470	
Chromium	47	46	44	70		10.9	9.2	13.3	9.7	18.0	
Cobalt	11.9	11.3	9.9	12.3		2.5	2.4	2.0	2.2	5.2	
Copper	19.4	18.5	14.4	21.4		4	4	4	4	7	
Iron	29,500	28,200	30,700	31,400		5100	5300	4700	5200	12500	
Lead	6.6	6.5	4.5	8.1		5.4	5.2	6.2	5.5	7.9	
Lithium	9.9	9.7	7.8	17.5		9.6	9.6	11.4	9.4	14.7	
Magnesium	12,100	12,100	10,000	13,600		2070	2080	1820	1820	3430	
Manganese	553	545	638	504		183	166	131	145	440	
Mercury	0.009	-	0.007, 0.009	0.032		< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	
Molybdenum	0.3	0.3	0.3	0.5		0.13	0.08	0.12	0.09	0.30	
Nickel	24.6	23.9	20.5	45.0		4.0	3.7	3.6	3.7	8.0	
Phosphorus	488	457	371	656		171	183	175	165	251	
Potassium	9,180	8,950	8,550	12,400		13700	12900	15200	12900	13400	
Rubidium	25.0	24.9	25.3	43.1		56.5	53.3	61.7	54.9	56.5	
Selenium	< 1	< 1	< 1	< 1		< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	
Silver	0.14	0.13	0.12	0.22		0.14	0.12	0.14	0.12	0.17	
Sodium	22,800	22,600	21,200	18,900		11500	11000	11800	10300	10600	
Strontium	364	357	349	347		70.7	69.9	71.1	67.2	87.0	
Tellurium	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2		0.2	0.3	0.2	0.2	0.2	
Thallium	0.24	0.23	0.21	0.30		0.31	0.31	0.37	0.31	0.29	
Thorium						0.6	0.6	0.7	0.0	0.8	
Tin	1.11	1.11	0.74	0.96		0.5	0.5	0.5	0.5	0.8	
Uranium	0.58	0.58	0.70	1.14		15	15	14	14	33	
Vanadium	131	130	138	103		14	14	14	13	28	
Zinc	47.1	47.2	46.1	68.8							

raw data-test-sediment-metals

Table A4-3 Test Sediments - Metals Analysis

Station Name	MDL*	K	K	K	K	K	R	R	R	R	R	F	F	F
Lab Code		5894-1A	5894-1B	5894-2	6016-18	5894-3	5894-4	5894-5	5894-6	6016-21A	6016-21B	5894-7	5894-8	5894-9
Field Code		# 46	#46D	# 71	Sample # 20	# 64	# 79	# 83	# 12	Sample # 67	Duplicate	# 34	# 11	# 30
Sample Type		Test	Duplicate	Test	Poly-Test	Test	Test	Test	Test	Poly-Test	Poly-Test	Test	Test	Test
Aluminium	5	43400	43800	39600	40,100	39100	51300	52500	52200	54,400	54,700	47100	46400	46500
Antimony	0.02	2.24	2.31	1.96	1.96	2.34	0.61	0.76	0.54	0.38	0.38	3.49	3.97	4.01
Arsenic	0.5	18.1	16.9	17.1	19	18.1	10.5	11.3	9.9	10	11	31.5	30.6	31.1
Barium	1	245	233	239	204	222	289	293	286	292	301	238	243	243
Beryllium	0.02	0.99	1.03	0.96	0.86	0.87	1.35	1.46	1.10	1.08	1.11	0.95	1.10	1.12
Bismuth	0.05	0.98	0.84	0.73	0.52	1.02	0.30	0.18	0.15	0.16	0.13	2.11	2.02	1.96
Cadmium	0.02	3.13	3.39	3.13	2.77	2.92	0.45	0.40	0.44	0.41	0.40	8.41	7.85	8.15
Calcium	50	23800	25700	22900	22,000	22100	8490	8500	7290	7,550	8,310	30000	27700	28900
Chromium	1	72	80	71	57	68	92	99	85	72	72	86	85	85
Cobalt	0.1	12.9	12.9	12.4	11.3	11.9	10.9	11.2	10.2	9.4	10.0	14.8	14.8	14.9
Copper	0.2	39.2	41.0	37.2	37.1	39.2	16.4	16.9	14.7	15.5	15.7	69.7	72.0	76.8
Iron	50	24500	27100	23700	23,200	22800	32100	29700	27300	26,900	27,700	29500	28700	28900
Lead	0.1	257	236	213	180	254	26.2	27.3	24.6	27.4	27.3	601	614	620
Lithium	0.1	26.7	27.3	25.6	21.0	24.4	43.2	42.9	37.8	31.9	33.0	32.2	30.9	31.3
Magnesium	5	11600	12300	11300	9,810	10300	14400	14300	11400	11,000	11,500	12300	12900	13400
Manganese	1	357	365	343	322	330	219	214	216	207	216	352	366	360
Mercury	0.01	0.18	0.21	0.23	0.212	0.20	0.10	0.07	0.07	0.078	-	0.39	0.38	0.39
Molybdenum	0.05	1.64	1.61	1.45	1.5	1.40	1.98	1.84	1.74	1.7	1.8	1.98	2.03	2.03
Nickel	0.5	38.6	40.3	38.1	35.2	36.1	55.0	54.3	48.6	47.4	48.3	43.9	44.0	44.0
Phosphorus	10	1250	1260	1200	1,110	1190	651	691	607	593	608	1740	1540	1660
Potassium	50	12700	13400	11800	11,800	11700	18800	19000	16400	16,400	16,700	13800	12900	13600
Rubidium	0.1	54.4	53.6	49.8	50.6	50.3	70.5	71.2	70.2	73.3	76.1	56.0	57.9	57.3
Selenium	2	<2	<2	<2	1.2	<2	<2	<2	<2	<1	<1	<2	<2	<2
Silver	0.02	0.83	0.80	0.79	0.89	0.77	0.33	0.32	0.34	0.44	0.43	1.36	1.29	1.40
Sodium	50	12200	13500	12200	11,300	10900	17200	17800	14000	14,200	14,400	14500	14800	15800
Strontium	1	111	116	107	90.1	99	89	96	83	125	78.3	126	133	118
Tellurium	0.10	0.18	0.16	0.14	0.2	0.14	<0.1	<0.1	<0.1	<0.2	<0.2	0.30	0.26	0.26
Thallium	0.02	1.82	1.79	1.65	1.53	1.69	0.56	0.59	0.52	0.55	0.55	3.53	3.58	3.58
Thorium	0.05	7.21	7.05	6.93		6.13	6.67	7.41	6.30			7.18	7.49	7.67
Tin	0.05	4.48	4.48	3.80	4.33	4.60	1.52	1.48	1.42	1.73	1.72	8.02	8.47	8.14
Uranium	0.02	12.7	12.4	12.1	8.86	11.2	2.51	2.59	2.43	2.03	2.02	11.4	11.5	11.2
Vanadium	1	75	76	75	69	69	83	86	75	83	76	81	83	85
Zinc	1.0	480	451	411	389	468	132	132	132	110	114	1040	1010	1050

