

PORT AUTONOME DU HAVRE

SYNTHESE DES CONNAISSANCES

SUR L'ESTUAIRE DE LA SEINE

Partie 4 - BENTHOS

Sylvain DUHAMEL

Participation du Groupe d'Etude
des Milieux Estuariens et Littoraux



SOMMAIRE

	Page
INTRODUCTION GENERALE -----	1
PREMIERE PARTIE : LES TRAVAUX DE RECHERCHE -----	4
I. 1971-1980 : ETUDES DESCRIPTIVES DE DISTRIBUTION DES PEUPEMENTS ---	5
1. INTRODUCTION -----	5
2. RESULTATS -----	5
2.1. Les peuplements de la baie de Seine -----	5
2.2. Les peuplements estuariens (travaux du SAUM) -----	9
3. DISCUSSION-CONCLUSION -----	22
II. 1988-1990 : CINETIQUE ET DYNAMIQUE DES PEUPEMENTS -----	24
1. LE PROGRAMME "BAIE DE SEINE" -----	24
1.1. Contexte et orientation -----	24
1.2. Principaux résultats -----	24
2. LE PROGRAMME COST 647 -----	27
2.1. Origine et objectifs -----	27
2.2. Résultats -----	27
3. LE PROGRAMME NATIONAL DE DETERMINISME DU RECRUTEMENT -----	33
3.1. Problématique -----	33
3.2. Principaux résultats -----	34
III. LES TRAVAUX RECENTS -----	43
1. INTRODUCTION -----	43
2. DYNAMIQUE DU RECRUTEMENT ET DISPERSION LARVAIRE DE <i>PECTINARIA KORENI</i> ET <i>OWENIA FUSIFORMIS</i> (TRAVAUX DE THIEBAUT, 1994) -----	43
2.1. Distribution et structuration des populations -----	44
2.2. <i>Owenia fusiformis</i> : dispersion larvaire et modélisation de la dynamique de recrutement -----	44
2.3. <i>Pectinaria koreni</i> : transport tidal des larves et postlarves et répartition dans la "plume" de l'estuaire -----	46
2.4. Variabilité spatio-temporelle du peuplement à <i>Abra alba-Pectinaria koreni</i> -----	50
3. PREMIERS RESULTATS DESCRIPTIFS DES POPULATIONS SUPRABENTHIQUES ET LA FAUNE MESO A MACROZOOPLANCTONIQUE VIVANT A PROXIMITE DU FOND (WANG ET AL., 1994) -----	54
3.1. Le suprabenthos -----	54
3.2. La faune zooplanctonique à caractère démersal -----	56
IV. CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE -----	59

I. EVOLUTION DE L'ESTUAIRE ET CARACTERISTIQUES ACTUELLES	66
1. Introduction	66
2. Evolution ancienne	66
3. Conséquences des travaux d'aménagement	66
4. Les facteurs physiques et climatiques	68
II. SUIVIS DES REJETS EN MER	71
1. LES REJETS DE PHOSPHOGYPSES	71
1.1. Problématique et protocole de contrôle	71
1.2. Résultats	71
2. LES REJETS DE THANN ET MULHOUSE	79
2.1. Contrôles dans le milieu naturel	79
2.2. Suivi des algues	81
2.3. Suivi de la faune benthique	81
2.4. Le dépôt à terre de titanogypses	88
III. IMPACTS DES AMENAGEMENTS ET ETUDES DE SUIVI	91
1. EXTRACTION DE GRANULATS AU LARGE DU PORT DU HAVRE	91
2. ANSE OUVERTE AU SUD DE LA DIGUE D1	93
2.1. Diversité spécifique	93
2.2. Abondance numérique	94
2.3. Conclusion	94
3. LES DIGUES SUBMERSIBLES DU CHENAL DE NAVIGATION	95
3.1. Impacts de digues et brèche aménagées	95
3.2. Suivi de la fosse nord de 1984 à 1992	99
4. LA GRANDE VASIERE ET LE REMBLAI DU PONT DE NORMANDIE	106
4.1. Les campagnes d'échantillonnage	106
4.2. Résultats	106
IV. EXPERIENCE DE REHABILITATION D'UNE VASIERE	116
1. CONTRAINTES HYDROSEDIMENTAIRES ET CHOIX DU SITE	116
2. CARACTERISTIQUES DE LA VASIERE ARTIFICIELLE	116
3. SUIVI BIOSEDIMENTOLOGIQUE	119
3.1. Evolution morphologique après l'aménagement	119
3.2. Tendances sédimentologiques et observations hydrologiques	119
3.3. Recolonisation par la macrofaune	119
4. BILAN 3 ANS APRES LES TRAVAUX	122
V. CONCLUSION DE LA SECONDE PARTIE	125
DISCUSSION ET CONCLUSION GENERALE	129
BIBLIOGRAPHIE	135

INTRODUCTION GENERALE

On désigne par peuplements benthiques, l'ensemble des organismes qui vivent en étroite relation avec le fond, soit qu'ils y soient fixés, qu'ils rampent ou marchent à sa surface. Les espèces benthiques constituent ce qu'on appelle le benthos. L'ensemble des végétaux qui fait partie du benthos s'appelle le phytobenthos. Selon que l'on s'intéresse à des organismes micro- ou macroscopiques, on distinguera respectivement le microphytobenthos et le macrophytobenthos (algues). L'ensemble des animaux est nommé le zoobenthos. Le benthos toujours immergé est le benthos subtidal par opposition au benthos intertidal qui est périodiquement recouvert par la marée.

Les peuplements benthiques sont un maillon extrêmement important de l'écosystème marin. Outre le fait que le benthos serve de proies aux animaux démersaux (vivant près du fond), il est également un intégrateur important pour la compréhension des effets des activités humaines sur l'environnement. En effet les adultes d'une large majorité d'espèces n'effectuent en général que des déplacements limités ; ce type de faune est donc sous la dépendance directe de la qualité de l'environnement qui l'entoure. Cette caractéristique du benthos doit permettre d'élaborer des avis quant à l'état de santé ou de dégradation du milieu naturel.

Le secteur de travail considéré est théoriquement délimité à l'Est par la limite de l'intrusion saline dans le fleuve, c'est-à-dire approximativement entre Quillebeuf/Seine et Aizier. En aval, l'étude s'étend sur une bande côtière d'environ six milles de large jusqu'au terminal pétrolier d'Antifer au Nord, à Cabourg au Sud sur les côtes du Calvados (fig. 1 et 2).

Une recherche bibliographique systématique a été réalisée pour le secteur défini ci-dessus et la synthèse des informations est présentée suivant un ordonnancement à deux entrées :

- ordre chronologique des travaux,
- typologie et nature des activités, c'est-à-dire travaux de recherche ou bien études de suivis et d'impacts.

Après une caractérisation des peuplements benthiques les plus typiques, ce travail met en évidence les zones les plus riches et les plus diversifiées, ainsi que leur évolution au cours du temps (degré de stabilité ou d'instabilité). Toutefois, l'analyse des paramètres descriptifs : densités, biomasses, diversité spécifique, ne fournit qu'une information bien partielle et incomplète de l'intérêt écologique des différents milieux identifiés. En effet les différences structurelles existant entre la façade côtière et l'estuaire montrent qu'une hiérarchisation sur

la base des paramètres classiques énumérés ci-dessus n'a que peu de valeur par rapport à une approche certainement plus pertinente dans le cas présent, qui est celle des fonctions écologiques des différentes unités fonctionnelles de l'environnement estuarien.

C'est donc uniquement l'écologie et l'évolution des peuplements benthiques qui est développée dans ce document. Les aspects liés à la ressource biologique (exploitation de gisements naturels ou cultures *in situ*) sont abordés dans le rapport sur la pêche. Concernant la bioaccumulation de contaminants chimiques au sein de la chaîne trophique, nous renvoyons le lecteur au rapport : *Etat des connaissances sur les liaisons sédiments/polluants*.

Nota : Les images satellitaires sont fournies sur la base des références suivantes :

© C.N.E.S., images SPOT 1987, 1990

Distribution SPOT IMAGE ®

© I.G.N., Base de Données Cartographiques

Paris 1992, autorisation n° 43-20049

® Laboratoire M.T.G., Bourcier Alban, 1994

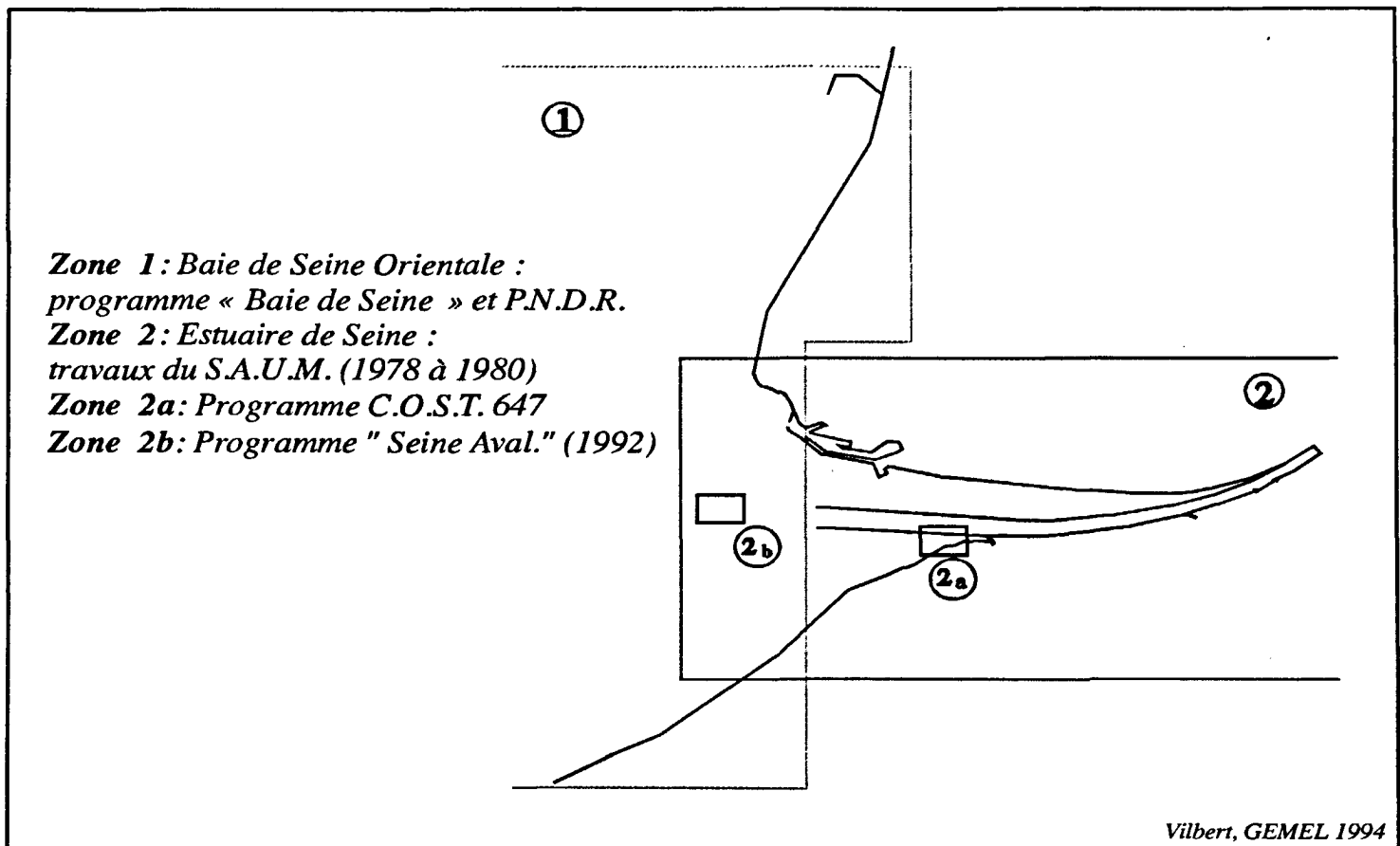


Figure 1 : Zones d'études dans le cadre des travaux de recherche

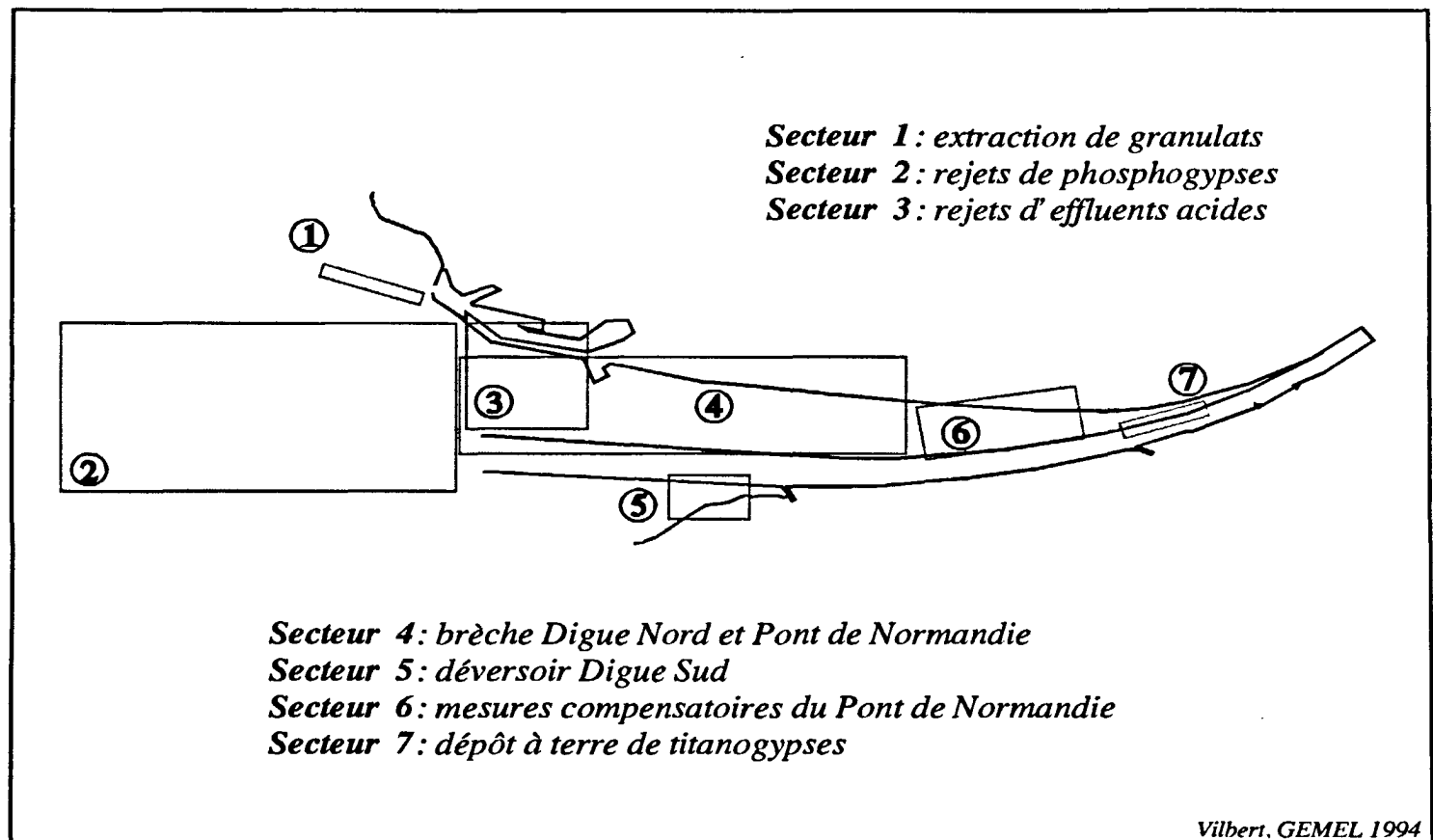


Figure 2 : Localisation des différents secteurs prospectés dans le cadre des études d'impacts et de suivis scientifiques

PREMIERE PARTIE

LES TRAVAUX DE RECHERCHE

I 1971-1980 : Etudes descriptives de distribution des peuplements

1. Introduction

Une étude générale de distribution de la faune benthique a été réalisée par Gentil au début des années 70 à l'échelle de la baie de Seine. Ces recherches menées par le CNEXO ont eu pour objectif de déterminer les conséquences d'un projet d'exploitation de granulats marins.

A partir de 1974, un SAUM (Schéma d'Aptitude et d'Utilisation de la Mer) est initié par les instances administratives. Les travaux scientifiques et les concertations sont menés à terme pour acquérir la connaissance nécessaire de l'écosystème estuarien. C'est dans ce contexte qu'ont été effectuées, entre 1978 et 1980, 4 études portant sur la distribution des peuplements faunistiques et floristiques benthiques.

L'étude de la zone subtidale est centrée sur la macrofaune (Proniewski et al, 1980). La prospection est conçue de façon à s'articuler avec les travaux réalisés en baie de Seine : la zone d'étude s'étend jusqu'à la limite de pénétration de l'eau salée (Villequier) à l'est d'une ligne imaginaire reliant le Cap de la Hève à Deauville.

Sur la zone intertidale, trois compartiments benthiques ont été étudiés :

- la macrofaune (Desprez et al, 1980) depuis Octeville au nord jusqu'à Villers sur Mer au sud et Quillebeuf/Seine à l'est.
- les macrophytes (Cosson, 1980) sur estran rocheux et sur les digues à l'intérieur d'un triangle Cauville-Quillebeuf/Seine et Villerville, avec une station de référence à Luc/Mer.
- le microphytobenthos (Vu Do et Houssemaine, 1980) sur substrat rocheux et meuble à l'intérieur d'une zone sensiblement identique à celle des macrophytes.

2. Résultats

2.1. Les peuplements benthiques en baie de Seine orientale (travaux de Gentil, 1976)

Nous nous contenterons de reprendre ici les principales conclusions de l'auteur en matière de couverture sédimentaire et de cartographie des peuplements benthiques.

2.1.1. Sédiments superficiels (fig 3 et 4)

La partie orientale de la baie de Seine est divisée en plusieurs zones sédimentaires d'importance inégale :

- les cailloutis dominant en Manche centrale,
- vers le sud les fonds graveleux occupent une position intermédiaire entre les cailloutis graveleux et les fonds hétérogènes,
- les fonds hétérogènes gravelo-sableux situés au large de l'estuaire s'ensablent progressivement en direction de l'estuaire,
- au voisinage de l'estuaire, les fonds sableux proprement dits sont subdivisés en deux types de substrats :
 - . les fonds de sables fins à moyens, de nature dunaire (bancs de Seine, bancs du Cardonnet et de la Rade...)
 - . les fonds de sables fins à très fins plus ou moins envasés dans des secteurs où l'hydrodynamisme permet une sédimentation fine et à faible hydrodynamisme, notamment dans l'estuaire.

2.1.2. Cartographie des peuplements benthiques (fig. 5)

Les différents peuplements identifiés entre le cap d'Antifer et Ouistreham sont les suivants :

- **Le peuplement des fonds de sables fins envasés à *Abra alba* - *Pectinaria koreni***, au large de l'estuaire de Seine.

La composition faunistique de ce peuplement se caractérise nettement par une richesse spécifique élevée ainsi qu'une forte densité numérique. Cette unité appartient à la communauté *Abra alba* et doit être considérée comme un faciès d'envasement (Petersen 1918, Thorson 1957, Picard 1967), sous influence estuarienne de la "boreal offshore muddy sand association" selon Jones (1950). Ce peuplement représente la plus grande étendue de ce type de fond le long des côtes françaises de la Manche.

L'influence de l'estuaire de la Seine est une particularité déterminante pour ce peuplement avec une faune benthique fortement productrice et des fluctuations naturelles de grande amplitude.

- **Le peuplement des sables fins à moyens propres à *Ophelia borealis* - *Spisula ovalis***, au large du Havre entre 10 et 25 mètres de profondeur sur des fonds dunaires. Il se caractérise par une pauvreté en nombre d'individus et en espèces caractéristiques par rapport au peuplement à *Abra alba* - *Pectinaria koreni* et celui des fonds grossiers graveleux à *Glycymeris glycymeris* plus au large.

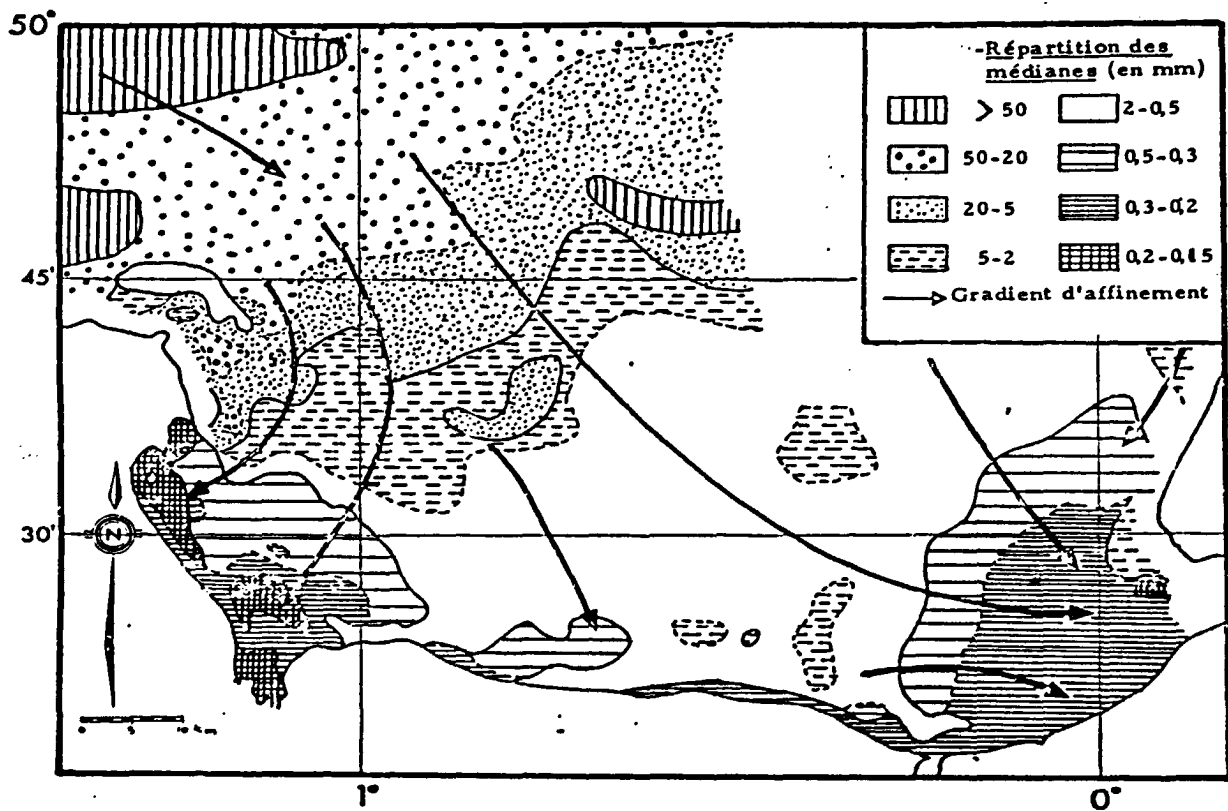


Figure 3: Répartition des médianes granulométriques en Baie de Seine

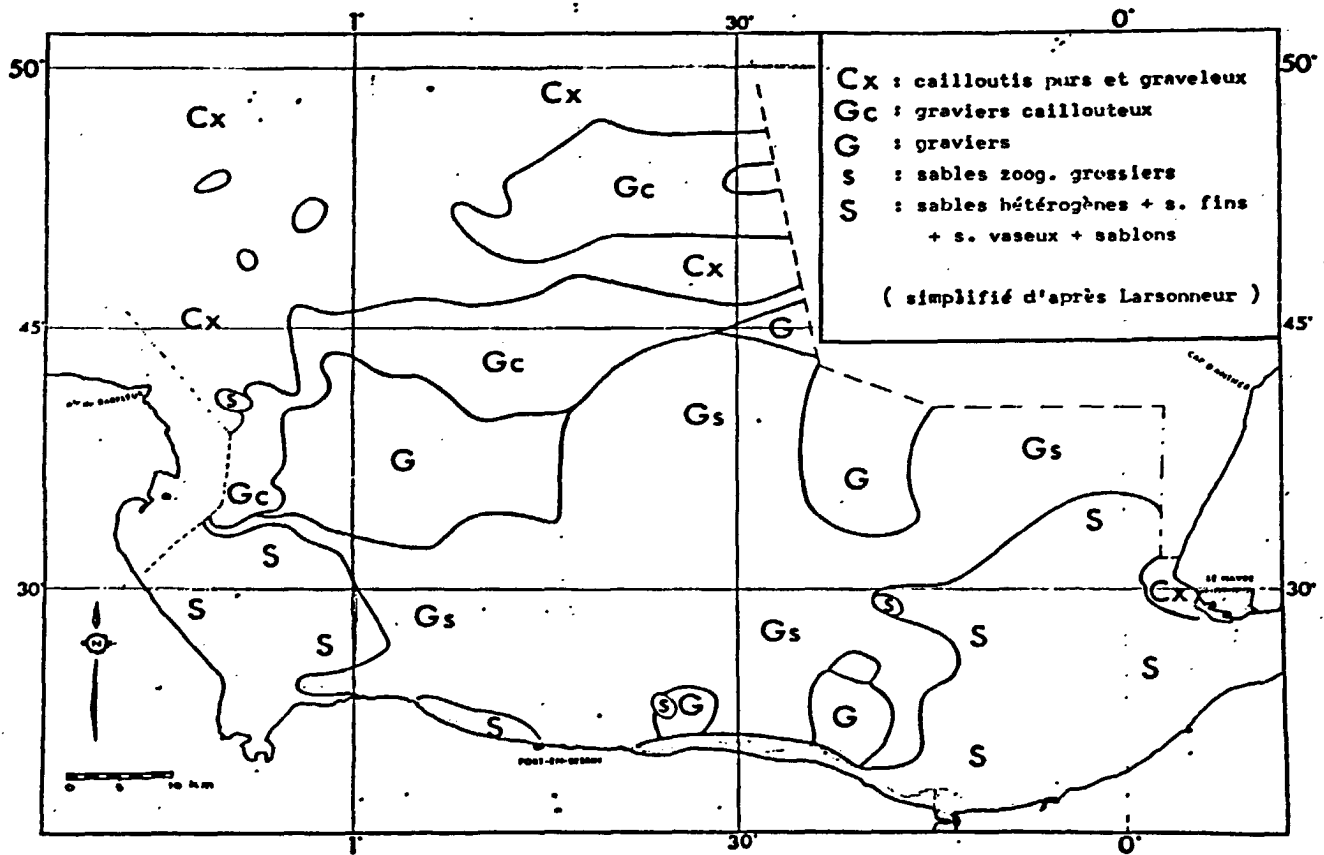
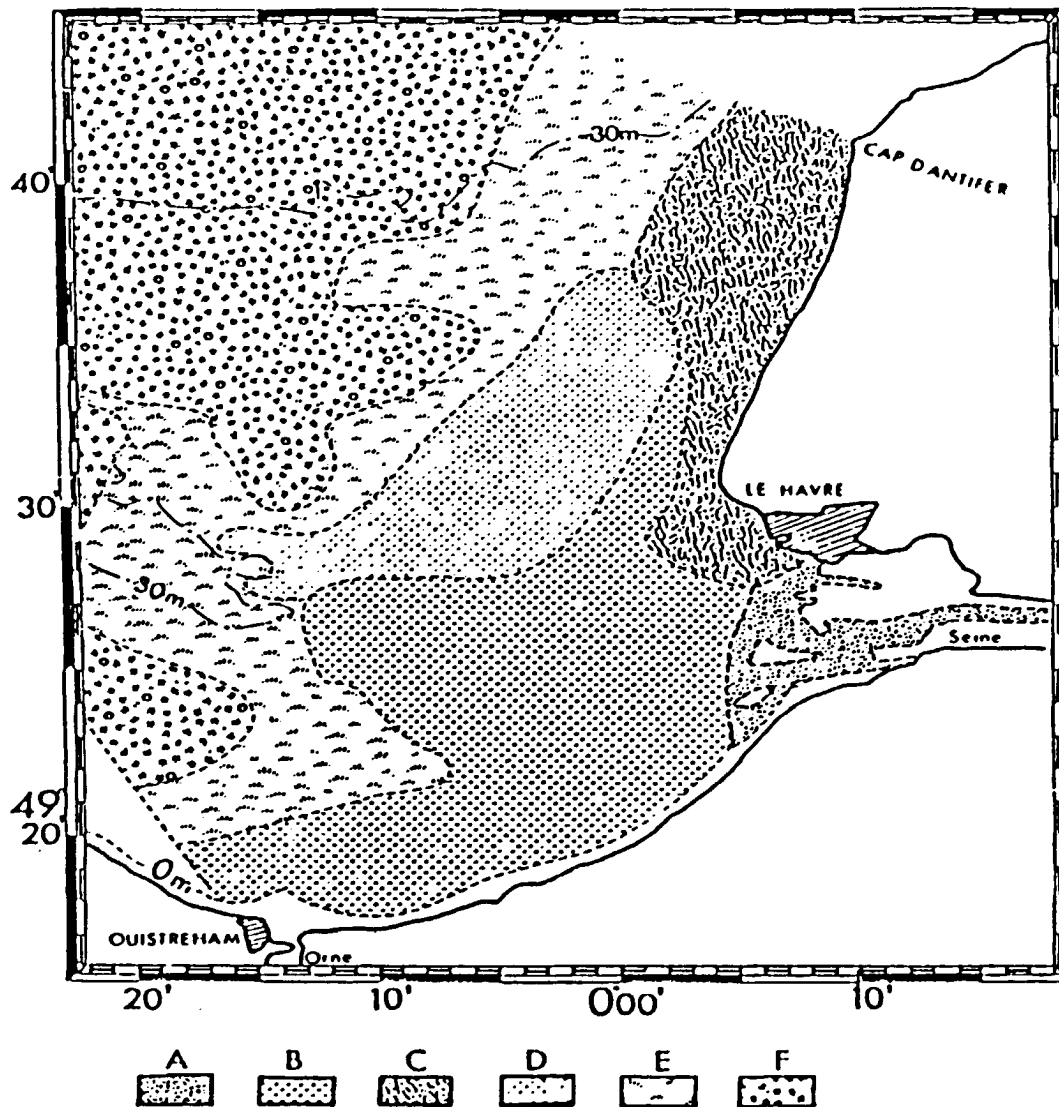


Figure 4: Répartition des zones sédimentaires



- A:** peuplement oligospécifique des vases de l'estuaire à Macoma balthica.
B-C: peuplement des sables fins plus ou moins envasés à Abra alba-Pectinaria koreni.
 (C. faciès hétérogène à Pista cristata).
D: peuplement des sables moyens propres à Ophelia borealis.
E: peuplement des graviers plus ou moins sableux à Glycymeris glycymeris-Echinocyamus pusillus.
F: peuplement des graviers à épibiose sessile avec un faciès à Ophiothrix fragilis.

Figure 5: Distribution des peuplements benthiques dans la partie orientale de la Baie de Seine

- **Le peuplement des fonds de l'estuaire**, oligospécifique à *Macoma balthica*.

Cette zone représente la partie marine de l'estuaire. Il s'agit d'un faciès oligospécifique de la communauté à *Macoma balthica* des mers européennes (Thorson, 1957). Une réduction extrême de la faune de ces fonds est constatée par Gentil (1976) dans ce secteur qui sera étudié plus précisément lors des travaux du SAUM (Proniewski et al, 1979).

2.2. Les peuplements estuariens (travaux du SAUM " estuaire de Seine ")

2.2.1. Macrofaune subtidale

. Richesse spécifique (fig. 6)

Il apparaît 4 zones de richesse spécifique différente :

- Zone 1 : abiotique, elle correspond au chenal de navigation,
- Zone 2 : de richesse faible,
- Zone 3 : de richesse moyenne,
- Zone 4 : plus riche, divisée en deux parties, c'est-à-dire de part et d'autre des zones d'influence directe de la Seine.

. Abondance numérique

Les stations les plus riches en espèces ne présentent pas forcément les plus fortes abondances et les densités maximales sont atteintes du fait de quelques espèces (pectinaires, coques..) qui se développent en nombre sur des surfaces relativement réduites.

. Biomasses (fig. 7)

Les moyennes obtenues recourent les observations précédentes concernant la diversité spécifique et les abondances. La contribution de deux espèces : *Pectinaria koreni* et *Cerastoderma edule* explique en grande partie les valeurs les plus élevées en raison de leur richesse numérique.

. Variations saisonnières

Elles n'apparaissent pas dans la variation du nombre d'espèces mais au niveau des abondances : certaines stations suivent un cycle saisonnier avec une baisse importante en hiver et une reprise en été. Ces fluctuations concernent surtout des espèces dominantes (*Pectinaria koreni*, *Cerastoderma edule*).

D'autres stations sont remarquablement constantes en nombre d'individus, notamment à l'ouest de part et d'autre du débouché fluvial (stations Semois et nord mouillage).

En conclusion, les zones du fond de l'estuaire sont occupées par une communauté à *Macoma balthica* pour laquelle un faciès à *Cerastoderma edule* (coque) a pu être identifié (fig. 8). Le peuplement des sables fins envasés à *Abra albra* - *Pectinaria koreni* mis en évidence par Gentil s'imbrique en fait plus ou moins profondément dans le faciès à *Cerastoderma edule*.

	RICHESSE SPECIFIQUE	RICHESSE NUMERIQUE
IA		
IB	•	•
IC	••	•••
IE	•••	•••••
IIIC	•••••	•••••
IIID	•••••	•••••
IIIE	•••••	•••••
IXD	•••••	•••••
IXE	•••••	•••••

Figure 6 :
Zonation de l'estuaire
en parcelles de richesse
spécifique et numérique

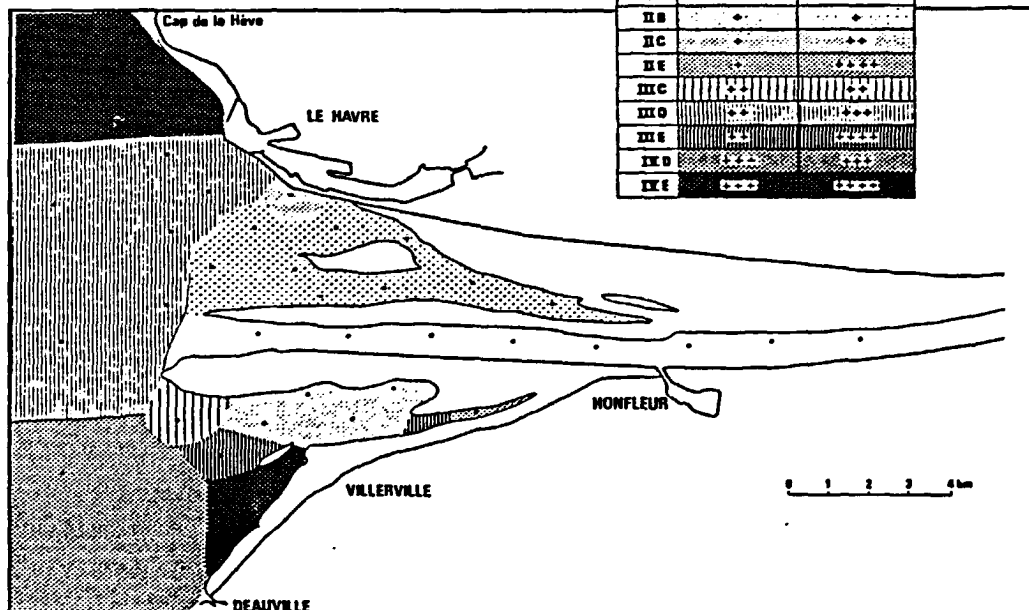


Figure 7 :
Répartition des moyennes
des biomasses en g/m² de
matière organique sèche

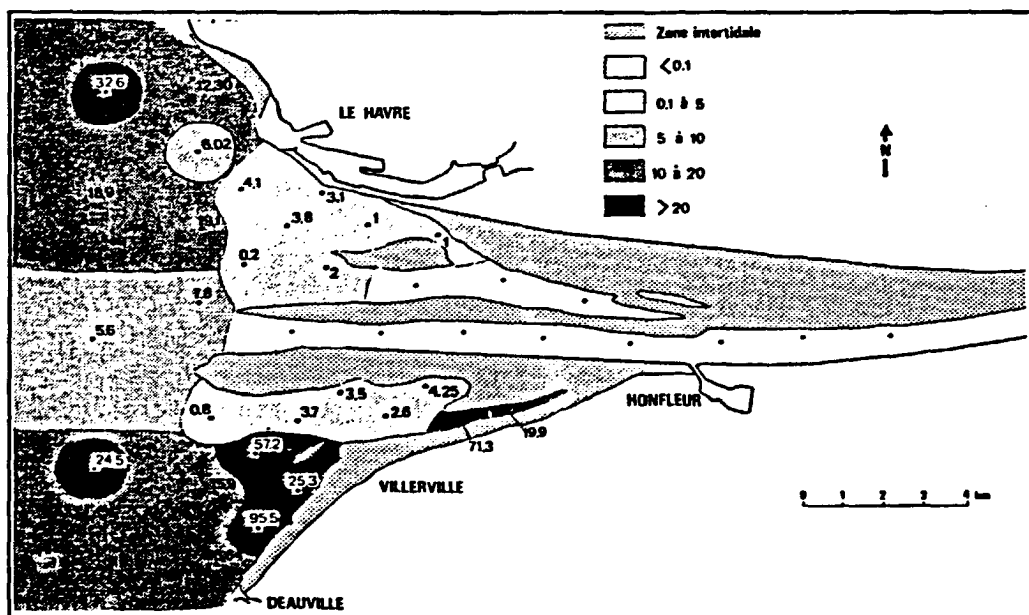
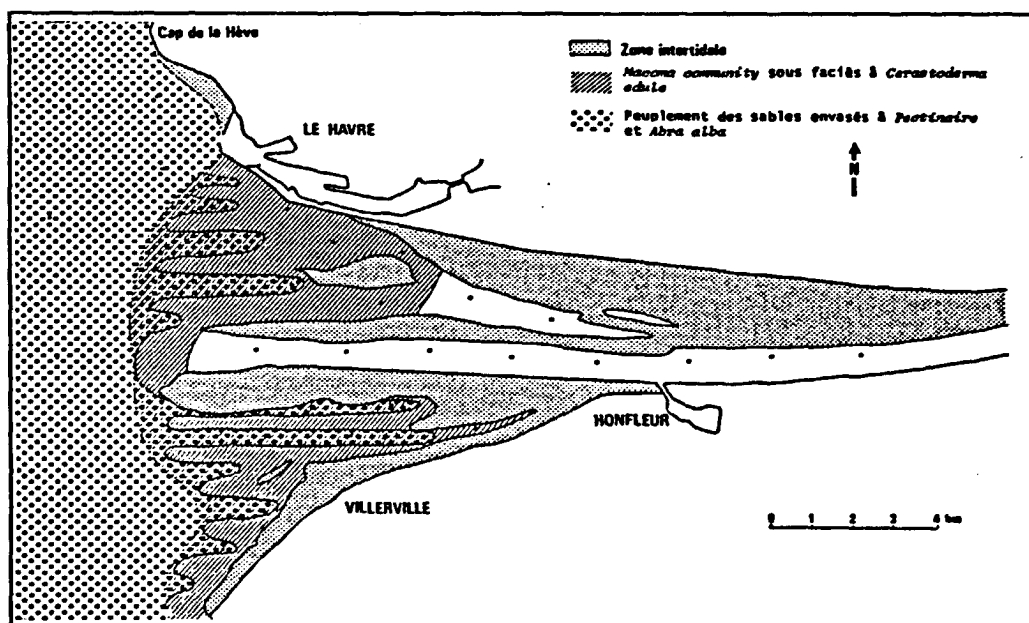


Figure 8 :
Cartes des peuplements



Qu'il s'agisse de la diversité spécifique et des densités, la zone subtidale de l'estuaire de Seine révèle une macrofaune benthique très pauvre dans son ensemble.

Un gradient classique amont-aval apparaît cependant pour l'ensemble des paramètres avec les valeurs les plus faibles dans les secteurs les plus soumis à l'influence directe du fleuve.

Il est à noter une dissymétrie entre la fosse de flot nord et la fosse sud visiblement plus riche en nombre d'individus et typique sur ce plan de zones estuariennes. Ce secteur paraît posséder des caractéristiques hydriques différentes de la fosse nord et serait mieux protégé des influences fluviales.

2.2.2. Peuplements intertidaux

2.2.2.1. Macrofaune : (travaux de Desprez, 1981)

La physiographie des zones intertidales est connue, nous resituerons cependant les résultats obtenus dans le contexte sédimentaire (Avoine, 1981) de cette période (fig 9 et 10) compte-tenu de l'évolution rapide du milieu depuis 1980.

Sans revenir sur l'expression mathématique des résultats, on utilisera les conclusions de la deuxième partie de la thèse "Etude par station des radiales" ainsi que celles de la troisième partie "Variations saisonnières".

L'étude biocénotique met en évidence 3 types de peuplements (fig 11 et 12) :

- **un peuplement marin** dont la diversité spécifique est maximale mais caractérisé par les plus faibles abondances numériques. Il regroupe :
 - . un sous-peuplement à *Bathyporeia sarsi* identifié dans la zone typiquement intertidale,
 - . sur la rive droite un sous-peuplement dominé par *Urothoe brevicornis* et *Paraonis fulgens*,
 - . sur la rive gauche un sous-peuplement à *Cumopsis goodsiri*, *Nephtys cirrosa* et *Bathyporeia pelagica*.

- **un peuplement estuarien inférieur** qui se compose de trois sous-peuplements dont les espèces structurantes sont :
 - . *Corophium volutator*, caractérisant une unité densément peuplée avec un faible nombre d'espèces,
 - . *Bathyporeia pilosa*, ce sous-peuplement obtient de faibles valeurs sur les paramètres élémentaires que sont l'abondance numérique et la richesse spécifique,
 - . *Macoma balthica*, ensemble fortement diversifié à faible densité.