raw data-test-sediment-metals

Table A4 - 3 (cont'd) Test Sediments - Metals Analysis														
Station Name	F	H	H	H	H	M	M	M	M	P	P	P	P	P
Lab Code	6016-20	5894-10	5894-11	5894-12	6016-22	5894-13	5894-14	5894-15	6016-19	5894-16	5894-17	5894-18A	5894-18B	6016-17
Field Code	Sample # 48	# 77	# 33	# 95	Sample # 86	# 9	# 27	# 61	Sample # 40	# 41	# 39	# 29	# 29D	Sample # 10
Sample Type	Poly-Test	Test	Test	Test	Poly-Test	Test	Test	Test	Poly-Test	Test	Test	Test	Duplicate	Poly-Test
Aluminium	48,200	46200	46700	50000	47,300	52800	55600	50300	50,700	48600	49900	51900	53300	48,900
Antimony	3.86	4.43	4.52	4.36	4.40	0.53	0.46	0.95	1.27	1.35	1.39	0.84	0.92	1.12
Arsenic	31	36.0	34.0	34.5	36	9.9	10.5	12.7	14	15.6	15.0	12.1	12.3	14
Barium	246	258	245	258	244	293	292	278	261	254	275	277	287	255
Beryllium	1.04	1.17	0.99	1.00	1.00	1.11	1.38	1.15	1.06	0.99	1.11	1.05	1.00	1.05
Bismuth	1.81	2.71	2.80	2.70	1.92	0.22	0.14	0.28	0.31	0.46	0.39	0.31	0.28	0.32
Cadmium	7.25	10.0	10.1	9.91	8.99	0.45	0.48	1.18	1.36	1.95	1.94	1.12	1.15	1.60
Calcium	29,500	36900	36200	37300	37,100	7440	8810	12100	13,300	17700	16900	11200	11600	15,600
Chromium	71	88	89	88	72	86	92	86	71	80	82	84	83	67
Cobalt	14.4	16.7	16.4	16.0	16.0	10.5	11.6	11.4	10.5	11.4	11.6	10.6	10.8	10.6
Copper	69.6	84.7	85.5	82.4	85.5	15.4	16.1	23.2	25.1	29.4	30.6	22.8	23.8	27.2
Iron	29,200	31200	29700	31000	30,500	27100	31300	27100	26,100	26700	27900	25300	25700	25,900
Lead	707	760	735	754	875	29.1	27.7	94.8	108	151	136	83.8	94.2	110
Lithium	26.7	31.3	31.1	30.9	25.6	38.0	43.3	35.7	28.3	32.0	33.3	35.8	35.8	28.1
Magnesium	12,700	13700	13200	13200	13,200	11500	14800	12700	11,200	11300	12600	11100	11000	11,200
Manganese	361	383	373	385	379	225	219	246	255	290	293	253	251	268
Mercury	0.394, 0.389	0.40	0.39, 0.36	0.33	0.345	0.08	0.10	0.10	0.140	0.15	0.14	0.10	0.13	0.136
Molybdenum	2.1	1.85	1.83	1.87	1.8	1.75	1.78	1.81	1.6	1.71	1.85	1.79	1.74	1.7
Nickel	45.2	46.3	44.5	44.7	44.0	49.3	53.8	50.0	42.9	43.6	45.6	47.5	46.7	43.8
Phosphorus	1,470	1810	1740	1700	1,550	621	665	807	805	955	942	771	781	814
Potassium	14,000	12800	12800	13300	13,800	15900	19200	16000	14,800	14500	15500	14600	15000	14,600
Rubidium	61.0	55.7	55.6	56.5	59.6	69.5	72.4	63.0	65.9	60.6	64.8	67.4	66.7	65.6
Selenium	1.2	< 2	< 2	< 2	1.3	< 2	< 2	< 2	< 1	< 2	< 2	< 2	< 2	< 1
Silver	1.45	1.61	1.58	1.50	1.59	0.36	0.35	0.49	0.62	0.61	0.54	0.47	0.54	0.65
Sodium	15,300	15600	14900	14900	15,700	14200	19000	15200	14,200	13400	14900	13500	13400	13,000
Strontium	89.5	153	149	143	80.7	85	90	88	101	99	102	93	94	268
Tellurium	0.6	0.36	0.34	0.30	0.7	< 0.1	< 0.1	0.11	0.2	0.11	0.12	< 0.1	< 0.1	0.2
Thallium	3.37	4.20	4.06	4.13	3.74	0.55	0.55	0.86	0.96	1.22	1.20	0.85	0.85	1.02
Thorium		7.31	7.11	6.97	10.71	6.89	6.48	6.95		6.54	6.57	6.67	6.85	
Tin	8.39	9.80	9.86	9.14	7.64	1.52	1.46	2.20	2.78	3.12	2.94	2.19	2.45	3.01
Uranium	8.88	10.3	10.5	10.2	.88	2.57	2.46	5.73	4.81	8.29	7.58	4.97	5.14	6.33
Vanadium	83	85	84	83	1,070	76	82	80	85	75	80	76	75	75
Zinc	882	1230	1240	1250		125	132	208	232	311	303	196	237	234

Table A4-4 Control Sediments Data - Organics Analysis

PAH (ppm, as recieved, not corrected for surrogate recovery)															
	6016-4		6016-8		6016-12		6016-14		6016-16		6016-12	6263-5		6263-6	
	Control		Control		Control		Control		Control (M. balthica)		Control	Control (A. virginiana)		Control (P. cornuta)	
	R. abronius		E. estuarius		E. washingtonian		B. proboscidea		Robert's Bank		E. wash.	Martinique Beach		Conrads Beach	
Naphthalene	n.d.	31.80%	n.d.	40.10%	n.d.	18.50%	n.d.	25.50%	n.d.	25.00%	n.d.	n.d.	16.50%	n.d.	21.90%
1-Methyl Naphthalene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
2-Methyl Naphthalene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
2,6-Dimethyl Naphthalene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
2,3,5-Trimethyl Naphthalene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
Biphenyl	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
Acenaphthylene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
Acenaphthene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
Fluorene	n.d.	73.40%	n.d.	77.90%	n.d.	60.70%	n.d.	67.10%	n.d.	78.80%	n.d.	n.d.	50.60%	n.d.	70.90%
Phenanthrene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
Anthracene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
Methyl phenanthrene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
Fluoranthene	n.d.	98.30%	n.d.	112%	n.d.	107%	n.d.	110%	n.d.	103%	n.d.	n.d.	76.80%	n.d.	97.40%
Pyrene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
Bz(a)anthracene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
Chrysene/Triphenylene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
Bz(b+k)fluoranthene	n.d.	109%	n.d.	119%	n.d.	119%	n.d.	109%	n.d.	69.70%	n.d.	n.d.	71.80%	n.d.	91.80%
Bz(e)pyrene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
Bz(a)pyrene	n.d.	-87.90%	n.d.	84.60%	n.d.	83.00%	n.d.	86.20%	n.d.	76.10%	n.d.	n.d.	76.40%	n.d.	91.30%
Indenopyrene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
Bz(ghi)perylene	n.d.	-103%	n.d.	99.80%	n.d.	89.30%	n.d.	107%	n.d.	101%	n.d.	n.d.	75.60%	n.d.	86.40%
Dibz(ah)anthracene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	n.d.		n.d.	
Moisture Content (%)	7.5		8.4		9.2		6.7		12		9.2	21		21	
Note: n.d. = not detected, detection limit = 0.01 ppm each (wet weight).															
Parenthesized numbers represent the recoveries of d-PAH surrogates, added at 0.1 ppm each for extraction and analysis.															
Certificate of analysis for EC-2 is attached.															
(B) PCBs - not detected in the samples. Detection limit = 0.1 ppm (as Aroclor 1242 or 1254 or 1260). DDT,DDE,DDD - not detected in the samples. Detection limit = 0.01 ppm.															
Recoveries from fortification of sample "6016-8": PCBs - 93% (0.02 ppm). DDT, DDE, DDD - 106%, 82% and 49% respectively (0.005 ppm each).															
Standard reference material (HS-2) analysed at 0.08 ppm (Aroclor 1254).															
Certified value = 0.11 ppm.															
Recoveries from fortification of sample "6263-6": PCBs - >90% (0.02 ppm). DDT, DDE, DDD - >90%, >90% and ~ 40% respectively (0.005 ppm each).															

Table A4-4 (cont'd) Test Sediments - Organics Analysis

PAH (ppm, as recieved, not corrected for surrogate recovery)

Station													
Field code	10		20		40		48		67		86		EC-2
Naphthalene	n.d.	48.8%	n.d.	37.10%	n.d.	20.2%	n.d.	33.4%	n.d.	31.8%	n.d.	41.00%	2.79
1-Methyl Naphthalene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		
2-Methyl Naphthalene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		
2,6-Dimethyl Naphthalene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		
2,3,5-Trimethyl Naphthalene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		
Biphenyl	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		
Acenaphthylene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		0.07
Acenaphthene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		0.03
Fluorene	0.01	105.0%	n.d.	86.50%	n.d.	71.0%	n.d.	74.0%	n.d.	105.0%	n.d.	102.00%	1.20
Phenanthrene	0.02		0.01		0.01		0.02		0.01		0.01		1.39
Anthracene	n.d.		n.d.		n.d.		0.01		n.d.		n.d.		0.28
Methyl phenanthrene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		
Fluoranthene	0.01	112.0%	0.01	88.8%	0.01	73.9%	0.02	80.5%	0.01	109.0%	0.02	111.00%	3.65
Pyrene	0.01		n.d.		n.d.		0.01		0.01		0.01		2.91
Bz(a)anthracene	n.d.		n.d.		n.d.		0.01		0.01		0.01		1.37
Chrysene/Triphenylene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		0.01		0.01		2.82
Bz(b+k)fluoranthene	0.01	88.4%	n.d.	76.1%	n.d.	68.1%	0.01	62.2%	0.01	89.2%	0.01	89.40%	3.94
Bz(e)pyrene	n.d.		n.d.		n.d.		0.01		n.d.		n.d.		1.97
Bz(a)pyrene	0.01	101.0%	n.d.	80.20%	n.d.	68.0%	0.01	73.5%	n.d.	92.6%	0.01	90.50%	1.18
Indenopyrene	n.d.		n.d.		n.d.		0.01		n.d.		n.d.		1.53
Bz(ghi)perylene	n.d.	96.4%	n.d.	83.00%	n.d.	75.8%	0.01	75.4%	n.d.	98.4%	n.d.	101.00%	1.38
Dibz(ah)anthracene	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		0.30
Moisture Content (%)	20.9		15		10.9		11.6		23.1		12.3		
Note: n.d. = not detected, detection limit = 0.01 ppm each (wet weight).													
Parenthesized numbers represent the recoveries of d-PAH surrogates, added at 0.1 ppm each for extraction and analysis.													
Certificate of analysis for EC-2 is attached.													
(B) PCBs - not detected in the samples. Detection limit = 0.1 ppm (as Aroclor 1242 or 1254 or 1260). DDT,DDE,DDD - not detected in the samples. Detection limit = 0.01 ppm.													
Recoveries from fortification of sample "6016-8": PCBs - 93% (0.02 ppm). DDT, DDE, DDD - 106%, 82% and 49% respectively (0.005 ppm each).													
Standard reference material (HS-2) analysed at 0.08 ppm (Aroclor 1254).													
Certified value = 0.11 ppm.													
Recoveries from fortification of sample "6263-6": PCBs - >90% (0.02 ppm). DDT, DDE, DDD - >90%, >90% and ~ 40% respectively (0.005 ppm each).													