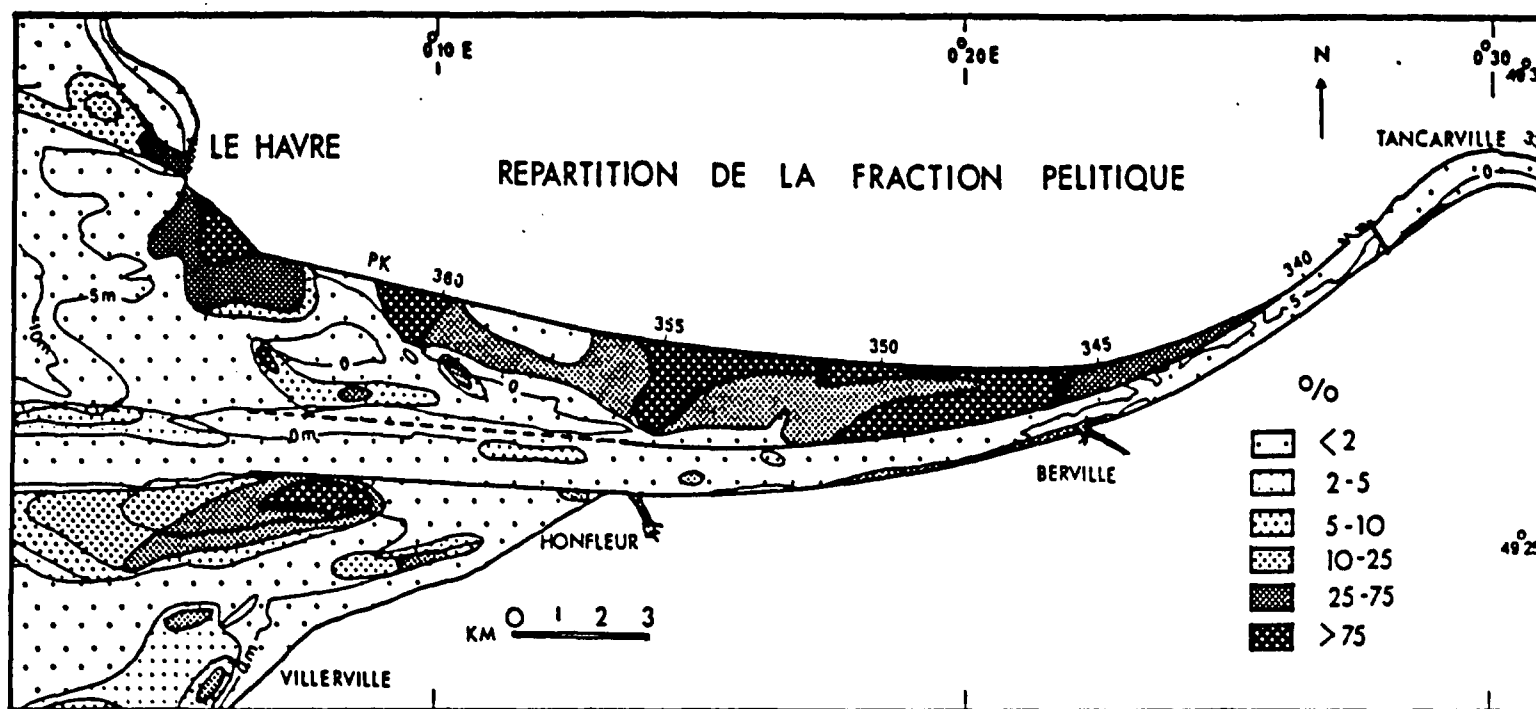


Figure 9

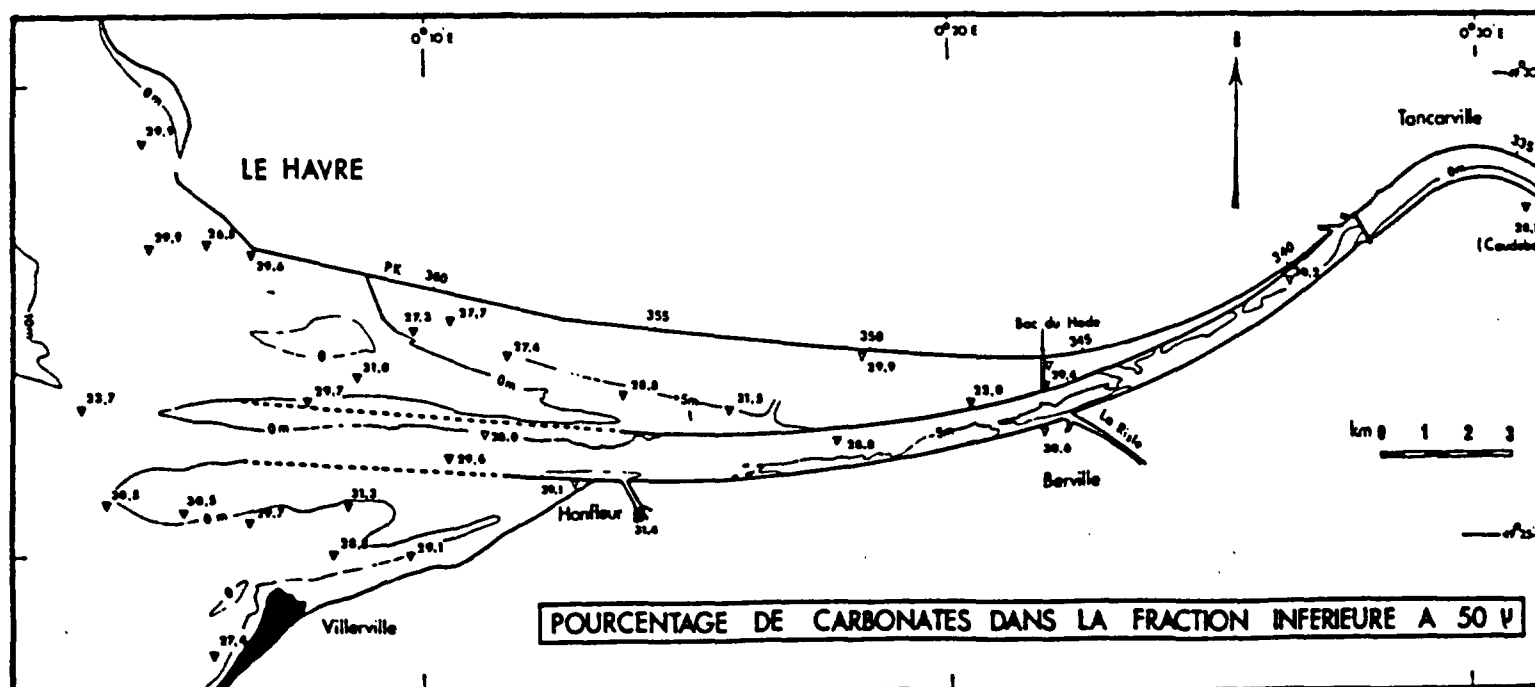


Figure 10

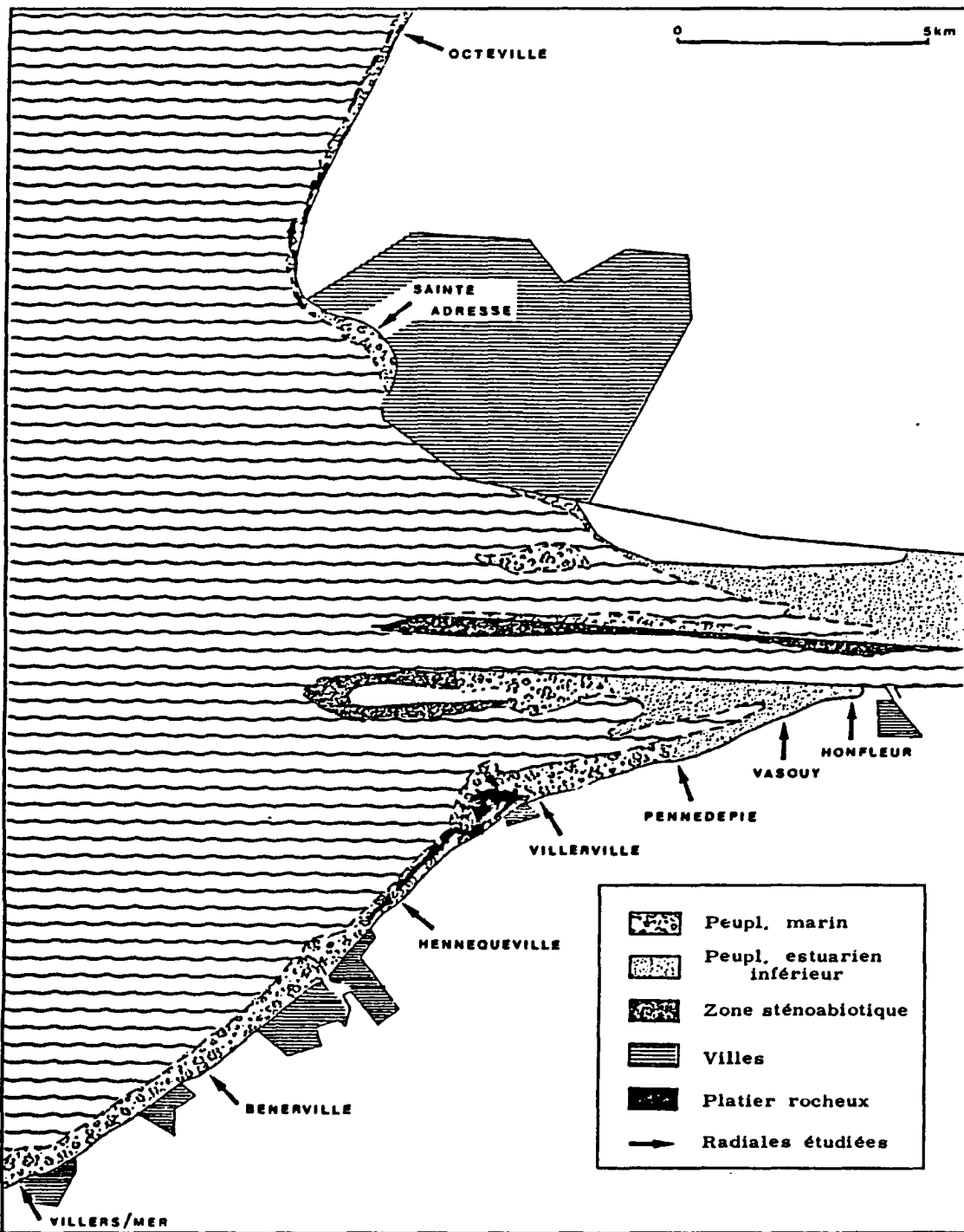


Figure 11
 Localisation
 des peuplements
 marin et estuarien
 inférieur

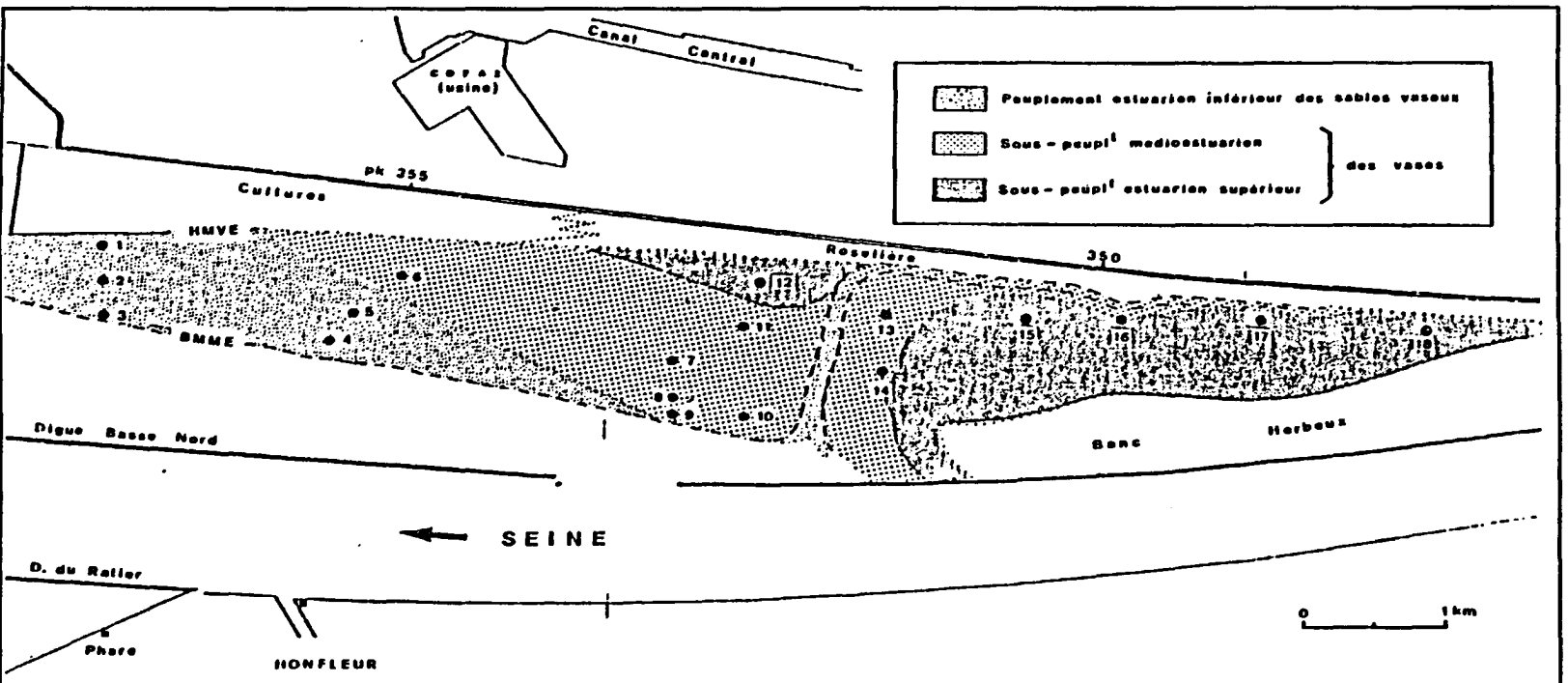


Figure 12
 Localisation
 des peuplements
 identifiés sur
 la Grande Vasière

- un peuplement estuarien supérieur sur la Grande Vasière (fig. 13), caractérisé par un faible nombre d'espèces et un nombre d'individus élevé.

La dominance des espèces conduit à y identifier deux sous-peuplements :

- . un sous-peuplement estuarien supérieur à *Tubifex sp.*,
- . un sous-peuplement estuarien moyen (ou médioestuarien) à *Manayunkia estuarina* et *Tubifex sp.*

Les moyennes obtenues sur les paramètres élémentaires peuvent être récapitulés comme suit, pour chacun des peuplements :

	Peuplement marin	Peuplement estuarien inférieur	Peuplement estuarien supérieur
Densité	300 +/- 87	2 400 +/- 1 507	10 000 +/- 4 365
Richesse spécifique	47	31	8
Diversité	1,9 +/- 0,23	1,7 +/- 0,38	1 +/- 0,38
Equitabilité	0,67	0,55	0,52

Tableau 1 : Macrofaune intertidale : variation des paramètres élémentaires

Zonation hydrodynamique et marégraphique :

L'analyse des radiales permet de définir une zonation faunistique verticale basée sur la teneur en eau du sédiment (fig. 14). La structure faunistique indique une affinité des bivalves pour les bas niveaux où ils sont bien représentés avec les polychètes. Les crustacés sont avec les oligochètes deux groupes parfaitement adaptés aux conditions de vie intertidale des niveaux supérieurs.

L'étude écologique tente de hiérarchiser dans une approche explicative les principaux facteurs abiotiques expliquant les tendances observées. Les liens entre les principaux facteurs responsables de la structure faunistique peuvent être recensés par le schéma suivant :

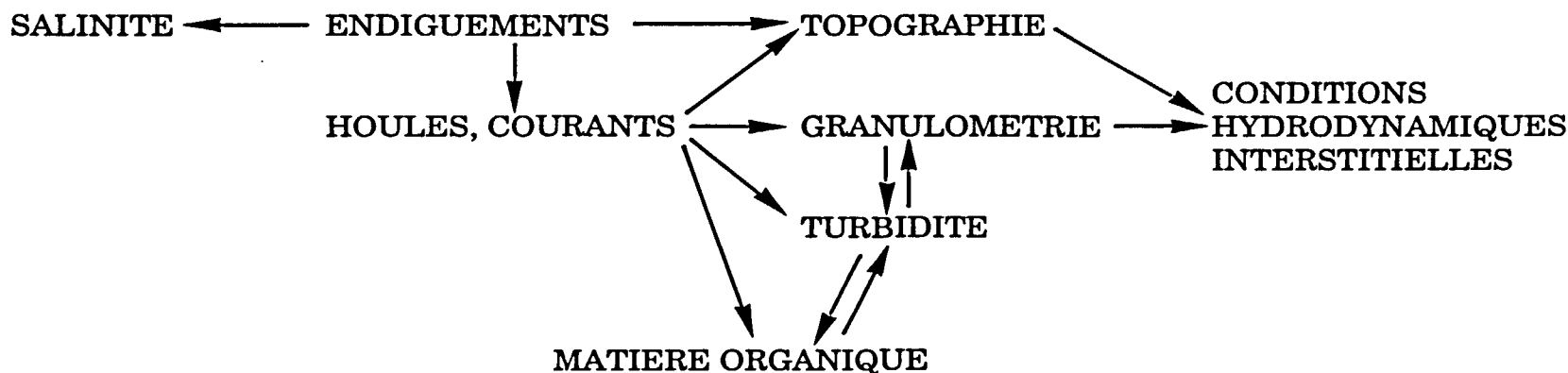


Figure 15 : Représentation schématisée des relations entre les principaux facteurs abiotiques responsables de la structure des peuplements.

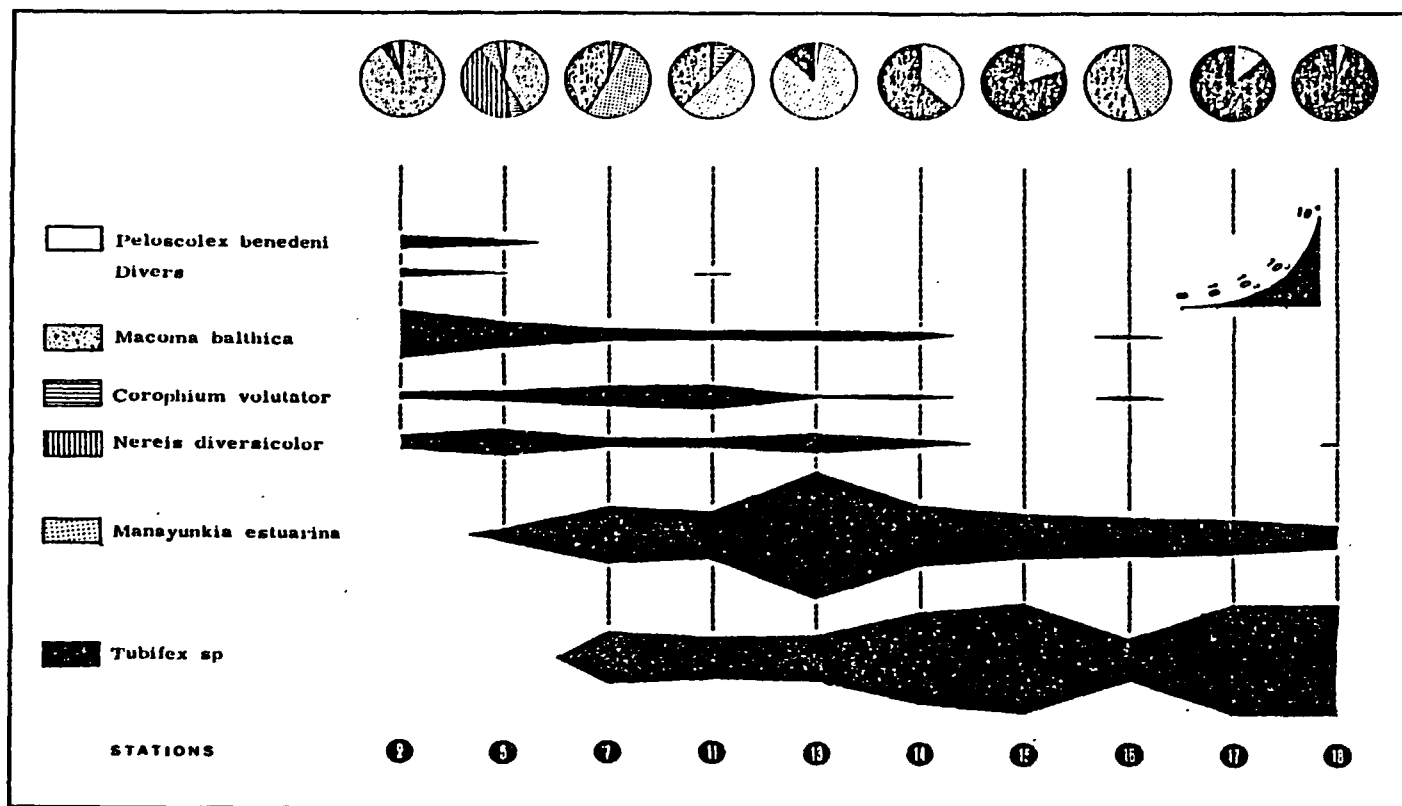


Figure 13 : Evolution aval-amont de l'abondance au m^2 et de l'importance relative (%) des principales espèces sur la Grande Vasière

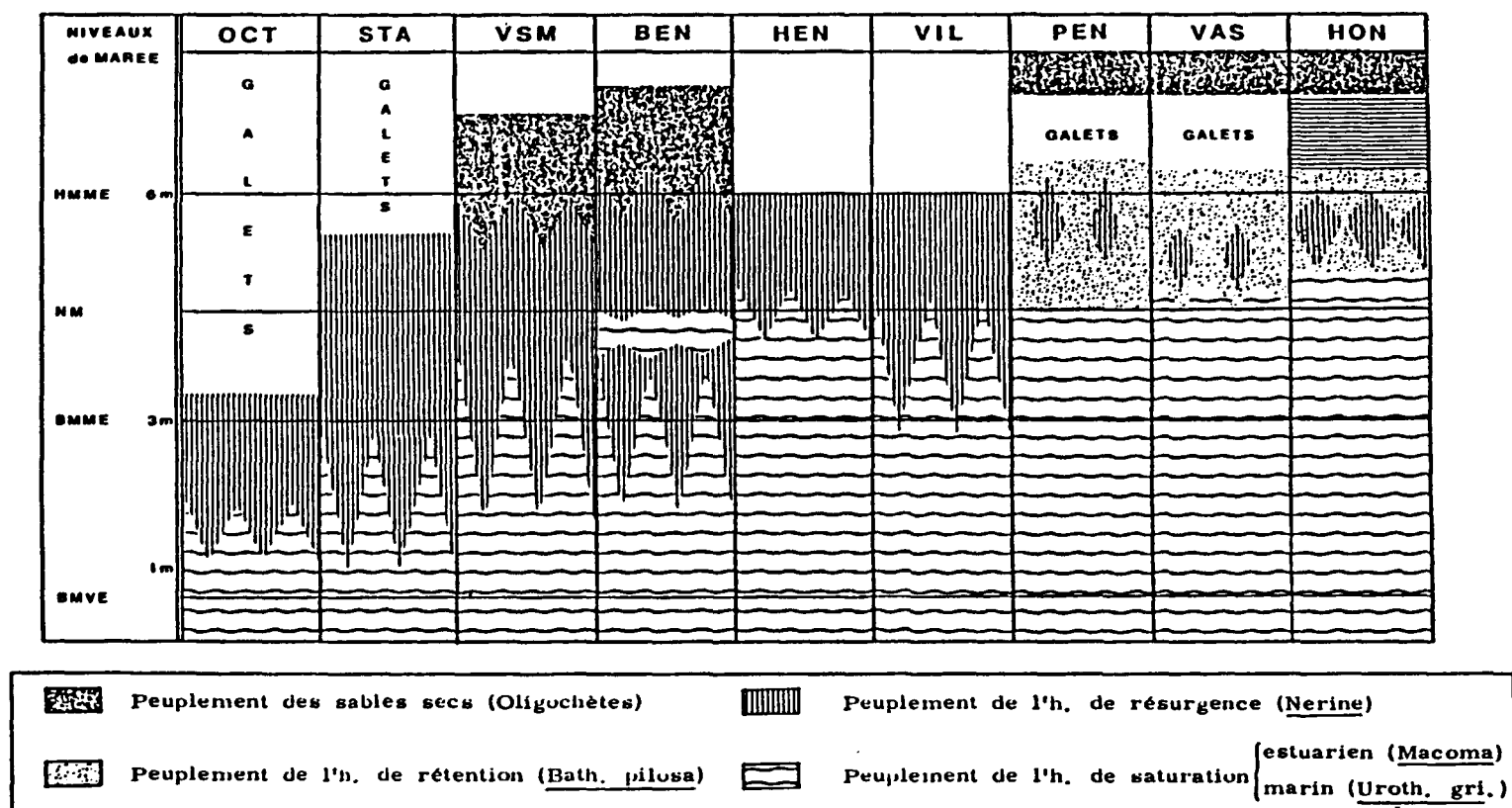


Figure 14 : Zonation verticale des peuplements de l'estuaire

. **Le pourcentage de particules fines** d'un sédiment est le facteur primordial de la structure des peuplements intertidaux sur l'ensemble de la zone d'étude.

. **La teneur en eau du sédiment et la salinité** apparaissent ensuite. Elles reflètent les variations observées sur le terrain selon un gradient amont/aval (salinité) ou hauts niveaux/bas niveaux (teneur en eau du sédiment).

. Enfin la dissymétrie de l'estuaire explique en partie les variations spatiales observées dans la distribution faunistique : des teneurs en carbonates supérieures rive gauche sont remarquées, mais l'analyse met en évidence l'existence d'un grand nombre d'autres facteurs qui interagissent probablement dans l'explication de ce constat.

Les variations saisonnières sont présentées sous deux aspects complémentaires :

- le suivi bimestriel d'une station de chaque radiale,
- l'étude comparative des zonations faunistiques estivale et hivernale sur une radiale (Honfleur).

La première approche fait ressortir le printemps comme *"une époque de colonisation de l'estran par de nombreuses espèces faiblement représentées. L'été est la saison optimale de recrutement ainsi que le début de l'automne. Au cours de l'hiver, diversité et abondance s'établissent à des niveaux faibles qui traduisent la persistance de quelques espèces résistantes"*.

La seconde approche identifie un étagement vertical des espèces qui semble varier au cours des saisons avec :

- en été colonisation préférentielle par les jeunes des bas niveaux envasés (*Macoma balthica*),
- colonisation apparente en hiver de niveaux plus élevés pour certaines espèces.

Dans sa discussion générale, l'auteur résume les liens qui existent entre les facteurs responsables de la distribution des peuplements dans l'estuaire aménagé :

- les endiguements, en perturbant les conditions hydrodynamiques locales (courants, houles), modifient les conditions de salinité du milieu. Ainsi *"Le rôle primordial des conditions hydrodynamiques locales dans la structure des peuplements soulève le problème des aménagements du domaine estuarien considéré : tout impact qui contribue à accélérer le processus d'exhaussement de la Grande Vasière a pour conséquence de faire chuter la diversité des peuplements benthiques et par suite leurs potentialités adaptatives. On assiste actuellement au glissement vers l'aval des biofaciès de la Grande Vasière qui se trouvent limités par la présence du Port du Havre mais aussi par le front de salinité"*.

La comparaison avec d'autres estuaires européens présente à cette époque une grande similitude faunistique qualitative malgré l'absence de quelques espèces couramment représentées dans ces autres estuaires. La comparaison en abondance par rapport à des estuaires britanniques (voir annexes) place

l'estuaire de la Seine dans une situation moyenne et Desprez (1980) rejoint les conclusions de Proniewski (1980) sur la moindre diversité des peuplements subtidaux, liée à l'influence directe des eaux fluviales (fosse de flot nord).

2.2.2.2. Compartiment floristique

- Le macrophytobenthos :

Le secteur de l'estuaire est particulièrement pauvre en végétation algale comparativement à celle que l'on rencontre de part et d'autre de Cauville et de Villerville.

L'estuaire se caractérise par sa pauvreté spécifique : 64 espèces ont été recensées au total alors qu'en 1926, Mail en avait dénombré 144 depuis Etretat jusqu'à l'estuaire de la Seine, dont une cinquantaine à Ste Adresse et à La Hève. "Actuellement, dans ces deux stations le nombre d'espèces se réduit à une vingtaine seulement". Les groupes d'espèces les plus touchés sont les Phéophycées (algues brunes) pour lesquelles est remarquée une absence totale de *Fucus vesiculosus*, *Laminaria digitata* et *L. saccharina* de Ste Adresse à Cauville, espèces autrefois très communes dans toute la zone infra-littorale de cette région.

Sur le plan quantitatif, les digues du Havre et de Honfleur possèdent des biomasses et un indice de recouvrement relativement élevé mais les estrans rocheux de Cauville, Villerville, La Hève et Ste Adresse révèlent une couverture algale réduite à l'égard de ces paramètres (fig. 16 et 17).

La régression et le déséquilibre général des distributions des macrophytes apparaît sur deux plans :

- l'appauvrissement n'est pas compensé par la production de biomasses élevées d'espèces favorisées par une eutrophisation des eaux (Ulvaes).
- l'indice de diversité est généralement inférieur à 3.

Parmi les causes de l'état de dégradation de la végétation algale les facteurs naturels et anthropiques sont invoqués : d'une part les caractéristiques de l'écosystème estuarien limitent la pénétration de certaines espèces vers l'amont, d'autre part, les activités humaines semblent avoir renforcé les contraintes naturelles au travers d'événements ponctuels, chroniques ou progressifs : l'augmentation de la turbidité des eaux, modification de la circulation des masses d'eau (salinité), apports de polluants chimiques en provenance du fleuve.

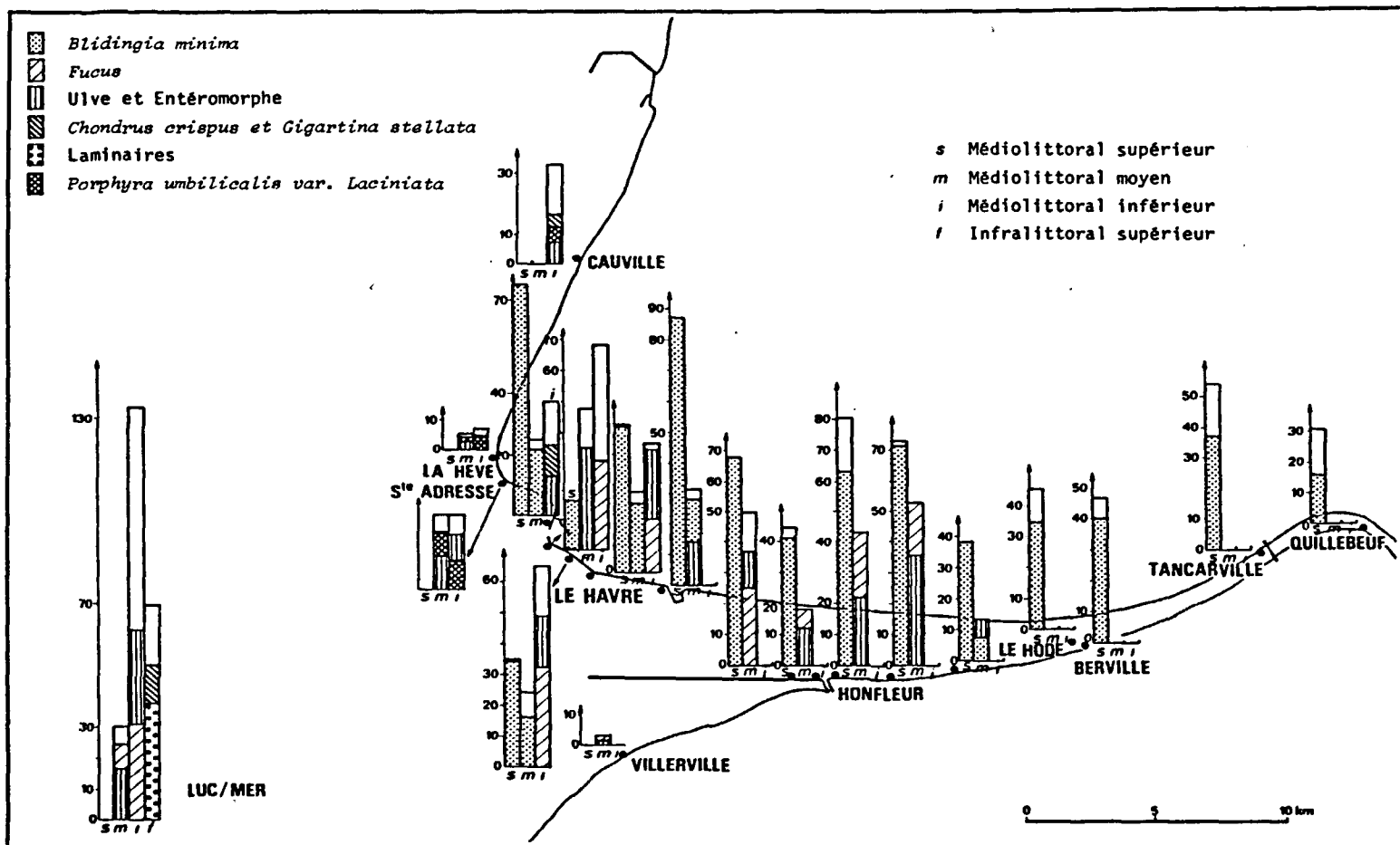


Figure 16: Recouvrement moyen annuel dans les différentes stations (Cosson, 1980)

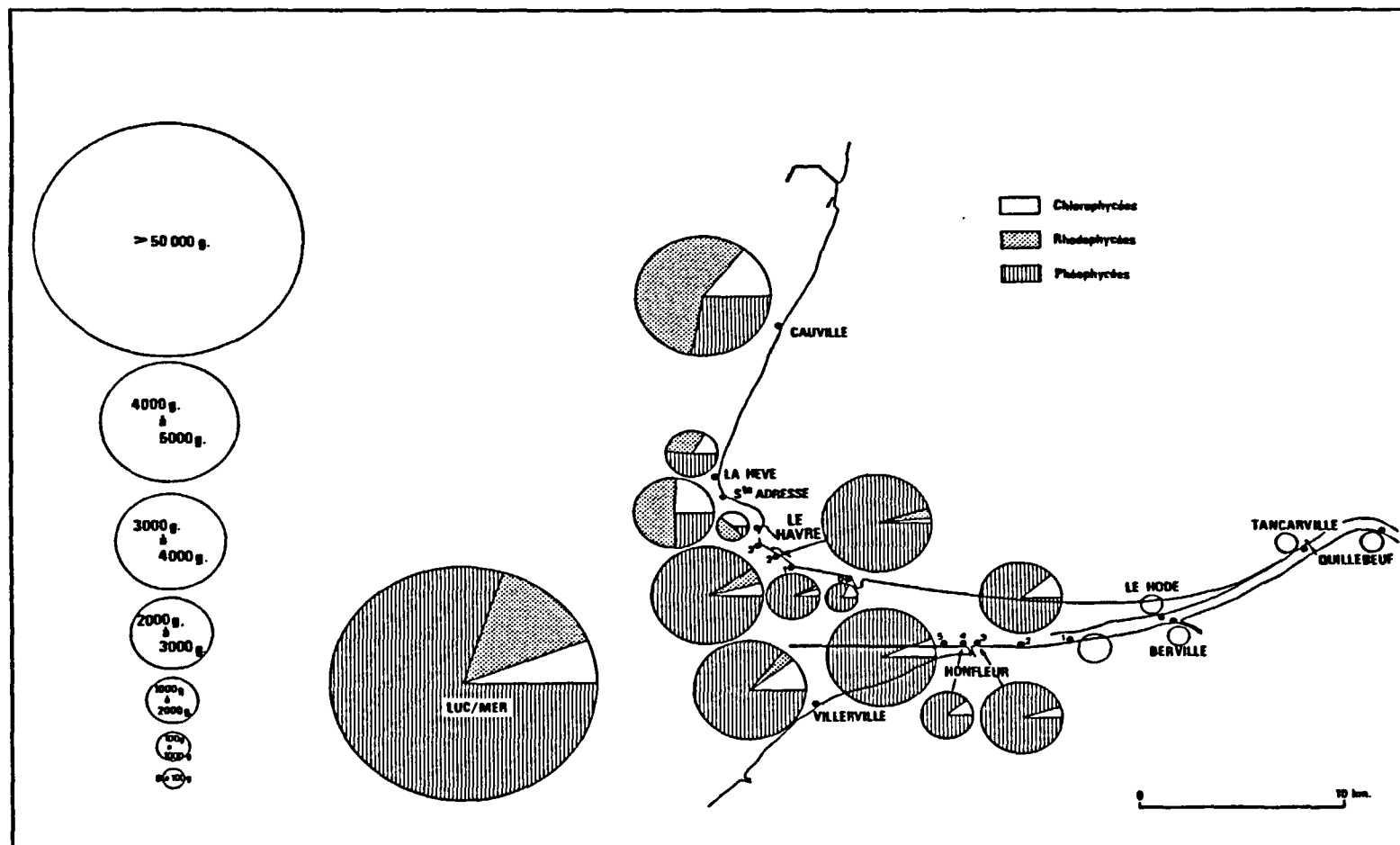


Figure 17: Biomasse linéaire en grammes (Cosson, 1980)

- Le microphytobenthos :

Approche qualitative (voir catalogue des espèces en annexe) :

Elle met en évidence l'importance des diatomées pennées (genre *Navicula* et *Nitzschia*) avec présence d'espèces particulièrement tolérantes aux variations de condition du milieu. Un "enduit brun", présent lors des différentes campagnes sur tout l'estuaire est composé de *Melosira nummuloïdes*, *Schizonema* et *Navicula ramosissima*.

Aspects quantitatifs (fig. 18 et 19) :

L'analyse spatiale des biomasses pigmentaires (dosage de la chlorophylle α par spectrophotométrie selon la méthode de Lorenzen (1967)) fait ressortir la richesse de la Grande Vasière et des zones envasées.

Les produits dégradés de la chlorophylle α ou phaeopigments sont importants : plus de 50% de la chlorophylle α totale; ils représentent jusqu'à 70% au niveau de la Grande Vasière. Leur origine provient en grande partie de la mortalité du microphytobenthos en place.

La répartition géographique de la biomasse pigmentaire se traduit par une opposition entre les stations situées à l'intérieur de l'estuaire (Grande Vasière et Bac du Hode) dont les valeurs élevées rendent compte des processus d'eutrophisation dans l'estuaire (où l'influence des eaux continentales est la plus importante) et les stations situées vers l'extérieur (Villerville, Honfleur).

Sur la Grande Vasière, la distribution verticale des pigments s'établit en grande partie dans le premier centimètre qui représente en moyenne 40% de la biomasse contenue dans les 5 premiers centimètres.

Malgré l'absence d'analyse granulométrique simultanée il ressort de ce travail un lien étroit entre les teneurs en chlorophylle α et phaeopigments, de même qu'entre phaeopigments et la nature vaseuse du sédiment.

Les secteurs moins agités, à l'abri des houles et des tempêtes, en permettant les dépôts de sédiments vaseux constituent pour le développement de la microflore benthique des zones de première importance.

Toutefois, l'approche quantitative du microphytobenthos reste très limitée :

En l'absence d'un comptage des cellules, la nature des espèces dominantes ainsi que leur origine (marine ou d'eau douce) restent inconnues. De plus, l'influence des cellules phytoplanctoniques ayant sédimenté n'apparaît pas dans l'estimation des concentrations en chlorophylle α (et en phaeopigments).

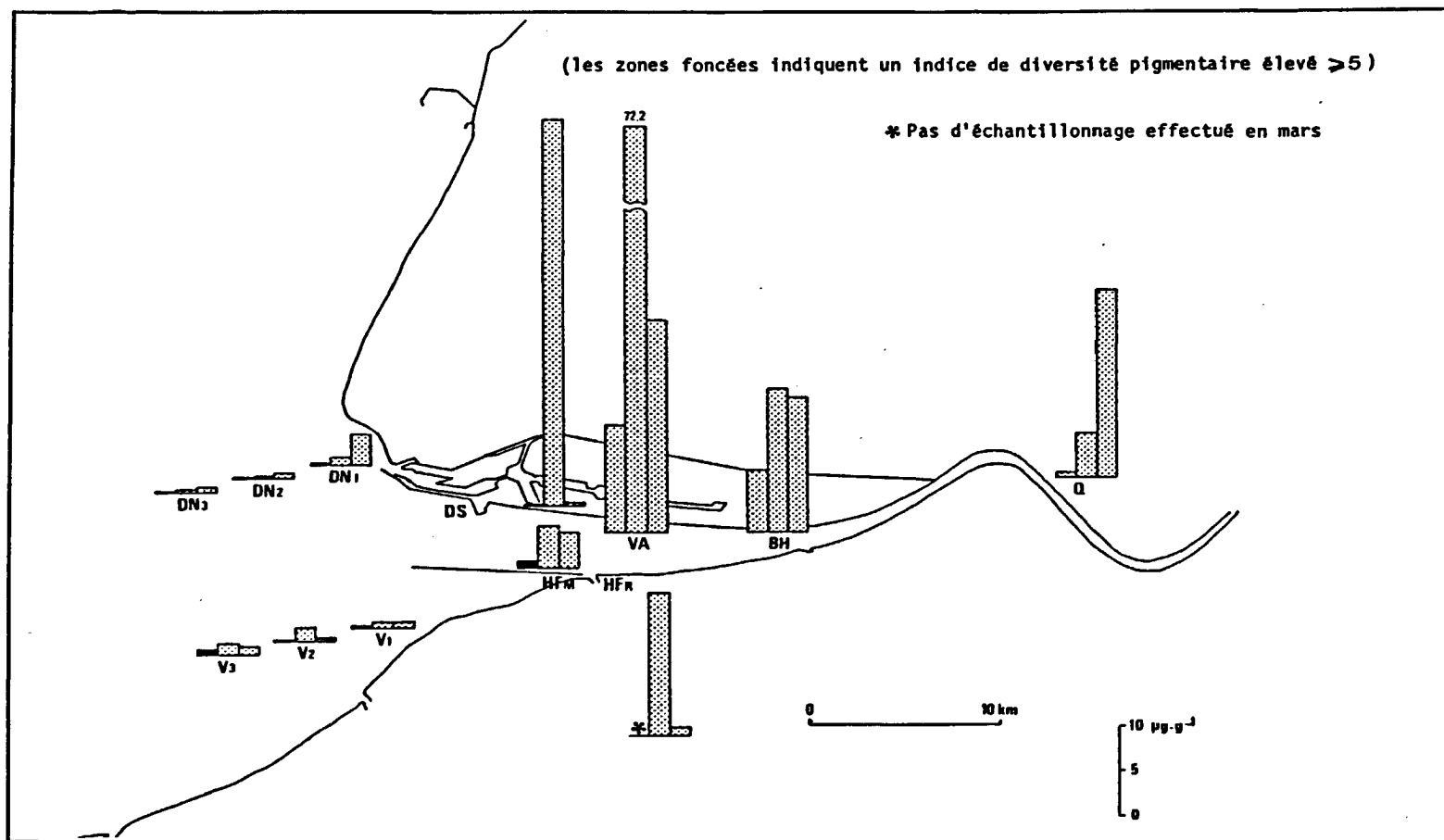


Figure 18: Distribution géographique de la chlorophylle « a » en micro g.g-1 de sédiment sec en mars, juin et octobre 1979 (respectivement de gauche à droite dans les histogrammes)

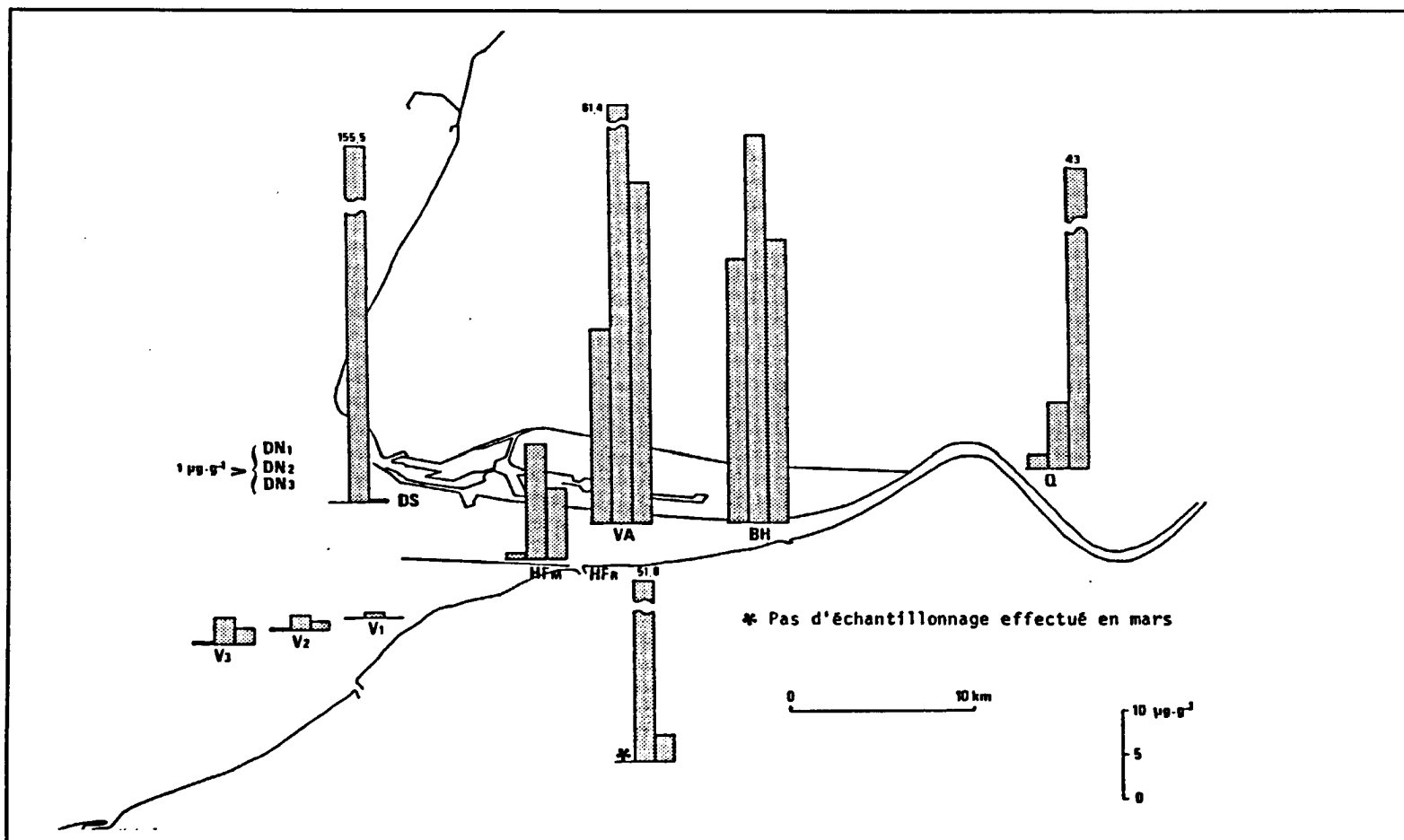


Figure 19: Distribution géographique des phaeopigments en micro g.g-1 de sédiment sec en mars, juin et octobre 1979 (respectivement de gauche à droite dans les histogrammes)

Variations saisonnières :

Le faible nombre de mesures rend difficile l'interprétation des variations observées. Les résultats sur ce plan sont encore très généraux et reflètent des évolutions classiques dans la colonne d'eau au cours d'une année :

- un indice de diversité pigmentaire (IDP)¹ élevé en mars sur l'ensemble des stations sauf au niveau de la Vasière Nord et du Bac du Hode. L'IDP témoigne en fait ici de l'activité photosynthétique des microphytes.