A4- 5 - POREWATER -METAL

Table A4-5 Porewater Data (extracted from test sediments) – Metals Analysis														
(concentrations in ug/L)														
Station		M	F	R	M	P	F	F	P	P	K	M	K	K
Lab code	MDL	5958-1	5958-2	5958-3	5958-4	5958-5	5958-6	5958-7	5958-8	5958-9	5958-10	5958-11	5958-12	5958-13
Field code		# 9	#11	#12	#27	#29	#30	#34	#39	#41	#46	#61	#64	#71
Sample type		TEST	TEST	TEST	TEST	TEST	TEST	TEST	TEST	TEST	TEST	TEST	TEST	TEST
Aluminium	20	24	< 20	< 20	< 20	190	22	< 20	25	28	59	24	37	136
Antimony	10.0	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Barium	5.0	25	32	18	24	31	35	37	28	24	25	22	26	28
Beryllium	1.0	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Bismuth	1.0	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	6.2	1.9	< 1
Cadmium	0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
Chromium	10.0	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Cobalt	5.0	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Copper	20.0	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Iron	50.0	148	100	188	193	440	143	143	140	164	182	139	119	273
Lead	5.0	< 5	< 5	< 5	< 5	10.6	< 5	< 5	< 5	< 5	8.7	< 5	6.7	17.1
Lithium	10.0	156	151	149	160	157	150	152	156	150	155	155	160	158
Manganese	5.0	647	392	710	653	533	394	383	511	581	439	610	454	431
Mercury	0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Molybdenum	5.0	32.7	< 5	16.3	20.3	24.7	6.4	6.9	26.1	16.5	21.6	18.9	17.9	25.3
Nickel	10	< 10	< 10	< 10	10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Rubidium	1.0	144	120	132	149	148	127	132	143	135	142	143	142	147
Silver	0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
Tellurium	5.0	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Thallium	0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
Tin	0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	0.7	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
Uranium	0.5	59	30	17	59	95	30	29	96	79	159	48	144	162
Zinc	10.0	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
The pore water samples were diluted by a factor of ten times with deionized water and were analyzed directly by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS). It is recognized that this procedure will not produce analytical results that are in the "normal" range for seawater samples for more than a few elements. Given the limitations imposed by sample availability and the interest in a full suite of elements, the direct ICP-MS analysis was the only option. The MDL's are estimated on the basis of instrument response, known interferences and baseline "drift" (caused by the high salt matrix).														
Mercury was determined by cold vapour AAS.														

Table A4-5(cont'd) Porewater Data (extracted from test sediments) -- Metals Analysis							
(concentrations in ug/L)							
Station	H	R	R	B			
Lab code	5958-14	5958-15	5958-16	5958-17	5958-18	5958-19	5958-20
Field code	#77	#79	#83	"B"	Martinique Beach	DIW	Seawater Blank
Sample type	TEST	TEST	TEST	TEST	CONTROL	CONTROL	
Aluminium	< 20	792	25	21	< 20	< 20	< 20
Antimony	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Barium	26	26	21	15	20	< 5	7
Beryllium	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Bismuth	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cadmium	< 0.5	< 0.5	< 0.5	7.1	< 0.5	< 0.5	< 0.5
Chromium	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Cobalt	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Copper	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Iron	100	2180	166	95	< 50	< 50	< 50
Lead	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Lithium	146	147	147	129	148	< 10	161
Manganese	458	643	611	286	< 5	< 5	< 5
Mercury	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Molybdenum	< 5	33.7	35.4	< 5	5.8	< 5	8.5
Nickel	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Rubidium	120	136	136	116	102	< 1	105
Silver	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
Tellurium	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Thallium	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
Tin	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	2.8	< 0.5
Uranium	22	23	26	35	3.0	< 0.5	3.1
Zinc	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10

Annexe 5

Résultats physicochimiques

Table A5-1 Water and Sediment Physicochemical Data Measured at the Sediment Collection Stations, June 1995 Field Trip Belledune Stations (F,H,K) and Miguasha Reference Station (R)

Variable	Stations			
	F	H	K	R
Water				
Depth (metres) ¹	6 to 8	6 to 8	8 to 9	5 to 10
Salinity (ppt) s	28	29	26	26
b	26.5	28	28	25
pH s	8.07	8.04	8.04	8.04
b	8.07	8.02	nm	nm
Dissolved Oxygen (mg/L) s	9.4	9.3	9.4	8.1
b	9.4	9.2	10.2	7.8
Temperature (°C) s	15	15	14.7	18.4
b	13	13	13.5	nm
Sediment				
pH	17.7	nm	7.05	7.24
Oxygen Redox Potential	nm	nm	nm	-133
Temperature	nm	nm	19	18.4

s – surface; b – bottom; nm – not measured

¹ read from hydrographic charts; see field studies for other readings

Table A5-2 Ammonia and Sulphide Results, July 1995

Sediment Sample	Eh (mV)		$\mu\text{g NH}_3 \text{ N/g Dry Wt}$		$\mu\text{g S/g Dry Wt}$	
	AVG	SD	AVG	SD	AVG	SD
71	113	3.77	114.27	3.44	30.44	0.85
29	36	3.40	96.94	3.92	52.27	0.73
11	55	3.40	90.06	3.37	99.40	2.09
83	58	3.09	67.91	3.99	38.22	1.10
64	39	1.70	103.99	11.44	22.29	1.21
79	48	1.25	66.09	5.82	42.34	0.72
77	71	3.09	113.30	0.77	80.40	0.72
61	62	4.55	68.99	1.64	46.76	2.65
12	60	3.30	58.53	1.31	55.43	0.61
27	-8	1.25	88.52	3.91	40.83	0.37
33	-11	2.05	122.41	5.19	85.77	1.93
34	-94	2.05	80.75	0.80	56.12	1.30
41	-91	2.05	84.23	3.84	39.09	0.36
39	-76	1.89	77.85	3.55	32.61	0.33
9	-38	2.05	75.61	2.99	46.30	0.64
46	-31	0.94	95.13	6.73	11.55	0.31
30	-27	2.05	91.32	2.90	41.34	1.65
95	-34	2.62	92.04	3.48	44.23	0.58
B	-126	0.47	550.01	33.10	46.46	0.77
10	-73	0.82	82.63	3.65	26.05	0.59
67	-22	2.62	82.14	2.24	45.76	0.40
48	-113	0.82	76.48	0.95	21.72	0.77
86	-121	3.56	77.44	3.97	24.12	1.24
20	-96	0.94	85.55	3.46	9.82	0.32
40	-36	1.63	80.47	4.64	14.25	0.35
Martinique	293	1.25	2.43	0.17	0.06	0.002
Conrads Beach	286	2.05	6.70	0.85	3.07	0.20
Sand Dollar Sed	-61	2.05	15.21	1.75	10.69	0.22

Table A5-3 Pollution Gradient Study Sediment Porewaters, August 1995

Porewater Sample	Eh (mV)		mg NH ₃ - N/L		mg S/L	
	AVG	SD	AVG	SD	AVG	SD
Martinique	88	0.82	0.76	0.02	0.00	0.000
B	45	0.82	24.84	0.46	0.00	0.000
9	103	0.47	14.38	0.46	0.04	0.002
11	240	0.47	10.46	0.46	0.00	0.000
12	-32	0.47	12.42	0.92	0.00	0.000
27	40	0.47	13.73	1.63e-07	0.02	0.0003
29	35	0.47	16.34	0.46	0.04	0.003
30	113	0.47	12.09	0.46	0.05	0.002
33	92	0.82	14.05	0.46	0.00	0.000
34	34	0.47	11.77	1.14e-07	0.00	0.000
39	216	0.47	15.69	1.48e-07	0.00	0.000
41	87	0.82	19.28	0.46	0.05	0.003
46	120	0.82	28.11	0.46	0.00	0.000
61	220	0.47	13.40	0.00	0.00	0.000
64	102	0.82	22.22	0.46	0.00	0.000
71	218	0.47	22.22	0.46	0.00	0.000
77	254	0.82	12.09	0.46	0.00	0.000
79	111	0.82	13.73	0.80	0.00	0.000
83	227	1.25	10.13	0.46	0.00	0.000
95	225	0.82	13.40	0.46	0.00	0.000

Table A5-4 Control Data - Grain Size Analysis								
Sequence	11		12		13		14	
Sample ID	Martinique Beach (<i>A. virgin</i>) Rep #1		Martinique Beach (<i>A. virgin</i>) Rep #2		Martinique Beach (<i>A. virgin</i>) Rep #3		Conrad's Beach (<i>P. cornuta</i>)	
RPC #	6263-01		6263-02		6263-03		6263-04	
Beaker-1	29.186	29.642	29.186	29.186	29.186	29.186	29.186	29.186
Beaker-2	29.999	30.020	29.999	29.999	29.999	29.999	29.999	29.999
Beaker-3	28.753	28.957	28.753	28.753	28.753	28.763	28.753	28.753
Beaker-4	29.685	30.128	29.685	29.761	29.685	29.747	29.685	29.715
Beaker-5	29.486	32.665	29.486	35.332	29.486	31.621	29.486	30.776
Beaker-6	28.870	107.840	28.870	101.150	28.870	121.640	28.870	108.330
Beaker-7	29.376	33.541	29.376	33.150	29.376	34.051	29.376	39.688
Pan-1	0.9683	0.9896	0.9768	0.9913	0.9774	1.0029	0.9761	1.0090
Pan-2	0.9724	0.9933	0.9709	0.9853	0.9769	1.0022	0.9769	1.0052
Pan-3	0.9748	0.9953	0.9738	0.9880	0.9800	1.0050	0.9743	1.0009
Pan-4	0.9748	0.9959	0.9683	0.9826	0.9787	1.0043	0.9795	1.0043
Pan-5	0.9769	0.9980	0.9711	0.9860	0.9807	1.0059	0.9767	1.0002
Pan-6	0.9805	1.0022	0.9771	0.9916	0.9831	1.0081	0.9763	0.9971
Total Wt.	88.403		82.601		100.827		92.637	

Table A5-4 (cont'd)												
Sequence	1		2		3		4		5		6	
Sample ID	Control - <i>R. abronius</i>		Control - <i>R. abronius</i>		Control - <i>R. abronius</i>		Control - <i>E. estuarius</i>		Control - <i>E. estuarius</i>		Control - <i>E. estuarius</i>	
RPC #	6016-01		6016-02		6016-03		6016-05		6016-06		6016-07	
Beaker-1	28.191	28.191	28.191	28.191	28.191	28.191	28.191	28.191	28.191	28.191	28.191	28.191
Beaker-2	27.091	27.091	27.091	27.097	27.091	27.091	27.091	27.091	27.091	27.091	27.091	27.091
Beaker-3	28.753	28.764	28.753	28.766	28.753	28.767	28.753	28.753	28.753	28.753	28.753	28.753
Beaker-4	28.590	28.902	28.590	28.906	28.590	28.852	28.590	28.591	28.590	28.591	28.590	28.591
Beaker-5	29.488	47.587	29.488	48.966	29.488	47.287	29.488	32.569	29.488	32.311	29.488	32.862
Beaker-6	28.731	92.810	28.731	92.150	28.731	89.750	28.731	107.580	28.731	100.530	28.731	105.250
Beaker-7	26.378	29.666	26.378	29.546	26.378	29.611	26.378	27.670	26.378	27.524	26.378	27.609
Pan-1	1.0070	1.0510	1.0028	1.0330	0.9908	1.0334	1.0060	1.0108	0.0005	0.0050	0.9979	1.0027
Pan-2	1.0072	1.0517	1.0066	1.0368	0.9934	1.0341	0.9945	0.9991	0.0011	0.0056	1.0015	1.0062
Pan-3	1.0096	1.0531	0.9957	1.0248	0.9916	1.0308	0.9979	1.0025	0.0045	0.0085	0.9983	1.0030
Pan-4	1.0010	1.0418	0.9954	1.0231	1.0087	1.0465	0.9950	0.9998	0.0006	0.0048	0.9981	1.0027
Pan-5	1.0031	1.0427	0.9985	1.0257	1.0013	1.0398	0.9960	1.0006	0.9969	1.0009	1.0028	1.0071
Pan-6	1.0045	1.0408	1.0031	1.0307	0.9986	1.0344	1.0021	1.0065	0.0017	0.0057	1.0037	1.0082
Total Wt.	87.889		87.810		84.357		83.363		75.894		81.265	

Table A5-4 (cont'd)											
Sequence	7		8		9		10		11		
Sample ID	Control - <i>E. wash.</i>		Control - <i>E. wash.</i>		Control - <i>E. wash.</i>		Control - <i>B.</i> <i>proboscidea</i>		Control - <i>M. balthica</i>		
RPC #	6016-09		6016-10		6016-11		6016-13		6016-15		
Beaker-1	28.191	28.191	28.191	28.191	28.191	28.191	28.191	28.191	28.191	28.201	
Beaker-2	27.091	27.091	27.091	27.091	27.091	27.091	27.091	37.020	27.091	27.104	
Beaker-3	28.753	28.753	28.753	28.753	28.753	28.753	28.753	42.516	28.753	28.821	
Beaker-4	28.590	28.747	28.590	28.663	28.590	28.748	28.590	44.586	28.590	28.837	
Beaker-5	29.488	60.570	29.488	60.660	29.488	65.720	29.488	61.550	29.488	34.881	
Beaker-6	28.731	80.360	28.731	75.110	28.731	83.830	28.731	52.393	28.731	46.060	
Beaker-7	26.378	26.605	26.378	26.553	26.378	26.597	26.378	28.207	26.378	45.444	
Pan-1	1.0062	1.0306	1.0034	1.0289	0.9981	1.0249	0.9728	1.0013	0.9769	1.5688	
Pan-2	0.9964	1.0152	0.9958	1.0217	0.9945	1.0212	0.9745	1.0007	0.9776	1.1982	
Pan-3	0.9975	1.0192	1.0028	1.0291	1.0058	1.0319	0.9748	1.0000	0.9785	1.1092	
Pan-4	0.9935	1.0151	1.0024	1.0275	1.0059	1.0323	0.9766	1.0010	0.9791	1.0620	
Pan-5	0.9947	1.0179	0.9970	1.0218	1.0057	1.0321	0.9742	0.9985	0.9769	1.0523	
Pan-6	0.9987	1.0228	0.9997	1.0254	0.9713	0.9978	0.9766	0.9992	0.9745	1.0342	
Total Wt.	84.215		78.974		92.948		98.566		71.621		

RPC
921 College Hill Road
Fredericton, N.B. E3B 6Z9
Job No: 4000727/6263
Report No: AS/95/3612

Environment Canada
351 St. Joseph Blvd, 4th Floor
Hull, P.Q. K1A 0H3
attn: Linda Porebski

December 28, 1995

Table A5 - 5 Calculations on Control Data - Grain Size Analysis

Sample I.D.	Martinique Beach (A. virgin) Rep #1	Martinique Beach (A. virgin) Rep #2	Martinique Beach (A. virgin) Rep #3	Conrad's Beach (P. cornuta)
RPC No:	6263-01	6263-02	6263-03	6263-04
PHI	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer
-2	99.48	100.00	100.00	100.00
-1	99.46	100.00	100.00	100.00
0	99.23	100.00	99.99	100.00
1	98.73	99.91	99.93	99.97
2	95.13	92.83	97.81	98.58
3	5.80	5.33	5.80	12.80
4	1.09	0.76	1.17	1.67
5	1.07	0.75	1.16	1.42
6	1.05	0.74	1.14	1.33
7	1.08	0.74	1.17	1.23
8	1.08	0.78	1.15	1.16
9	1.11	0.76	1.14	1.01
Sample I.D.	Martinique Beach Rep #1	Martinique Beach Rep #2	Martinique Beach Rep #3	Conrad's Beach
RPC No:	6263-01	6263-02	6263-03	6263-04
% Gravel	0.54	< 0.1	< 0.1	< 0.1
% Sand	98.37	99.24	98.83	98.33
% Silt	0.01	< 0.1	< 0.1	0.51
% Clay	1.08	0.78	1.15	1.16

143

Table A5 - 5 (cont'd) - Calculations on Control Data - Grain Size Analysis

Sample ID	Amphipods R. Abroonius	Amphipods R. Abroonius	Amphipods R. Abroonius	Amphipods E. Estuarius	Amphipods E. Estuarius	Amphipods E. Estuarius	Amphipods E. Washingtonian	Amphipods E. Washingtonian	Amphipods E. Washingtonian	Polychaete B. Proboscidea
RPC #	6016-01	6016-02	6016-03	6016-05	6016-06	6016-07	6016-09	6016-10	6016-11	6016-13
PHI	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer
-2	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
-1	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	89.93
0	99.99	99.98	99.98	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	75.96
1	99.63	99.62	99.67	100.00	100.00	100.00	99.81	99.91	99.83	59.73
2	79.04	77.44	78.57	96.30	96.28	95.85	62.91	60.44	60.85	27.21
3	6.13	5.21	6.24	1.72	1.67	1.69	1.60	1.71	1.57	3.20
4	2.39	1.61	2.41	0.17	0.16	0.17	1.33	1.49	1.33	1.34
5	2.42	1.61	2.29	0.16	0.16	0.17	1.00	1.51	1.33	1.23
6	2.36	1.54	2.20	0.16	0.13	0.17	1.17	1.54	1.30	1.18
7	2.21	1.46	2.12	0.17	0.14	0.16	1.16	1.46	1.31	1.14
8	2.14	1.43	2.16	0.16	0.13	0.14	1.26	1.44	1.31	1.13
9	1.95	1.46	2.00	0.14	0.13	0.15	1.31	1.50	1.32	1.04
Station Name										
Sample ID	Amphipods R. Abroonius	Amphipods R. Abroonius	Amphipods R. Abroonius	Amphipods E. Estuarius	Amphipods E. Estuarius	Amphipods E. Estuarius	Amphipods E. Washingtonian	Amphipods E. Washingtonian	Amphipods E. Washingtonian	Polychaete B. Proboscidea
% Gravel	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	10.07
% Sand	97.61	98.39	97.59	99.83	99.84	99.83	98.67	98.51	98.67	88.58
% Silt	0.25	0.17	0.24	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.21
% Clay	2.14	1.43	2.16	0.16	0.13	0.14	1.26	1.44	1.31	1.13