A cette période de l'année l'activité physiologique intense d'une microflore relativement abondante sur les vasières (faible IDP) met en évidence l'importance de ces milieux au sein de l'écosystème estuarien.

- une biomasse pigmentaire faible en fin d'hiver (mars) avec des valeurs élevées en fin de printemps (juin) et automne (octobre).

¹ $\frac{\text{Densité optique à } 430\text{nm}}{\text{Densité optique à } 665\text{nm}}$. Cet indice donne une indication sur l'état physiologique des cellules.

3. Discussion-conclusion

Au terme des travaux du SAUM et de ceux menés auparavant en Baie de Seine, la distribution qualitative des peuplements benthiques est connue dans l'ensemble de l'estuaire et ses abords côtiers.

Les tendances observées révèlent sur l'ensemble des thématiques un net gradient d'appauvrissement du nombre d'espèces inventoriées du large vers l'estuaire, avec l'existence, pour le macrozoobenthos, de zones abiotiques dans le chenal de navigation de la Seine; le peuplement des algues supérieures apparaît quant à lui très appauvri au débouché de l'estuaire par rapport aux observations du début du siècle.

Au niveau quantitatif, les connaissances acquises au début des années 1980 sont plus nuancées :

Les abondances numériques sont estimées pour la macrofaune jusqu'au débouché de l'estuaire. Toutefois, il n'est pas possible de relier les résultats du SAUM à ceux de Gentil (1976) pour la Baie de Seine qui restent qualitatifs en raison du choix de l'engin de prélèvements (drague Rallier du Baty). Dans l'estuaire les tendances d'évolution spatiale des densités diffèrent de celles concernant la richesse spécifique. Ce sont les zones intertidales internes et surtout la Grande Vasière qui sont les plus densément peuplées alors que la fosse de flot nord s'individualise par la grande pauvreté de sa faune benthique.

Bien que la succession des travaux révèle globalement une évolution vers la multiplication progressive des paramètres descripteurs analysés, les biomasses n'ont pas toujours été évaluées, comme c'est le cas pour le zoobenthos intertidal.

L'intérêt de l'étude de ce paramètre n'étant plus à démontrer aujourd'hui, les investigations entreprises lors du SAUM, ne permettent cependant pas d'aboutir à une estimation de la productivité secondaire de l'écosystème " estuaire de Seine ".

Les résultats acquis sur ce plan, pour les algues benthiques (macrophytes et microflore) révèlent les constats suivants :

- une réduction du nombre d'espèces d'algues supérieures vers l'intérieur de l'estuaire qui n'y est pas compensée par des fortes biomasses.
- l'importance de la Grande Vasière est démontrée à l'égard du microphytobenthos avec des biomasses chlorophylliennes élevées qui sont corrélées positivement aux fortes teneurs en vase de cette zone. Compte-tenu des surfaces en jeu, la Grande Vasière peut être considérée comme un véritable " réacteur biologique " dans les processus de production primaire au niveau de l'estuaire.

Le faible nombre de campagnes d'échantillonnage au cours d'une seule année de suivi, limite l'approche des variations saisonnières de distribution des peuplements.

Cet aspect, qui n'est pas abordé au large de l'estuaire par Gentil (1976), fournit à l'intérieur de ce dernier des tendances évolutives en ce qui concerne le zoobenthos : rappelons ici l'existence de recrutements parfois massifs au cours de l'été et début de l'automne avec des fluctuations plus nettes sur la zone intertidale par rapport au domaine subtidal.

Par ailleurs, les connaissances acquises sur les peuplements benthiques au cours du SAUM mettent en évidence l'intérêt d'une approche systématique des facteurs abiotiques susceptibles d'influencer la distribution des peuplements. Les résultats obtenus simultanément dans d'autres domaines (hydrodynamisme, sédimentologie) sont mis à profit et permettent une meilleure interprétation des observations : la distribution des peuplements intègre dans l'estuaire de façon extrêmement marquée les caractéristiques intrinsèques de la dynamique des masses d'eaux. Les fluctuations importantes de nombreux facteurs écologiques dans l'espace et dans le temps fait qu'en un point donné les conditions varient presque en permanence. La salinité, la turbidité, la température, la nature et la stabilité du fond sont autant de paramètres qui conditionnent le développement de la faune et de la flore.

Les caractéristiques estuariennes sont si contraignantes qu'un nombre réduit d'espèces parviennent à vivre dans de telles conditions. Ces dernières sont adaptées aux stress environnementaux et peuvent coloniser massivement le substrat délaissé par d'autres moins tolérantes. De ce fait, c'est surtout l'abondance massive d'un nombre restreint d'espèces qui explique, bien qu'elle n'ait pas été directement abordée dans ce cadre, la forte productivité biologique apparente de l'estuaire de Seine.

Les activités anthropiques, en perturbant l'équilibre "dynamique" des "édifices biologiques" estuariens, contribuent ensuite à l'appauvrissement des peuplements : les différences locales du régime hydrosédimentaire qui découlent des endiguements (Avoine, 1981), les dragages permanents du chenal de navigation expliquent en partie le caractère très appauvri de certains secteurs (Proniewski et al, 1980).

Il convient enfin de rappeler que le SAUM, au cours des différents conseils d'orientation qui ont suivi les études scientifiques débouche sur une série de propositions (cahier du SAUM n° 6, annexe 1.4) visant à une gestion intégrée de l'estuaire et une limitation de certains types d'aménagements (annexe 6).

Sans discuter sur le devenir de ces propositions à la suite du SAUM, force est de constater, en ce qui concerne les peuplements benthiques, leur caractère encore tout-à-fait d'actualité après plus de 20 ans.

II 1980-1990 : Cinétique et dynamique des peuplements

1. Le programme " Baie de Seine "

1.1. Contexte et orientation

Au terme du programme SAUM estuaire de Seine, d'une synthèse sur l'estuaire de Seine et partant d'un acquis structural antérieur déjà important sur la baie de Seine (hydrographie, sédimentologie, peuplements benthiques), un programme pluridisciplinaire conduit par le GRECO " Manche " (Groupe de Recherches Coordonnées " Manche ") se met en place à partir de 1982 en Baie de Seine sur les thèmes suivants :

- Dynamique des eaux ;
- Dynamique des suspensions et des dépôts ;
- Chimie des eaux et sédiments ;
- Milieu vivant.

Faisant suite à une phase d'exploration benthique descriptive, les travaux concernant la macrofaune subtidale menés dans le cadre du programme Baie de Seine s'orientent vers l'étude des peuplements en un site donné selon une double approche :

- la définition d'indices permettant d'évaluer les effets de stress sur une espèce ou une population benthique soumise à des gradients de pollution,
- l'étude de la cinétique d'un peuplement et de ses populations dominantes.

1.2. Principaux résultats

Ces travaux ont été menés sur le peuplement macrobenthique des sables fins envasés à *Abra alba-Pectinaria koreni* (voir positionnement des stations et méthodologie en annexe.) Gentil (1984) et Irlinger (1985) étudient la dynamique générale de ce peuplement et mettent successivement en évidence :

- la présence simultanée d'espèces sabulicoles et vasicoles dans le peuplement, traduisant le caractère fluctuant du sédiment au cours du temps.
- d'importantes fluctuations temporelles, tant au niveau de la richesse spécifique que des abondances numériques. L'étude de ce dernier paramètre montre le caractère saisonnier de ces variations ainsi qu'une forte variabilité inter annuelle des valeurs (fig. 20).

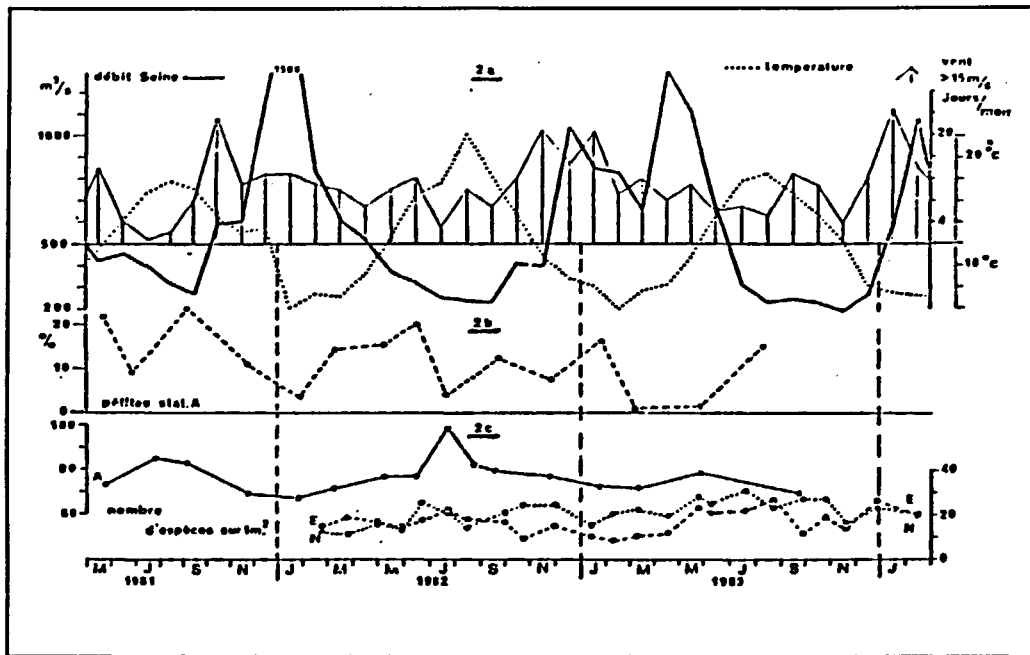


Figure 20:
 20 a: Débit de la Seine, force des vents, température de l'eau au fond de mai 1981 à février 1984
 20 b: Taux de pélites (<50 micro m) dans le sédiment pour la station A
 20 c: Richesse spécifique totale pour les stations A,E,N (éch. 60 à 100 sp : station A; 0 à 40 sp : station E et N).

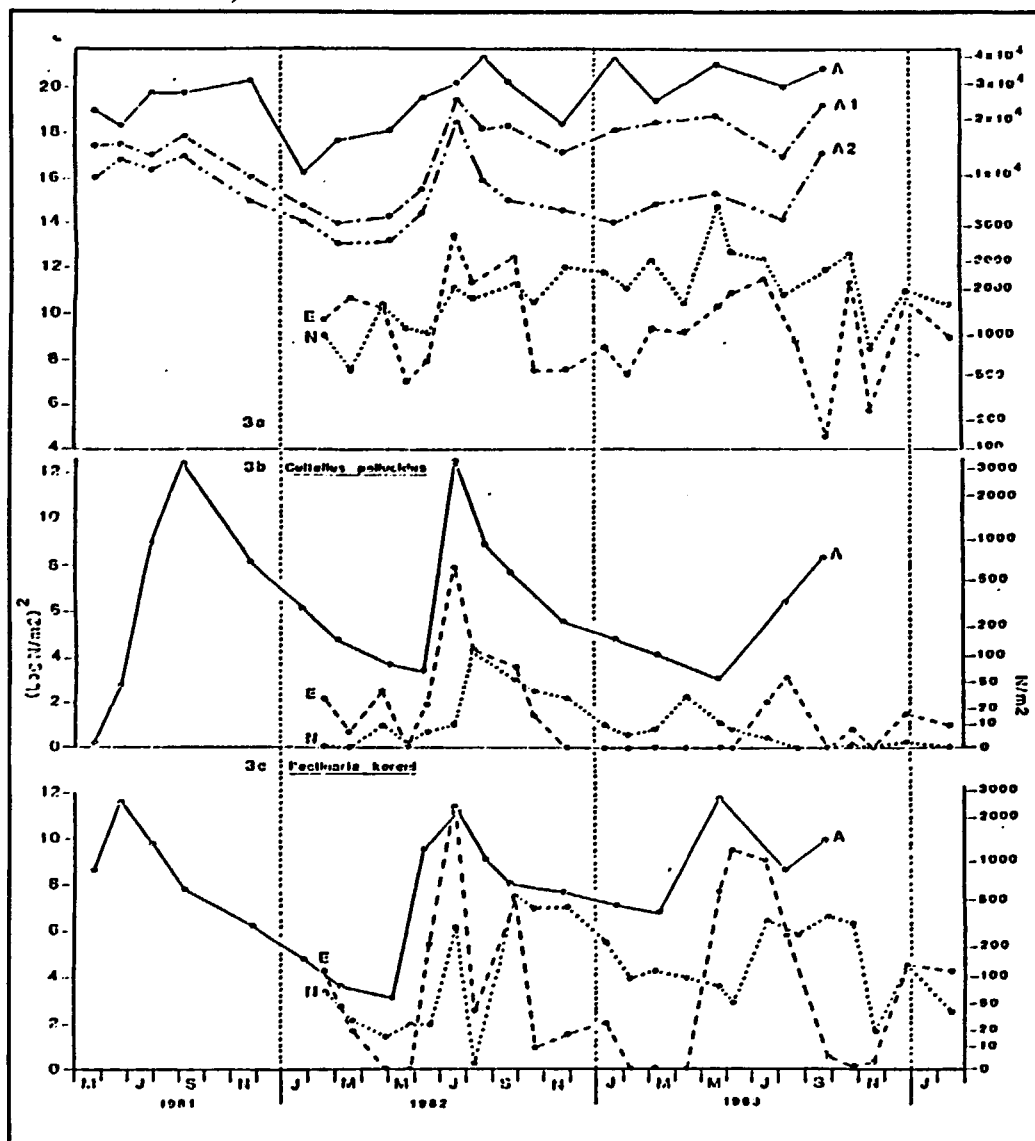


Figure 21: Evolution des densités (Nbre d'ind/m²) exprimés en logarithme décimal au carré
 21 a: Densités totales pour les stations A,E,N; A1 et A2 correspondant à la densité totale pour la station A diminuée respectivement de la densité de *Tharyx marioni*, et des densités de *Tharyx marioni* et *Mysella bidentata*
 21 b: Densités de *Cultellus pellucidus*
 21 c: Densités de *Pectinaria koreni*

- des biomasses pouvant atteindre 100 g/m² (en poids sec) avec une moyenne de 13 g/m² tout-à-fait comparables aux estimations de Gerlach (1978), Retière (1979) et Dauvin (1984) en d'autres sites pour ce type de peuplement.

Les grands traits de la cinétique du peuplement sont dégagés. Les secteurs les plus riches possèdent une structure hiérarchique caractérisée par la forte dominance d'une ou deux espèces. Au printemps cette structure est modifiée en raison d'arrivées larvaires parfois massives, qui coïncident avec le changement saisonnier des facteurs écologiques c'est-à-dire les conditions optimales au recrutement des espèces benthiques : dépôt de particules fines sous dominance d'influence marine, étiage, température ...

La dynamique du peuplement et ses modifications temporelles sont expliquées par la dynamique d'un nombre restreint d'espèces, constantes et caractéristiques du peuplement.

Quatre d'entre elles, dominantes en abondance, ont fait l'objet d'une analyse cinétique. Il s'agit de *Pectinaria koreni*, *Cultellus pellucidus*, *Tellina fabula*, *Abra alba* (fig. 21).

Sans revenir sur les étapes de leur cycle biologique, ces espèces possèdent une stratégie démographique de type "r"². Irlinger (1985) observe, pour *Abra alba* et *Pectinaria koreni*, que la période de ponte semble débiter d'abord à proximité de l'estuaire.

Par ailleurs les espèces dominantes du peuplement ont très souvent une phase larvaire planctonique. L'existence de cette phase pélagique renforce ici le rôle déterminant des facteurs abiotiques (hydrodynamisme, événements climatiques) dans l'échec ou le succès du recrutement annuel : les larves sont soumises à la dispersion turbulente et à la dynamique à mésoéchelle intenses dans l'ensemble de la zone marine.

En conclusion, " la cinétique du peuplement des sables fins envasés à *Abra alba* à proximité de l'estuaire peut être appréhendée selon deux aspects complémentaires du fonctionnement de cet endroit : influence des apports fluviaux contrebalancés par l'intense régime macrotidal qui permet la dispersion des particules et des polluants potentiels et donc l'existence d'un milieu hypertrophique sans phénomène d'anoxie du sédiment ".

Situé à proximité immédiate de l'estuaire le peuplement des sables fins envasés subit des perturbations cycliques auxquelles il résiste, il peut donc être considéré comme un peuplement à caractère robuste avec "prédominance des actions de contrôle physique par les paramètres du milieu sur les interactions biotiques".

² Les espèces de stratégie "r" se caractérisent par une maturité précoce, une fécondité élevée, une vie brève, des mortalités de type catastrophique et un taux d'accroissement "r" élevé.

2. Le programme COST 647 (Coopération européenne dans le domaine de la recherche scientifique et technique)

2.1. Origine et objectifs

Ce programme est initié en 1979 dans le souci de mettre en oeuvre une nouvelle approche en écologie benthique côtière; ces buts sont les suivants :

- une meilleure compréhension de la dynamique des communautés benthiques en vue de prédire les conséquences sur ces dernières des changements en abondance de certaines espèces,
- une appréciation des causes spécifiques de changement biologique en définissant préalablement certaines espèces "clefs" à l'intérieur des peuplements,
- la prise en compte des changements climatiques et hydrographiques par la mise en place d'échelles d'investigation spatiales et temporelles suffisamment longues.

Parmi les sites sélectionnés, l'estuaire de la Seine est retenu et les campagnes régulières de suivi entreprises par le GEMEL depuis le SAUM en zone intertidale y sont exploitées (Desprez, 1991).

2.2. Résultats

2.2.1. Eléments concernant la dynamique du peuplement intertidal

Les informations exposées ici sont extraites du rapport " Space and times series data analysis in coastal benthic ecology " paru en 1991 à l'initiative de la Commission des Communautés européennes. Deux stations ont été échantillonnées sur la rive sud à proximité de Honfleur entre 1979 et 1988 à raison d'un prélèvement trimestriel (fig. 22 et 23). Notons que ces dernières sont situées à proximité d'une digue ou une brèche fut ouverte en 1980.

Le traitement statistique des données (classification automatique et analyse factorielle de correspondance) met en évidence des changements dans l'assemblage des populations intertidales.

Malgré l'absence de données se rapportant au suivi des caractéristiques physico-chimiques du site (granulométrie, salinité) permettant de confirmer les tendances observées, il ressort de ce travail un affaiblissement considérable des populations estuariennes au profit de l'implantation d'espèces marines.

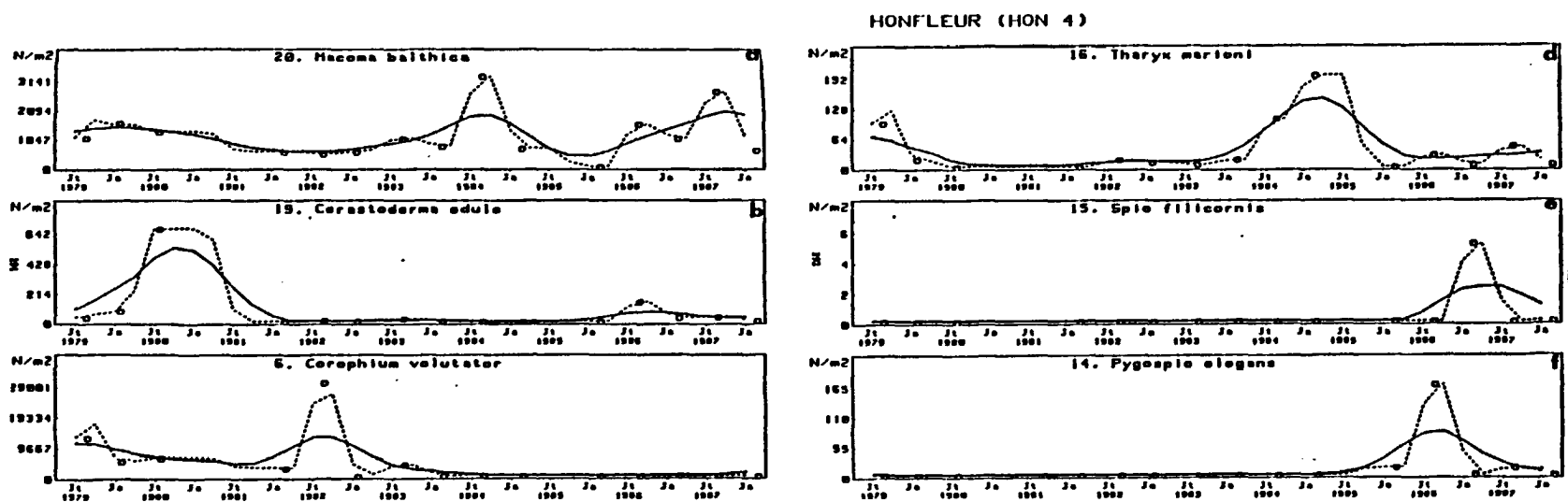


Figure 22: Evolution des effectifs des principales espèces entre 1979 et 1988 à la station Honfleur 4

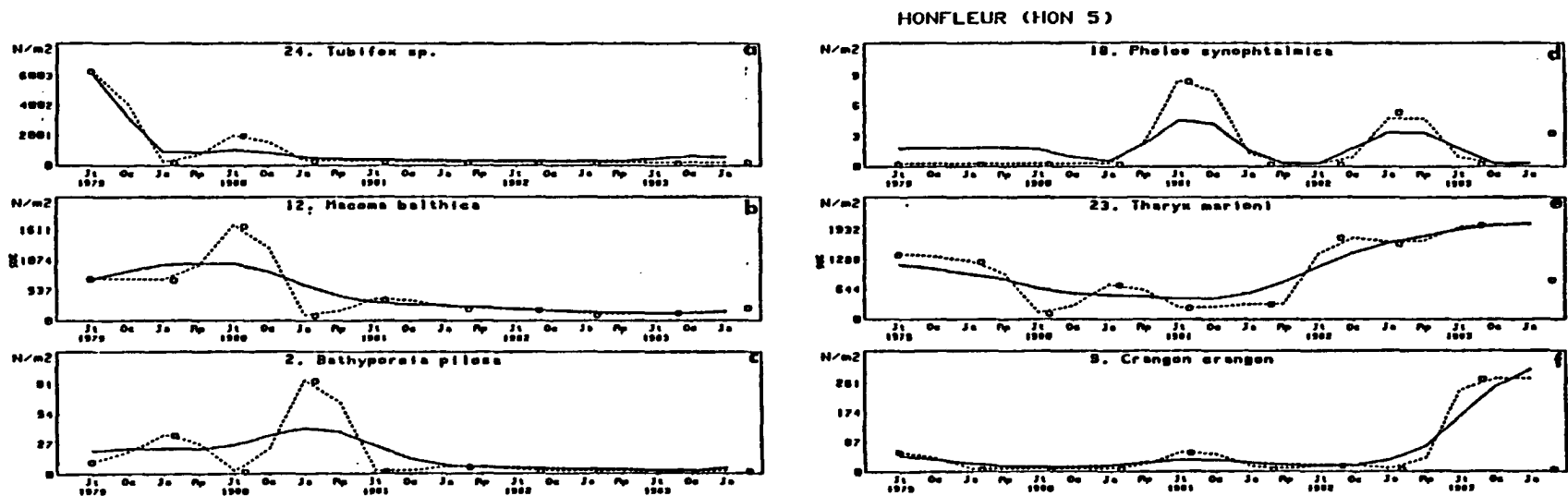


Figure 23: Evolution des effectifs des principales espèces entre 1979 et 1984 à la station Honfleur 5

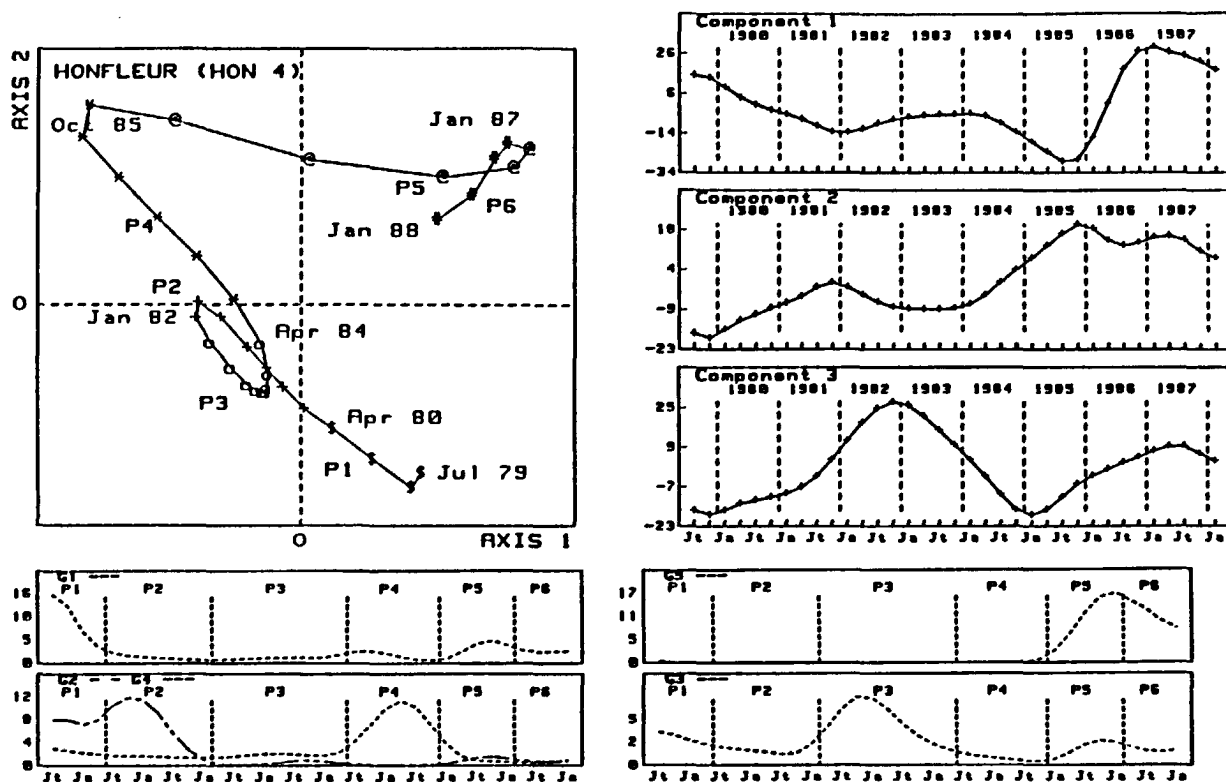


Figure 24: Traitement statistique des observations à la station " Honfleur 4 " en haut à gauche ordination en A.F.C. des 35 observations selon les deux premiers axes en haut à droite évolution des trois premières composantes dans le temps en bas: variation moyenne des 5 groupes de descripteurs (espèces); les ordonnées correspondent au pourcentage de la variation totale de chaque observation.

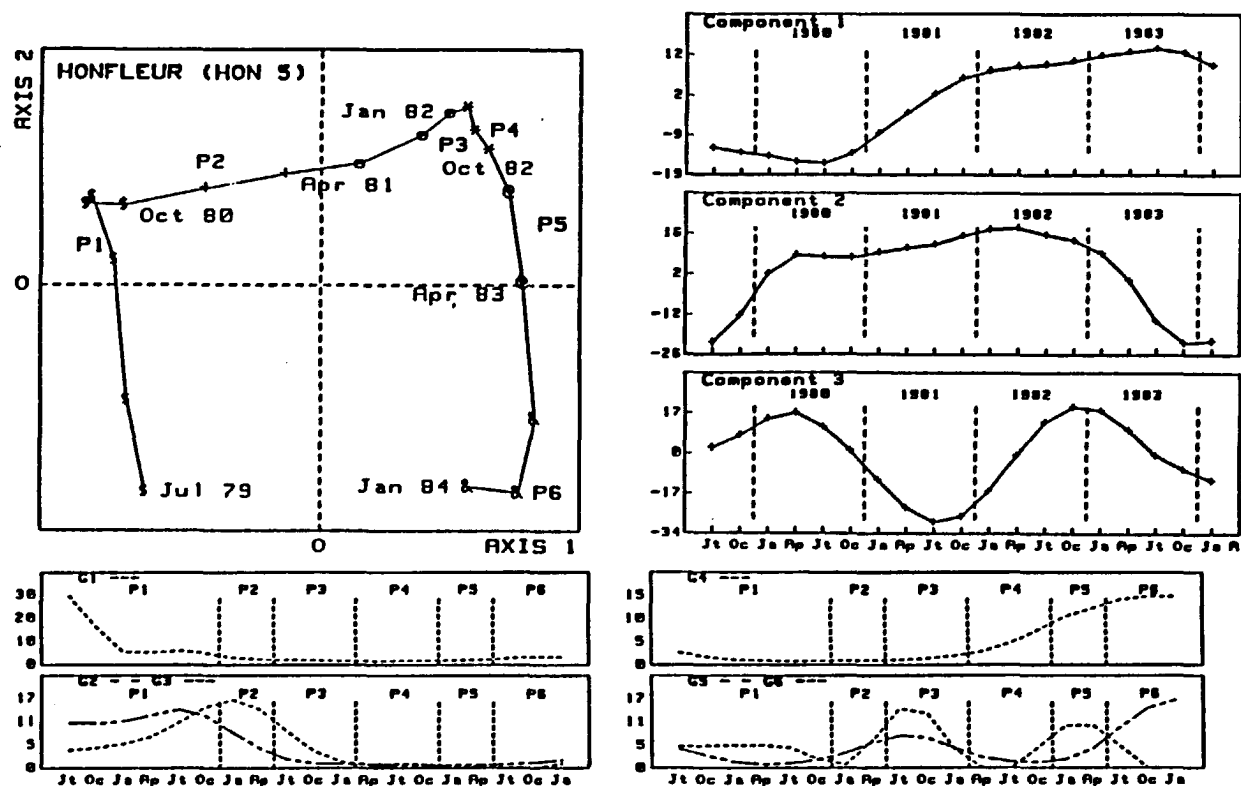


Figure 25: Traitement statistique des observations à la station " Honfleur 5 " en haut à gauche ordination en A.F.C. des 19 observations selon les deux premiers axes en haut à droite évolution des trois premières composantes dans le temps en bas variation moyenne des 6 groupes de descripteurs (espèces)

Six périodes successives sont mises en évidence (fig. 24 et 25) et la dynamique locale des populations peut être schématisée de la façon suivante :

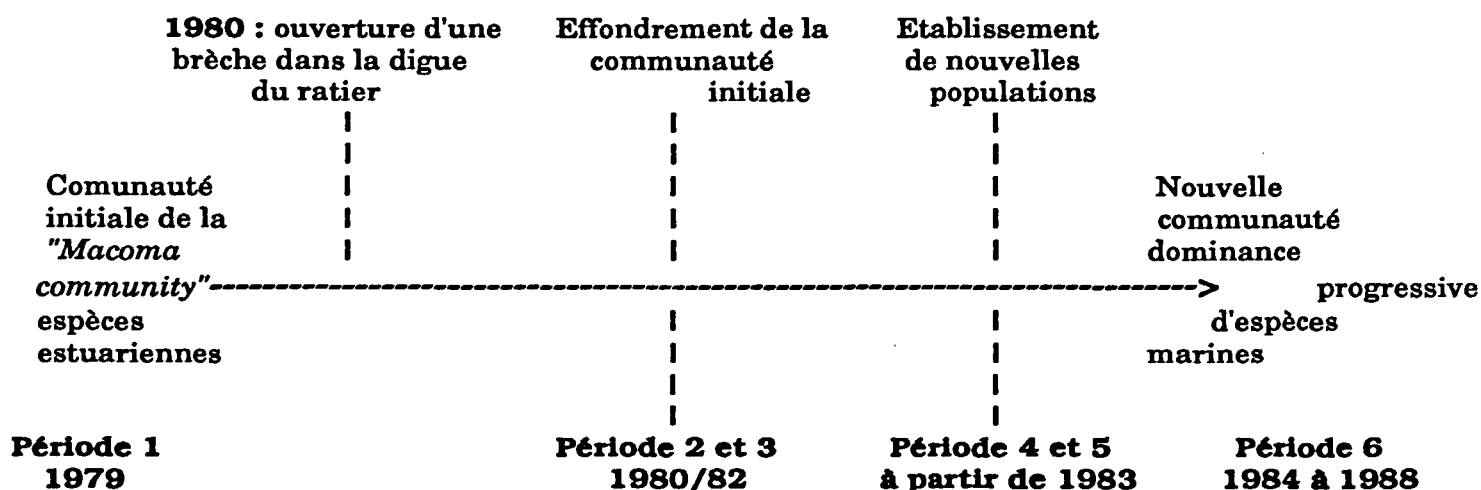


Figure 26 : Schématisation de l'évolution de la macrofaune benthique intertidale entre 1979 et 1988 sur la rive sud de l'estuaire (stations Honfleur (Hon 4 et 5)).

A l'issue de ce suivi, les espèces marines deviennent dominantes (station Hon. 5), on aboutit à un nouvel équilibre apparent, avec des populations moins denses que celles de la communauté estuarienne initiale.

2.2.2. Suivi pluriannuel des populations de *Macoma balthica* (Desprez *et al.*, 1991)

Parallèlement aux travaux visant à améliorer la connaissance sur la dynamique des communautés, les préoccupations du programme COST mettent également en oeuvre des suivis coordonnés en différents sites géographiques afin d'appréhender les variations temporelles pluriannuelles de certaines populations.

Le bivalve *Macoma balthica*, caractéristique des peuplements intertidaux estuariens et parmi les espèces les mieux étudiées, a été retenu pour faire l'objet d'un suivi au cours de la période 1977-1988.

Ce travail a été mené simultanément dans plusieurs pays européens (fig. 27) et la comparaison des résultats permet de préciser l'influence de quelques facteurs de l'environnement sur le recrutement de cette espèce ³

³ Le recrutement annuel d'une espèce benthique intertidale se définit classiquement par le passage de la vie larvaire pélagique à la vie benthique avec "fixation" dans le sédiment, il s'agit alors plus techniquement des individus recueillis sur un tamis de maille donnée (le plus souvent de 1 mm).

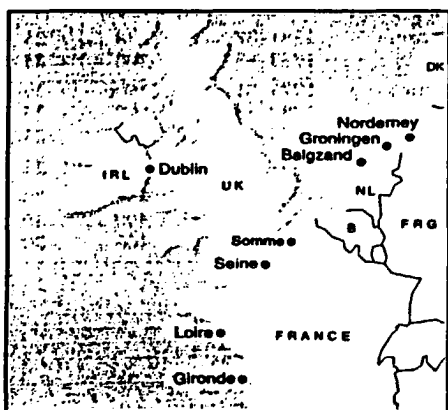


Figure 27: Localisation des sites d'étude du bivalve *Macoma balthica*

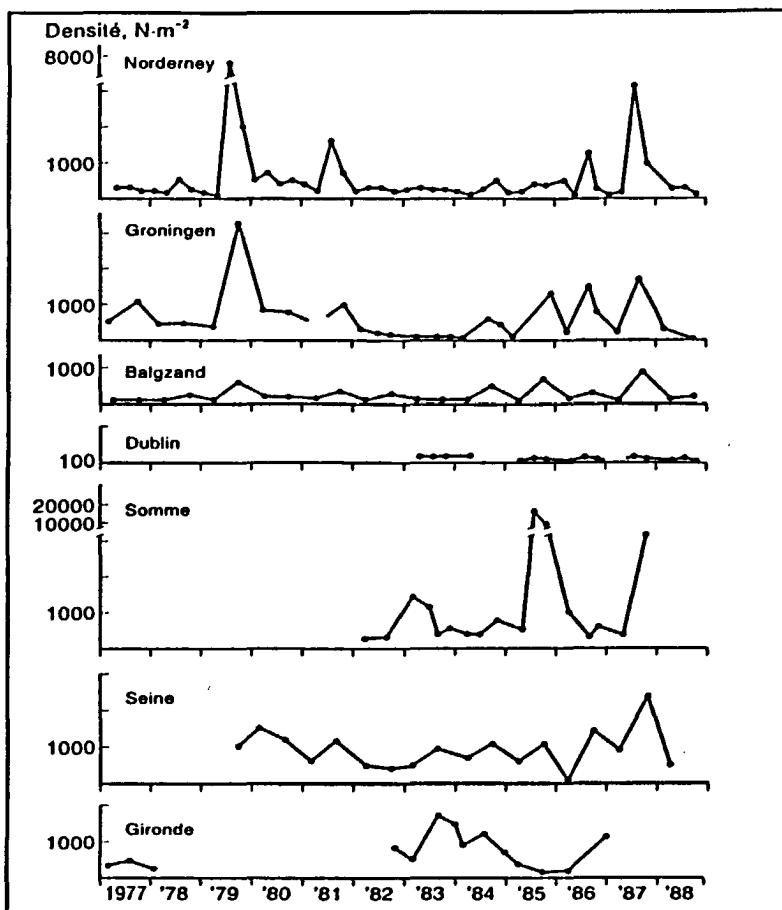


Figure 28: Evolution pluriannuelle des densités moyennes de *Macoma balthica*

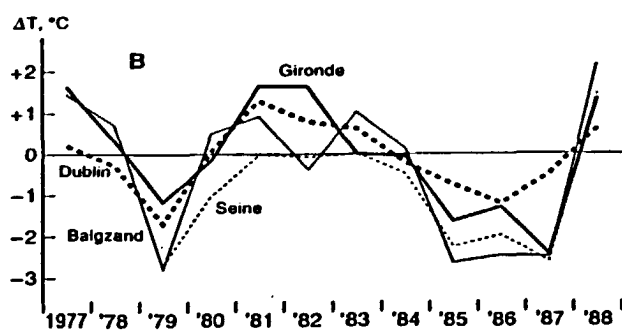
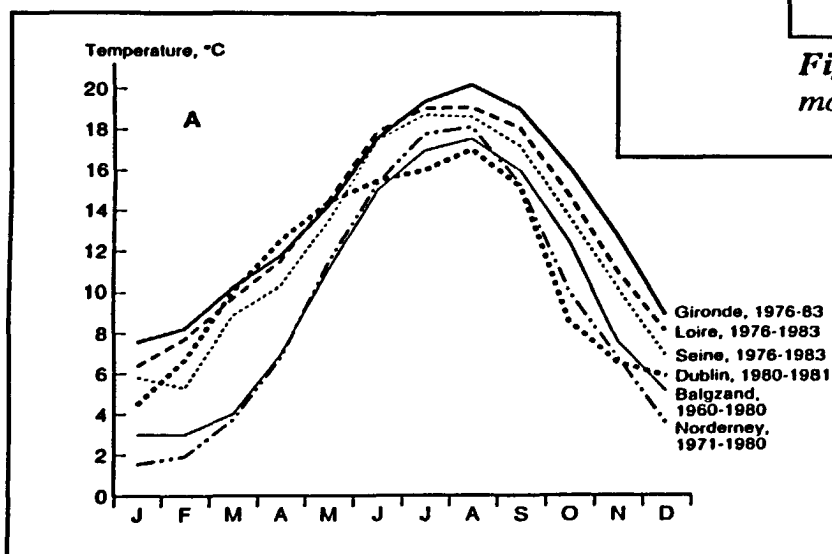
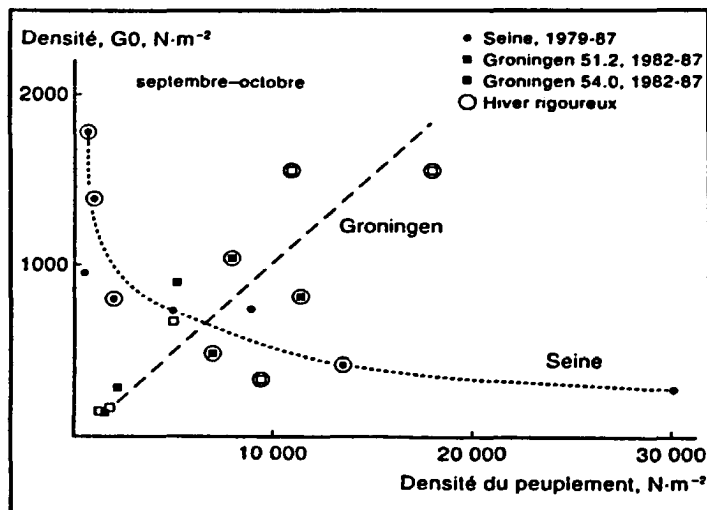


Figure 29 : Evolution saisonnière de la température moyenne des eaux de surface (A) et déviations des températures moyennes hivernales de l'air par rapport aux moyennes à long terme (B)

Figure 30: Fluctuation de l'intensité de recrutement (G_0) de *Macoma balthica* dans l'estuaire de Seine et à Groningen en fonction de la densité des autres espèces du peuplement



- Recrutement et facteurs de l'environnement physique :

Les hivers rigoureux (1979, 1985 et 1987) paraissent influencer les fluctuations d'effectifs dans les sites septentrionaux, avec augmentation des abondances numériques au cours de l'été suivant (fig. 28 et 29).

Cette observation ne se vérifie pas dans les sites plus méridionaux dont la Seine, où l'on n'observe aucun synchronisme dans les fluctuations d'effectifs.

La nature du sédiment et la topographie interviennent également : le niveau optimal d'installation des recrues de *Macoma balthica* correspond dans tous les sites étudiés à un substrat riche en particules fines qui traduit les conditions hydrodynamiques et trophiques favorables à leur sédentarisation. La fixation des juvéniles (Seine) se fait préférentiellement dans les bas niveaux envasés, zone la plus accessible en régime macrotidal pour les larves planctoniques.

- Recrutement et facteurs biotiques (Fig. 30) :

L'existence d'une compétition interspécifique est mise en évidence en estuaire de Seine entre l'espèce étudiée et le crustacé amphipode *Corophium volutator* : la densité des recrues observées est inversement proportionnelle à celle des autres espèces du peuplement dominé par *Corophium volutator*, compétiteur du bivalve puisqu'également suspensivore-dépositivore de surface (Danhers & Beukema, 1981).

En fait il semble au terme de ce travail que le succès ou l'échec du recrutement en estuaire de Seine de *Macoma balthica* résulte en premier lieu de la prépondérance du rôle de facteurs abiotiques lors des phases préliminaires du recrutement (ponte, maturation gonadique et intensité du recrutement).

En second lieu, compte-tenu de la particularité des populations en présence, il semble qu'à surface constante et sans perturbation anthropique majeure, les facteurs biotiques prennent le relais quant à la survie du recrutement.

3. Le Programme National de Déterminisme du Recrutement (PNDR)

3.1. Problématique

Les communautés benthiques présentent d'importantes fluctuations d'abondance et de leur structure (cf II.1.1.2.).

Le caractère aléatoire de certaines variations pluriannuelles repose sur le fait que "la dynamique des communautés benthiques est essentiellement la résultante de deux processus antagonistes, le flux larvaire d'une part, la mortalité sous toutes ses formes d'autre part..." (Bachelet, 1987). Ce problème incite inévitablement à approfondir la compréhension du recrutement, sujet sur lequel s'est développé, au milieu des années 1980 dans le domaine marin, un programme national : LE PNDR.

L'estuaire de Seine ne figure pas dans les sites ateliers retenus au titre des études en milieu intertidal. En revanche, d'importants travaux se sont déroulés plus au large sur le peuplement des sables fins envasés à *Abra albra* - *Pectinaria koreni* (cf I.2.1.).

Sans revenir sur les raisons du choix des espèces étudiées, les apports de connaissances résumés ici découlent essentiellement des travaux de Lagadeuc (1990) et Lambert (1991) sur *Pectinaria koreni*, espèce dont le cycle de vie est benthopélagique et peut se schématiser de la façon suivante :

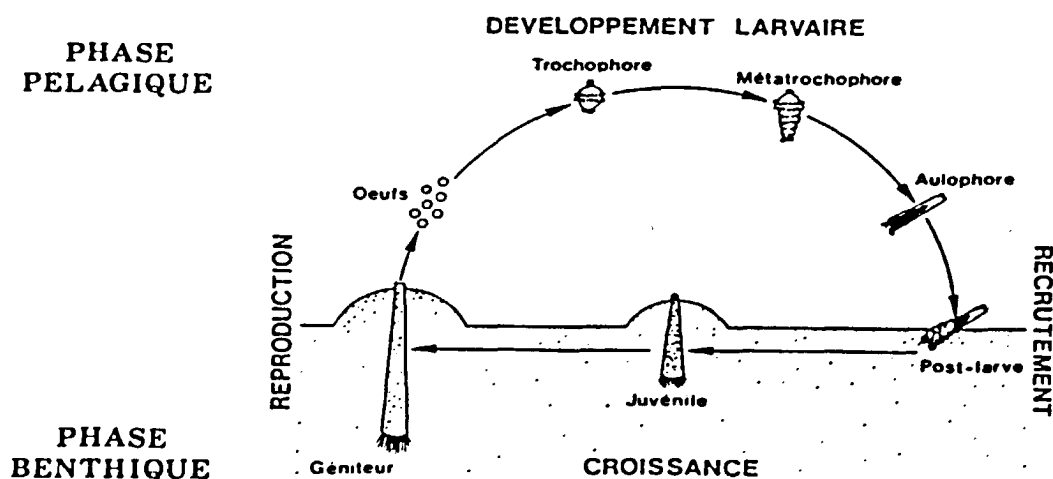


Figure 31 : Cycle de vie benthopélagique de *Pectinaria koreni* (d'après Lambert, 1991)

3.2. Principaux résultats

3.2.1. Processus de dispersion larvaire (Lagadeuc, 1990)

L'auteur met en lumière les échelles spatio-temporelles de dispersion horizontale et de répartition verticale des larves et identifie les facteurs responsables de ces processus, à savoir :

- la migration ontogénique (liée aux stades de développement de la larve),
- la dessalure de surface : influencée par le débit du fleuve et qui entraîne une migration des larves vers le bas,
- la turbulence (vent).

En période de faible turbulence la coexistence d'une structure verticale des courants et d'une structure verticale de la population larvaire peut influencer la dispersion des larves.

Au contraire, une turbulence élevée, en provoquant une répartition des larves sur l'ensemble de la colonne d'eau, entraîne une dispersion probablement semblable pour l'ensemble des stades (fig. 32).

A proximité de l'estuaire et en présence d'une dessalure de surface le comportement vertical des larves favoriserait le maintien de ces dernières à proximité de l'embouchure. L'absence d'inversion des vitesses de courants en dehors de l'estuaire entraîne une dispersion plus forte des larves de surface.

L'étude de la répartition horizontale identifie une zone de rétention des larves au voisinage de l'embouchure de la Seine, avec existence d'une structure frontale face au cap de la Hève et qui limiterait la diffusion des larves vers le large.

Toutefois, l'extension du panache larvaire possède une grande variabilité due surtout aux vents.

La réussite du recrutement est finalement influencée par :

- l'interaction entre la répartition verticale des larves et la structure hydrologique et courantologique de la masse d'eau (fig. 33 et tab. 2),
- l'action des vents, aléatoire, mais qui peut induire une circulation résiduelle supérieure à celle de la marée et une forte variabilité dans la dispersion (fig. 34 et 35).

3.2.2. Colonisation du substrat et recrutement des larves (Lambert, 1991) :

L'existence d'un peuplement marin stable à proximité immédiate d'un estuaire à fortes pulsions perturbantes (crues et pollution), couplée à une bonne reproductibilité du cycle annuel de la plupart des espèces dominantes (fig. 36), constitue un double paradoxe (Cabioc'h et al, 1986) dans la mesure où la plupart des espèces possèdent un cycle benthoplanctonique avec un stade larvaire pélagique. Conservant cette problématique, Lambert (1991) s'attache dans un

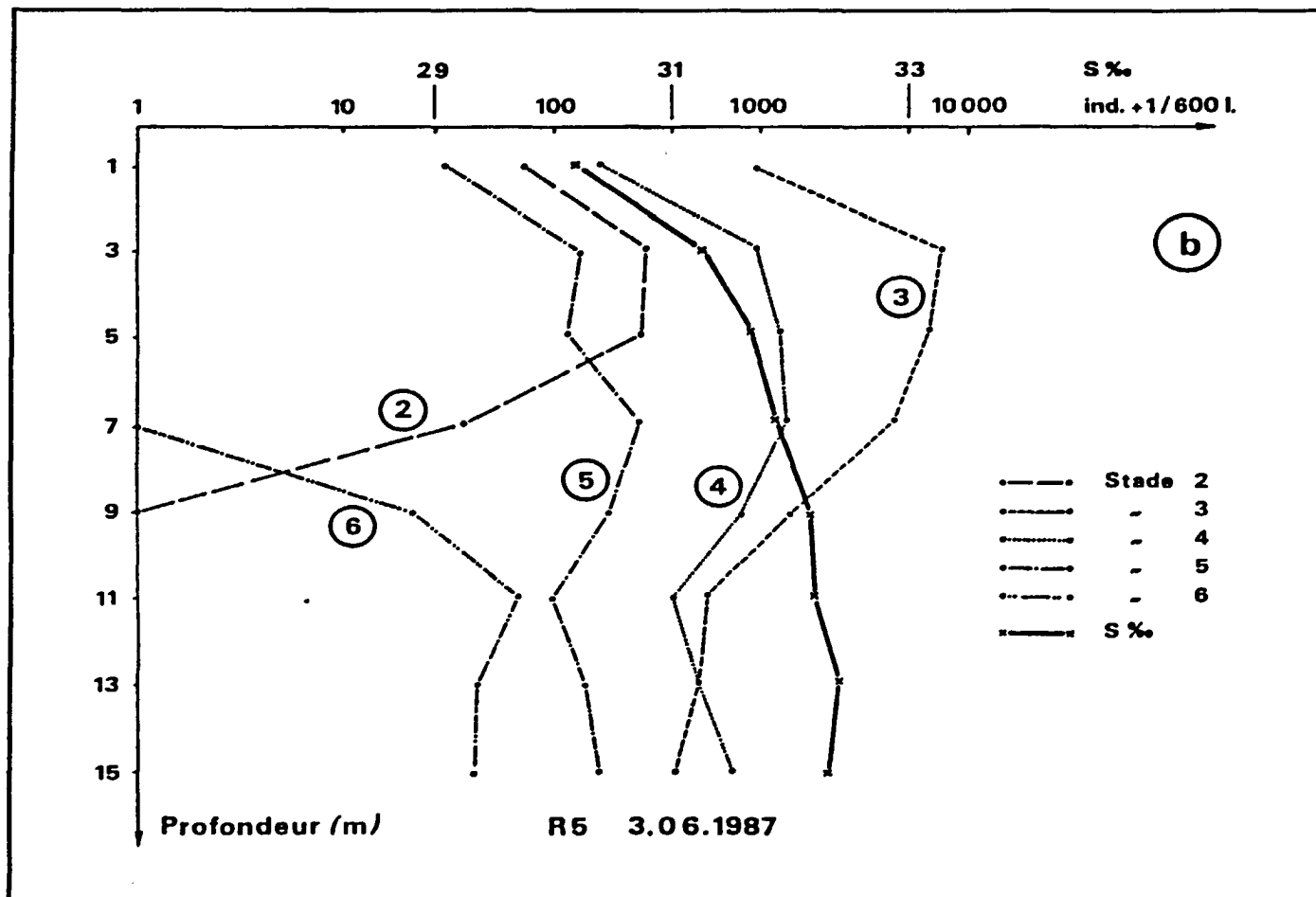
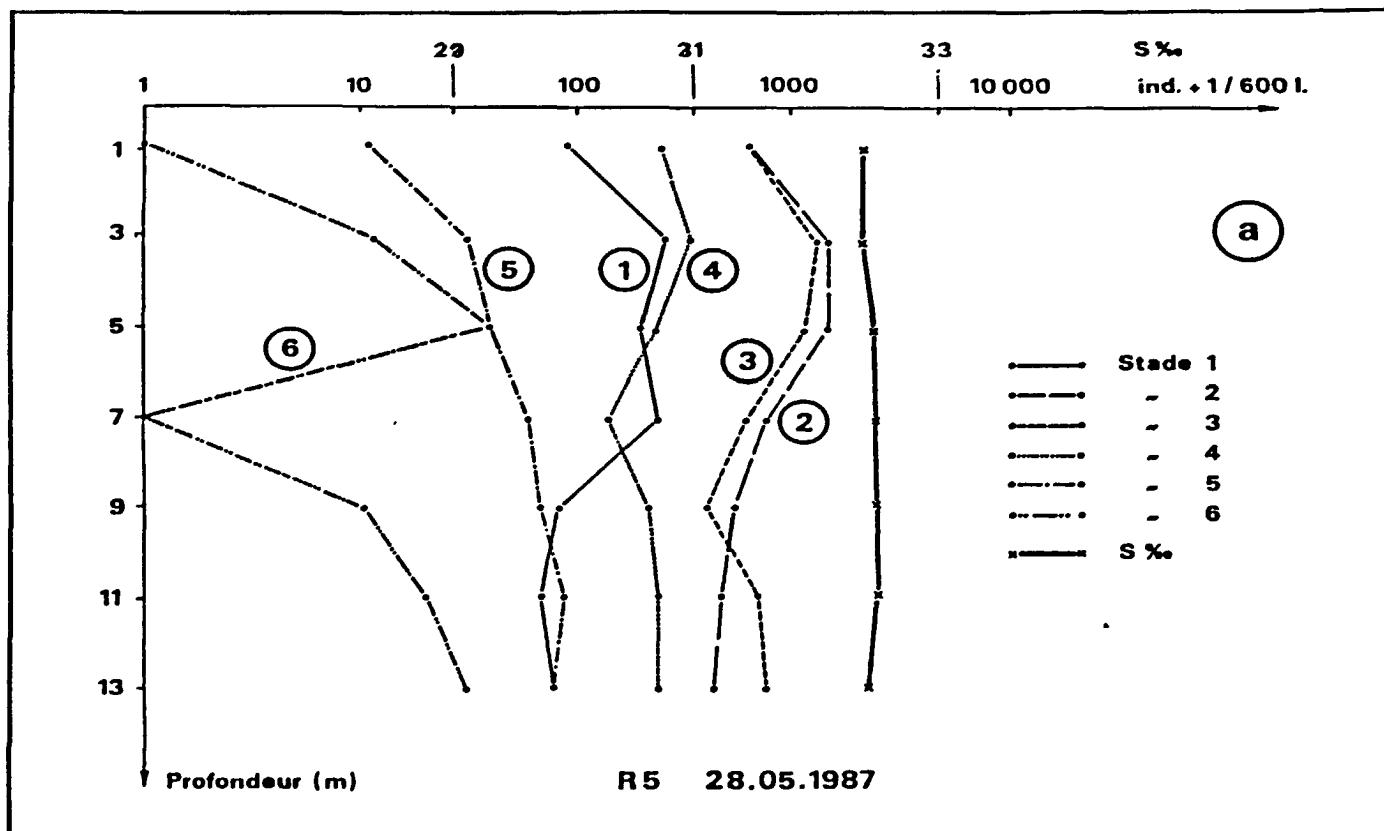


Figure 32: Répartition verticale des salinités et des différents stades larvaires en période a) d'homogénéité et b) de stratification.

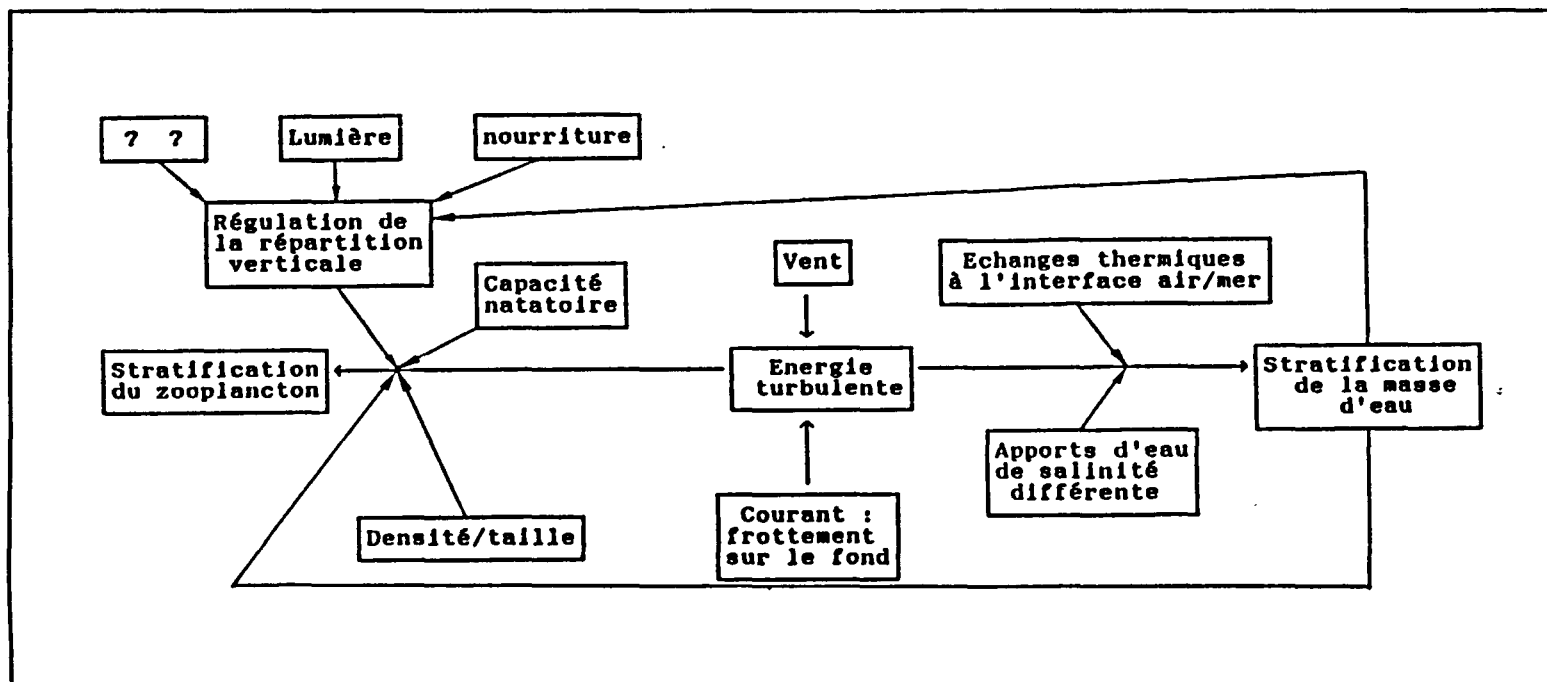


Figure 33 : Schéma du processus de stratification d'une population larvaire

CARACTERISTIQUES DE L'ESPECE	MAREE	VENT	COURANT DE DENSITE
Période de ponte	- Equinoxe/solstice - Vive-eau/morte-eau	Caractère saisonnier	Cru/étiage
Durée de vie larvaire	Vive-eau/morte-eau (7-14-21...)	Durée d'un coup de vent (2 jours)	
Rép. verticale - Position initiale et variations - Capacité natatoire	Circulation instantanée - equinoxe/solstice - vive-eau/morte-eau - cycle de marée		

Tableau 2 : Principales interactions possibles entre les caractéristiques d'une espèce et les caractéristiques temporelles des processus hydrodynamiques

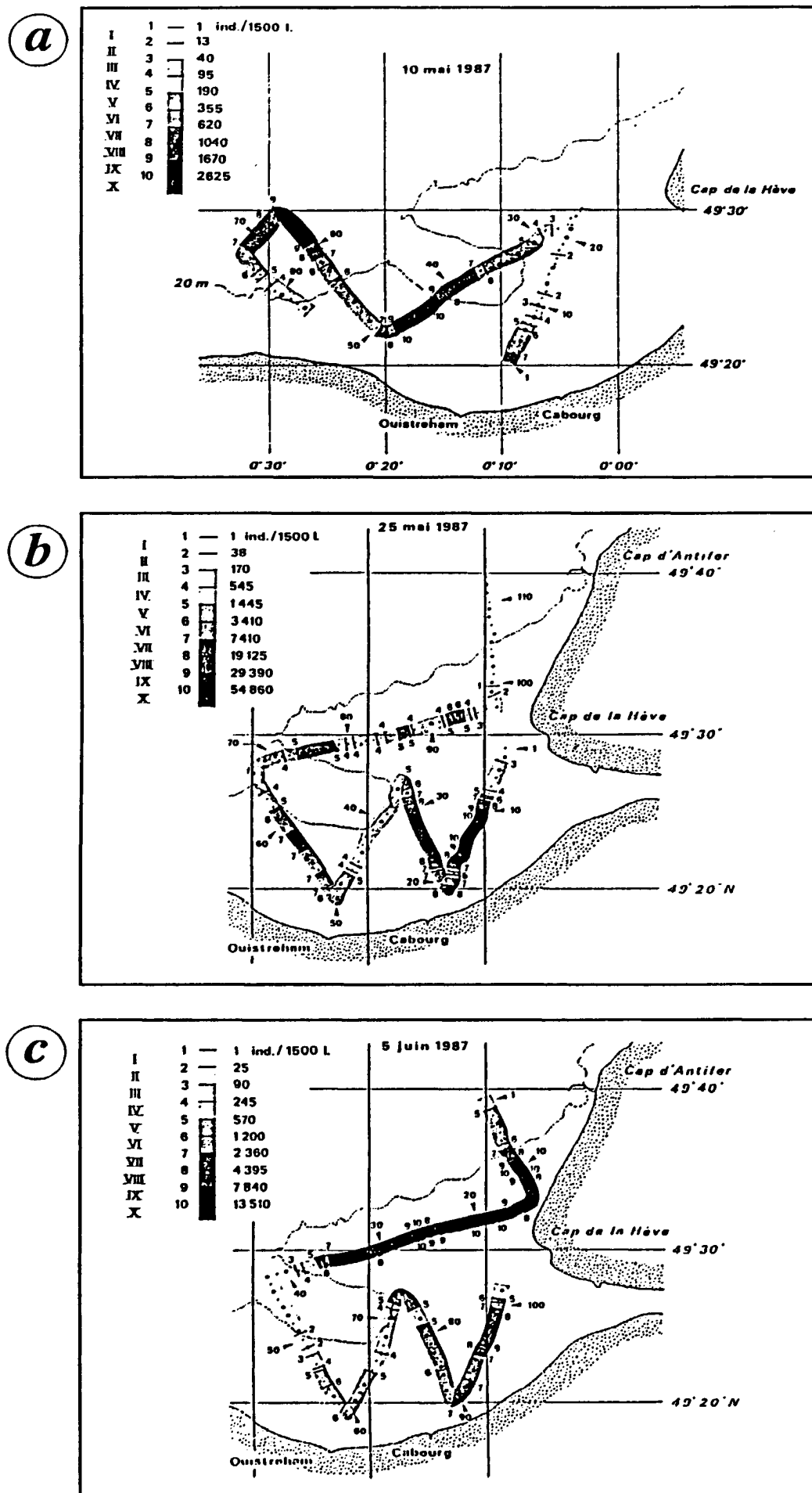


Figure 34: Répartition des abondances de la population larvaire de *Pectinaria korenja* le 10 mai 1987 b) le 25 mai 1987 c) le 5 juin 1987

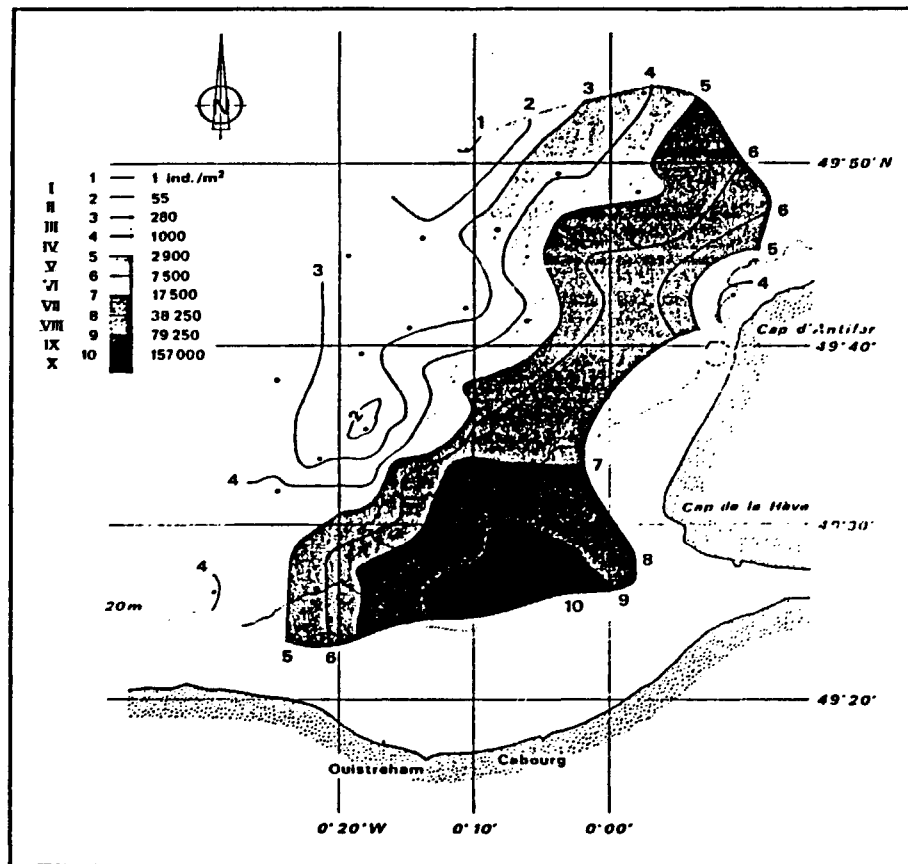


Figure 35: Répartition des larves de *Pectinaria koreni* les 12 et 13 juin 1986 (prélèvement au filet à grande échelle)

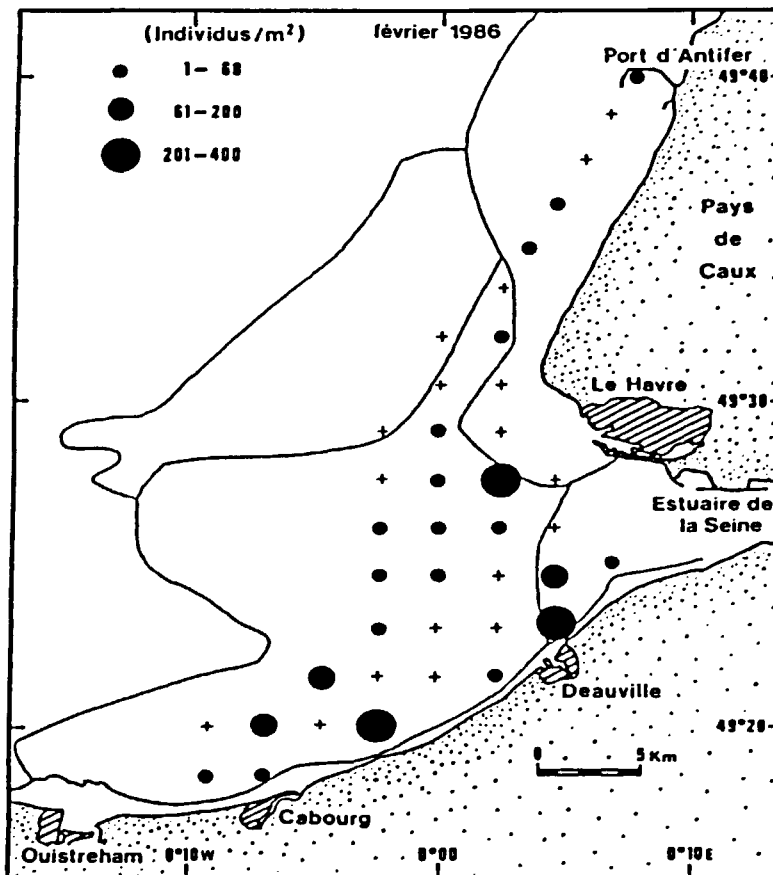


Fig. 36a

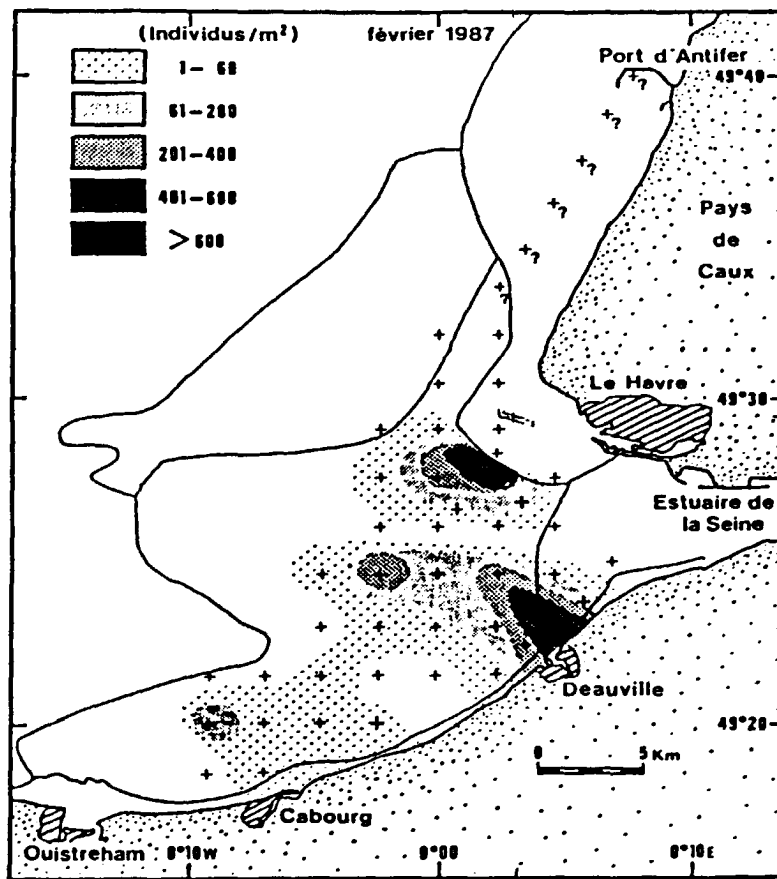


Fig. 36b

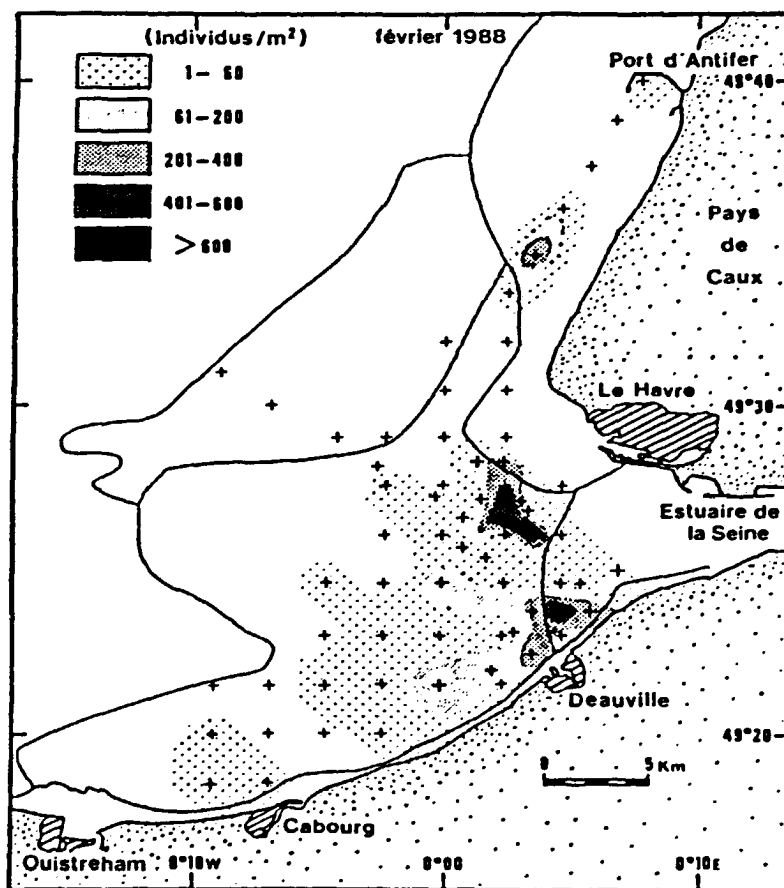


Fig. 36c

Figure 36: Distribution de l'abondance de la population de géniteurs de *Pectinaria koreni* a) en février 1986 b) en février 1987 c) en février 1988

premier temps, après avoir cerné le flux larvaire, à suivre le devenir de la population à partir de campagnes in situ et d'études en bassin expérimental en eau calme et en conditions contrôlées. Dans un second temps, il tente d'évaluer l'impact des mécanismes hydrodynamiques sur la régulation des populations de recrues.

3.2.2.1. Edaphisme et recrutement :

La dynamique des recrues est intimement liée à la nature du substrat sur lequel elles s'installent : les vases et les sables vaseux proches de l'estuaire de Seine représentent un biotope dont les qualités sont optimales pour la croissance des jeunes. En effet, la mortalité des recrues est inférieure sur les vases par rapport à celles sur les sables vaseux. Les sables fins à moyens apparaissent défavorables à l'espèce, avec ralentissement de la croissance des jeunes.

3.2.2.2. Sédentarisation en conditions expérimentales :

La mise en oeuvre d'un canal expérimental " hycobenthos " (fig. 37) montre que l'hydrodynamisme provoqué permet aux juvéniles de quitter un substrat défavorable (tab. 3) : il existe une remise en suspension active des animaux par sécrétion d'un voile muqueux (fig. 38). En eau calme (tab. 4 et fig. 39) les expériences tendent à confirmer les observations de terrain : les post-larves sélectionnent leur substrat et s'installent préférentiellement dans les vases ou vases sableuses. Olivier (1992) étudie à ce sujet en condition expérimentale (canal hycobenthos) le rôle des mécanismes de dépôt-remise en suspension des post larves de *Pectinaria koreni*. Les résultats obtenus, qui mettent en évidence des différences importantes entre les conditions de l'expérience et celles observées in situ, ne sont pas extrapolables aux peuplements naturels.

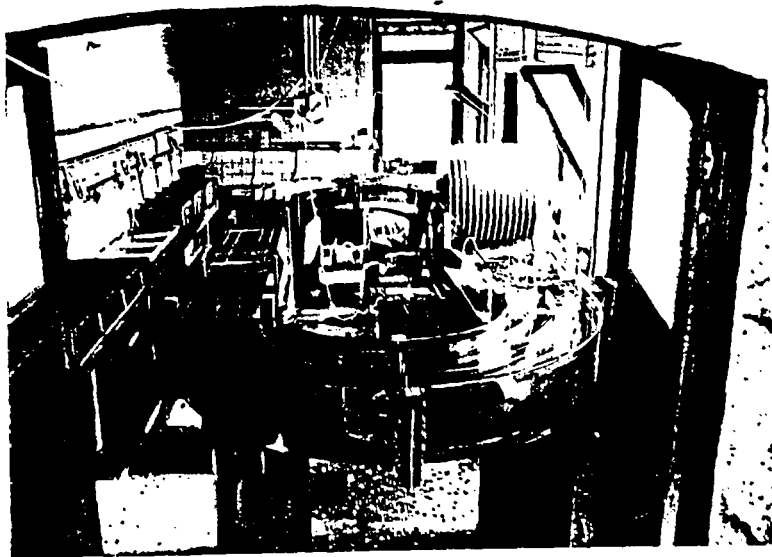
Au terme de ces travaux, la réussite du recrutement et le maintien des populations de *Pectinaria koreni* sont assurés par :

- un effort de reproduction avec fécondité potentielle élevée des géniteurs,
- la multiplicité des pontes et une concordance temporelle des pontes maximales avec les périodes de fort recrutement,
- la migration ontogénique dans la colonne d'eau qui favorise, en liaison avec la circulation haline, le retour des larves à proximité de l'estuaire.

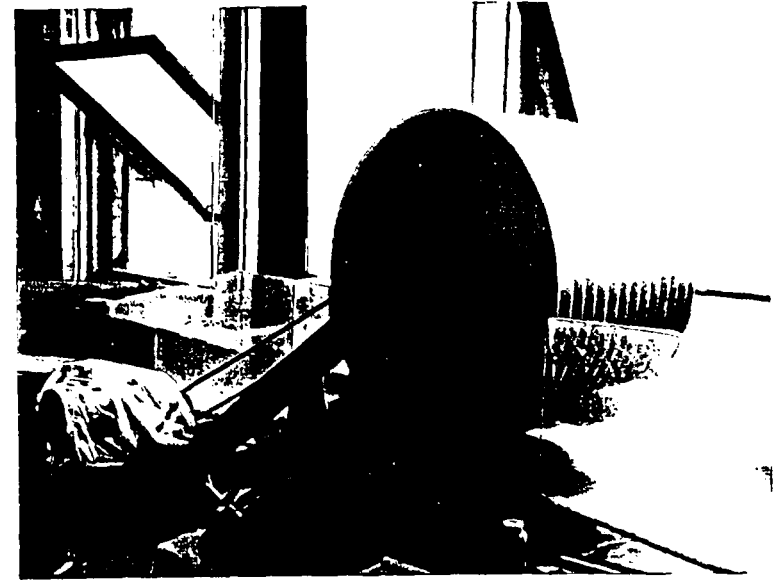
Dans ces conditions, le niveau de recrutement apparaît comme étant indépendant de la disponibilité larvaire et les paramètres hydrodynamiques (circulation résiduelle de marée et effets de vent) dont l'influence a été démontrée, ne peuvent cependant pas faire échouer le recrutement.

Figure 37 :

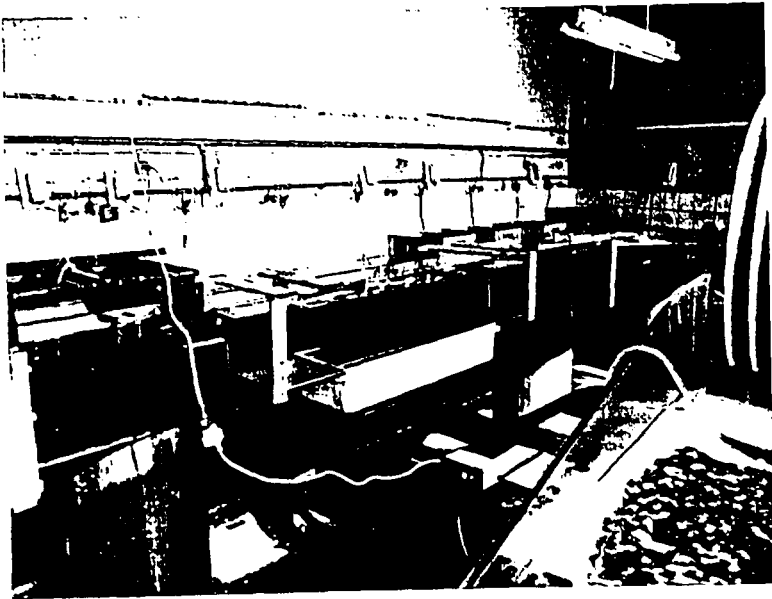
CANAL HYCOBENTHOS



a- VUE D'ENSEMBLE



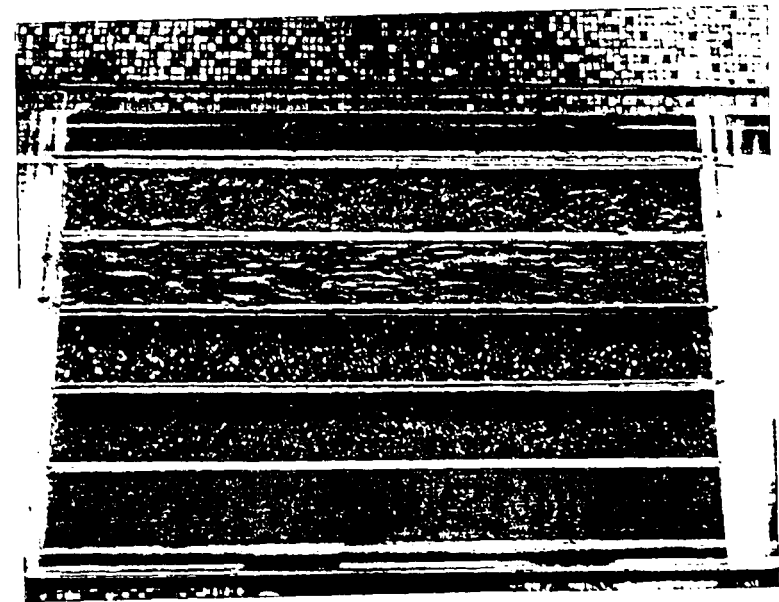
b- SECTION D'ENTRAINEMENT



c- SECTION EXPERIMENTALE



d&e- CASIERS EXPERIMENTAUX



Expériences	1	2	3	4	Valeurs moyennes
Taux de mise en suspension	82	96	93	97	92
Taux de retour sur le substrat	54	86	85	85	79
sédiment R7	62	94	59	30	60
sédiment A	38	6	41	70	40
Taux de reprise d'activité	92	99	99	99	98

Tableau 3: Etude du comportement sélectif des juvéniles de *Pectinaria koreni* vis à vis du substrat, en conditions hydrodynamiques contrôlées (résultats et valeurs moyennes en pourcentage des quatre expériences conduites)

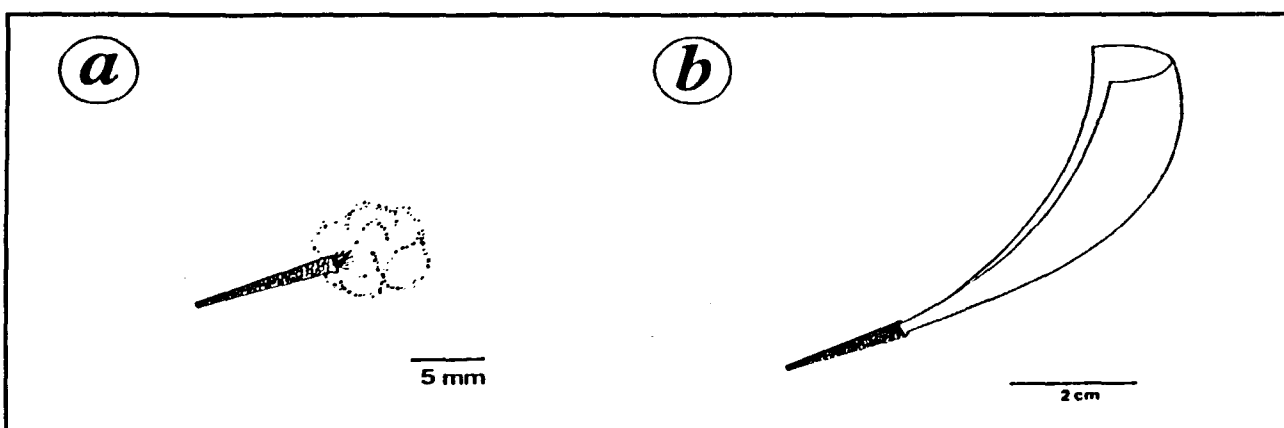


Figure 38 Sécretion a) d'un bouchon de mucus et b) d'un voile de mucus par une post-larve de *Pectinaria koreni* dans le canal HYCOBENTHOS

	Traitements			
	"E"	"A"	"B"	"R7"
Sédiments de référence	A	A	A	A
Sédiments testé	E	A	B	R7

Tableau 4: Etude du comportement sélectif des recrues de *Pectinaria koreni* vis à vis du substrat, en eau calme (pour chaque traitement expérimental, station d'origine des sédiments mis en présence)

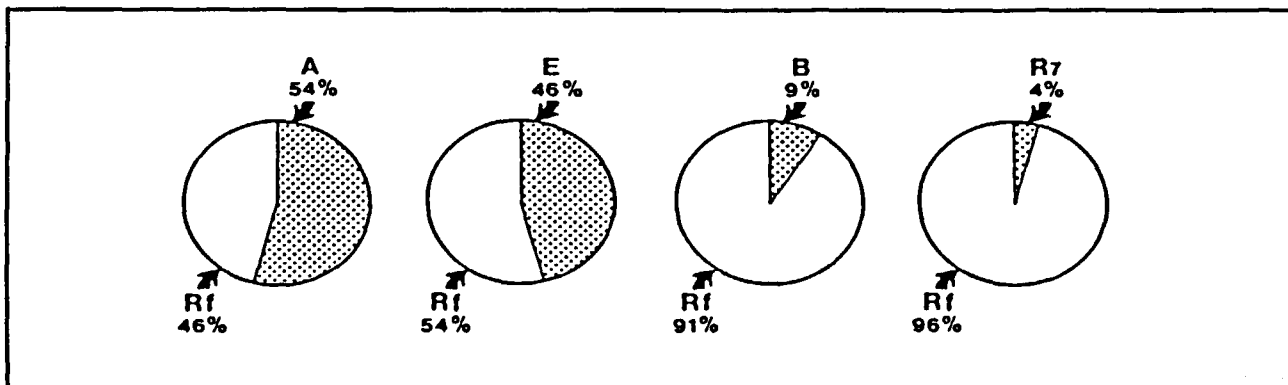


Figure 39: Comportement sélectif des recrues de *Pectinaria koreni* vis à vis du substrat en condition d'eau calme. Pourcentage d'individus installés dans les quatre sédiments testés (A: vase sableuse, E: vase, B: sable fin, R7: sable fin à moyen propre) et dans le sédiment de référence (RF)

III Les travaux récents

1. Introduction

Il s'agit en premier lieu de la poursuite des recherches au titre du PNDR au large de l'estuaire. Thiébaut (1994) dont les travaux ont débuté en 1987, complète les connaissances sur la dynamique du recrutement et les processus de dispersion larvaire sur deux espèces déjà bien étudiées : *Pectinaria koreni* et *Owenia fusiformis* (cf travaux de Dauvin, 1989; Gentil et al, 1990; Dauvin et al, 1991; sur *Owenia f.*).