Table A5 - 6 Test Data - Grain Size Analysis

Sequence	12		13		14		15		16		17	
Sample ID	Sample # 10		Sample # 20		Sample # 40		Sample # 48		Sample # 67		Sample # 86	
RPC #	6016-17		6016-18		6016-19		6016-20		6016-21		6016-22	
Beaker-1	28.191	28.330	28.191	28.569	28.191	33.153	28.191	28.191	28.191	28.543	28.191	28.191
Beaker-2	27.091	27.250	27.091	27.235	27.091	27.243	27.091	27.153	27.091	27.621	27.091	27.126
Beaker-3	28.753	28.942	28.753	28.929	28.753	28.912	28.753	28.957	28.753	29.056	28.753	28.816
Beaker-4	28.590	28.943	28.590	28.878	28.590	28.962	28.590	29.098	28.590	29.338	28.590	28.800
Beaker-5	29.488	30.505	29.488	30.093	29.488	30.482	29.488	31.131	29.488	31.174	29.488	30.050
Beaker-6	28.731	38.070	28.731	41.551	28.731	38.649	28.731	31.055	28.731	41.133	28.731	30.038
Beaker-7	26.378	47.193	26.378	62.740	26.378	46.496	26.378	36.743	26.378	43.944	26.378	32.526
Pan-1	0.9786	1.4867	0.9766	1.4889	0.9757	1.5152	0.9684	1.7273	0.9757	1.5494	0.9712	1.5823
Pan-2	0.9802	1.2956	0.9760	1.2318	0.9764	1.3245	0.9711	1.4061	0.9729	1.3757	0.9713	1.2317
Pan-3	0.9805	1.1964	0.9764	1.1492	0.9788	1.2008	0.9731	1.0651	0.9722	1.2279	0.9674	1.1304
Pan-4	0.9794	1.1120	0.9787	1.0912	0.9791	1.1129	0.9763	1.0390	0.9761	1.1119	0.9709	1.0762
Pan-5	0.9742	1.0918	0.9759	1.0767	0.9722	1.0910	0.9768	1.0371	0.9740	1.0888	0.9786	1.0704
Pan-6	0.9778	1.0689	0.9806	1.0630	0.9724	1.0672	0.9759	1.0290	0.9732	1.0601	0.9758	1.0461
Total Wt.	57.316		76.288		63.550		52.951		62.172		38.780	

Table A5 - 6 (cont'd) - Test Data Grain Size Analysis														
Sequence	1		2		3		4		5		6		7	
Sample ID	# 46		# 71		# 64		# 79		# 83		# 12		# 34	
RPC #	5894-01		5894-02		5894-03		5894-04		5894-05		5894-06		5894-07	
Beaker-1	28.192	28.331	28.192	28.369	28.192	28.192	28.192	28.489	28.192	28.738	28.192	28.930	28.192	28.512
Beaker-2	27.092	27.139	27.092	27.092	27.092	27.092	27.092	27.342	27.092	27.272	27.092	27.468	27.092	27.233
Beaker-3	28.754	28.885	28.754	28.921	28.754	28.846	28.754	29.077	28.754	29.650	28.754	29.260	28.754	29.311
Beaker-4	28.590	28.901	28.590	28.763	28.590	28.821	28.590	29.069	28.590	29.383	28.590	29.292	28.590	29.002
Beaker-5	29.488	29.957	29.488	29.715	29.488	29.906	29.488	30.728	29.488	31.356	29.488	31.034	29.488	30.038
Beaker-6	28.732	38.958	28.732	35.798	28.732	37.146	28.732	38.594	28.732	44.041	28.732	41.130	28.732	31.236
Beaker-7	26.379	57.440	26.379	48.570	26.379	51.599	26.379	40.357	26.379	47.276	26.379	43.970	26.379	37.861
Pan-1	0.0057	0.4222	0.0224	0.3404	0.0136	0.3649	0.0177	0.4900	0.0122	0.7048	0.0209	0.6307	0.0095	0.7981
Pan-2	0.0071	0.2168	0.0130	0.1468	0.0177	0.1613	0.0175	0.3201	0.0175	0.5478	0.0186	0.4346	0.0156	0.4166
Pan-3	0.0062	0.1333	0.0156	0.1170	0.0178	0.1287	0.0217	0.1276	0.0097	0.1266	0.0146	0.1123	0.0193	0.1176
Pan-4	0.0003	0.0730	0.0028	0.0912	0.0198	0.1121	0.0210	0.0905	0.0204	0.1005	0.0219	0.0950	0.0254	0.0937
Pan-5	0.0050	0.0653	0.9995	1.0779	0.0231	0.1091	0.0198	0.0867	0.0155	0.0909	0.0178	0.0863	0.0180	0.0832
Pan-6	0.0171	0.0713	0.0148	0.0763	0.0229	0.0900	0.0200	0.0740	0.0188	0.0811	0.0221	0.0797	0.0159	0.0741
Total Wt.	63.109		45.801		51.840		49.944		75.019		64.247		55.296	

Table A5 - 6 (cont'd) - Test Data Grain Size Analysis														
Sequence	8		9		10		11		12		13		14	
Sample ID	# 11		# 30		# 77		# 33		# 95		# 9		# 27	
RPC #	5894-08		5894-09		5894-10		5894-11		5894-12		5894-13		5894-14	
Beaker-1	28.192	28.517	28.192	28.192	28.192	28.192	28.192	28.192	28.192	28.301	28.192	28.317	28.192	28.488
Beaker-2	27.092	27.275	27.092	27.213	27.092	27.193	27.092	27.178	27.092	27.098	27.092	27.469	27.092	27.361
Beaker-3	28.754	29.450	28.754	29.215	28.754	29.176	28.754	29.245	28.754	28.839	28.754	29.038	28.754	29.229
Beaker-4	28.590	29.062	28.590	29.157	28.590	29.023	28.590	28.875	28.590	28.866	28.590	29.288	28.590	29.259
Beaker-5	29.488	30.152	29.488	30.161	29.488	30.007	29.488	29.917	29.488	29.920	29.488	31.026	29.488	30.925
Beaker-6	28.732	31.737	28.732	31.347	28.732	29.966	28.732	29.801	28.732	29.637	28.732	38.908	28.732	39.310
Beaker-7	26.379	39.516	26.379	36.831	26.379	32.733	26.379	32.177	26.379	31.297	26.379	42.476	26.379	42.680
Pan-1	0.0173	0.7077	0.0203	0.7080	0.0161	0.6744	0.0160	0.5579	0.0289	0.5927	0.0207	0.5611	0.0188	0.5563
Pan-2	0.0124	0.4373	0.0145	0.3310	0.0151	0.2704	0.0135	0.2913	0.0295	0.2797	0.0179	0.4060	0.0163	0.4167
Pan-3	0.0174	0.0924	0.0079	0.0678	0.0104	0.0790	0.0159	0.0760	0.0318	0.1014	0.0153	0.1249	0.0159	0.1665
Pan-4	0.0231	0.0799	0.0049	0.0527	0.0104	0.0601	0.0159	0.0605	0.0157	0.0653	0.0149	0.0853	0.0258	0.1222
Pan-5	0.0014	0.0572	0.0064	0.0550	0.0091	0.0575	0.0191	0.0633	0.0157	0.0643	0.0179	0.0831	0.0248	0.1141
Pan-6	0.0252	0.0795	0.0067	0.0520	0.0116	0.0549	0.0207	0.0610	0.0203	0.0634	0.0210	0.0756	0.0242	0.0981
Total Wt.	52.902		49.174		41.878		35.153		34.821		56.215		56.800	

Table A5 - 6 (cont'd) - Test Data Grain Size Analysis											
Sequence	15		16		17		18		19		20
Sample ID	# 61		# 41		# 39		# 29		19		20
RPC #	5894-15		5894-16		5894-17		5894-18		S		T
Beaker-1	28.192	28.263	28.192	28.876	28.192	28.192	28.192	29.330	28.192		28.192
Beaker-2	27.092	27.099	27.092	27.275	27.092	27.213	27.092	27.298	27.092		27.092
Beaker-3	28.754	28.946	28.754	28.969	28.754	28.860	28.754	28.930	28.754		28.754
Beaker-4	28.590	29.075	28.590	29.077	28.590	28.839	28.590	29.051	28.590		28.590
Beaker-5	29.488	30.465	29.488	30.477	29.488	30.241	29.488	30.623	29.488		29.488
Beaker-6	28.732	37.845	28.732	38.091	28.732	39.182	28.732	37.501	28.732		28.732
Beaker-7	26.379	43.639	26.379	47.104	26.379	41.198	26.379	42.176	26.379		26.379
Pan-1	0.0270	0.4965	0.0079	0.5069	0.9969	1.4313	0.0089	0.5079			
Pan-2	0.0280	0.3421	0.0056	0.2994	0.0119	0.2737	0.0095	0.3334			
Pan-3	0.0311	0.2049	0.0068	0.1842	0.0122	0.1784	0.0135	0.2393			
Pan-4	0.0122	0.1232	0.0137	0.1284	0.0243	0.1265	0.0107	0.1600			
Pan-5	0.0290	0.1294	0.0149	0.1162	0.0263	0.1151	0.0154	0.1426			
Pan-6	0.0246	0.1059	0.0173	0.0996	0.9998	1.0691	0.0023	0.0949			
Total Wt.	51.480		57.492		48.118		52.532		-197.327		-197.327

Table A5 -7 - Calculations on Test Data - Grain Size Analysis

Bioaccumulation Robert's Bank	0	Sample # 10	Sample # 20	Sample # 40	Sample # 48	Sample # 67	Sample # 86
6016-15	0	6016-17	6016-18	6016-19	6016-20	6016-21	6016-22
% Finer	PHI	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer
99.99	-2	99.76	99.50	92.19	100.00	99.43	100.00
99.97	-1	99.48	99.32	91.95	99.88	98.58	99.91
99.87	0	99.15	99.09	91.70	99.50	98.09	99.75
99.53	1	98.53	98.71	91.12	98.54	96.89	99.21
92.00	2	96.76	97.91	89.55	95.44	94.18	97.76
67.80	3	80.47	81.11	73.95	91.05	74.23	94.39
41.18	4	44.15	33.45	42.29	71.47	45.98	78.53
15.26	5	27.34	16.63	27.23	40.89	32.23	33.32
8.98	6	18.66	11.19	17.31	8.50	20.40	20.76
5.65	7	11.39	7.24	10.37	5.73	10.76	13.32
5.12	8	10.08	6.48	9.19	5.51	9.07	11.58
4.03	9	7.77	5.27	7.30	4.83	6.83	8.81
	STATION NAME	P	K	M	F	R	H
Bioaccumulation Robert's Bank	Sample ID	Sample # 10	Sample # 20	Sample # 40	Sample # 48	Sample # 67	Sample # 86
< 0.1	% Gravel	0.52	0.68	8.05	0.12	1.42	< 0.1
58.79	% Sand	55.33	65.87	49.66	28.41	52.60	21.38
36.06	% Silt	34.07	26.97	33.10	65.97	36.91	66.95
5.12	% Clay	10.08	6.48	9.19	5.51	9.07	11.58

Table A5 - 7(cont'd) - Calculations on Test Data - Grain Size Analysis

Station ID	K	K	K	R	R	R	F	F	F	H
Sequence	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Sample ID	# 46	# 71	# 64	# 79	# 83	# 12	# 34	# 11	# 30	# 77
RPC #	5894-01	5894-02	5894-03	5894-04	5894-05	5894-06	5894-07	5894-08	5894-09	5894-10
PHI	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer
-2	99.78	99.61	100.00	99.41	99.27	98.85	99.42	99.39	100.00	100.00
-1	99.71	99.61	100.00	98.90	99.03	98.27	99.17	99.04	99.75	99.76
0	99.50	99.25	99.82	98.26	97.84	97.48	98.16	97.72	98.82	98.75
1	99.00	98.87	99.38	97.30	96.78	96.39	97.41	96.83	97.66	97.72
2	98.26	98.38	98.57	94.82	94.29	93.98	96.42	95.58	96.29	96.48
3	82.06	82.95	82.34	75.07	73.88	74.68	91.89	89.90	90.98	93.53
4	32.84	34.50	33.69	47.08	46.03	47.30	71.13	65.06	69.72	78.36
5	16.46	14.39	13.66	30.09	35.21	32.22	36.08	39.97	31.98	30.24
6	9.91	10.85	10.50	10.40	7.66	7.45	8.71	6.90	5.89	7.95
7	5.60	9.43	8.71	6.76	5.21	5.53	6.00	5.18	4.66	5.70
8	4.62	8.34	8.10	6.50	4.89	5.18	5.71	5.08	4.74	5.54
9	4.14	6.50	6.28	5.21	4.02	4.33	5.08	4.94	4.40	4.93
Station ID	K	K	K	R	R	R	F	F	F	H
Sample ID	# 46	# 71	# 64	# 79	# 83	# 12	# 34	# 11	# 30	# 77
% Gravel	0.29	0.39	0.00	1.10	0.97	1.73	0.83	0.96	0.25	0.24
% Sand	66.87	65.12	66.31	51.82	53.00	50.96	28.04	33.98	30.03	21.40
% Silt	28.22	26.16	25.59	40.59	41.14	42.13	65.41	59.98	64.98	72.82
% Clay	4.62	8.34	8.10	6.50	4.89	5.18	5.71	5.08	4.74	5.54

Table A5 - 7(cont'd) - Calculations on Test Data - Grain Size Analysis

Station ID	H	H	M	M	M	P	P	P		
Sequence	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
# 12	# 33	# 95	# 9	# 27	# 61	# 41	# 39	# 29	19	20
5894-06	5894-11	5894-12	5894-13	5894-14	5894-15	5894-16	5894-17	5894-18	S	T
PHI	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer	% Finer
-2	100.00	99.69	99.78	99.48	99.86	98.81	100.00	97.83	85.71	85.71
-1	99.76	99.67	99.11	99.01	99.85	98.49	99.75	97.44	71.98	71.98
0	98.36	99.43	98.60	98.17	99.48	98.12	99.53	97.11	57.41	57.41
1	97.55	98.63	97.36	96.99	98.53	97.27	99.01	96.23	42.92	42.92
2	96.33	97.39	94.62	94.46	96.64	95.55	97.45	94.07	27.98	27.98
3	93.29	94.79	76.52	75.84	78.93	79.27	75.73	77.38	13.42	13.42
4	76.79	80.67	47.89	47.14	45.41	43.22	44.93	47.30	0.05	0.05
5	39.23	35.64	34.34	35.07	30.31	25.38	27.00	30.64	0.05	0.05
6	8.26	9.71	9.57	13.08	16.69	15.25	17.06	21.30	0.05	0.05
7	6.06	6.83	6.08	8.31	10.59	9.80	10.41	14.02	0.05	0.05
8	6.00	6.69	5.62	7.68	9.56	8.64	9.02	11.92	0.05	0.05
9	5.45	5.90	4.68	6.33	7.70	6.98	6.99	8.62	0.05	0.05
Station ID	H	H	M	M	M	P	P	P		
Sample ID	# 33	# 95	# 9	# 27	# 61	# 41	# 39	# 29	19.00	20.00
% Gravel	0.24	0.33	0.89	0.99	0.15	1.51	0.25	2.56	28.02	28.02
% Sand	22.96	19.00	51.22	51.87	54.44	55.27	54.82	50.14	71.93	71.93
% Silt	70.79	73.98	42.27	39.45	35.85	34.59	35.91	35.39	0.00	0.00
% Clay	6.00	6.69	5.62	7.68	9.56	8.64	9.02	11.92	0.05	0.05

RAW DATA AVS ANALYSIS

Table A6 - 1 AVS Data										
JNDAS CODE	FIELD CODE	SAMPLE DATE	AVS(uMol/ g dry) BY ALLEN	std dev	AVS(uMol/g dry) Brouwer	std dev	AVS (ug S/g dry) by Allen	std dev	AVS (ug S/g dry) byBrouwer	std dev
0707-09	9	950623	11.65	1.61	13.08	0.21	373.86	51.67	419.78	6.90
0707-11	11	950623	16.56	0.41	44.12	0.70	531.70	13.04	1416.32	22.62
0707-12	12	950623	13.13	0.06	18.00	0.97	421.58	1.93	577.88	31.22
0707-27	27	950623	9.62	2.72	12.59	0.48	308.94	87.33	404.08	15.46
0707-29	29	950623	15	0.10	19.26	0.58	481.57	3.09	618.19	18.72
0707-30	30	950623	18.47	0.96	46.53	1.02	592.82	30.95	1493.56	32.74
0707-33	33	950623	14.43	2.01	38.14	2.31	463.30	64.56	1224.28	74.19
0707-34	34	950523	16.23	0.43	43.51	2.38	520.98	13.66	1396.63	76.42
0707-39	39	950623	15.96	0.30	19.68	0.23	512.16	9.75	631.59	7.40
0707-41	41	950623	12.72	1.08	15.42	0.33	408.32	34.51	494.87	10.62
0707-46	46	560623	9.33	1.34	11.37	0.58	299.46	43.10	365.12	18.52
0707-61	61	950623	10.47	0.04	13.20	0.16	336.03	1.4	423.83	4.98
0707-64	64	950623	13.54	1.50	12.06	0.54	434.68	48.17	387.23	17.26
0707-71	71	950623	10.26	0.26	11.46	0.69	329.38	8.23	367.92	22.28
0707-77	77	950823	8.85	1.59	35.76	1.7	284.23	50.97	1147.97	54.70
0707-79	79	960623	10.02	0.08	18.45	0.67	321.66	2.67	592.34	21.66
0707-83	83	950623	15.62	0.49	17.01	0.61	501.489	15.67	545.87	19.61
0707-95	95	950623	11.51	2.32	37.93	0.87	369.41	74.34	1217.60	28.07