En second lieu, l'élaboration au cours de l'année 1992 du programme "Seine Aval" permet un retour à des problématiques scientifiques plus typiquement estuariennes. Ce programme, qui a pour but d'améliorer les connaissances scientifiques sur la basse vallée de la Seine voit le jour à l'initiative de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et regroupe quatre thèmes majeurs :

- hydrodynamisme (dynamique des MES et des sédiments),
- contaminants (transfert des métaux, P.C.B. ...),
- oxygénation de l'eau (N, P, et productivité biologique),
- édifices biologiques (chaînes alimentaires benthiques et pélagiques).

Le thème "édifices biologiques" englobe les compartiments appartenant aux domaines benthique et pélagique pour lesquels des recherches au niveau du macrozoobenthos intertidal et subtidal, du plancton benthopélagique (ou suprabenthos) et de l'ichtyofaune sont envisagées.

Les travaux sur la macrofaune benthique n'ayant pas encore débuté à ce jour, nous exposerons ici les premiers résultats portant sur le suprabenthos, maillon trophique méconnu jusqu'ici en estuaire de Seine, mais d'une grande importance puisque situé à l'interface entre ceux du zoobenthos et de l'ichtyofaune.

2. Dynamique de recrutement et dispersion larvaire de *Pectinaria koreni* et *Owenia fusiformis* (Travaux de Thiébaut, 1994)

La distribution d'adultes, sous forme de noyaux d'abondance à proximité de l'estuaire (cf fig 35 et 36) est confirmée (Lagadeuc, 1990; Lambert, 1991; Dauvin et Gillet, 1991) ainsi qu'une forte variabilité spatiale des structures dimensionnelles des deux populations.

2.1. Distribution et structuration des populations

Chez *Pectinaria koreni*, aucun lien n'apparaît entre la taille des individus et leur densité, contrairement aux résultats de Lambert (1991). Par contre, Thiébaud confirme une relation entre la taille des adultes et les caractéristiques granulométriques du sédiment.

Pour *Owenia fusiformis*, densité et taille des individus sont indépendants des caractéristiques granulométriques du substrat (Dauvin et Gillet, 1991). Deux périodes de recrutement annuel sont possibles pour l'espèce, avec mise en jeu probable de la compétition intraspécifique dans la régulation des effectifs de juvéniles.

2.2. *Owenia fusiformis* : dispersion larvaire et modélisation de la dynamique de recrutement

La répartition verticale ainsi que le transport horizontal des larves sont étudiés (Thiébaud et al, 1992; Thiébaud et al, 1994). Des similitudes dans la cinétique de dispersion spatio-temporelle sont observées par rapport aux résultats obtenus sur *Pectinaria koreni* (fig. 40 et 41) :

- L'action conjuguée des vents et de la marée se retrouve ici avec les mêmes conséquences (cf II § 3.2.1) et le transport s'effectue dans des directions (nord-ouest et dans une moindre mesure nord-est) en accord avec le schéma de circulation résiduelle de marée en baie de Seine (Le Hir et al, 1986).

- Les abondances larvaires maximales restent cantonnées devant l'embouchure de la Seine à proximité de la population génitrice (cf Lagadeuc, 1990 et Lambert, 1991)

La cinétique de recrutement (Dauvin, 1992 ; Thiébaud et Dauvin, 1992) révèle pour *Owenia fusiformis* une mortalité élevée (> 50%) lors des premières semaines suivant la sédentarisation. La mortalité et la croissance varient ensuite en fonction des caractéristiques édaphiques du milieu et c'est dans le sédiment vaseux que subsistent les plus fortes densités de juvéniles. Leur croissance est supérieure à celle observée sur substrat sableux plus au large.

La modélisation fournit quant à elle une approche synthétique des principaux processus impliqués dans les mécanismes de distribution des larves pélagiques ainsi que ceux régissant les apports de larves au niveau du substrat.

Le modèle utilisé par Thiébaud sur *Owenia fusiformis* est adapté de celui de Carlotti (1990) sur *Pectinaria koreni*. Il s'agit d'un modèle de dynamique de population (décrit en terme d'effectifs et de biomasses) associé à une représentation simplifiée de la circulation résiduelle de marée.

Le modèle biologique intègre des fonctions bioénergétiques (égestion, ingestion, excrétion, reproduction) ainsi que des fonctions de dynamique (taux de transfert d'un stade à un autre, taux de mortalité et de prédation....).

Trois variables forçantes ont été intégrées : la température, la nourriture, l'action de prédateurs).

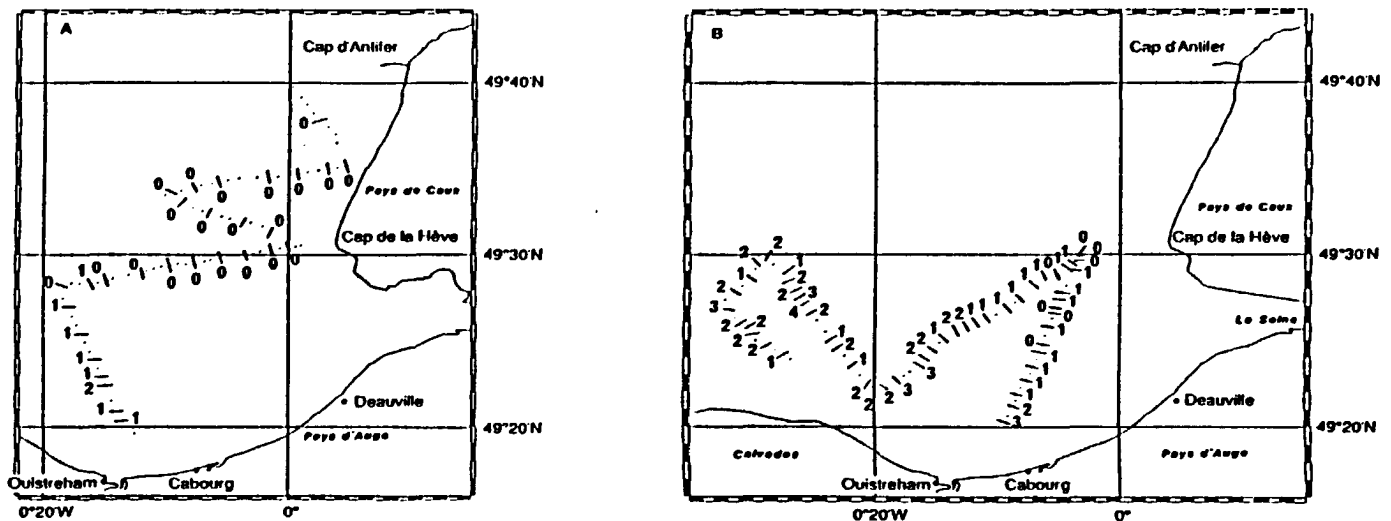


Figure 40: Distribution des larves d'*Owenia fusiformis* à 3m de profondeur a) le 8 mai et b) le 10 mai 1987 (les 10 classes d'abondances ont été calculées à partir de la campagne du 23 mai 1987, où les densités étaient maximales)

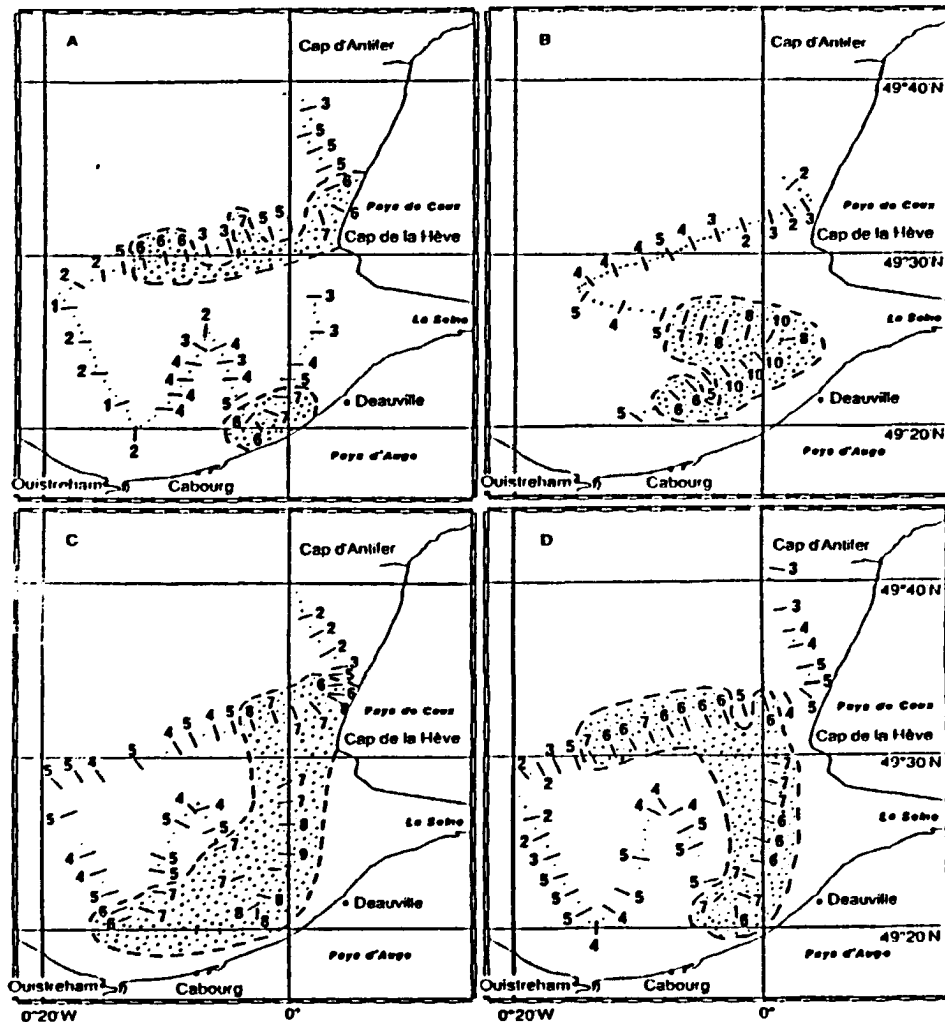


Figure 41: Distribution des larves d'*Owenia fusiformis* à 3m de profondeur a) le 17 mai, b) le 23 mai, c) le 27 mai et d) le 02 juin 1987 (les 10 classes d'abondances ont été calculées à partir de la campagne du 23 mai 1987, où les densités étaient maximales; les zones où les densités sont supérieures à 5000 ind./m³ sont indiquées par des pointillés)

Le modèle spatial à deux dimensions (2 D.V.) prend en compte (fig. 42) :

- l'advection horizontale et la diffusion turbulente, mais pas les effets dus aux vents, à la stabilité de la colonne d'eau ou à des conditions particulières telles que l'action des courants de cisaillement,

- la vitesse d'ascension des oeufs,
- la vitesse descendante des larves vers le bas.

La mise en oeuvre du modèle est orientée selon trois axes distincts :

- la cinétique et la croissance des différentes phases du cycle de vie,
- le test d'influence d'un prédateur (*Pleurobrachia pileus* (Cténaire) très abondant au printemps) sur le recrutement (fig. 43),
- l'estimation de la production secondaire d'une cohorte larvaire.

Les simulations réalisées sur la phase larvaire d'*Owenia fusiformis* mettent en évidence :

(1) "les pertes élevées en larves engendrées par le processus d'advection et de diffusion ;

(2) le rôle primordial de la migration ontogénique des larves en relation avec la circulation estuarienne en double couche dans les mécanismes de rétention ;

(3) le fort impact de la mortalité naturelle des larves sur le recrutement ultérieur ;

(4) l'effet limité de la prédation par le cténaire *Pleurobrachia pileus* sur la dynamique de la population larvaire".

(5) la production d'une cohorte larvaire est estimée (1,9 g MS/m² pour 30 jours de vie pélagique) et le modèle met en évidence "l'importance probable du mésoplancton dans le fonctionnement de l'écosystème pélagique et les transferts de matière benthos/pelagos".

2.3. *Pectinaria koreni* : transport tidal des larves et post-larves et répartition dans la "plume" de l'estuaire

"La réalisation de séries est le seul moyen dont dispose l'écologiste pour appréhender les fluctuations cycliques et la variabilité temporelle qui affectent à court terme la dynamique des systèmes" (Thiébaud, 1994).

Dans cette optique, un suivi in situ de 93 heures (fig. 44) apporte les informations suivantes :

- les migrations verticales identifiées ne présentent pas de relation avec le cycle de marée ou le cycle jour/nuit, il s'agit de migrations ontogéniques dont les causes sont encore inconnues.

- concernant les relations trophiques, aucun lien n'a pu être établi entre la distribution des larves et celle des biomasses de phytoplancton (fig. 45): la nourriture ne semble pas être ici un facteur limitant.

- l'action du prédateur de mésozooplancton *Pleurobrachia pileus* apparaît limitée : la distribution spatiale de ce dernier révèle des densités maximales à proximité du fond au jusant alors que les larves de *Pectinaria koreni* sont les plus abondantes en subsurface et au flot.

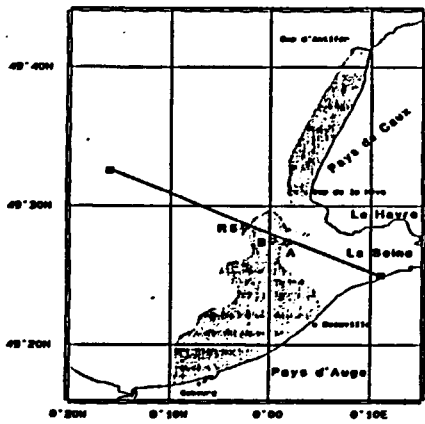
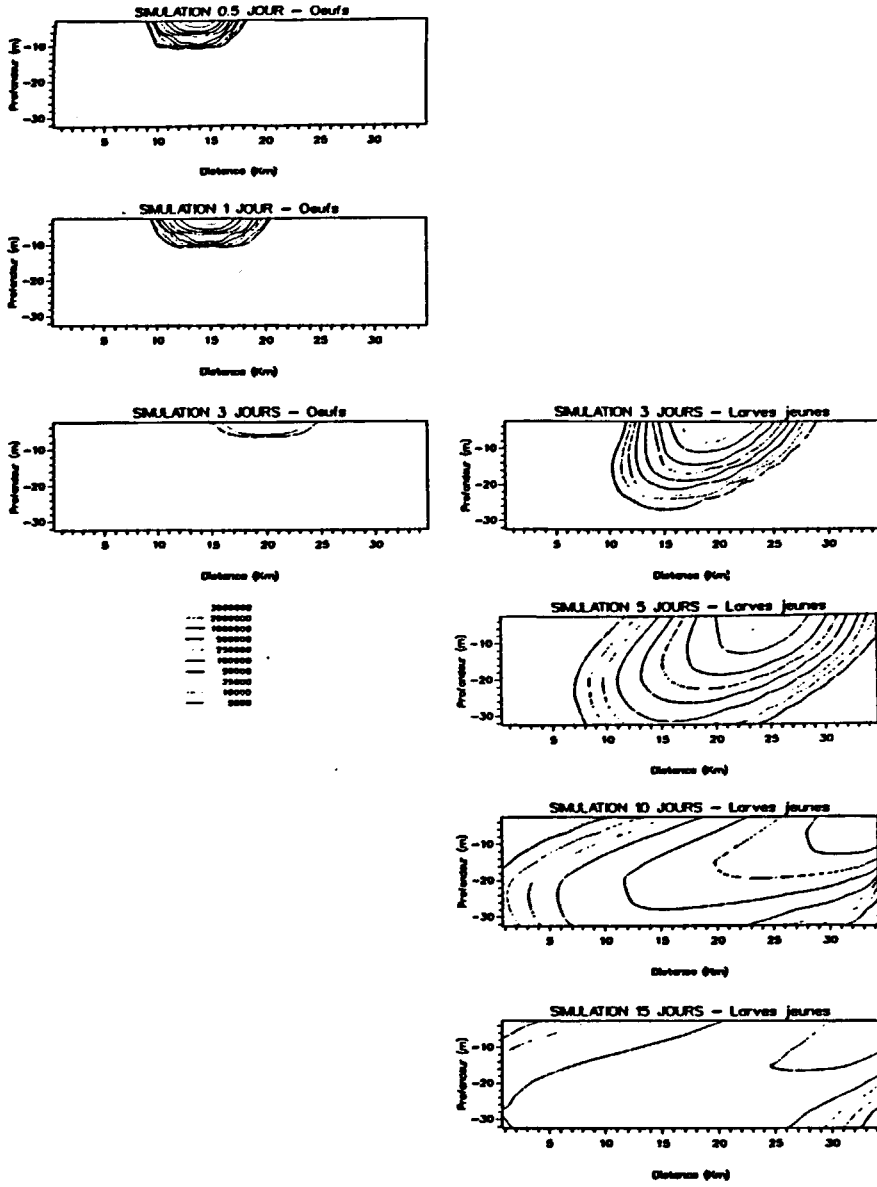


Fig. 42a: Position de la radiale considérée dans le modèle et localisation de la population en 1987

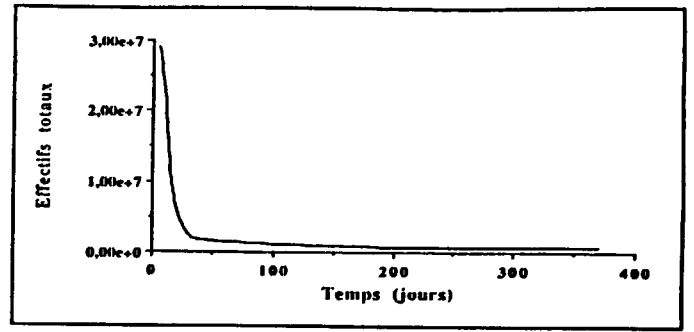


Fig. 42c: Evolution des effectifs totaux des oeufs aux adultes durant un an de simulation dans l'ensemble du volume considéré

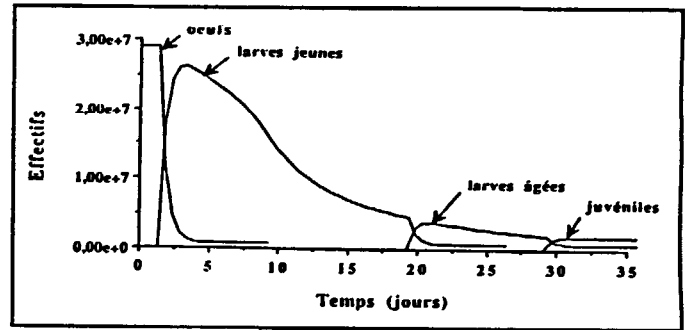
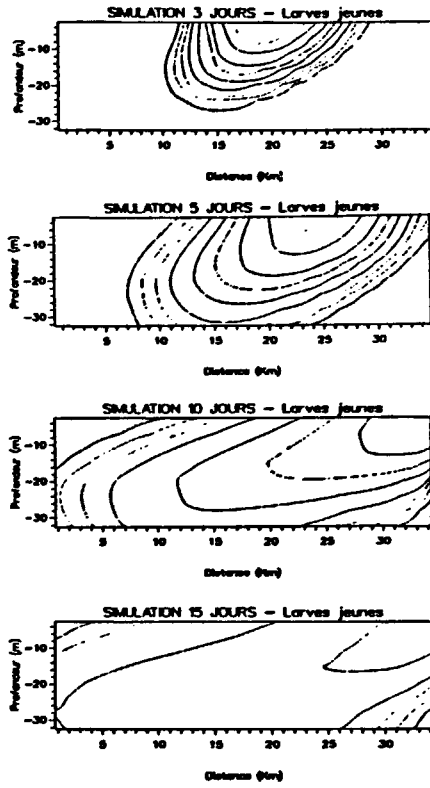


Fig. 42d: Evolution des effectifs pélagiques au cours des 35 premiers jours de simulation dans l'ensemble du volume considéré

Fig. 42b: Modélisation spatiale (sur une distance de 35 km) du devenir des larves pélagiques

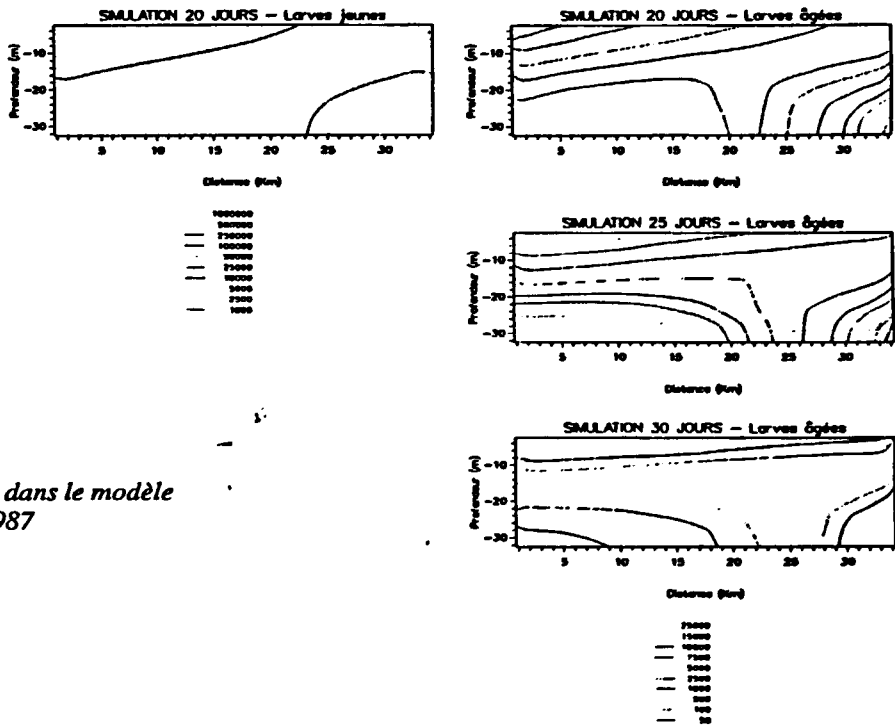


Figure 42: Modélisation de la dynamique de population d'Owenia fusiformis, évolution spatio-temporelle des différents stades pélagiques (Thiébaud, 1994)

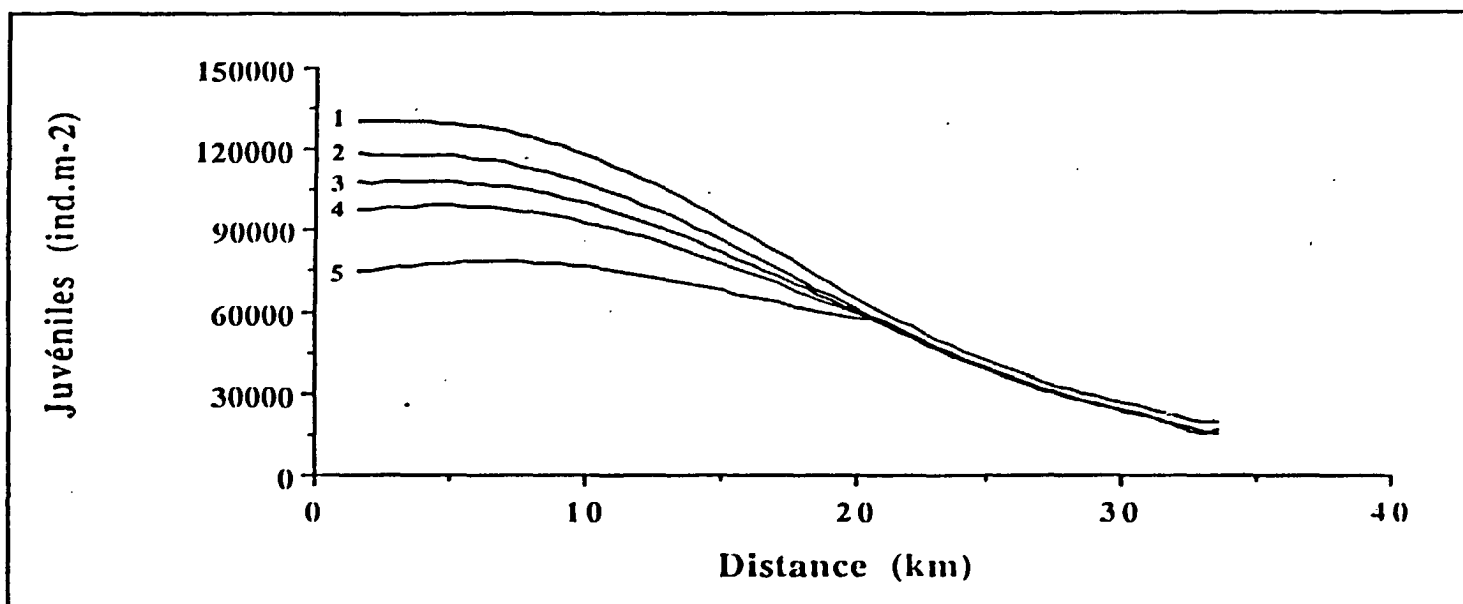


Fig. 43a: Effet en fonction du taux de prédation (p_{12}). La densité en prédateurs est de 40 ind.lm^3 . Les prédateurs sont localisés entre 0 et 20 km et 10 à 30 m (1 : $p_{12} = 0 \text{ ind.pred}^{-1} \text{ j}^{-1}$; 2 : $p_{12} = 1 \text{ ind.pred}^{-1} \text{ j}^{-1}$; 3 : $p_{12} = 3 \text{ ind.pred}^{-1} \text{ j}^{-1}$; 4 : $p_{12} = 5 \text{ ind.pred}^{-1} \text{ j}^{-1}$; 5 : $p_{12} = 10 \text{ ind.pred}^{-1} \text{ j}^{-1}$).

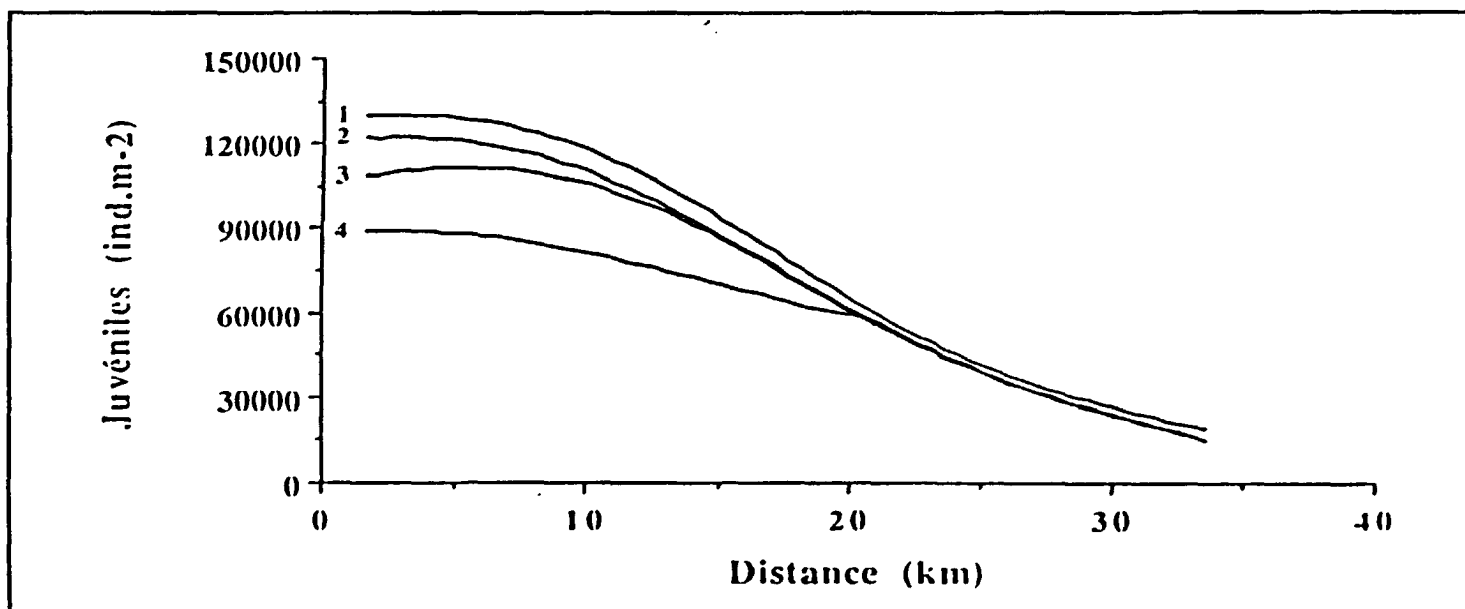


Fig. 43b: Effet en fonction de la durée de présence des prédateurs. La densité en prédateurs est de 40 ind.lm^3 et le taux de prédation est de $10 \text{ ind.pred}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Les prédateurs sont localisés entre 0 et 20 km et 10 à 30 m. 1 : absence de prédateurs; 2 : prédateurs entre 1 et 10 jours; 3 : prédateurs entre 11 et 20 jours; 4 : prédateurs entre 21 et 30 jours.

Figure 43: Effet d'un prédateur pélagique *Pleurobrachia pileus* sur les densités simulées de juvéniles pour une durée de 30 jours

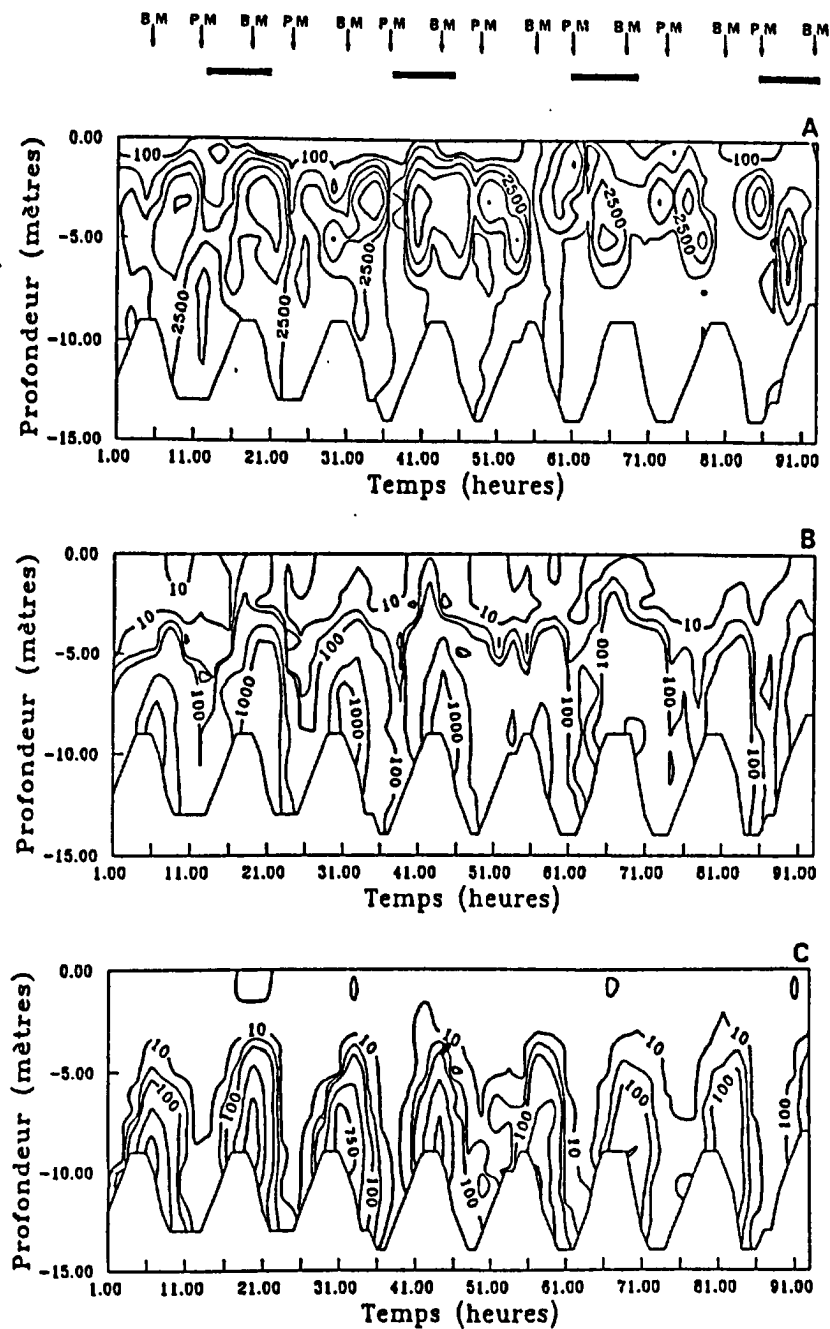


Figure 44 Evolution temporelle au point F entre le 23 et le 27 mai 1991 de la densité totale des larves de *Pectinaria koreni* en ind.lm^{-3} (A), de la densité totale d'aulophores en ind.lm^{-3} (B) et de la densité d'aulophores aranéacés en ind.lm^{-3} (C). BM = basse mer, PM = pleine mer. Les barres noires horizontales indiquent la nuit

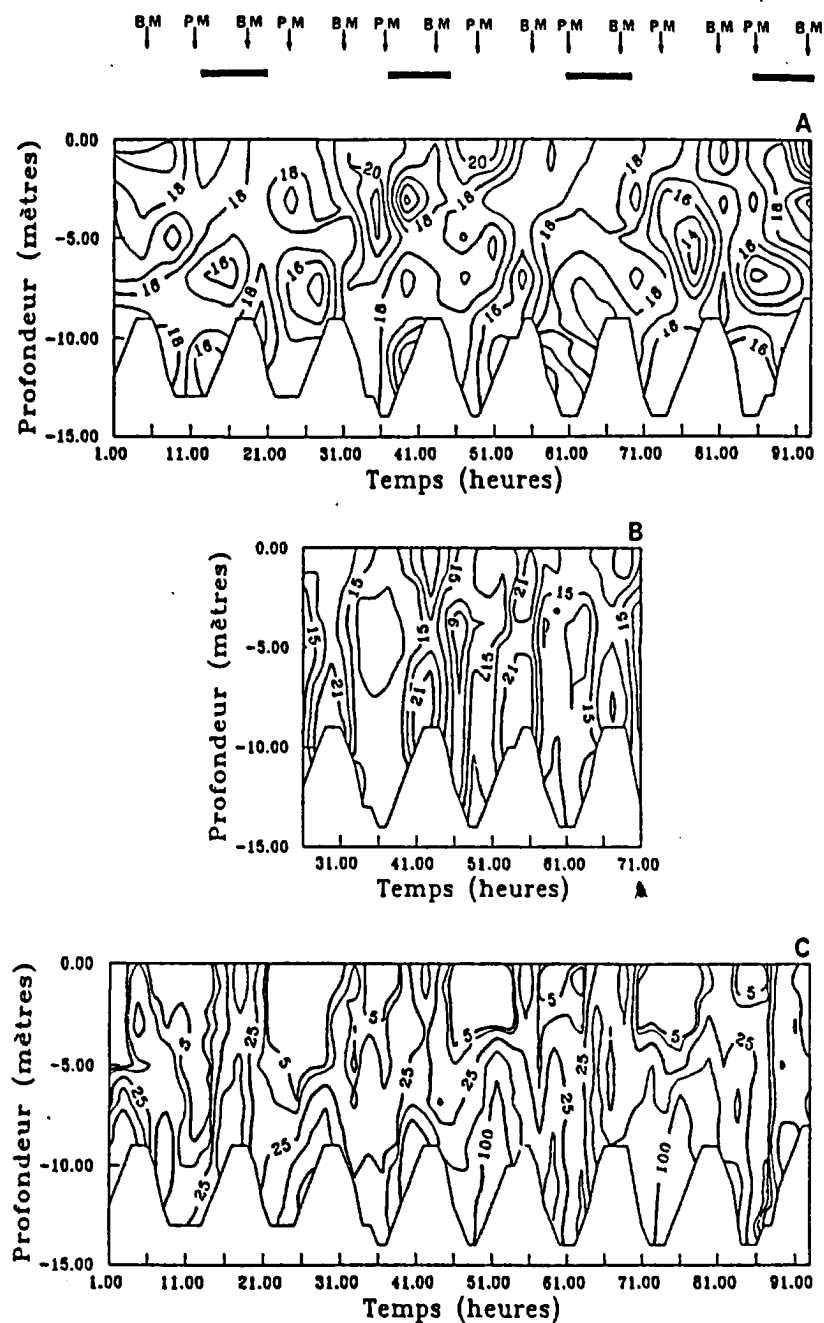


Figure 45 Evolution temporelle au point F entre le 23 et le 27 mai 1991 de la concentration en chlorophylle "a" en $\mu\text{g l}^{-1}$ (A), de la concentration en M.E.S. en $\mu\text{g.lm}^{-3}$ (B) et de la densité de *Pleurobrachia pileus* en ind.lm^{-3} (C).

- la remise en suspension des postlarves (Olivier, 1992) peut participer dans certaines conditions, mais toujours sous l'action des courants de marée, au retour d'une partie de la population larvaire de fonds défavorables vers des fonds favorables.

L'étude du devenir des larves à l'intérieur de la bande côtière confirme et complète les observations de Lagadeuc (1990) :

"Au débouché de l'estuaire, la distribution des larves de Pectinaria koreni est fortement corrélée à la structure hydrologique, avec une localisation presque exclusive de celles-ci dans la masse d'eau sous influence estuarienne".

Cependant, à sa sortie de l'estuaire, le panache des eaux fluviales (ou plume) de la Seine montre une irrégularité des phénomènes de convergence au niveau de la structure frontale⁴ qui caractérise les côtes du Pays de Caux (Pingree et al, 1975 b et Brylinski et al, 1991) : les eaux dessalées, au lieu d'être plaquées à la côte, peuvent être situées à quelques milles de celles-ci et les abondances maximales de larves sont localisées dans les "lentilles" d'eau estuariennes ainsi identifiées.

Les potentialités de transfert côte/large sont ici visiblement contrôlées par les variations tidales de la structure frontale et par les instabilités du front associées aux événements météorologiques (vent), ainsi qu'à l'intensité des forces de cisaillement induites par les gradients de densité.

Par ailleurs, contrairement aux observations de Brylinski et Lagadeuc (1988 et 1990) dans le Pas-de-Calais, c'est en vive-eau que la stratification est la plus importante en baie de Seine; les interfaces considérables entre les deux masses d'eau favorisent alors les échanges.

Enfin, lorsqu'une masse d'eau dessalée s'individualise le long de la côte, le transport des larves y est favorisé et se fait en conditions trophiques favorables en raison de la richesse en chlorophylle a qui caractérise cette masse d'eau côtière.

2.4. Variabilité spatio-temporelle du peuplement à *Abra alba-Pectinaria koreni* :

L'analyse de quatre campagnes hivernales réalisées en 1986, 1987, 1988 et 1991 confirme la stabilité du peuplement déjà signalée par Cabioch en 1986. Sur 140 espèces inventoriées au total, seulement 15 se classent au moins une fois parmi les 10 premières en abondance numérique et le premier rang est occupé chaque année par *Owenia fusiformis*.

Les fluctuations d'effectifs sont décrites pour les espèces principales du peuplement (fig. 46 et 47). Il y apparaît une relative stabilité des espèces dominantes ainsi que de leurs aires de distribution.

⁴ Les fronts se définissent comme une zone de gradients horizontaux prononcés entre deux masses d'eau aux caractéristiques différentes (température, turbidité, salinité, ...)

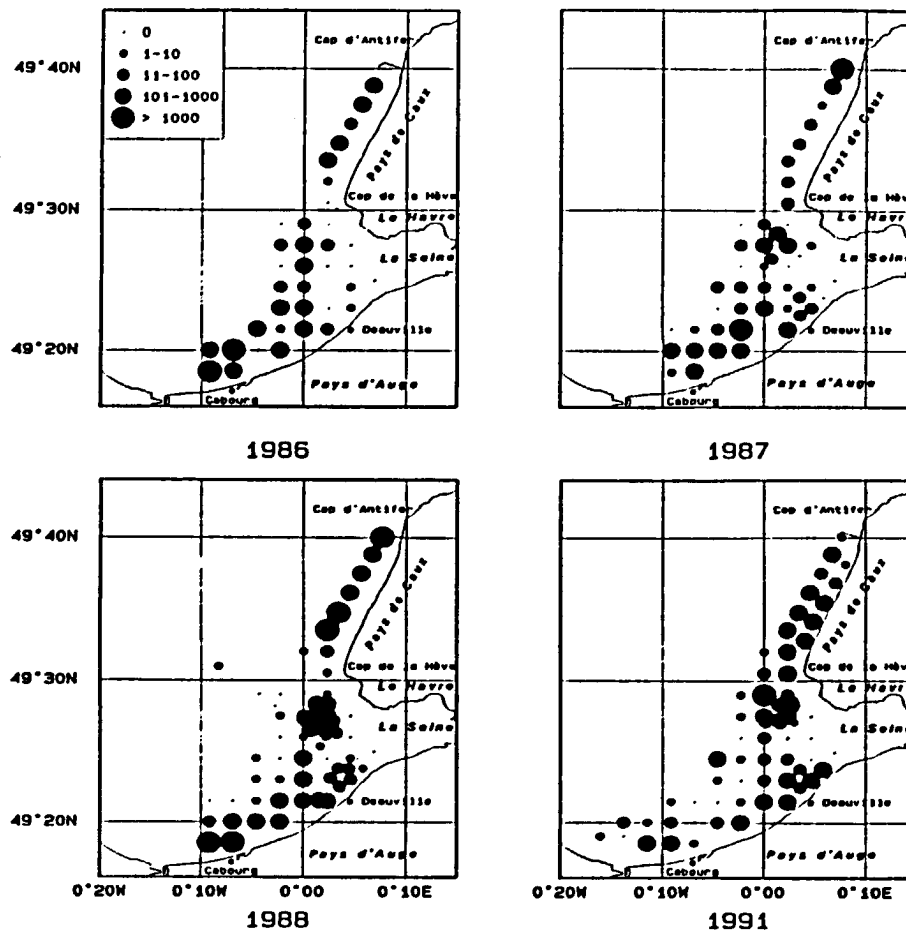


Figure 46: Répartition des densités (ind.lm⁻²) de la population d'*Owenia fusiformis* en février 1986, 1987, 1988, et en mars 1991.