Table A6 - 2 SEM Data															
Station	M	M	F	F	R	R	M	M	P	P	F	F	H	H	
Lab code	6215-01	6215-02	6215-03	6215-04	6215-05	6215-06	6215-07	6215-08	6215-09	6215-10	6215-11	6215-12	6215-13	6215-14	
Field code	9A	9B	11A	11B	12A	12B	27A	27B	29A	29B	30A	30B	33A	33B	
Sample type	test	test	test	test	test	test	test	test	test	test	test	test	test	test	
	Concentration ug/L								Concentration ug/L						
Aluminium	22700	20200	24000	24000	21900	20400	20700	20500	19700	21100	24900	22100	18200	21800	
Antimony	6.2	2.9	3.8	2.6	1.6	5.2	2.2	1.9	1.3	1.2	3.5	3.4	1.5	3.9	
Arsenic	6	21	49	58	21	27	27	19	16	9	78	59	43	65	
Barium	122	106	253	241	138	133	101	106	96	95	270	196	209	227	
Barium	122	105	251	242	139	134	102	106	99	96	268	196	207	225	
Beryllium	3.8	3.4	4.2	4.1	4.0	3.6	3.6	3.7	3.4	3.4	4.4	4.0	3.5	4.1	
Bismuth	3.0	3.5	5.9	4.7	1.0	2.3	1.1	1.4	0.9	0.8	8.0	5.4	2.3	5.9	
Boron	3880	3240	2280	2790	2580	1390	1320	1280	1150	1530	1750	980	950	970	
Cadmium	8.5	7.2	90.3	89.2	5.9	6.1	7.2	7.2	10.5	19.0	94.6	84.0	114	104	
Calcium	124000	113000	405000	400000	104000	100000	122000	144000	124000	137000	409000	376000	405000	461000	
Chromium	94	90	135	135	90	87	101	85	75	92	117	118	107	132	
Cobalt	11.7	10.5	17.4	15.9	11.6	10.8	10.2	10.9	10.8	11.4	16.3	15.3	13.3	17.2	
Copper	44	40	90	68	44	39	42	58	25	24	92	75	30	71	
Iron	46700	42800	62400	60300	43800	41600	42300	43100	39900	44000	61100	56100	54800	63000	
Lead	384	363	8780	8640	284	274	310	432	672	725	8850	8200	7410	9080	
Lithium	36	33	29	28	36	33	32	33	32	35	30	27	24	26	
Magnesium	28700	25900	31600	32700	25800	24700	26500	26500	24400	26600	33100	29900	27500	31900	
Manganese	560	520	1200	1180	490	470	470	1430	530	560	1210	1090	1080	1260	
Mercury	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	
Molybdenum	11.5	4.5	2.2	1.7	3.5	4.0	3.3	3.7	2.3	1.3	3.7	2.8	1.2	1.1	
Nickel	51	47	51	54	54	50	55	52	54	55	52	64	52	52	
Phosphorus	6900	6200	20800	20500	6200	6200	6300	7700	7200	8500	20700	19400	17700	20700	
Potassium	15700	14400	16100	16000	14800	13700	14600	15000	13200	14100	16400	15000	12900	14600	
Rubidium	33.3	31.8	25.7	25.0	32.8	30.6	31.4	32.5	26.0	26.4	26.5	23.0	20.0	22.6	
Selenium	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	
Silver	0.4	0.4	0.9	0.8	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2	0.3	1.0	0.9	0.4	1.0	
Sodium	130000	116000	148000	149000	111000	108000	124000	122000	109000	118000	154000	143000	122000	141000	
Strontium	466	440	925	931	420	409	476	513	428	465	949	873	988	1080	
Tellurium	1.0	0.6	0.6	0.8	0.6	0.8	0.7	0.9	0.5	0.7	0.5	0.7	0.6	0.9	
Thallium	1.0	0.6	15.4	14.9	0.5	0.6	0.5	0.7	0.9	0.9	15.4	14.0	15.0	17.7	
Tin	5.0	4.0	49.0	43.9	3.1	3.8	2.9	3.8	5.1	4.6	44.4	44.2	37.3	53.2	
Titanium	437	397	685	663	412	392	396	411	373	373	696	613	548	655	
Uranium	7.4	6.2	47.8	45.6	5.5	5.0	5.6	6.2	13.6	11.0	49.7	45.0	36.3	41.2	
Vanadium	119	93	70	721	825	114	105	127	105	688	584	58	529	627	
Zinc	890	830	10400	9870	700	690	750	920	1160	1240	9870	9460	9050	10900	
	1 - All samples were diluted x10 before trace metal analysis by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS). Results are expressed as ug/l. in the solution as provided by Dundas Environmental Consulting Inc. Results may be provided in electronic format and/or data may be related to sample weights and volumes as per information provided by Dundas Environmental.														

Table A6 - 2 (cont'd) · SEM Data

Station	F	F	P	P	P	P	K	K	M	M	K	K	K	K
Lab code	6215-15	6215-16	6215-17	6215-18	6215-19	6215-20	6215-21	6215-22	6215-23	6215-24	6215-25	6215-26	6215-27	6215-28
Field code	34A	34B	39A	39B	41A	41B	46A	46B	61A	61B	64A	64B	71A	71B
Sample type	test	test	test	test	test	test	test	test	test	test	test	test	test	test
			Concentration ug/L								Concentration ug/L			
Aluminium	22300	20600	22500	22200	26800	24300	22800	22300	20200	18100	23300	22200	22200	21000
Antimony	2.4	3.1	1.5	1.9	3.0	2.7	2.8	3.4	1.3	1.3	3.0	11.3	6.4	5.0
Arsenic	53	48	14	24	60	61	42	52	15	29	53	59	49	47
Barium	231	184	116	142	198	178	173	171	137	111	207	201	167	158
Barium	232	183	117	141	200	178	175	171	138	113	210	199	166	157
Beryllium	3.8	3.6	3.8	3.8	4.6	4.2	3.9	3.7	3.9	3.2	3.9	3.8	3.8	3.9
Bismuth	5.1	4.2	1.4	3.7	4.6	3.9	3.2	3.6	1.5	1.4	4.0	6.0	3.7	3.6
Boron	1510	780	750	730	760	640	640	570	640	580	580	560	650	530
Cadmium	84.0	78.7	23.0	23.7	51.2	48.4	42.8	42.7	16.4	15.5	45.0	44.4	42.7	41.4
Calcium	368000	351000	217000	218000	414000	387000	364000	355000	165000	149000	354000	341000	348000	351000
Chromium	139	121	99	98	173	159	129	133	91	88	139	139	124	118
Cobalt	14.1	14.3	11.8	11.4	14.2	12.5	11.3	12.3	10.4	9.5	15.1	12.5	11.3	10.7
Copper	50	40	34	58	139	115	118	133	54	54	159	145	114	111
Iron	54700	53400	42300	41500	45700	41700	37400	37900	41900	35300	39800	37200	36800	35100
Lead	7800	7220	1528	1718	4520	3930	3620	3790	1188	1078	3910	3620	3670	3480
Lithium	27	24	34	32	32	28	26	26	29	26	28	26	25	23
Magnesium	29800	28000	27000	26500	28500	26500	23900	23500	24000	21700	24800	23500	23100	21900
Manganese	1080	1020	750	740	1310	1190	1130	1100	610	550	1190	1060	1080	1050
Mercury	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Molybdenum	2.1	1.7	1.5	4.9	3.2	2.4	2.9	2.8	3.1	2.6	3.2	4.2	3.5	2.7
Nickel	62	60	50	52	59	56	42	72	42	55	49	51	41	35
Phosphorus	18800	18300	12400	12100	21700	20000	19200	18900	10200	9100	19100	18200	19300	18000
Potassium	14700	13700	13900	13900	14700	13500	12300	12100	13600	11900	12700	11800	12200	11200
Rubidium	23.7	20.9	23.6	27.1	26.0	23.5	23.6	22.6	29.8	25.9	24.3	22.8	22.2	20.5
Selenium	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Silver	0.8	0.7	0.4	0.6	1.0	0.9	0.7	0.9	0.5	0.5	0.8	0.8	0.8	0.8
Sodium	137000	129000	122000	118000	125000	117000	104000	102000	106000	95000	110000	104000	100000	96000
Strontium	839	809	581	583	884	825	805	747	492	439	759	749	747	760
Tellurium	0.7	0.7	0.6	1.2	0.3	0.8	0.6	0.4	0.6	0.4	0.3	0.4	0.4	0.1
Thallium	14.1	12.4	2.0	2.8	5.9	5.4	5.0	5.1	1.8	1.8	5.3	5.8	4.9	4.8
Tin	37.9	35.6	11.0	14.6	36.6	30.0	30.3	31.4	10.7	9.1	39.1	34.6	33.3	33.3
Titanium	629	563	393	460	621	569	540	533	435	382	563	525	532	495
Uranium	40.7	37.9	27.0	32.9	70.7	65.2	64.1	66.3	22.3	19.7	71.4	58.8	59.3	59.9
Vanadium	606	477	88	91	67	57	37	576	89	595	36	361	29	37
Zinc	8800	8560	2730	2660	5870	5210	4990	5000	1970	1730	5730	4920	4980	4730

Table A6 - 2 (cont'd) SEM Data								
Station	H	H	R	R	R	R	H	H
Lab code	6215-29	6215-30	6215-31	6215-32	6215-33	6215-34	6215-35	6215-36
Field code	77A	77B	79A	79B	83A	83B	95A	95B
Sample type	test	test	test	test	test	test	test	test
					Concentration ug/L ¹			
Aluminium	22400	21600	18600	19700	19800	18400	16700	17300
Antimony	4.8	4.7	1.7	1.6	1.4	1.2	2.5	3.2
Arsenic	57	55	22	10	19	15	51	37
Barium	265	253	114	97	155	119	209	184
Barium	262	249	115	98	154	119	209	186
Beryllium	4.2	4.0	3.4	3.5	3.6	3.4	3.2	3.3
Bismuth	6.7	7.4	1.0	1.2	0.9	0.7	3.1	5.3
Boron	800	690	600	530	870	480	520	480
Cadmium	108	102	5.3	5.7	5.7	5.6	83.6	91.7
Calcium	466000	451000	102000	95000	125000	87000	347000	362000
Chromium	124	132	62	60	100	267	103	111
Cobalt	18.1	16.6	9.4	9.7	10.5	10.6	11.9	12.6
Copper	98	94	41	36	47	37	45	66
Iron	65700	61200	37800	39600	38600	37900	46900	49500
Lead	9270	8660	278	280	267	265	6910	7320
Lithium	28	28	30	32	33	31	21	21
Magnesium	33100	31000	23500	24700	24500	23500	25100	25500
Manganese	1270	1230	410	420	480	420	950	990
Mercury	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Molybdenum	1.3	1.0	3.6	2.9	4.7	4.0	0.9	1.5
Nickel	47	58	41	37	65	142	38	41
Phosphorus	20600	20100	6000	6300	6700	6100	15200	15900
Potassium	14800	14200	13100	13400	13900	12800	11300	11600
Rubidium	23.8	23.0	29.4	29.2	31.8	29.2	18.7	18.9
Selenium	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Silver	1.1	1.2	0.3	0.3	0.4	0.3	0.5	0.8
Sodium	143000	134000	105000	110000	108000	104000	111000	113000
Strontium	1120	1040	428	390	479	392	826	846
Tellurium	0.8	0.9	0.6	0.5	0.6	0.6	0.7	0.4
Thallium	18.6	17.7	0.4	0.3	0.4	0.3	14.3	15.7
Tin	56.7	50.4	2.7	2.9	2.5	2.5	35.0	41.6
Titanium	683	672	379	395	402	374	505	529
Uranium	41.4	40.7	5.5	4.7	5.5	4.9	32.4	32.3
Vanadium	529	529	108	499	128	129	395	462
Zinc	10800	9790	940	680	750	660	7740	8210

Annexe 7

Éléments à considérer sur le prélèvement d'échantillons au havre de Sydney

Pour réussir une étude sur les réactions observées le long d'un gradient chimique lors d'un essai biologique, les quatre exigences principales suivantes sont nécessaires :

- A Que le gradient chimique existe;
- B Qu'aucun facteur confusionnel ne subisse de modification le long du gradient (préssumé);
- C Qu'il ait été démontré, avant de conclure l'étude des gradients, qu'il existe une différence nette dans les réactions biologiques entre les extrémités du gradient;
- D Qu'un ou plus d'un site de référence similaire à l'emplacement du gradient pour la totalité des facteurs confusionnels possibles soit choisi (p. ex., granulométrie des sédiments, COT).

Ces facteurs seront maintenant examinés en fonction de l'étude proposée sur le havre de Sydney.

A. Existence d'un gradient chimique. Dans cette zone, il apparaît clair qu'il existe un gradient HAP bien défini en fonction de la distance à laquelle se trouve la source de contamination (étangs bitumeux). Cependant, le havre est complexe, et il faut choisir avec soin un ensemble de stations en suivant une séquence de concentrations nettement décroissante, étant donné que la distance à elle seule pourrait ne pas s'avérer un indicateur adéquat de la concentration des contaminants. Le choix d'une station de référence peut aussi poser des problèmes, car presque tous les secteurs du havre de Sydney semblent présenter des concentrations élevées d'HAP. La sélection de la station de référence posera problème s'il faut sortir du havre pour trouver un site (voir discussion sur les facteurs confusionnels).

B. Facteurs confusionnels. Il est établi que dans certains essais biologiques, les organismes à l'étude sont sensibles aux caractéristiques physiques des sédiments (p. ex., la taille des particules). La granulométrie peut également exercer un effet sur la disponibilité du polluant à cause de la liaison aux particules d'argile. Le carbone organique total peut également constituer un facteur confusionnel. Le choix des stations nécessitera un examen consciencieux des caractéristiques physiques des sédiments pour expliquer la sensibilité des organismes à la taille des particules et pour réduire au minimum les effets de la liaison d'HAP aux particules fines. Cette démarche pourrait s'avérer difficile sur le plan pratique. Existe-t-il une méthode rapide d'analyse granulométrique?

C. Réactions aux essais biologiques. Il semble y avoir peu de doute sur l'apparition de réactions importantes lors de bon nombre d'essais biologiques réalisés à proximité de la source de contamination. La difficulté sera de choisir des stations qui présentent toute une gamme de réactions. Il faudrait d'abord effectuer des essais destinés à déterminer un intervalle (peut-être un ou quelques essais faciles) pour s'assurer que les « extrémités » du gradient proposé montre des réactions biologiques nettement différentes. Si l'on s'intéresse principalement aux critères de réussite/échec, le gradient devra renfermer des stations où les sédiments ont échoué à au moins

quelques-uns des essais de toxicité des sédiments. Dans le havre de Sydney, il pourrait être difficile de trouver des stations où les réactions aux essais biologiques sont faibles. Si toutes les stations (mise à part la station de référence) présentent d'importantes réactions, les résultats définitifs seront insatisfaisants (bien que des signes d'un manque de biodisponibilité puissent en soi constituer une conclusion utile).

D. Stratégie d'échantillonnage pour le havre de Sydney. Nous présumons que l'étude sur le havre de Sydney a pour but d'établir un lien entre les résultats des essais biologiques et le gradient chimique observé. Nous ne supposons pas que le gradient chimique peut être représenté sous une forme de fonction simple (p. ex., linéaire ou polynomiale), mais nous admettons que les règles habituelles de la variation spatiale s'appliquent. Essentiellement, il en résulte que, dans une zone entourant une station précise, les « sites » ne posséderont pas de caractéristiques identiques. Cependant, ces sites se ressembleront plus que les échantillons prélevés dans un lieu plus éloigné.

Dans l'étude d'un gradient de pollution, il faut équilibrer le nombre de stations (un grand nombre de stations permettra d'en arriver à un meilleur estimé de la forme du gradient) avec le nombre de sous-échantillons à chaque station (un grand nombre de sous-échantillons permettra d'effectuer un meilleur estimé des caractéristiques d'intérêt à chaque station). Si l'on disposait d'estimés fiables de la variabilité dans les stations et entre les stations, on pourrait faire la part, de façon réaliste, entre le nombre de stations et le nombre de sous-échantillons par station, à défaut de quoi nous proposons ce qui suit : cinq stations espacées le long du gradient de concentration de façon à fournir une bonne représentation des concentrations de polluants, une ou plus d'une station de référence, et trois « sites » à chaque station.

Pour obtenir les échantillons d'une station, on suggère la procédure suivante : localiser la station et tracer un cercle autour de celle-ci; choisir au hasard trois sites à l'intérieur du cercle; prélever à chaque site des pelletées suffisamment généreuses pour fournir la quantité nécessaire d'échantillon; homogénéiser la matière d'un site donné et la diviser pour obtenir le nombre de portions nécessaires à chaque analyse requise (analyse chimique, essais biologiques, granulométrie, etc.).

I. Erreur acceptable de comparaison entre les stations. Dans le cadre d'une étude, il importe d'effectuer l'échantillonnage de façon à obtenir une erreur acceptable dans les comparaisons en question. Au cours de l'étude sur le havre de Belledune, un certain nombre de prélèvements ont été homogénéisés pour ne former qu'un seul échantillon, et ce mélange a été subdivisé pour des besoins d'analyse. Les mesures calculées sur ce mélange fournissent des estimés de la moyenne des stations. Cependant, la variance d'un échantillon à l'autre n'est attribuable qu'au manque d'homogénéité et aux erreurs de mesure. Il est impossible d'obtenir une variance acceptable pour la moyenne du site puisque la variance parmi les prélèvements doit être incluse.

Étant donné qu'un seul prélèvement contient trop peu de matière pour fournir la quantité nécessaire à toutes les analyses requises, la mise en commun d'ensembles de prélèvements pourrait être une solution à envisager. Nous admettons deux sources de variation : σ_p^2 parmi les prélèvements et σ_E^2 parmi les échantillons (deux composantes : une pour les erreurs analytiques et l'autre pour le manque d'homogénéité du mélange). Supposons que l'on prend k séries de prélèvements de taille m . À condition que les prélèvements soient tous de la même taille, les

mesures sur l'ensemble peuvent être considérées comme la moyenne de l'ensemble, donc un estimé de la moyenne du site, et la composante de variance parmi les ensembles sera de σ^2_E/m . Si l'on prend n sous-échantillons de chaque ensemble, l'analyse de la variance sera :

Source	df	Variance attendue
Parmi les ensembles de prélèvements	$k-1$	$\sigma^2_E + n \sigma^2_E/m$
Dans les prélèvements	$k(n-1)$	σ^2_E

La variance parmi les ensembles de prélèvements représente l'erreur de comparaison appropriée entre les stations. À l'aide de ce modèle, les composantes de la variance peuvent être estimées. Ces composantes peuvent servir à la planification d'études ultérieures.