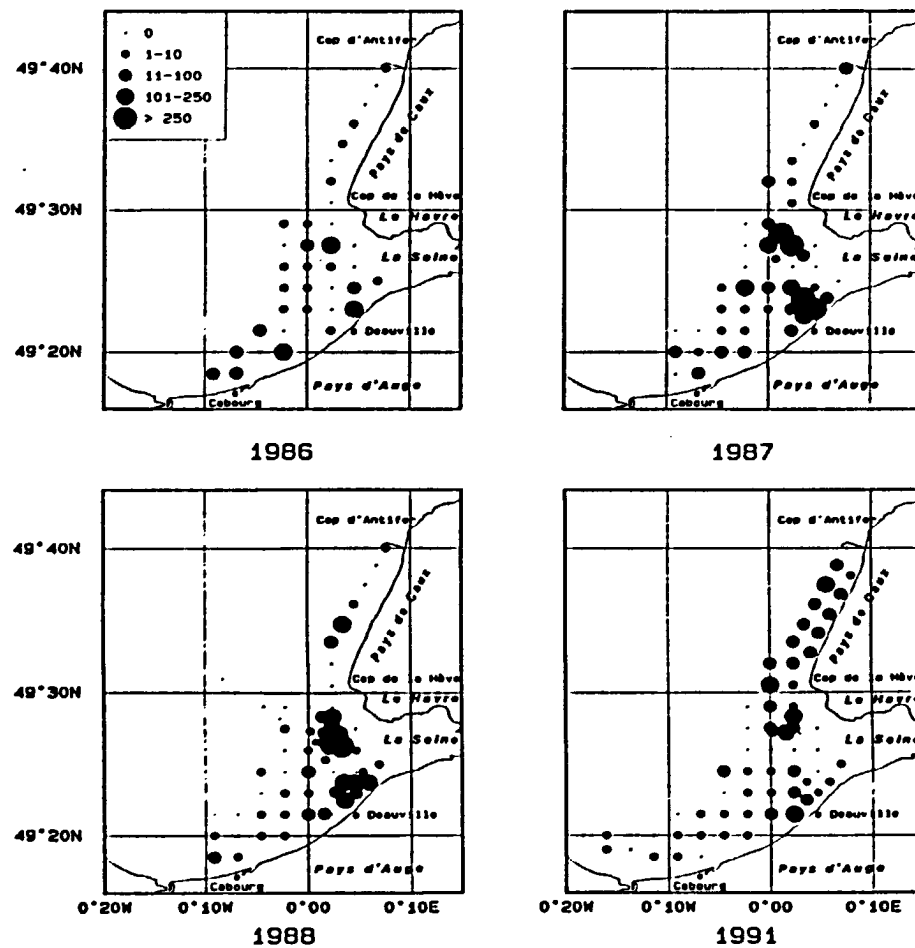


Figure 47: Répartition des densités (ind.lm⁻²) de la population de *Pectinaria koreni* en février 1986, 1987, 1988, et en mars 1991.

Au niveau du peuplement, le traitement statistique des données (Analyse Factorielle de Correspondances), appliqué aux abondances numériques, permet d'individualiser différents assemblages pour chacune des campagnes (fig. 48 et 49).

Deux assemblages principaux sont remarquables :

- le premier, situé face à Deauville et l'estuaire de Seine se caractérise par des effectifs élevés de *Pectinaria koreni*, associés à *Owenia fusiformis*, *Abra alba* et *Nephtys hombergii*;

- le second, localisé le long des côtes du Pays de Caux et du Pays d'Auge s'identifie par la dominance à caractère constant des échinodermes (*Acrocnida brachiata*, *Echinocardium cordatum* et *Ophiura texturata*), d'*Owenia fusiformis* et de *Cultellus pellucidus*.

En 1986 et 1988, d'autres assemblages apparaissent qui peuvent être définis comme des zones de transition avec le peuplement voisin des sables moyens propres à *Ophelia borealis*.

La structuration spatiale du peuplement apparaît donc relativement stable entre 1986 et 1991.

En 1988 et 1991, la comparaison des différents assemblages avec les caractéristiques granulométriques du sédiment indique, malgré une grande disparité des caractéristiques granulométriques au sein des stations appartenant à un même assemblage, une structuration du peuplement en différents assemblages qui ne semble pas être à relier aux composantes édaphiques.

L'image du traitement statistique obtenue sur 28 stations échantillonnées en 1971 montre des contrastes plus marqués mais il convient de rappeler ici, outre un nombre de stations nettement inférieur par rapport aux campagnes de 1988 et 1991, l'emploi d'engins de prélèvements différents : drague Rallier du Baty en 1971 et benne Hamon de 1986 à 1991.

Dans son interprétation des observations ci-dessus, l'auteur, après avoir rappelé l'influence directe des variables environnementales prédominantes telles que l'intensité de la dessalure de l'estuaire vers le large, met l'accent sur le rôle probablement essentiel des facteurs biotiques dans la structuration des populations : le mode de recrutement des principales espèces (stratégie "r" à cycle benthopélagique) induit des mortalités différentielles des individus dans l'espace, et s'accompagne de l'action simultanée de facteurs supposés importants que sont :

- la compétition intra et inter spécifique,
- la prédation et la nature de la ressource trophique.

Enfin, la stabilité du peuplement, ainsi que les biomasses en présence, sont comparées à d'autres sites.

Le caractère exceptionnel du peuplement des sables fins envasés de la baie de Seine est souligné sur ces deux plans : les biomasses (pouvant atteindre 193 g/m² de matière sèche) sont parmi les plus fortes pour ce type de peuplement dans les mers européennes et les résultats obtenus dans d'autres régions s'opposent nettement à ceux de la baie de Seine de par leur moindre stabilité spatio-temporelle (voir aussi annexe 5).

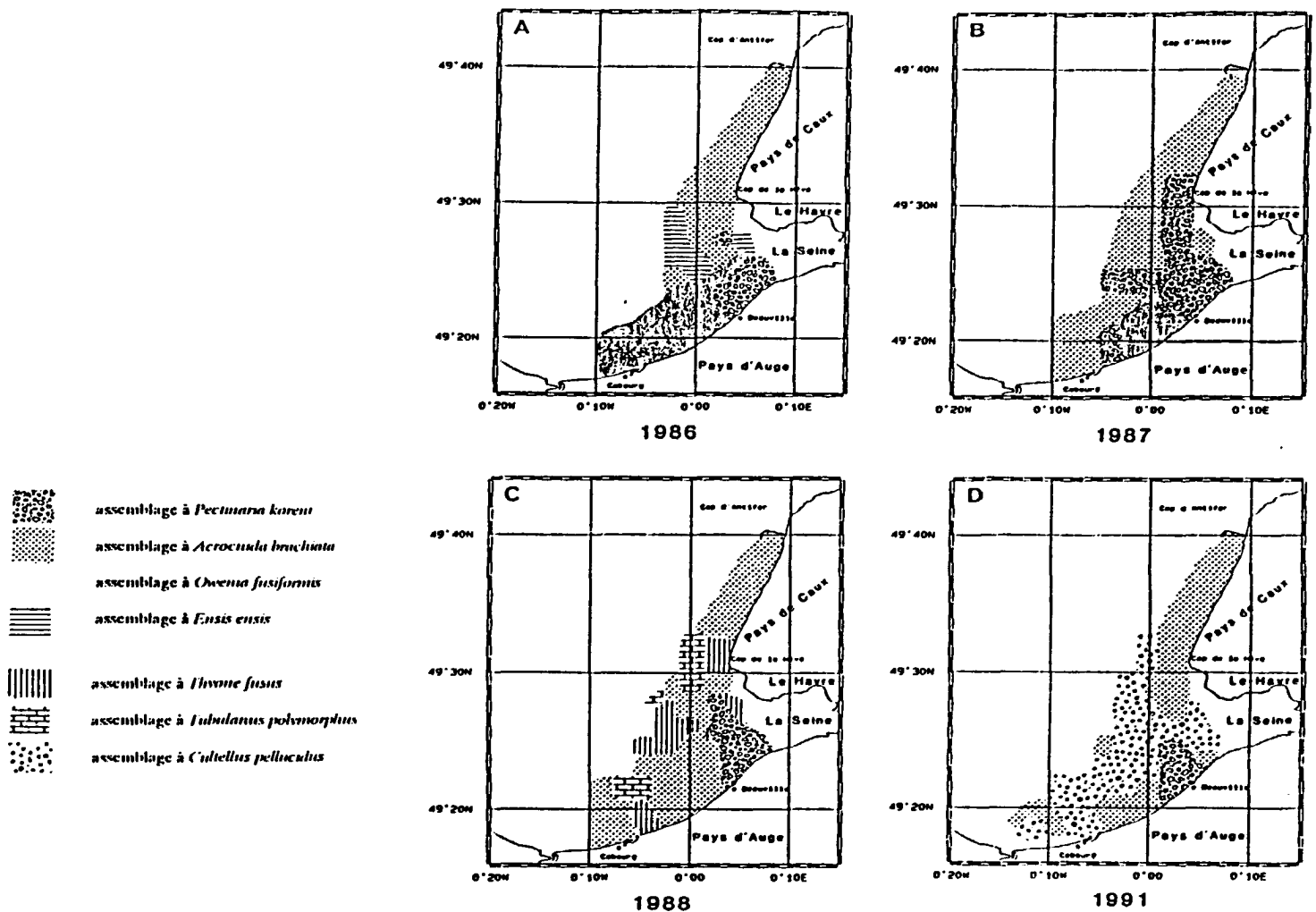


Figure 48 : Distribution des différents assemblages du peuplement des sables fins plus ou moins envasés du secteur oriental de la Baie de Seine définis par l'analyse factorielle des correspondances en 1986 (A), 1987 (B), 1988 (C) et 1991(D).

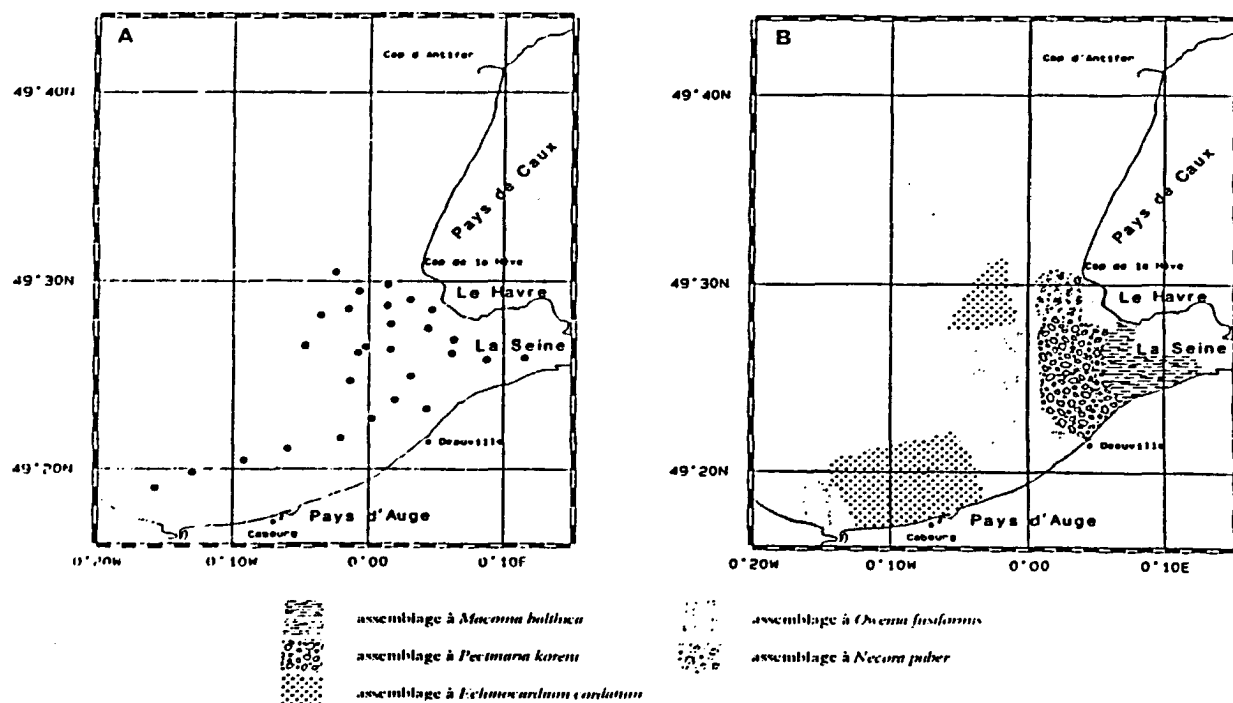


Figure 49 : Analyse des données benthiques récoltées en juin 1971 à la drague rallier du Baty dans le secteur oriental de la Baie de Seine. (A) Localisation des stations échantillonnées; (B) Distribution des différents assemblages du peuplement définis par l'analyse factorielle des correspondances.

3. Premiers résultats descriptifs des populations suprabenthiques et de la faune méso à macrozooplanctonique vivant à proximité du fond (Wang et al, 1994).

Les crustacés péracarides et décapodes nageurs, le matériel planctonique tel que les copépodes ou larves de différents groupes faunistiques (poissons, annélides ou mollusques) sont désormais connus pour être d'importantes sources de nourriture pour les poissons démersaux (Dauvin, 1988). L'intérêt croissant porté à la faune suprabenthique infralittorale et circalittorale conduit au développement actuel de ce type d'étude. Dans la Manche, les premières informations sont acquises par Dauvin (1989) et le développement du programme "Seine Aval" permet d'acquérir sur 2 séries de prélèvements les premières données aux abords immédiats de l'estuaire de Seine.

La composition faunistique, les activités natatoires et les variations d'abondances sont étudiées sur deux compartiments faunistiques distincts :

- la faune typiquement suprabenthique (composée essentiellement de crustacés) ;
- la faune méso à macrozooplanctonique vivant près du fond (holoplancton et méroplancton).

3.1. Le suprabenthos

L'étude porte sur 46 espèces (annexe) permanentes du suprabenthos, il s'agit de crustacés amphipodes, isopodes, cumacés et mysidacés.

Les résultats mettent en évidence (fig. 50 à 53) :

- Une très forte dominance en abondance des cumacés (63,3%) et des mysidacés (27,5%).
- Les variations d'effectifs au sein de la colonne d'eau conduisent pour quelques espèces à distinguer trois types de comportement :
 - 1) un coefficient d'activité natatoire élevé et à caractère permanent pour le mysidacé *Mesodopsis slabberi*.
 - 2) une migration vers le fond le jour, accompagnée d'une remontée dans la colonne d'eau la nuit pour les genres *Bodotria* et *Diastylis* (Cumacés).
 - 3) une présence constante près du fond avec peu d'activité natatoire pour *Gastrosaccus spinifer*, *Pseudocuma longicornis* ou encore *Crangon crangon*.

La variation d'intensité lumineuse semble déterminer le rythme de l'activité natatoire : de nombreuses espèces sont endobenthiques le jour et suprabenthiques la nuit. En ce sens, cette étude conforte les résultats acquis antérieurement (Corey, 1970 ; Macquart-Moulin, 1984 ; Elizalde *et al.*, 1991).

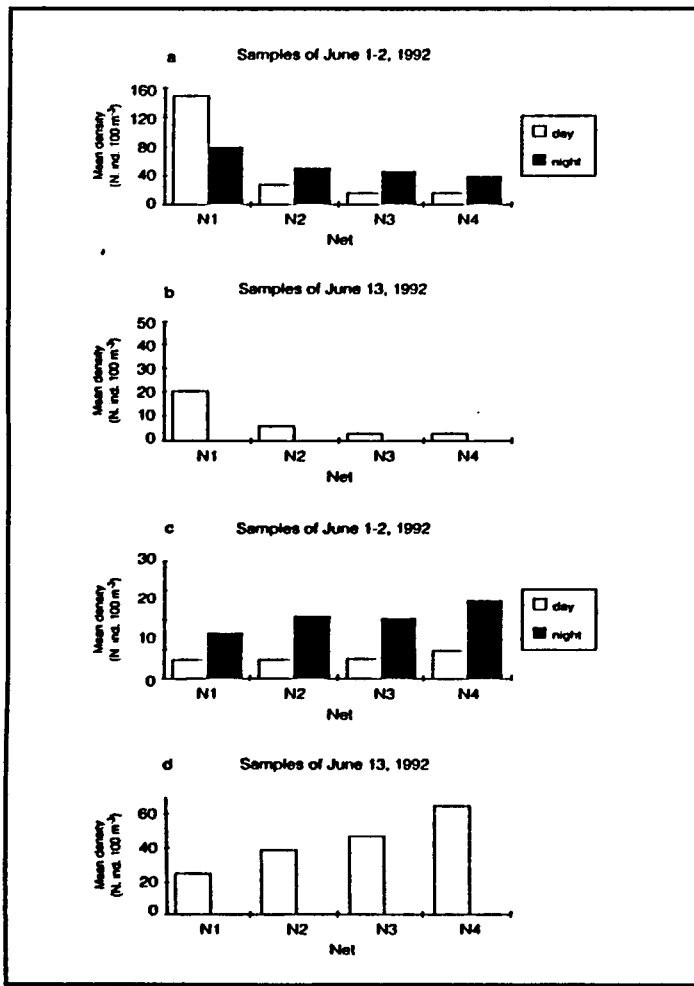


Figure 50: Densités moyennes jour/nuit (ind./100m³) des mysidacés dans les quatre filets (N1 à N4), a) et b) : *Schistomysis kervillei*; c) et d) : *Mesodopsis slabberi*.

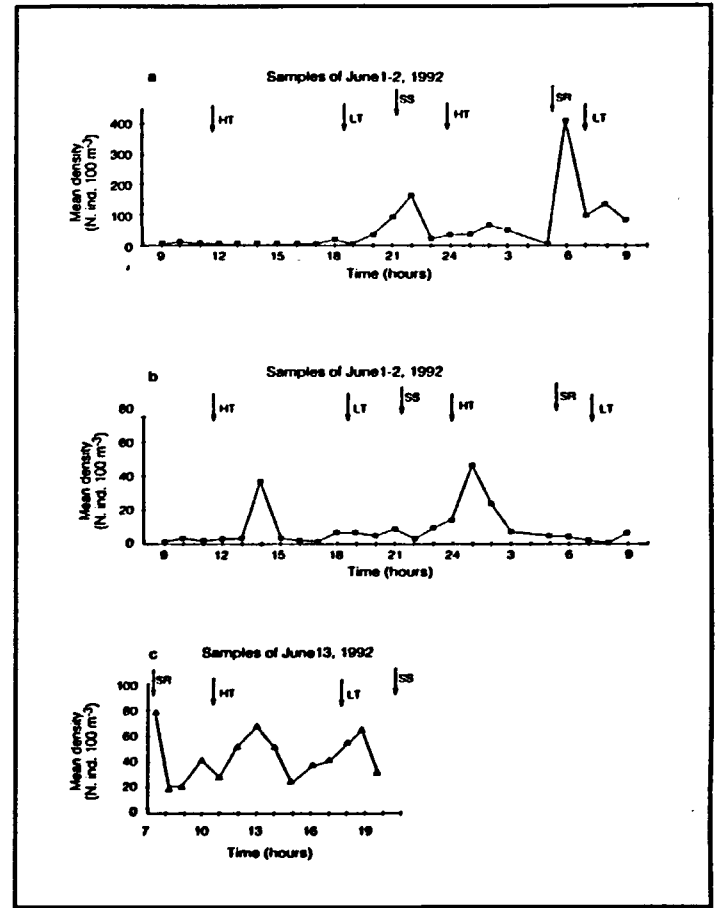


Figure 52: Variation diurne des densités de *Schistomysis kervillei* (a) et *Mesodopsis slabberi* (b,c); (HT = marée haute, LT = marée basse, SS = coucher du jour, SR = lever du jour).

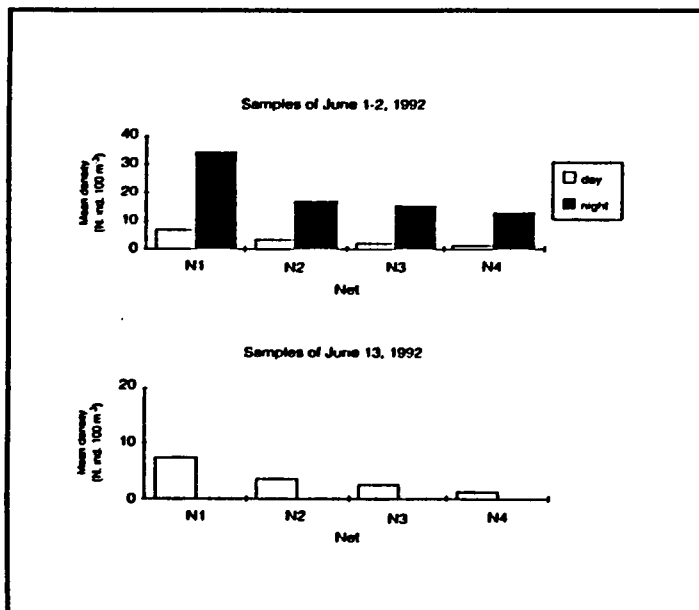


Figure 51: Densités moyennes jour/nuit (ind./100m³) de *Crangon crangon* dans les quatre filets (N1 à N4).

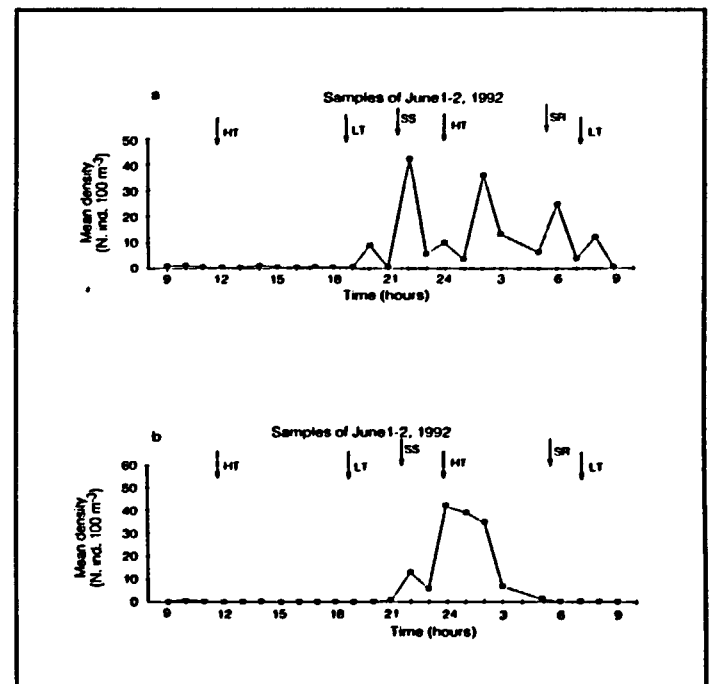


Figure 53: Variation diurne des densités de *Crangon crangon* (a) et *Megaluropus agilis* (b); (HT = marée haute, LT = marée basse, SS = coucher du jour, SR = lever du jour).

Par ailleurs, en estuaire de Seine, excepté pour les espèces nageuses, la circulation tidale influence beaucoup la distribution des organismes suprabenthiques.

3.2. La faune zooplanctonique à caractère démersal

Les copépodes et larves de crustacés rassemblent au sein du cortège faunistique inventorié des effectifs très largement dominants avec des valeurs moyennes atteignant respectivement $26,5 \cdot 10^3$ individus/100 m³ et $11,1 \cdot 10^3$ individus/100 m³.

Au cours du suivi, il a été enregistré pour les copépodes jusqu'à 120 000 individus/100 m³. Comparativement à d'autres sites, il s'agit là des densités les plus fortes enregistrées à ce jour.

Au vu des fluctuations de distribution verticale pour les espèces principales, il ressort un classement en trois groupes définis de la façon suivante :

1) les organismes nectoniques supérieurs, dans la couche supérieure de l'eau le jour et qui se rapprochent du fond la nuit. Il s'agit des post-larves de clupéidés et de callionymidés.

2) les organismes à la limite du necton qui restent près du fond le jour et s'élèvent la nuit. Ce sont les post-larves de soléidés et de gobiidés.

3) les organismes planctoniques dont certaines espèces sont essentiellement présentes dans la couche supérieure et d'autres sans activité natatoire régulière. Ce dernier groupe rassemble les copépodes, les larves de crustacés, *Pleurobrachia pileus*, les épitoques de syllidés et les larves de *Lanice conchilega*.

Au cours du cycle tidal, les variations de densités conduisent à distinguer 4 types d'évolution :

1) **schéma des post-larves de Clupéidés** (fig. 54) : les densités sont maximales au lever et au coucher du jour, périodes au cours desquelles les individus se rassemblent à proximité du fond. Aucune corrélation avec le cycle tidal n'apparaît pour ces bons nageurs.

2) **schéma des post-larves de Gobiidés** (fig. 55) : présence d'un pic d'abondance au début du flot, moment où les juvéniles de gobies, de callionymes ou encore de soles pénètrent dans l'estuaire en synchronisme avec le maximum de courant de marée.

3) **schéma de *Pleurobrachia pileus*** : le pic d'abondance est observé lors des courants de jusant les plus intenses.

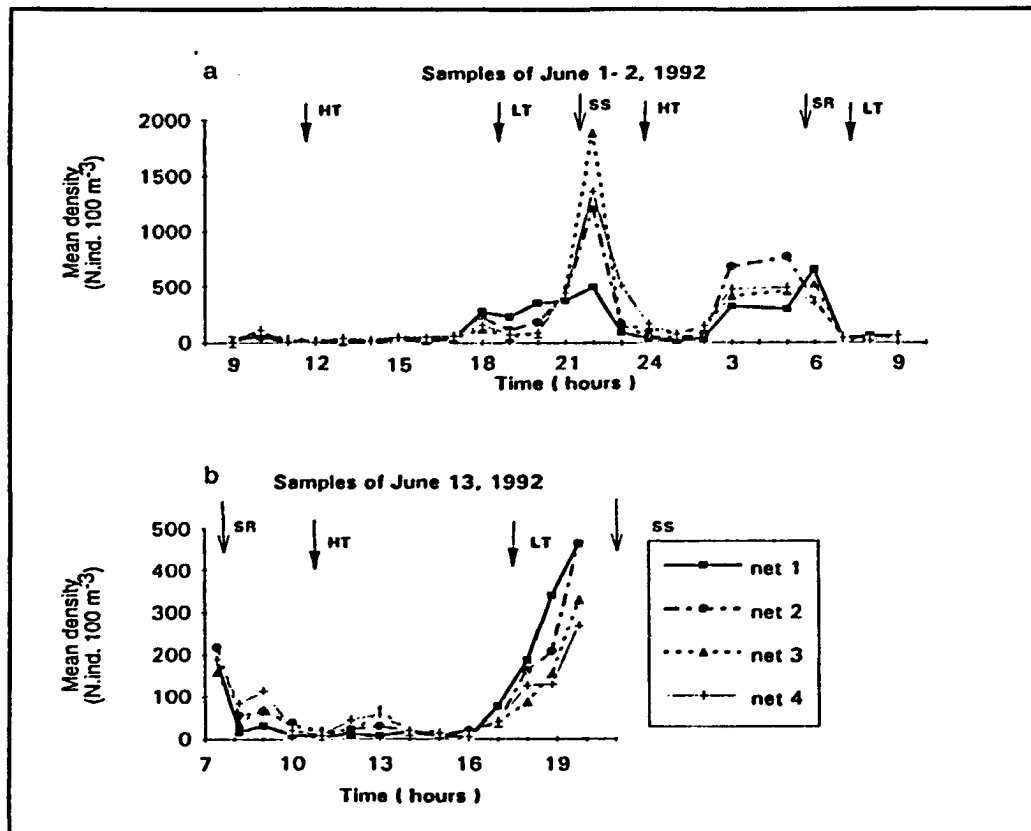


Figure 54 Variation diurne des densités de post-larves de Clupéidés; (HT = marée haute, LT = marée basse, SS = coucher du jour, SR = lever du jour).

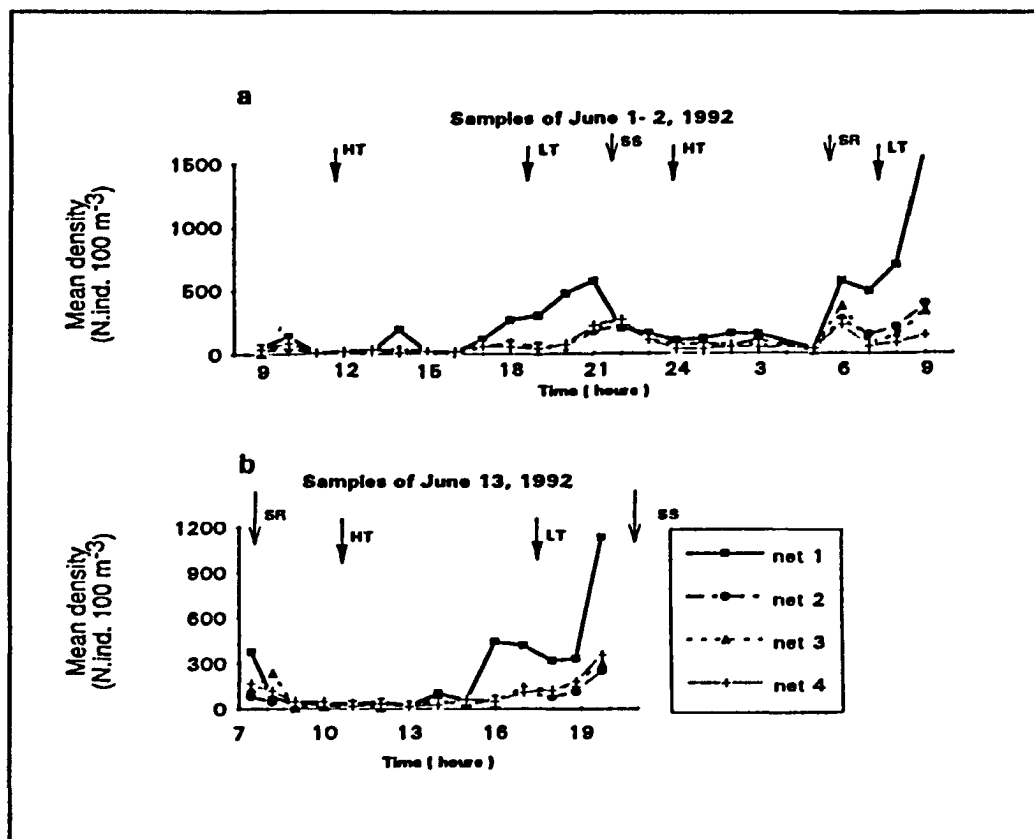


Figure 55: Variation diurne des densités de post-larves de Gobiidés (a et b); (HT = marée haute, LT = marée basse, SS = coucher du jour, SR = lever du jour).

4) schéma des copépodes : il combine deux mécanismes, à savoir l'advection et la migration, et les pics d'abondance apparaissent toutes les 12 heures lors du courant de jusant.

Un pic supplémentaire apparaît au milieu de la nuit où les individus semblent migrer vers le fond.

Ce type d'étude montre l'abondance des post-larves de poissons au printemps (1-2/06/92 et 13/06/92) avec 200 à 500 individus/100 m³ en moyenne sur l'ensemble d'une journée.

L'auteur relie ce constat à l'abondance des proies mésozooplanctoniques et suprabenthiques de ce secteur de l'estuaire où l'environnement est favorable au développement de ces dernières.

IV Conclusions de la première partie

Dans la perspective de la présentation de la loi sur le littoral et dans un souci d'amorcer une concertation entre les multiples utilisateurs du littoral estuarien et des zones humides adjacentes, la D.R.A.E. (= D.I.R.E.N.) organise en 1984 au Havre un colloque intitulé "L'estuaire de la Seine, enjeux écologiques et économiques".

Quatre années après l'achèvement des études du SAUM, cette manifestation réalise une synthèse des connaissances et met l'accent sur l'importance de l'estuaire au travers de ses fonctions écologiques et surtout sur celles des zones intertidales. Les tendances évolutives sont dégagées et les causes de dysfonctionnement identifiées.

Malgré une pression d'aménagement qui reste soutenue au cours du temps, le milieu naturel et les zones particulièrement sensibles que sont les vasières, en constante évolution depuis près de 15 ans (voir 2ème partie : les études d'impact et de suivi) conservent un intérêt écologique à différents niveaux :

Importance trophique :

Sur le plan sédimentaire un estuaire constitue une zone de stockage, mais c'est également et par voie de conséquence dans le cas présent, un gigantesque piège à nourriture :

La production primaire du microphytobenthos y est élevée (Vu Do et al, 1980) et représente une part essentielle de la production primaire (Cosson, 1984). Notons qu'à pleine mer cette dernière est ralentie au niveau du bouchon vaseux : zone de turbidité maximale qui se développe à l'interface entre les masses d'eau douces et marines. Cette baisse de productivité primaire (localisée surtout dans le chenal de navigation) n'est pas sans répercussion sur toute la chaîne alimentaire et donc sur la production biologique globale de l'estuaire (Dupont, 1984).

Sur les vasières, la macrofaune intertidale présente des effectifs considérables (Desprez et al, 1980) et ce type de substrat, riche en matière organique et en débris végétaux est à l'origine d'une production biologique et d'une capacité trophique exceptionnelle, malgré le faible nombre d'espèces qui résistent aux contraintes environnementales.

Rôle épurateur :

Un autre intérêt des vasières réside dans leur pouvoir épurateur, fonction non négligeable eu égard aux importantes zones de décantation et d'accumulation des polluants que sont les estuaires. Ce pouvoir épurateur trouve son origine dans l'intense activité microbienne qui caractérise ce biotope (Frileux *et al*, 1980), avec présence de bactéries capables de dégrader les hydrocarbures (Jauneau, 1980).

Rôle de transformation des apports de la Seine et de stockage des micropolluants :

Dans les estuaires soumis à la marée, les eaux en provenance du fleuve vont demeurer dans l'estuaire entre deux jours et une dizaine de jours avant d'être évacuées en mer (Bessineton, 1984). De nombreuses substances et micropolluants associés: métaux organohalogènes, hydrocarbures... s'accumulent dans l'estuaire et y subissent des réactions chimiques complexes et multiples avant d'atteindre le milieu marin ou d'être stockés dans les sédiments vaseux.

Par ailleurs, l'estuaire de Seine, système fortement évolutif est soumis à un comblement naturel, auquel s'est superposé depuis le début du siècle la réalisation d'importants travaux d'aménagements pour aboutir à sa configuration actuelle. Les principales étapes de ces aménagements, mais surtout les conséquences qu'elles ont eu sur le milieu naturel physique et biologique seront rappelées en 2ème partie de ce document.

Au début des années 1980, les impacts des aménagements successifs sur le fonctionnement physique de l'écosystème sont clairement énoncés (Avoine, 1981) :

- réduction des volumes oscillants avec augmentation notable des atterrissements lors des périodes de travaux,
- modification des facteurs hydrologiques et hydrodynamiques dans l'estuaire et l'embouchure,
- augmentation de l'influence directe du fleuve et de ses apports en Baie de Seine.

Ces modifications entraînent inévitablement une altération des fonctions écologiques énoncées précédemment.

Paradoxalement, malgré l'importance des enjeux qui caractérisent l'estuaire, les travaux de recherche scientifique s'orientent à partir de 1982, presque exclusivement vers l'étude des populations benthiques subtidales au large de l'embouchure du fleuve. Le colloque " Baie de Seine " renforce cette tendance en 1986, année à partir de laquelle l'essentiel des travaux se consacrent au peuplement à *Abra alba* - *Pectinaria koreni* et avec des axes de travail très vite ciblés sur le déterminisme du recrutement de quelques espèces (P.N.D.R.).

Si les acquis concernant la dynamique des populations sont importants à ce jour dans le domaine cotier subtidal, il n'en n'est pas de même en milieu intertidal et dans l'estuaire au sens strict, où les avancées dans ce domaine dues au programme COST 647 restent très limitées.

De plus, il faut souligner qu'en aucun cas les connaissances acquises dans le cadre du PNDR ne sont extrapolables à la communauté estuarienne à *Macoma balthica*. Si dans les deux cas, les processus hydrodynamiques jouent un rôle essentiel dans le recrutement de la macrofaune, il ne s'agit pas des mêmes espèces d'une part, et d'autre part les milieux physiques ne sont pas comparables. Les variations sont moindres en zone subtidale eu égard aux conditions de salinité, de couverture sédimentaire et de température, alors que les estrans meubles sont caractérisés par des fluctuations importantes, cycliques ou bien à caractère aléatoire, des facteurs abiotiques (régime macrotidal, fortes amplitudes de variations thermiques, modifications de l'hydrodynamisme et remaniements sédimentaires consécutifs aux aménagements).

L'étude récente (Thiébaud, 1994) de la variabilité spatio-temporelle du peuplement des sables fins envasés à *Abra alba* - *Pectinaria koreni* montre, outre une relative stabilité du peuplement, des biomasses élevées (déjà signalées par Monbet en 1980) et par conséquent une capacité trophique importante; en outre la structuration du peuplement en différents assemblages (cf III § 1.4) ne semble pas corrélée aux composantes édaphiques (granulométrie).

Cependant, l'évolution des populations n'est pas comparée à celle, au cours de la même période, de la couverture sédimentaire. Avoine (1984) met en évidence l'influence des apports fluviaux sur l'envasement des fonds du large de l'estuaire : au cours des dernières décennies, les aires de sédimentation ont rapidement régressé dans l'estuaire et se sont reportées vers l'aval où elles se stabilisent peu du fait de l'influence des houles. La comparaison des zones envasées au large de l'embouchure en 1982, avec celles observées en 1967 par Larsonneur et Hommeril, montre un net accroissement de la sédimentation fine (fig. 51). Entre ces deux dates, la surface occupée par les sédiments péltiques est passée de 100 Km² à 400 Km².

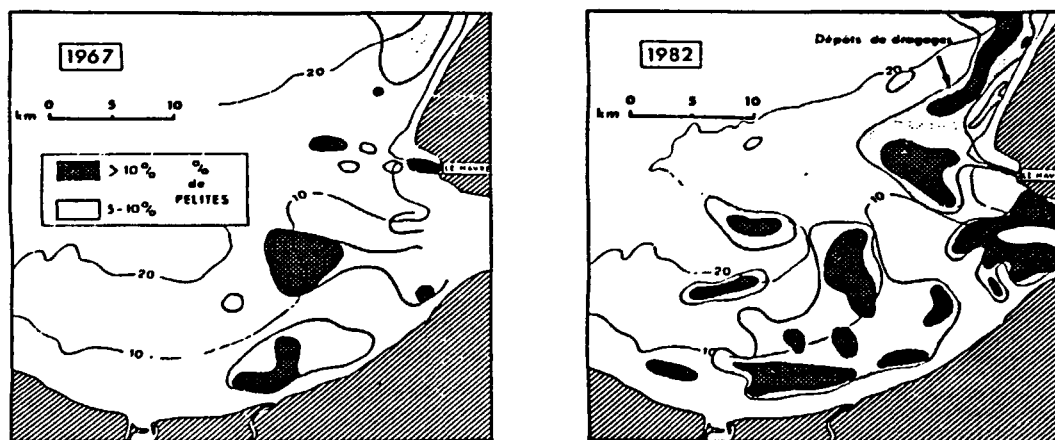


Figure 56 : Evolution de la teneur en pélites des sédiments de l'embouchure de la Seine entre 1967 et 1982 (Avoine, 1984)

Des données récentes à ce sujet permettraient une meilleure interprétation des évolutions biosédimentaires dans ce secteur fortement soumis à l'influence des apports continentaux.

Rappelons enfin l'existence, à l'issue des travaux du SAUM, de nombreuses perspectives de travail. Si certaines d'entre elles débouchent par la suite sur un suivi scientifique tel que celui entrepris sur la macroflore algale jusqu'en 1992, d'autres n'ont que partiellement ou pas du tout abouti :

- les processus de recrutement sont encore méconnus pour une large majorité des espèces de la macrofaune intertidale,

- l'étude des facteurs responsables de la structuration des populations de ce même compartiment faunistique est incomplète et l'estimation des biomasses couplée à un suivi général amont/aval n'ont été réalisés qu'en partie par la suite,

- si l'état de santé de l'estuaire paraît bon en 1980 en ce qui concerne la distribution du microphytobenthos, la nécessité d'un suivi et d'une évaluation de la productivité primaire, bien qu'ayant été exprimée à cette époque n'a, à notre connaissance, pas été suivie d'effets.

DEUXIEME PARTIE

ETUDES D'IMPACTS ET DE SUIVIS SCIENTIFIQUES

1. Introduction

Contrairement aux travaux de recherche, les études d'impact et les suivis ont un cadre géographique plus restreint, limité le plus souvent à l'estuaire de Seine au sens strict. Depuis la fin des années 1970, l'apparition d'une réglementation en matière de protection de l'environnement au niveau de la communauté européenne, a conduit à la mise en place en estuaire de Seine, d'actions prioritaires concernant la pollution de l'eau (Directive n° 76/464 du Conseil des Communautés Européennes du 4 mai 1976).

Parallèlement, dans un contexte de préoccupation croissante en matière d'environnement, les aménagements, qu'il s'agisse des endiguements ou du projet du pont de Normandie (1980), amènent à la réalisation d'études d'impacts.

Les études scientifiques entreprises dans la continuité des données acquises par le SAUM répondent donc à deux types d'activités anthropiques :

- les activités industrielles : extraction de granulats, rejets en mer, dépôts de dragages et de résidus de fabrication (titanogypses et phosphogypses),
- les infrastructures routières et portuaires : digues submersibles et projet du pont de Normandie.

Depuis 1975, nous pouvons résumer leur chronologie de la façon suivante :

1°) Suivis en domaine subtidal :

Organisme demandeur	Objet	Date début	Date fin	Fréquence	Thème
Sté Norsk Hydro Azote (ex-COFAZ)	<u>phosphogypses :</u> déversement par barges et conduite de rejet en mer	1975		3 par an puis 4/ an à partir de 1987	Macrofaune benthique
Sté Thann & Mulhouse	<u>Industrie du dioxyde de titane :</u> Rejet en mer d'acide de fer et métaux dissous.	1980 1980	1992	3 par an 2/an puis 3/an à partir de 1990	Macroflore algale Macrofaune benthique

2°) Les études biosédimentaires en domaine intertidal :

Zone d'étude	Objet	Demandeur	Date campagne	Etape/objectif de l'étude
Fosse de Flot Nord	Suivi des impacts biosédimentaires de la digue submersible	P.A.R.	09/1984 10/1988 11/1992	Bilan des connaissances et état initial 1er état après travaux 2ème état
Grande Vasière Nord	Projet de second franchissement de l'estuaire de Seine Pont de Normandie : Suivi des travaux	C.C.I.H. DDE 76 C.C.I.H. - Mission Pont de Normandie	1979 (SAUM) 10/1986 09/1988 11/1990 10/1992	Description des peuplements et impacts du projet Réactualisation de la cartographie biosédimentaire 1er état après construction du remblai 2ème état après construction du viaduc provisoire Etat à la fin des travaux
Vasière artificielle	Pont de Normandie : Mesures compensatoires	C.C.I.H. - Mission Pont de Normandie	09/1988 11/1989 10/1990 09/1992	Prospection initiale Etat initial avant travaux de décapage Evolution 1 an après travaux Evolution 3 ans après travaux

3°) Autres études :

Zone d'étude	Objet	Demandeur	Date campagne	Etape/objectif de l'étude
Domaine côtier au large d'Octeville	Dépôt de dragage du P.A.H.	P.A.H.	1980	Synthèse des connaissances*
Anse ouverte sud D1	Intéret biologique du site	P.A.H.	1987	Bilan des connaissances sur la macrofaune benthique
Abords du chenal d'accès au port du Havre	Extraction de granulats marins	P.A.H.	1991	Point zéro biologique
Vasière à l'est de l'estacade Bac du Hode	Stockage à terre de titanogypses : rejets des eaux		1991	Point zéro biologique

Tableau 5 : *Récapitulatif des études d'impacts et de suivis scientifiques sur la macrofaune benthique et /ou de la couverture sédimentaire (*) en estuaire de Seine et ses abords.*

I Evolution de l'estuaire et caractéristiques actuelles

1. Introduction

Les suivis scientifiques s'inscrivent dans la continuité de l'évolution de l'estuaire depuis le début du siècle dernier. L'ampleur des modifications au cours de cette période incite évidemment à rappeler les principales étapes des travaux, en vue d'une meilleure appréhension des conséquences de ces aménagements successifs, tant sur le plan des modifications géomorphologiques du site qu'au niveau de leur impact sur la dynamique des eaux.

2. Evolution ancienne

Entre le début du 19^{ème} siècle et les années 1972 à 1975, les différents endiguements réalisés sur le cours du fleuve sont destinés à améliorer les conditions de navigation entre Rouen et la mer, mais aussi à gagner des secteurs industriels et portuaires dans la région du Havre.

Les grands travaux et leurs conséquences ont été décrits en détail par Vigarié (1964) et Avoine (1981). Nous en reprendrons les grandes lignes.

Avant l'intervention de l'homme, l'estuaire naturel s'étendait d'une falaise à l'autre ; il était traversé par des chenaux de flot et de jusant peu profonds, divaguant entre de vastes zones intertidales. Depuis le milieu du 19^{ème} siècle, des séries de travaux visant à la stabilisation et l'approfondissement du chenal de la Seine ont été réalisés. Un couloir calibré a d'abord été construit entre deux digues insubmersibles jusqu'à Tancarville. Dans l'estuaire, la zone intertidale a été partiellement remblayée à l'abri des digues, notamment dans le secteur nord à des fins industrialo-portuaires.

La période 1959-1975 (fig 57a) voit l'achèvement de la digue nord insubmersible jusqu'au Havre. Une digue submersible destinée à accroître l'effet de chasse du fleuve encadre ensuite progressivement au nord, le chenal de navigation.

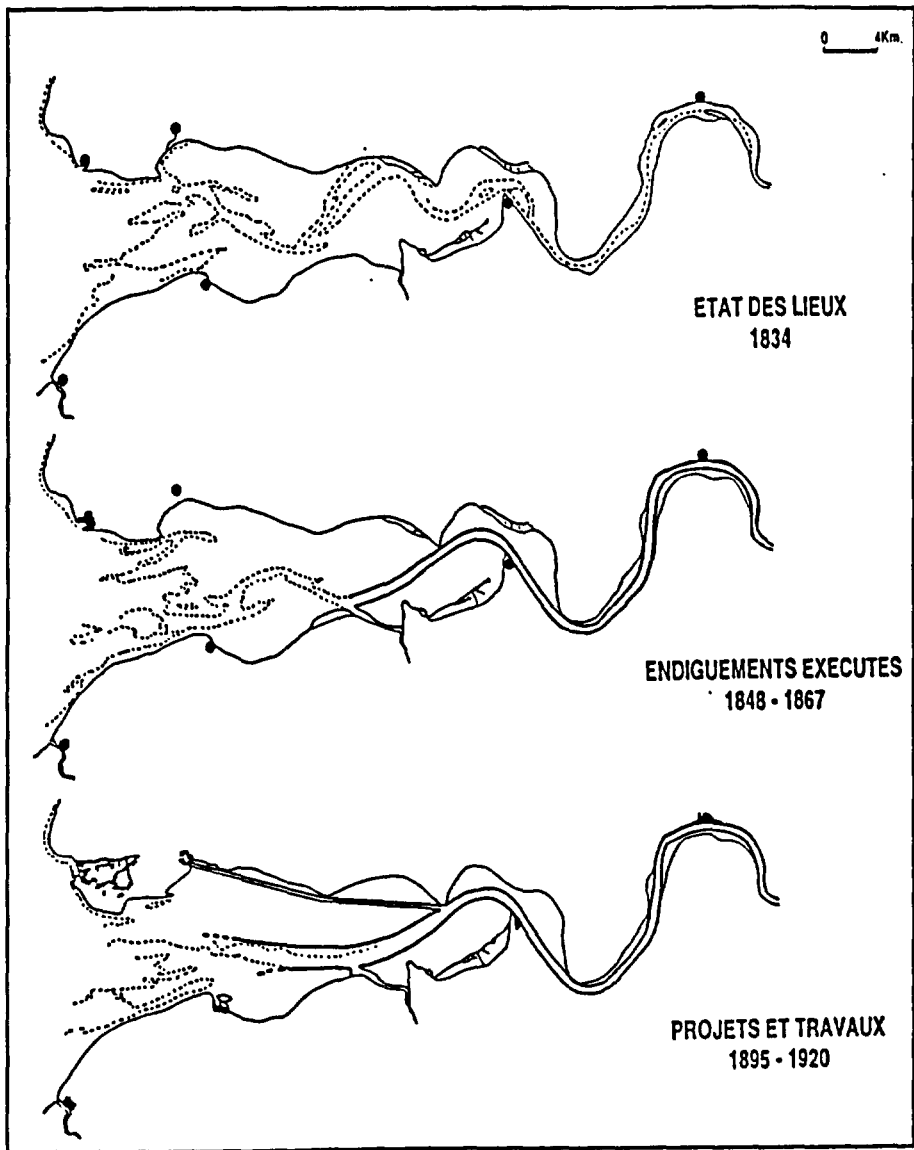
A partir de 1972, une digue en crochet est construite au sud des terrains de la CIM (digue D1). Cet ouvrage sera prolongé au début des années 1980 par une digue à l'est (digue D2).

En 1974, l'estacade de l'ancien bac du Hode (à l'extrémité Est de la zone d'étude) est remblayée et interdit toute circulation de l'eau d'est en ouest entre les deux digues nord.

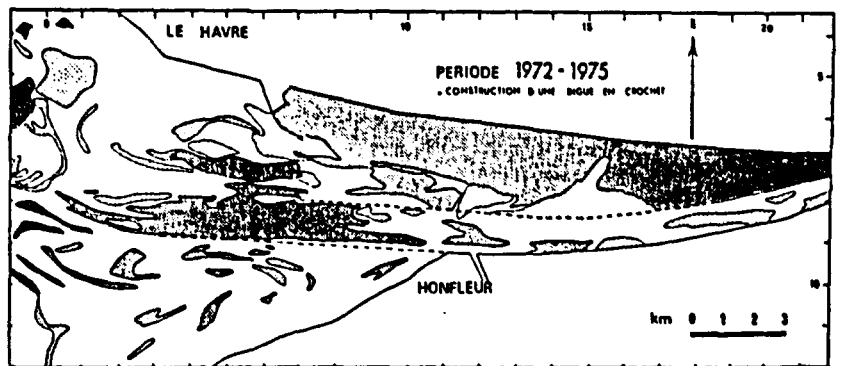
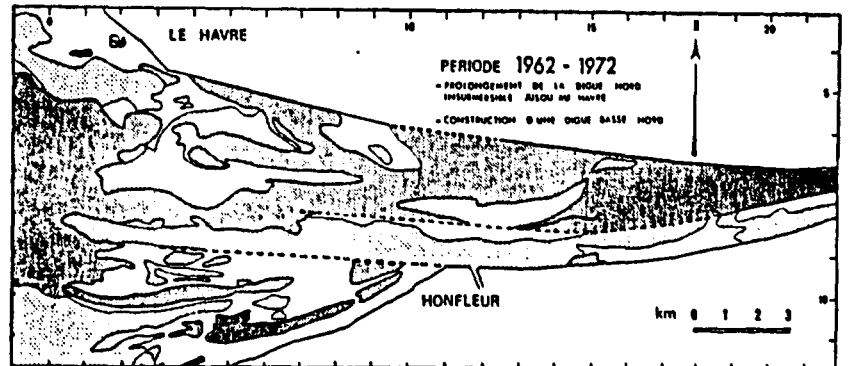
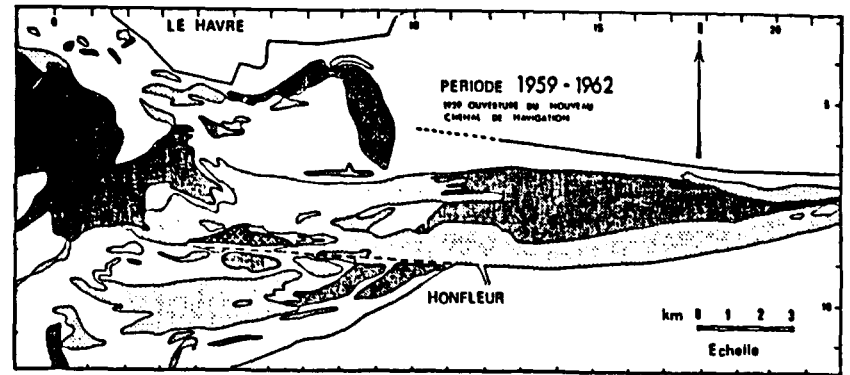
3. Conséquences des travaux d'aménagement :

L'évolution des zones intertidales à l'intérieur de l'estuaire est intimement soumise à celle des processus hydrodynamiques des différentes masses d'eau environnantes (cf I.2.2.1.). Les opérations d'endiguement et de remblaiement successifs conduisent aujourd'hui à une disparition depuis le début du siècle de plus de 80% de la surface de balancement des marées (fig 57b) avec déplacement vers l'aval des vasières saumâtres.

a



b



[Quadrillage kilométrique du Port autonome de Rouen]

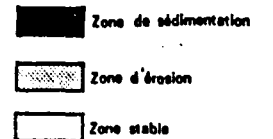


Figure 57: Evolution géomorphologique de l'estuaire de Seine de 1834 à 1920 (a) et évolution des fonds de 1959 à 1975 (b) d'après Avoine, 1981.

Aujourd'hui, les mécanismes physiques de réaction spontanée des éléments naturels en réponse aux endiguements sont connus et peuvent être résumés ainsi :

- La ségrégation des courants entre le chenal de navigation et les zones adjacentes entraîne un changement de la circulation résiduelle des eaux dans l'estuaire : l'effet recherché des digues est atteint car le rôle du jusant est renforcé dans le chenal de navigation et conduit à un meilleur auto-entretien des fonds. A contrario, les "annexes hydrauliques" de part et d'autre des digues fonctionnent peu à peu comme de véritables bassins de décantation, c'est-à-dire avec une prédominance du flot sur le jusant, nettement accrue par l'existence d'un chenal désormais figé et calibré.

Cette modification d'origine anthropique du régime des courants entraîne trois conséquences majeures :

1°) Modification des paramètres géométriques :

La décroissance conjointe de la surface des zones intertidales et des sections (fig 58) se traduit par une réduction très importante du volume de l'estuaire. Le comblement naturel de l'estuaire s'est trouvé fortement accéléré par les aménagements avec migration vers l'aval des zones de sédimentation.

2°) Mélange et mouvement des eaux :

Le front de salinité a migré vers l'aval sur plus de 50 km (fig 59) en vingt ans, consécutivement à une très nette augmentation de l'effet de chasse du fleuve (fig 60).

3°) Dynamique des sédiments en suspension :

La position moyenne du bouchon vaseux (fig 61) accompagne la migration vers l'aval de la limite de pénétration des eaux marines : le bouchon vaseux se situe actuellement (fig 62) dans l'embouchure au cours des basses mers de vives-eaux, avec un temps de résidence désormais considérablement réduit pour les sédiments fins d'origine fluviale.

4. Les facteurs physiques et climatiques

Les peuplements benthiques estuariens, outre leur évolution spatio-temporelle directement soumise à celle des aspects géomorphologiques vus précédemment, subissent l'action de facteurs abiotiques tels que le vent, la houle ou encore le débit du fleuve dont les fluctuations sont aléatoires.

- **les vents** (d'après Banal : sémaphore de la Marine Nationale du Cap de la Hève) :

Ils sont nettement dominants pour les directions comprises entre les secteurs SSW à WSW. Le pourcentage du nombre de jours où la vitesse est

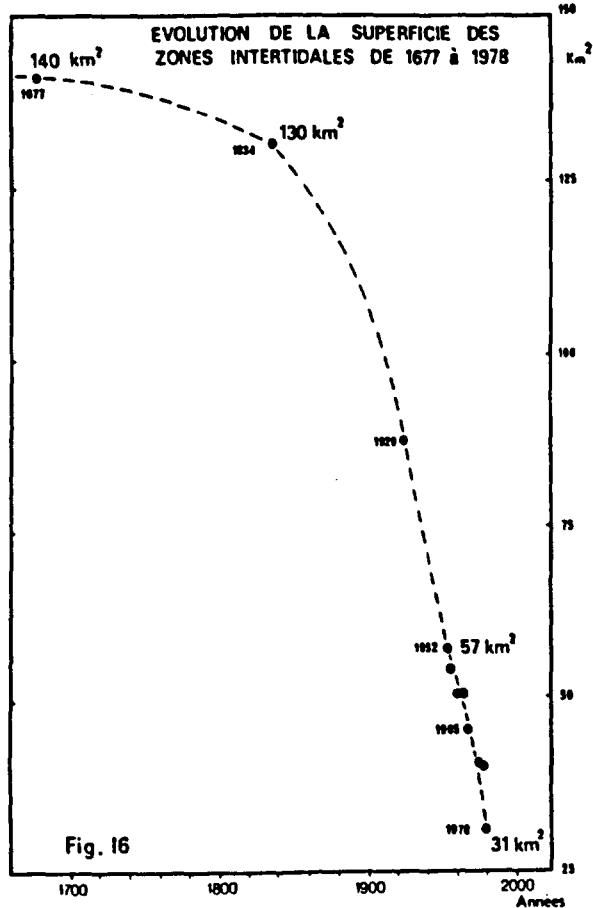


Figure 58: Evolution de la superficie des zones intertidales de 1677 à 1978.

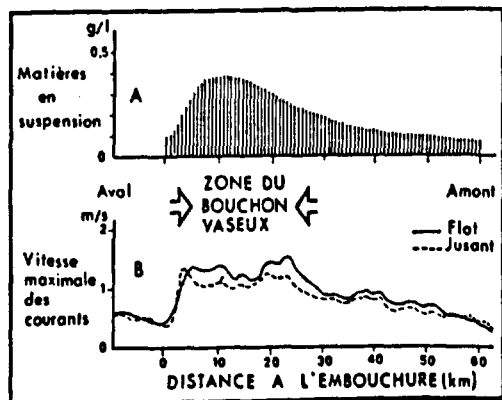


Figure 61: A - Evolution longitudinale des vitesses maximales de flot et de jusant (marée et débit moyens, d'après Salomon, 1981). B - Répartition des matières en suspension à basse mer et à mi-profondeur.

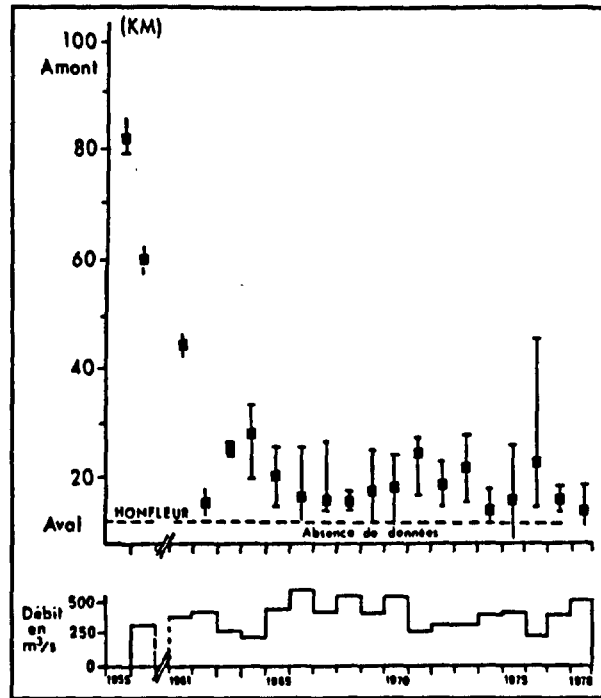


Figure 59: Migration amont-aval du front de salinité entre 1955 et 1979 (position à basse mer en marée moyenne).

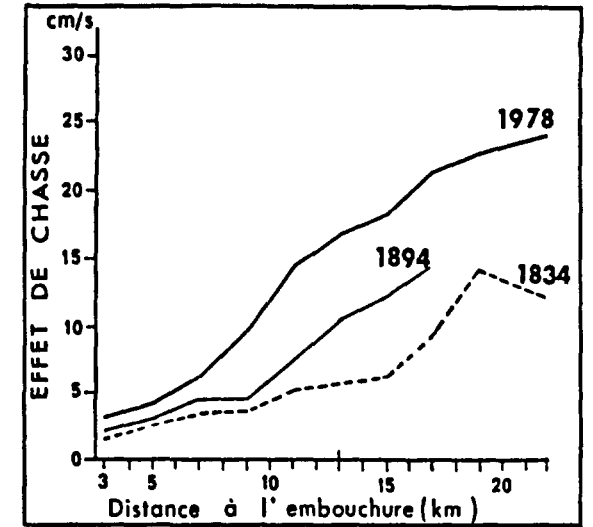


Figure 60: Evolution de l'effet de chasse en différentes sections de l'estuaire, pour les années 1934, 1894, 1953 et 1978.

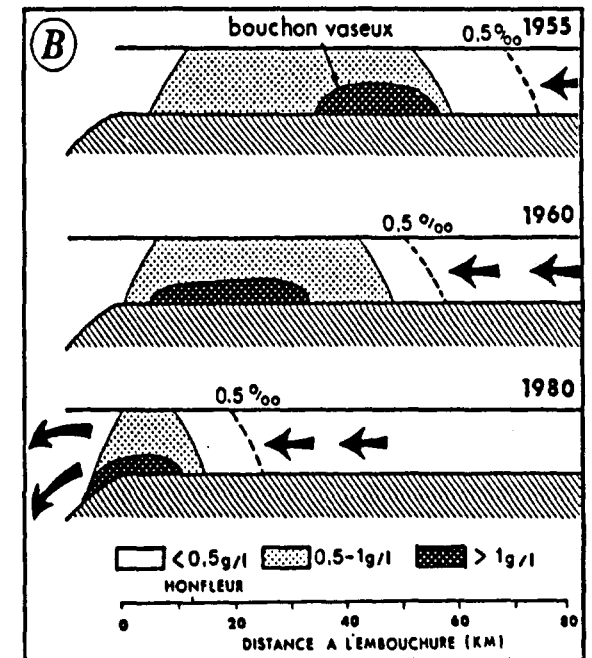
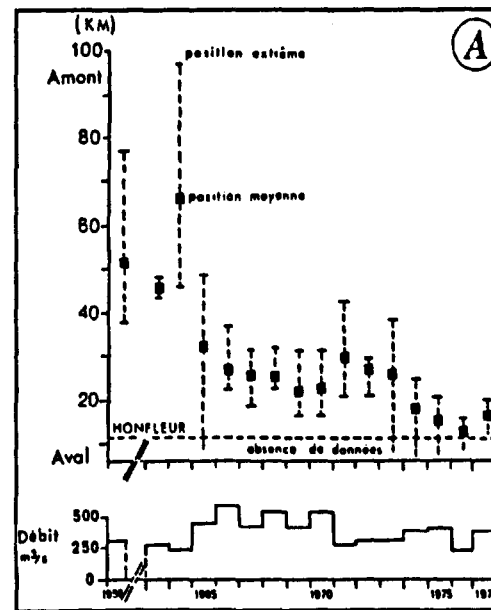


Figure 62: Migration vers l'aval du bouchon vaseux (A, B) et du front de salinité (B) entre 1955 et 1978.

supérieure à 72 km/h (Vigarié, 1964) représente pour les secteurs considérés 68%, correspondant aux tempêtes les plus fréquentes.

- la houle :

Les houles les plus fréquentes sont celles des secteurs NW, W, SW et NE avec une intensité qui diminue vers l'amont.

- les courants du fleuve :

Le débit liquide moyen est estimé à environ 480 m³/s à Rouen (Belleville, 1889 ; Vigarié, 1964). Le débit minimum est observé en été et Vigarié (1964) estime ce débit moyen inférieur à 200 m³/s entre juillet et septembre.

II Suivis des rejets en mer

Il s'agit d'une part des rejets de phosphogypses résultant de la fabrication d'engrais. Ces rejets ont débuté par barge en 1974 (Usine A.P.C. de Rouen) et en 1975, l'usine COFAZ, implantée sur la zone industrielle du Havre procède au même type de rejets par émissaire en mer; et la faune benthique environnante fait depuis cette date l'objet d'échantillonnages réguliers.

D'autre part, l'usine Thann et Mulhouse (fabrication de dioxyde de titane) effectue des rejets acides en milieu marin dont le suivi a été mis en place lors des études du SAUM et porte pour ce qui nous concerne sur la macroflore algale et la macrofaune benthique.

1. Les rejets de phosphogypses

1.1. Problématique et protocole de contrôle :

Le phosphogypse contient une fraction insoluble dans l'eau de mer (1 à 5%) qui sédimente sur place et forme un dépôt. Cette sédimentation entraîne, outre l'accumulation de métaux dans les sédiments naturels proches, un effet de colmatage et de stérilisation du fond marin qui abritait une faune benthique représentant une source de nourriture pour les poissons de l'estuaire.

En 1975, six stations ont été définies pour prélever trois fois par an la macrofaune, ce qui couvrait l'ensemble des zones de rejets. Depuis l'arrêt des déversements par barge (1987), le programme de contrôle a été modifié et s'articule sur 4 campagnes annuelles de prélèvement, définies comme suit (fig 63) :

- stations 1 et 2, en juin,
- station 3, 4 et 5 en mars, juin, octobre et novembre.

En 1979, l'engin de prélèvement est remplacé par une benne type Smith Mc Intyre (3 coups de benne équivalant à 0,3 m² d'échantillonnage).

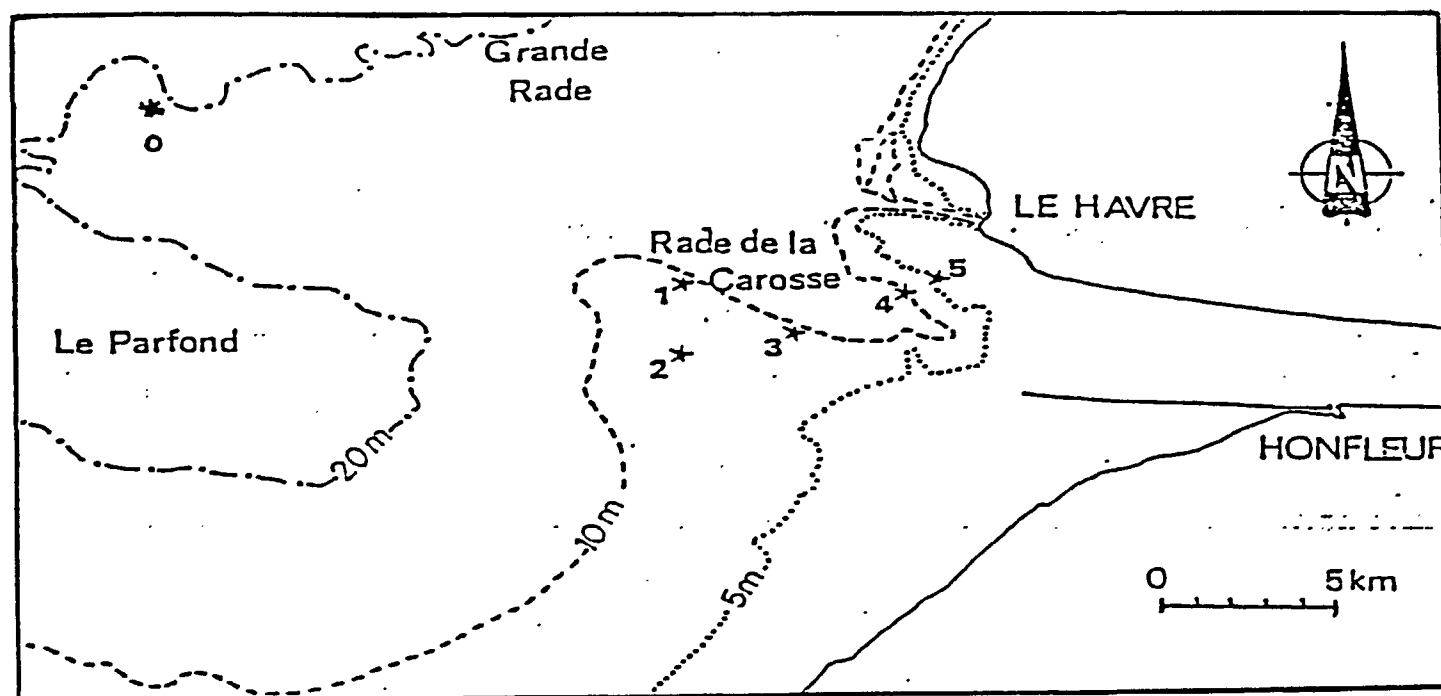
1.2. Résultats

1.2.1. Impact des rejets :

Chaque année de suivi fait l'objet de 2 rapports semestriels édités par la C.S.L.H.N.⁵ depuis 1988.

Ces rapports fournissent les données brutes de chaque campagne, la répartition des individus par groupe zoologique (en %), ainsi que l'ajustement des résultats de chaque mission à des modèles classiques de distribution d'abondances.

⁵ Cellule de Suivi du Littoral Haut-Normand



(a)

STATIONS	CARACTERISTIQUES	COORDONNEES TORAN			
		V	R	A	B
1	Au nord de la zone de rejet AZF	4 989	4 846	5 419,39	4 940,80
2	Zone de déversement AZF	5 006	4 852	5 434,31	4 956,63
3	Point intermédiaire entre zone de déversement et émissaire HA	5 006	4 801	5 437,24	4 919,63
4	A 500 m dans le prolongement de l' émissaire HA	4 993	4 780	5 431,93	4 885,79
5	A proximité de l'émissaire	4 993,5	4 777	5 432,55	4 885,25

(b)

Figure 63: Localisation géographique des stations de suivi des rejets de phosphogypses (a) positionnement par rapport à l'émissaire et à la zone de déversement par barges (b).

Les moyennes saisonnières du nombre d'espèces sur la période 1975-1993 sont fournies pour chaque station (fig 64), avec des écarts plus importants pour les stations 2, 4 et 5 directement soumises aux rejets. Depuis octobre 1992, les rejets de phosphogypses ont définitivement cessé (par l'exutoire de la société Hydro-Azote), mais les accumulations de phosphogypses montrent sur la zone de rejet une tendance à l'étalement⁶.

Les conclusions générales du rapport de fin d'année 1993 résument et mettent à jour l'évolution en abondances au cours des 15 dernières années (fig 65); nous les mentionnerons ici *in extenso* :

La station de référence n° 3, hors influence des rejets de phosphogypses, montre au cours de l'année 1993 une richesse en espèces benthiques satisfaisante. La richesse spécifique semble se stabiliser depuis quelques temps autour de 40 espèces. Le peuplement à cette station est bien diversifié avec un bon équilibre entre les groupes zoologiques et une alternance de dominance relative entre Annélides sédentaires, Lamellibranches et Echinodermes. La densité à la station 3 bien que toujours en dessous des moyennes se maintient à un bon niveau et semble progresser en 1993.

La station située à 500 m du rejet de phosphogypses H.A. (st. 4) présente, malgré l'arrêt de ce rejet en octobre 1992, un peuplement benthique en grande difficulté. La richesse spécifique et la densité restent toujours aussi faibles avec, en juin, une absence totale de peuplement. Cet état n'avait pas été observé depuis 13 ans à cet endroit. La dernière campagne de prélèvements (octobre) montre une légère réinstallation d'espèces après cette phase azoïque; toutefois il s'agit d'espèces vagiles et opportunistes.

Il n'y a aucun signe de reprise du peuplement benthique à la station située à 50 m de l'ancien rejet H.A. (st. 5). Il reste seulement trois espèces avec des densités extrêmement faibles (10 à 20 individus/m²); ces espèces ne sont pas permanentes, reflet du caractère aléatoire de ce "peuplement" (fig 66).

A la station 2, située au centre du cercle de déversements par barges, la richesse spécifique reste en dessous des moyennes en 1993. Les densités restent faibles ce qui semble être permanent depuis maintenant 6 ans. Les conclusions évoquées dans le rapport d'avril 1993 (fin d'été, fin d'automne), concernant la variabilité du peuplement peuvent être reprises : réussite dépendant de l'installation des larves dont le stock est présent mais dont la fixation est aléatoire (effet des phosphogypses relargués ?). A cette station, où les rejets ont cessé depuis mai 1987, le peuplement benthique apparaît faible en effectif mais généralement bien diversifié et variable dans sa composition.

⁶ Rapport Ministère de l'Environnement - Cellule Antipollution : caractéristiques chimiques de l'eau de mer et des sédiments sur les lieux de rejets de phosphogypses - Juin 1993.

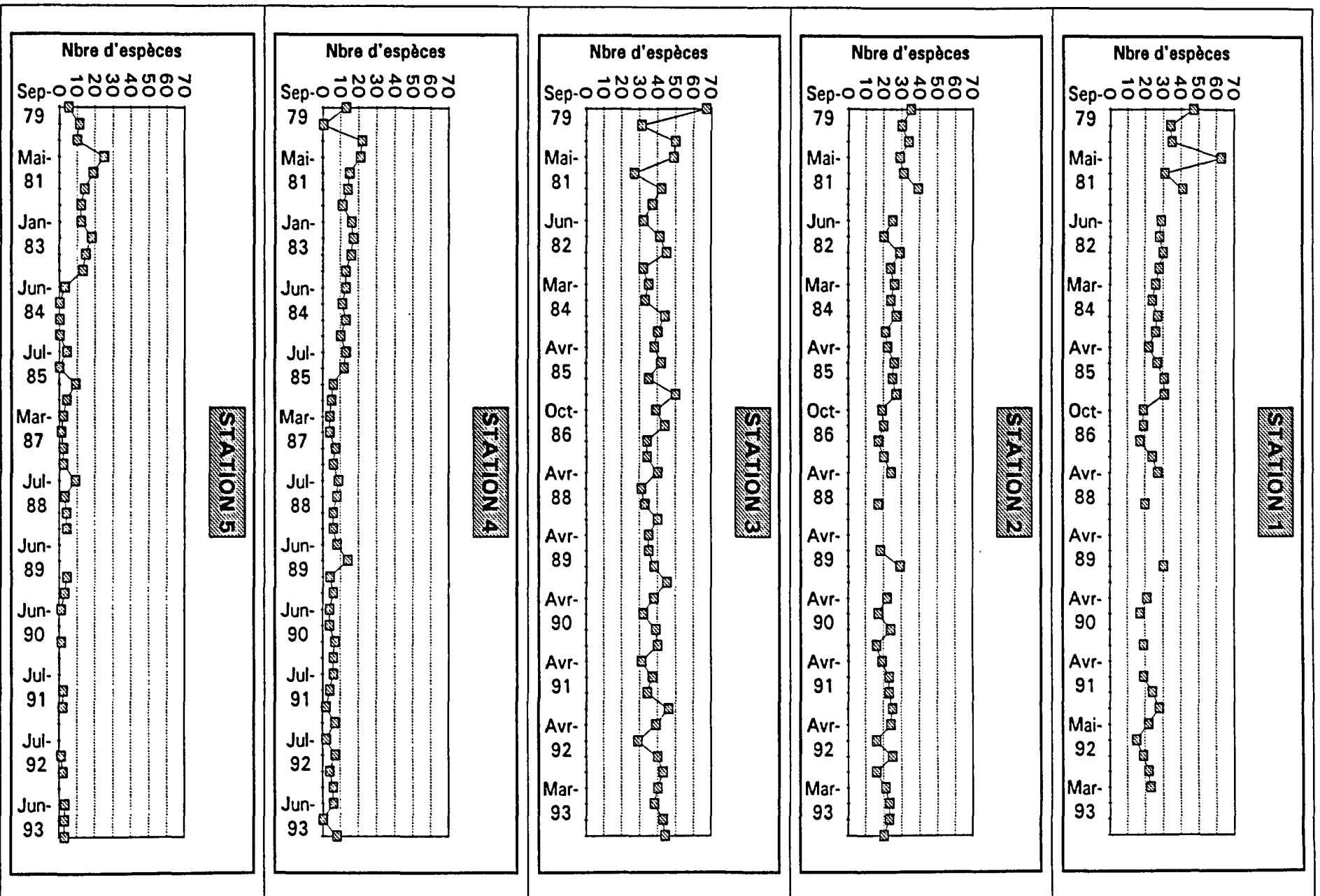


Figure 64 : Evolution de 1979 à 1993 du nombre d'espèces inventoriées sur la zone de suivi des rejets de phosphogypses.

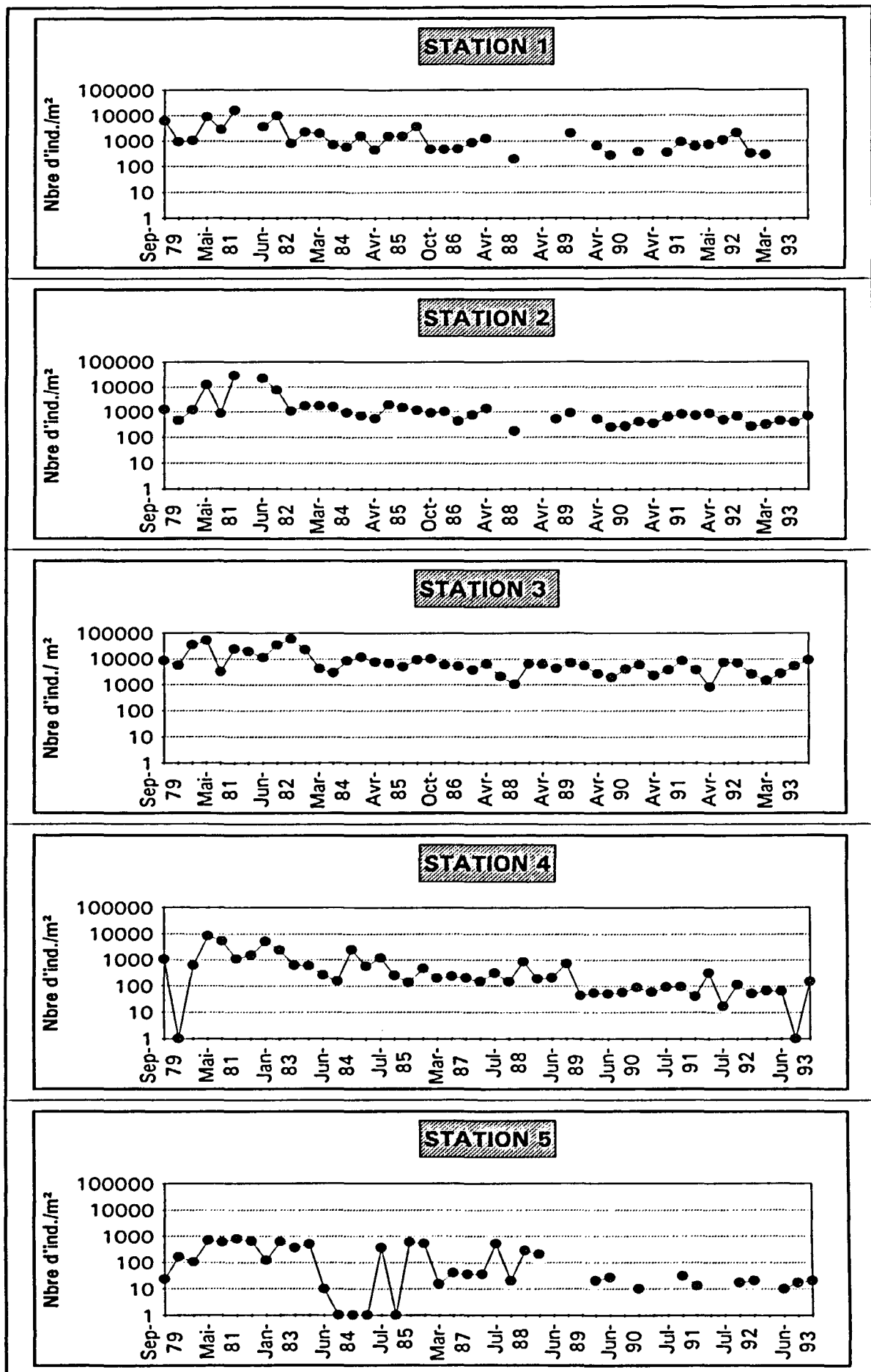


Figure 65 : Evolution de 1979 à 1993 des abondances numériques sur la zone de suivi des rejets de phosphogypses.

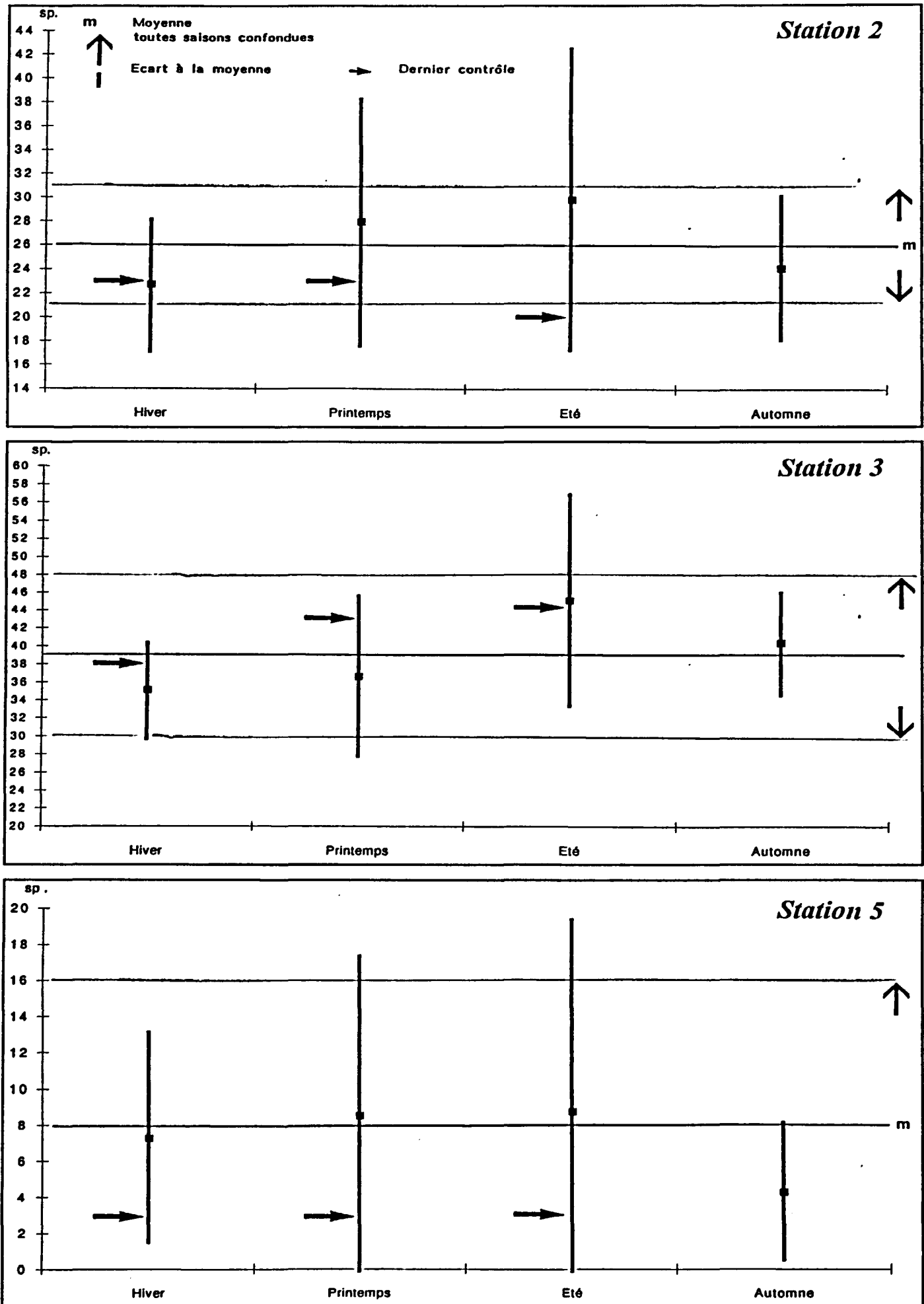


Figure 66: Moyennes saisonnières du nombre d'espèces aux stations 2,3 et 5 au cours de la période 1975 - 1993.

A la lumière de l'évolution des densités et de celle des richesses spécifiques qui restent faibles dans toutes les stations, à l'exception de la station de référence, on peut conclure que les fonds qui ont été soumis aux rejets de phosphogypses ne montrent pas de signes évidents de reprise de leur peuplement benthique.

Le programme de surveillance a été modifié en 1993 et vise désormais à observer la restauration éventuelle des peuplements. Il se traduit par la suppression du suivi sur la station 1 ainsi que celle de la campagne de fin d'automne.

1.2.2. Utilisation des données au sein du P.N.O.C.

Les informations acquises sur les stations 1, 2 et 3 ont fait l'objet en 1992, d'un traitement statistique dans le cadre du P.N.O.C. (Programme National d'Océanographie Côtière) au sein du thème "Séries à long terme".

La fenêtre temporelle d'étude s'étend de septembre 1979 à septembre 1991. Des données concernant d'autres indicateurs susceptibles d'éclairer des modalités de l'évolution des populations durant la période considérée ont également été incluses. Il s'agit de données physico-chimiques de l'analyse de l'eau et du sédiment, ainsi que d'informations climatologiques.

L'analyse statistique porte sur le croisement des observations sur la faune benthique avec les variables météorologiques et la réalisation de régressions multiples fournit des résultats qui peuvent être résumés ainsi (voir aussi fig 67, 68 et 69) :

Stations	1	2	3
	Variable expliquée : Nbre d'espèces		
Variable(s) significative(s)	aucune	aucune	température précipitation insolation
	Variable expliquée : nbre d'individus/m²		
Variable(s) significative(s)	précipitations	aucune	aucune

Tableau 6 : Résultats du traitement statistique effectué sur les données faunistiques des stations 1,2,3 du site de suivi des rejets de phosphogypses en mer.

L'importance des paramètres climatologiques sur les variations d'abondance du macrozoobenthos aux différentes stations de suivi reste à discuter, d'autant que l'une d'entre elles a subi l'influence directe des dépôts par barges (station 2).

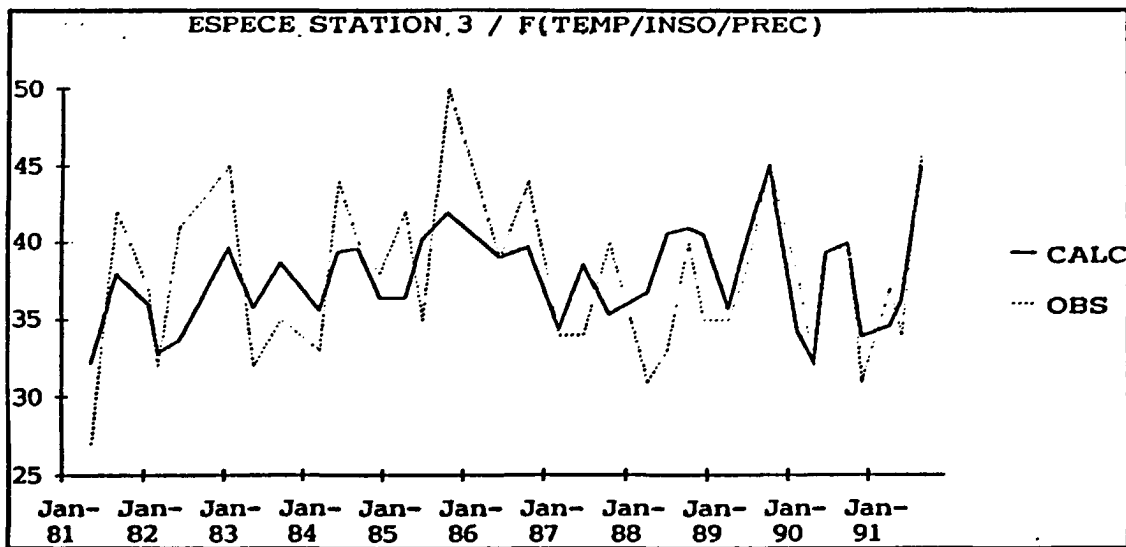


Figure 67 : Comparaison du nombre d'espèces observées (OBS) et calculées (CALC) à la station 3 de 1981 à 1991.

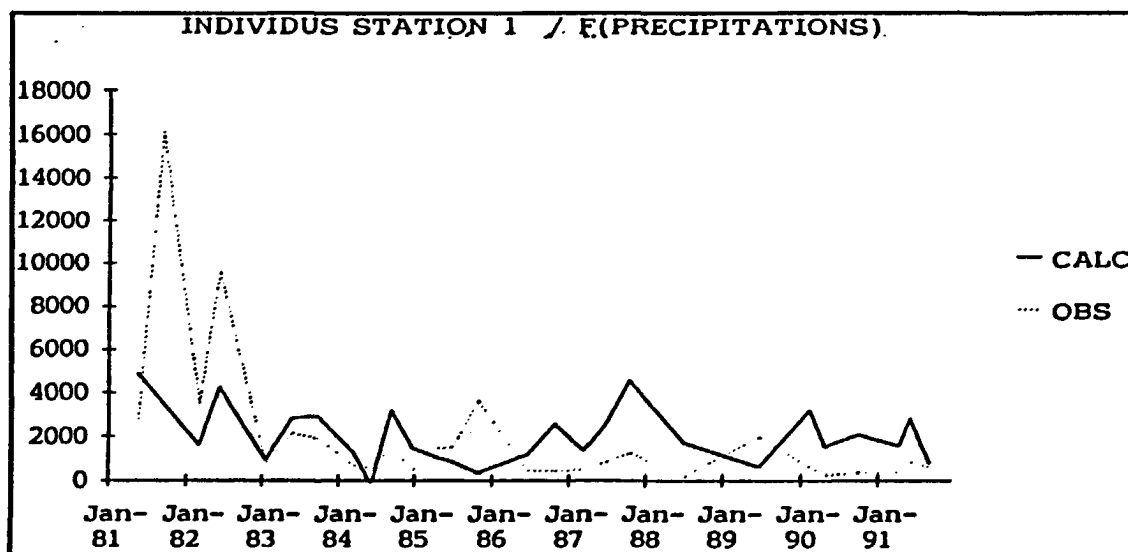


Figure 68 : Comparaison du nombre d'individus/m² observés (OBS) et calculés (CALC) à la station 1 de 1981 à 1991.

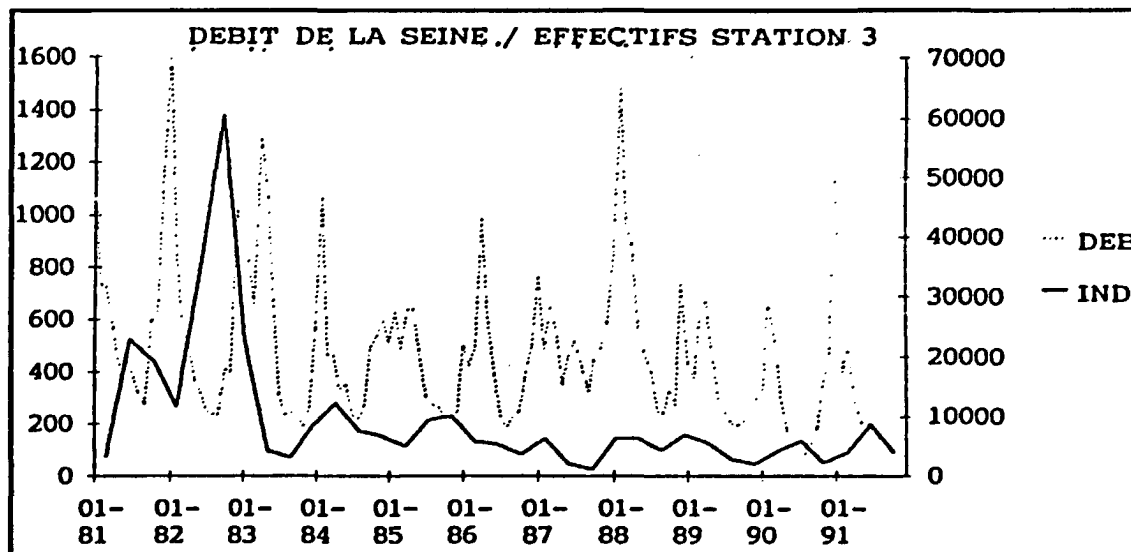


Figure 69 : Comparaison du débit de la Seine (échelle de gauche en m³/s) avec les densités observées à la station 3 de 1981 à 1991.

Par ailleurs, d'autres facteurs interviennent sur l'évolution des peuplements dans cette partie de la baie directement soumise au fleuve (cf 1ère partie).

Toutefois, la station 3, plus riche et plus stable que les deux autres, semble indiquer des fluctuations du nombre d'espèces plus nettement soumises aux facteurs météorologiques.

Bien que ce travail n'ait à notre connaissance pas fait l'objet de rapports ou publications officielles, il montre l'intérêt de poursuivre l'acquisition de données sur de multiples paramètres du milieu, pour une meilleure compréhension de l'évolution temporelle de différents compartiments faunistiques (plancton, benthos ou encore ichtyofaune).

Dans cet esprit, les données météorologiques ont été mises à jour jusqu'au printemps 1994. Elles sont disponibles à la C.S.L.H.N. et pourront être réutilisées afin de parfaire le traitement des données "faune benthique" en cette partie de l'estuaire, ou en vue d'une application à d'autres thématiques.

2. Les rejets de Thann et Mulhouse

L'usine Thann et Mulhouse du Havre fabrique du dioxyde de titane (TiO_2) pigmentaire par un procédé d'attaque du minerai par l'acide sulfurique (H_2SO_4). Le procédé consiste à dissoudre dans l'acide sulfurique tous les éléments composant le minerai. Les eaux mères résiduelles, mélangées au cours des opérations de filtration avec les eaux de lavage, constituent l'effluent liquide dont le pH est très acide (voisin de 1), contient du fer et des métaux dissous.

Quatorze mille m^3 d'effluents sont évacués par jour en moyenne à partir d'une buse sous-marine sur laquelle a été mis en place en 1981 un procédé de diffusion (fig 71 et 72).

Les rejets acides en milieu marin sont nocifs pour la faune et la flore si le pH du milieu devient inférieur à 6. La neutralisation en mer nécessite donc de grandes quantités d'eau afin de diluer l'acidité des eaux de rejets.

Par ailleurs, l'hydroxyde ferrique qui se forme au contact de l'eau de mer ($2 \text{Fe}(\text{OH})_3$) a une action importante sur les animaux filtreurs, en particulier par colmatage des branchies et hypersécrétion de mucus. D'autres métaux rejetés tels que le chrome et le plomb sont connus pour leur toxicité vis-à-vis des organismes vivants.

2.1. Contrôles dans le milieu naturel

Le suivi de l'impact des rejets sur les organismes vivants porte sur la macroflore algale, la macrofaune benthique, les poissons et invertébrés pélagiques.

En ce qui nous concerne, l'évolution des macrophytes a été réalisée sur la digue sud du P.A.H. (digue Charles Laroche), à raison de trois campagnes par an.

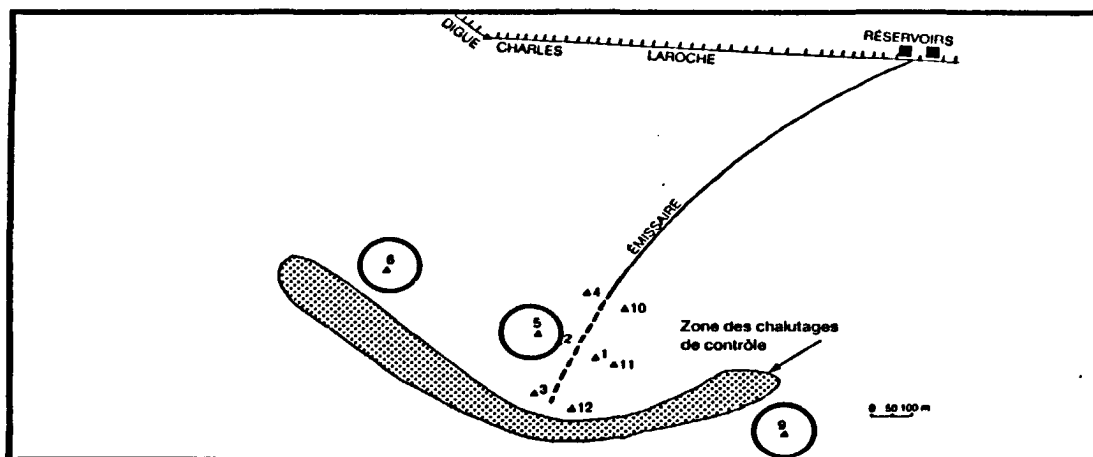


Figure 70 : Points de mesures autour de l'émissaire de l'industrie du dioxyde de titane (suivi qualité de l'eau = points 1 à 9; suivi faune benthique = 0).

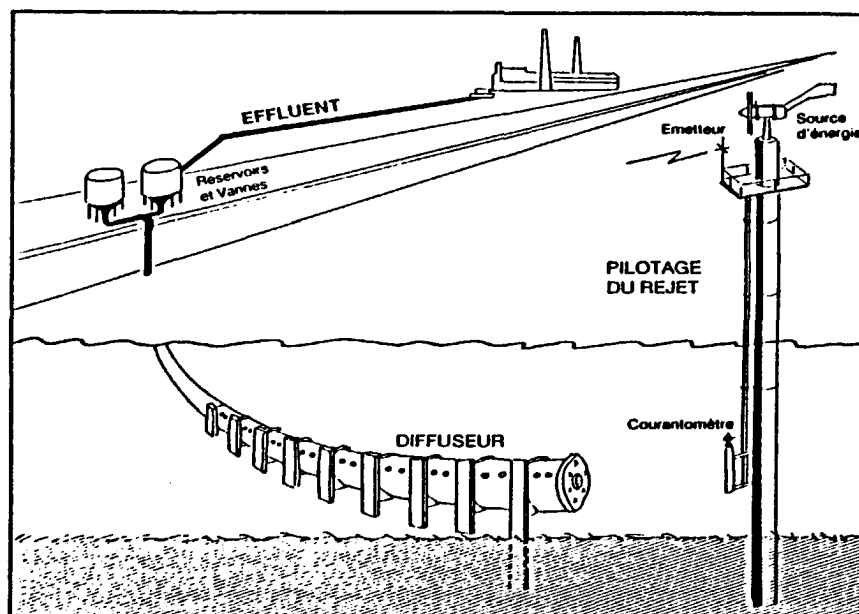


Figure 71 : Schéma du rejet et de son pilotage à partir d'un courantomètre.

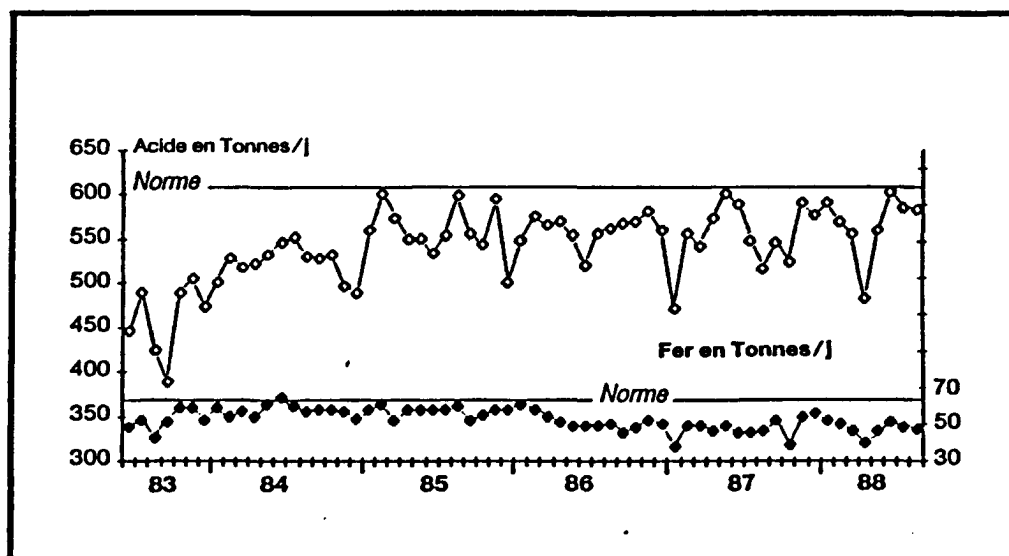


Figure 72 : Moyennes mensuelles de rejets d'acide et de fer de l'industrie du dioxyde de titane.

Les figures 70, 71 et 72 sont extraites de la brochure éditée en 1990 par la Commission chargée de contrôler l'évolution de la pollution en estuaire et en Baie de Seine.

Deux stations prospectées lors du SAUM ont été conservées (DS1 et DS2) et régulièrement échantillonnées depuis 1981 jusqu'en décembre 1992.

Le suivi de la macrofaune benthique porte sur deux campagnes de prélèvements par an, au printemps et en automne, avec, à partir de 1990, une campagne d'été supplémentaire.

Trois stations (fig 70) sont régulièrement prospectées depuis 1988 à l'aide d'une benne Smith Mc Intyre. La station de référence (point 7) est à nouveau échantillonnée depuis mars 1993.

2.2. Suivi des algues

L'évolution qualitative et quantitative de la population met en évidence les variations saisonnières et annuelles pouvant être accentuées en régime estuarien. L'objectif de ce travail est de définir et de mettre en place un outil qui permettrait de déceler dans la distribution du peuplement d'éventuelles perturbations entraînées par une pollution accidentelle, en les distinguant des variations naturelles.

2.2.1. Aspect général de la végétation (fig 74)

Sur les digues les algues s'installent dans l'étage médiolittoral mais ne descendent pas en dessous de la zone à *Fucus serratus* (horizon inférieur). Les horizons supérieur et moyen correspondent à la paroi verticale de la digue et sont peuplés respectivement par *Blidingia minima* et *Ulva lactuca*.

L'horizon inférieur est un platier prolongé par des blocs rocheux sur lesquels sont présentes *Fucus serratus*, *Ceramium diaphanum*, *Chondrus crispus* et *Gigartina stellata*.

2.2.2. Evolution qualitative

Le catalogue d'espèces inventoriées sur 10 ans (tab 7) regroupe respectivement vingt cinq et vingt huit espèces identifiées sur les stations DS1 et DS2. Seulement 13 d'entre elles sont constantes au cours de l'étude, les fucales étant particulièrement mal représentées dans l'estuaire.

Le nombre moyen d'espèces T (fig 75) augmente avec la profondeur. Les fluctuations saisonnières sont peu marquées et il apparaît une évolution pluriannuelle de ce paramètre avec :

- augmentation de 1978 à 1982,
- régression et stabilisation de 1985 à 1988,
- nouvelle augmentation à partir de 1989.

L'amplitude de ces écarts reste faible compte tenu du petit nombre d'espèces de la population.

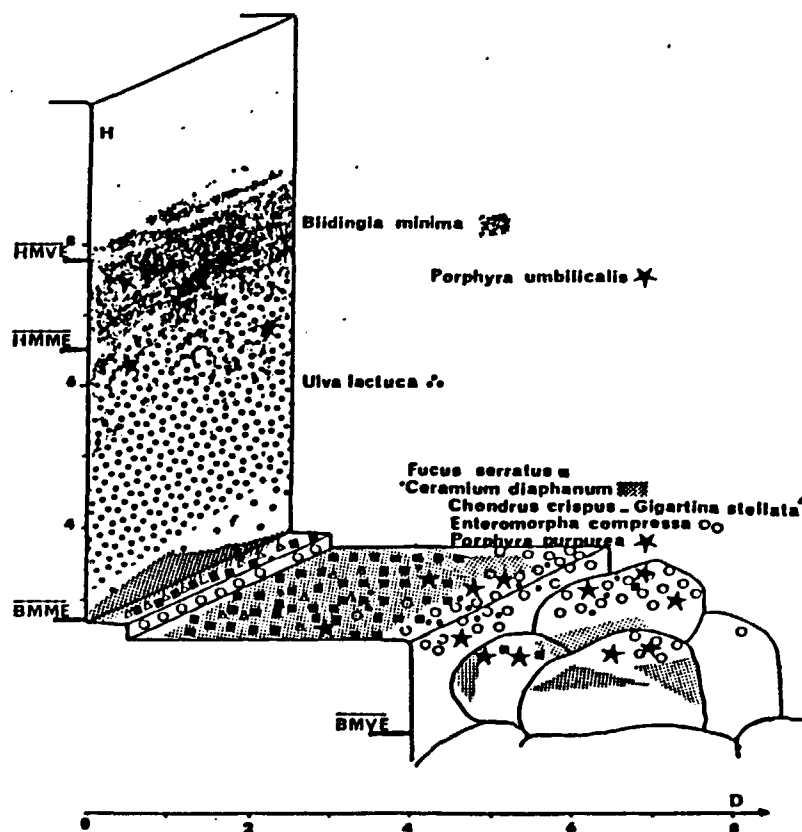


Figure 74 : Aspect de la végétation algale sur la digue.

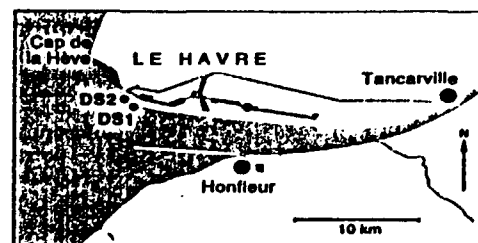


Figure 73 : Position des points de prélèvement sur la digue sud du Port du Havre.

- espèce absente;
- + espèce parfois présente
- ++ espèce toujours présente, mais peu abondante;
- +++ espèces toujours présente et abondante.

		Point DS1	Point DS2
Chlorophycophytes			
Ulotrichales	<i>Ulothrix flacca</i> (Dillwyn) Thuret in Le Jolis	-	+
Ulvales	<i>Ulva</i> sp.	+++	+++
	<i>Enteromorpha compressa</i> (Linné) Greville	+++	+++
	<i>Enteromorpha intestinalis</i> (Linné) Link	+	-
	<i>Enteromorpha linza</i> (Linné) J. Agardh	+	+
	<i>Blidingia minima</i> (Nägeli) Kylin	+++	+++
Cladophorales			
	<i>Cladophora sericea</i> (Hudson) Kützling	++	++
	<i>Cladophora rupestris</i> (Linné) Kützling	+	-
	<i>Cladophora glaucescens</i> (Griffiths) Harvey	-	+
	<i>Chaetomorpha aerea</i> (Dillwyn) Kützling	+	+
Phéophycophytes			
Ectocarpales	<i>Pylaiella littoralis</i> (Linné) Kjellman	+	+
Sphacelariales	<i>Sphacelaria radicans</i> (Dillwyn) J. Agardh	+	-
Fucales	<i>Fucus vesiculosus</i> Linné	++	+
	<i>Fucus serratus</i> Linné	+++	+++
Rhodophycophytes			
Bangiales			
	<i>Porphyra umbilicalis</i> (Linné) Kützling	+++	+++
	<i>Porphyra purpurea</i> (Roth) J. Agardh	+++	+++
Acrochaetiales			
	<i>Acrochaetium secundatum</i> (Lyngbye) Nägeli	-	+
	<i>Rhodothamniella floridula</i> (Dillwyn) Woelkerling	+	+
Gelidiales			
	<i>Gelidium pusillum</i> (Stackhouse) Le Jolis	+++	+++
Cryptonemiales			
	<i>Hildenbrandia rubra</i> (Sommerfelt) Meneghini	+	-
Gigartinales			
	<i>Phyllophora pseudoceranoides</i> (Gmelin) Newroth & Taylor	-	+
	<i>Gymnogongrus crenulatus</i> (Turner) J. Agardh	-	+
	<i>Chondrus crispus</i> (Linné) Lyngbye	+++	+++
	<i>Mastocarpus stellatus</i> (Stackhouse in Withering) Guiry	+++	+++
	<i>Gigartina acicularis</i> (Roth) Lamouroux	-	+
Ceramiales			
	<i>Ceramium diaphanum</i> (Lightfoot) Roth	+++	+++
	<i>Ceramium flabelligerum</i> J. Agardh	-	+
	<i>Ceramium flaccidum</i> (Harvey ex Kützling) Ardissonne	+	+
	<i>Ceramium deslongchampsii</i> Chauvin	+	+
	<i>Ceramium tenuissimum</i> (Lyngbye) J. Agardh	-	+
	<i>Callithamnion granulatum</i> (Ducluzeau) J. Agardh	+	-
	<i>Polysiphonia nigrescens</i> (Dillwyn) Greville	++	+
	<i>Polysiphonia fibrata</i> (Dillwyn) Harvey	+	-
	<i>Polysiphonia urceolata</i> (Dillwyn) Greville	-	-

Tableau 7 : Liste des espèces algales de 1978 à 1988.

2.2.3. Evolution quantitative :

Le recouvrement moyen RT, exprimé en pourcentage de la surface étudiée atteint sa valeur maximale dans l'horizon inférieur et il est toujours plus élevé au point DS2.

Généralement plus fort en été, le recouvrement montre des fluctuations irrégulières dans le temps (fig 76). Bien qu'entre 1978 et 1988 aucun appauvrissement réel de la population ne puisse être décelé, il apparaît depuis 1987 une tendance à la diminution de ce paramètre avec absence depuis cette date de taux de recouvrement supérieur ou égal à 100% en DS1, et une très bonne similitude de l'évolution entre les deux stations.

L'étude des biomasses (fig 77) est réalisée uniquement dans l'horizon inférieur en raison du nombre et de la taille des algues qui le peuplent. La plus grosse part de la biomasse est constituée par *Fucus serratus* (65 à 80%), la part restante étant celle des algues rouges.

Les valeurs augmentent jusqu'en 1982, puis se stabilisent de 1983 à 1986 à environ 400 g/m² (matière sèche).

L'existence d'une mini marée noire accidentelle en 1987 semble influencer sur ce paramètre avec une biomasse plus faible, de 305 g/m².

En 1990, les biomasses augmentent fortement pour atteindre des valeurs records en DS1, supérieures à 1000g/m² jusqu'en 1991.

2.2.4. Conclusions en fin de suivi :

La pauvreté de la flore algale résulte principalement des contraintes naturelles liées aux caractéristiques de l'estuaire (cf 1ère partie) : dessalure en particulier, mais également forte turbidité des eaux, qui perturbent la croissance des algues, surtout dans l'horizon inférieur de l'étage médiolittoral où chaque augmentation de turbidité correspond ensuite aux biomasses les plus faibles (fig 78).

Les variations de conditions météorologiques expliquent aussi certains résultats d'une année sur l'autre. C'est ainsi qu'en 1992, le bon recouvrement de l'horizon supérieur serait à relier à un été sec avec fort ensoleillement, contrairement à l'été 1991, marqué par une pluviosité inhabituelle et un faible ensoleillement.

Par rapport aux années précédentes, aucune amélioration de la population algale n'apparaît en fin de suivi. Il se pose le problème de recrutement irrégulier au niveau de *Fucus*, avec des répercussions sur les biomasses.

L'échelle de temps impartie à ce travail permet de suggérer l'existence de variations naturelles avec alternance de périodes cycliques d'appauvrissement de la population et de périodes de prospérité, comme l'ont déjà observé Walker et Richardson (1956) pour des populations de laminaires.

La périodicité est ici de 4 à 5 ans et peut se schématiser ainsi (d'après Cosson, 1992) :

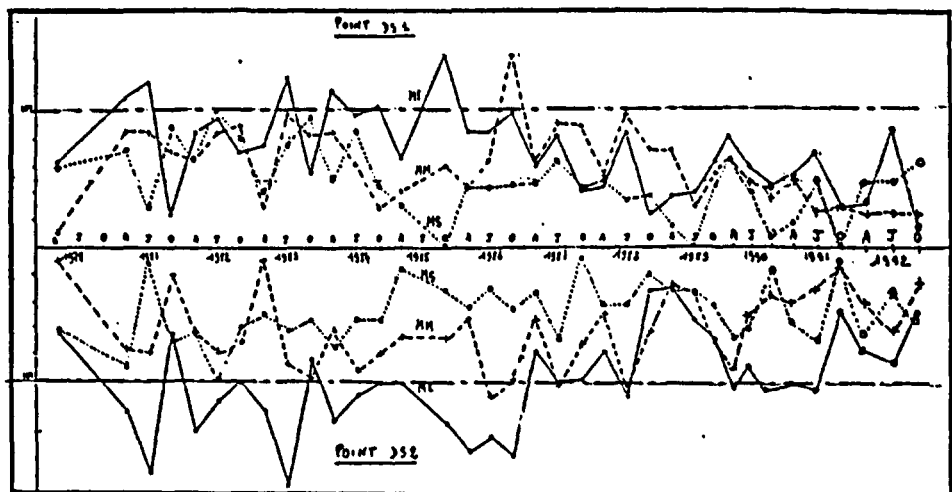


Figure 75 : Evolution au cours des années du nombre d'espèces moyennes T pour chaque horizon de l'étage médiolittoral (MS : horizon supérieur; MM : horizon moyen; MI horizon inférieur).

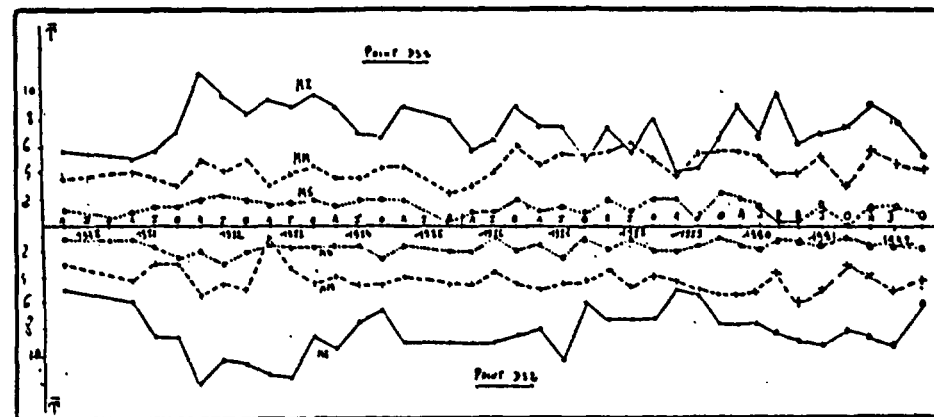


Figure 76 : Evolution au cours des années du recouvrement moyen RT pour chaque horizon de l'étage médiolittoral (MS : horizon supérieur; MM : horizon moyen; MI horizon inférieur).

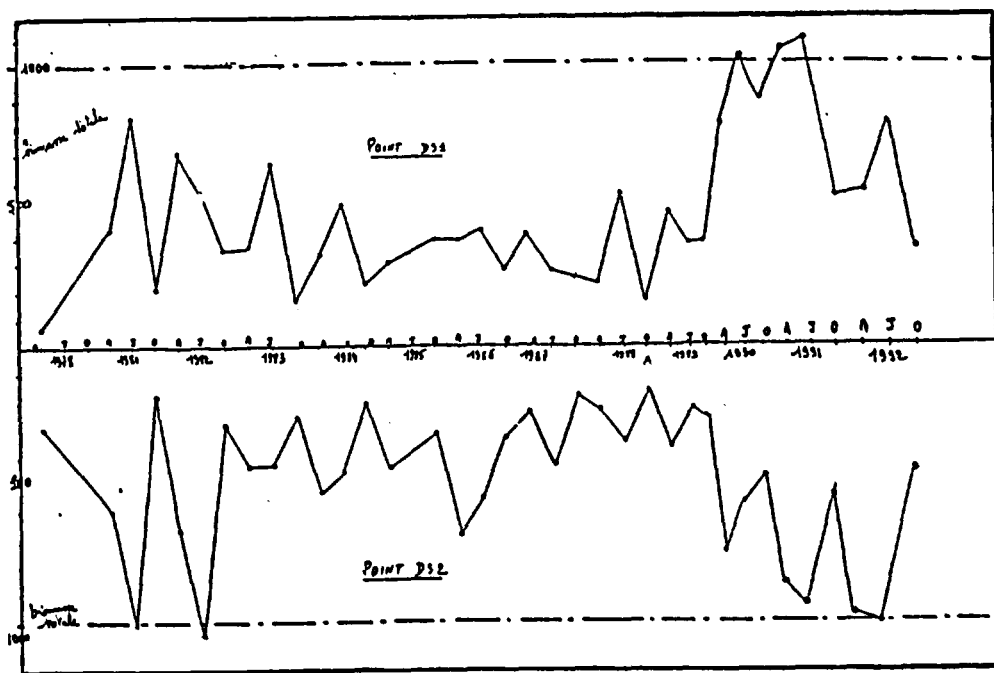


Figure 77 : Evolution au cours des années de la biomasse algale dans l'horizon inférieur de l'étage médiolittoral.

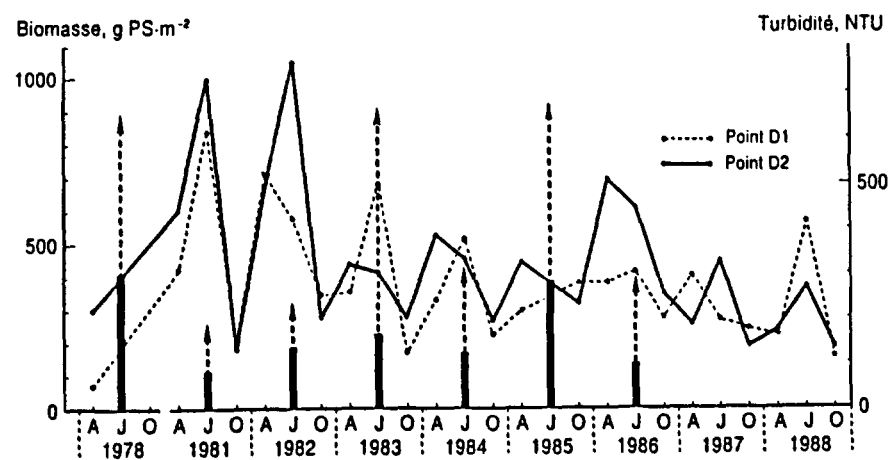


Figure 78 : Evolution de la biomasse moyenne de 1978 à 1988. Les traits verticaux correspondent aux turbidités moyennes relevées chaque année; le trait en pointillé vertical indique la valeur maximale atteinte par la turbidité au cours de l'année.

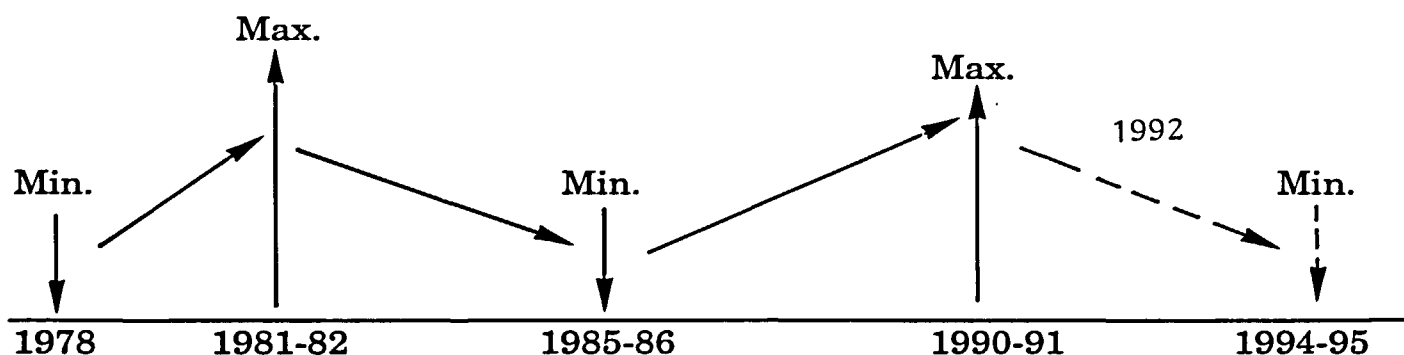


Figure 79 : Proposition d'une périodicité d'enrichissement et d'appauvrissement de la macroflore algale en estuaire de Seine (point DS₁ et DS₂) d'après les observations effectuées entre 1978 et 1992 (d'après Cosson, 1992).

Toutefois, certains indicateurs expriment une dégradation croissante de la flore algale qui serait à rapporter aux tendances générales d'évolution de l'écosystème.

Au cours du suivi, les différents travaux qui se sont succédés (l'allongement des digues submersibles du chenal de navigation, la construction de la digue P2 et le Pont de Normandie) ont contribué à poursuivre la tendance au glissement vers l'aval du bouchon vaseux. L'augmentation de la turbidité des eaux et la diminution de l'éclairement qui s'en suit, constituent des facteurs limitants pour le développement de la flore algale en ce secteur de l'estuaire.

Ainsi, entre 1982 et 1988, 6 espèces d'algues vertes, 1 espèce d'algue brune et 12 espèces d'algues rouges disparaissent des relevés.

La diminution sensible du taux de recouvrement de la végétation depuis 1987 et l'augmentation parallèle des biomasses pourraient également témoigner d'un renforcement progressif de l'influence des eaux du fleuve vers l'aval.

2.3. Suivi de la faune benthique

Il est réalisé par le Laboratoire d'Hydrobiologie de l'Université de Paris VI (Prof. B. ELKAIM). Les données brutes sont commentées pour chaque campagne. Leur traitement sommaire nous permettra de rendre compte de l'évolution au cours des cinq dernières années.

2.3.1. Composition du cortège faunistique

Le peuplement subtidal de la fosse de flot nord a été décrit au moment du SAUM (cf 1ère partie). Les caractéristiques numériques en diversité et nombre d'individus restent vérifiées après près de 15 ans, avec toujours une grande pauvreté de la faune.

La fréquence d'observation des principales espèces au cours des différentes campagnes est la suivante (stations 5, 6 et 9).

Seulement deux espèces ont un caractère constant (toutes campagnes confondues), il s'agit de :

- *Nephtys hombergii* : 100%
- *Macoma balthica* : 86%

La fréquence des autres espèces décroît rapidement :

- | | | | |
|-----------------------------|-------|----------------------------|-------|
| - <i>Crangon crangon</i> | : 50% | - <i>Abra alba</i> | : 21% |
| - <i>Cerastoderma edule</i> | : 36% | - <i>Eteone longa</i> | : 14% |
| - <i>Pectinaria koreni</i> | : 36% | - <i>Owenia fusiformis</i> | : 14% |

Ces observations rappellent l'existence d'une zone de contact en ce secteur de l'estuaire entre le peuplement à *Abra alba* - *Pectinaria koreni* et celui à *Macoma balthica*.

2.3.2. Evolution depuis 1988

Une trentaine d'espèces ont été inventoriées depuis 1988, mais la moyenne par station et par campagne est médiocre avec 3,28 espèces à la station 5 pour 3,43 au point 6 et 3,57 à la station 9. La figure 80 met en évidence la vie possible à proximité du rejet (station 5) et l'efficacité du processus de diffusion-dilution de l'effluent. Elkaim (1990) signale à ce sujet en 1989 l'existence de moules adultes fixées sur l'émissaire et de fait, le nombre moyen d'espèces à proximité du rejet ne semble pas différer significativement des autres stations. Notons cependant une légère tendance à l'augmentation du nombre d'espèces aux points 6 et 9 qui ne s'observe pas véritablement près de l'exutoire.

Cette augmentation cyclique de la diversité spécifique correspond aux périodes estivales, et se produit en synchronisme avec celle des effectifs. Ces derniers atteignent près de 10 000 ind/m² en août 1991 alors que la moyenne évolue entre 580 ind/m² (point 9) et 850 ind/m² (point 5). Les espèces dominantes sont très fluctuantes au cours du suivi, il s'agit tantôt d'espèces marines, tantôt d'espèces estuariennes, pour lesquelles sont parfois observés des recrutements importants :

La campagne d'octobre 1989, malgré l'absence de modification de rejets est marquée par des densités exceptionnelles de jeunes *Cerastoderma edule* (1350 ind/m² en 9 à 3135 ind/m² en 6) et de *Pectinaria koreni* (300 à 700 ind/m²).

En août 1991, c'est *Pectinaria koreni* qui fait l'objet d'un recrutement massif (jeunes de 1,5 à 2 cm) avec des densités évoluant de 5 400 à 8 700 ind/m².

2.3.3. Facteurs susceptibles d'expliquer les résultats

L'absence de données parallèles sur l'évolution des paramètres physico-chimiques limite encore, dans le cadre de ce suivi, l'interprétation des évolutions observées.

La reprise seulement récente de la prospection de la station de référence 7 est regrettable et sa diversité manifestement plus élevée ne saurait, en l'absence

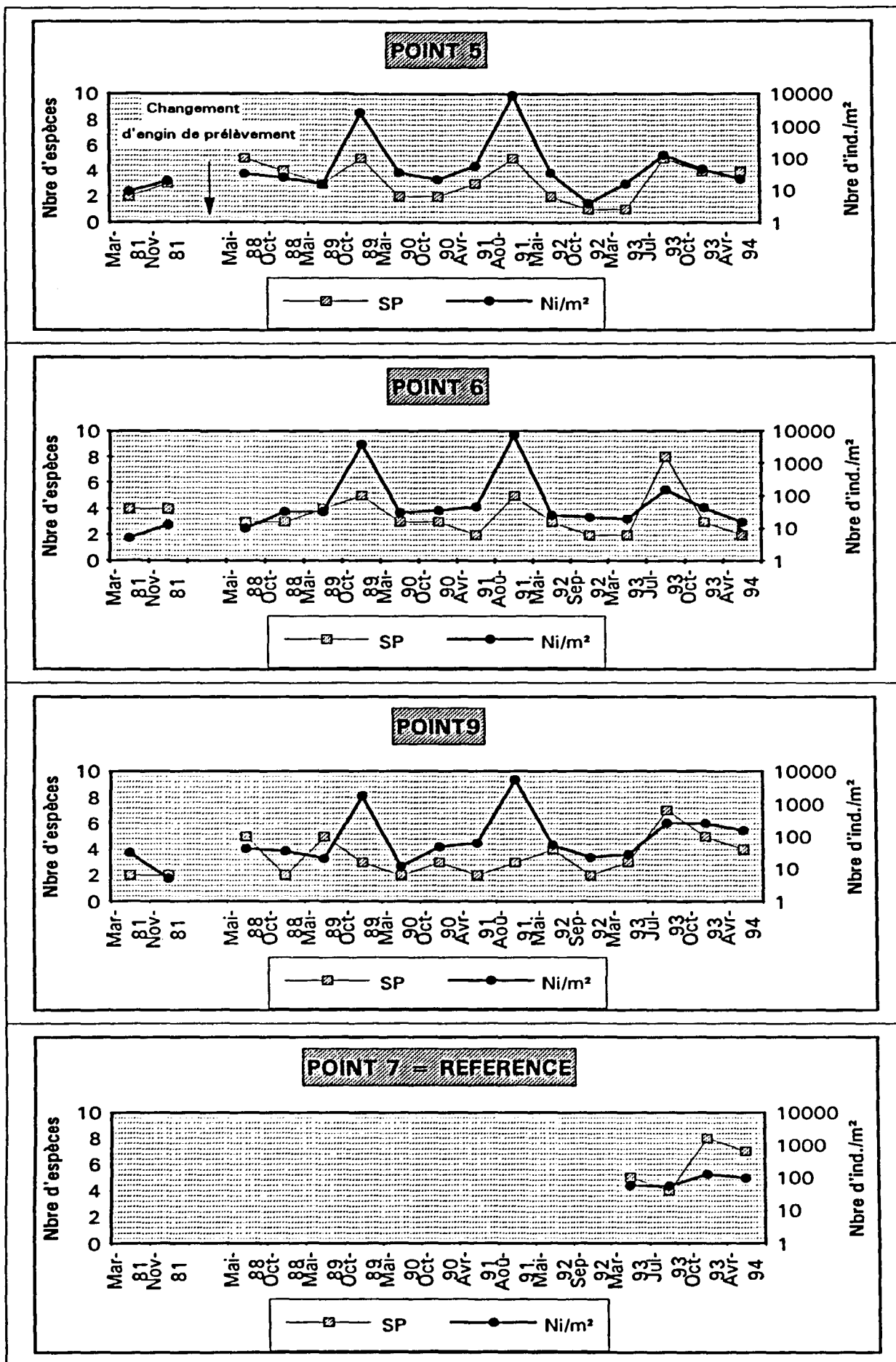


Figure 80 : Evolution du nombre d'espèces et d'individus/m² à proximité du rejet (stations 5,6 et 9) et sur la station de référence, d'après les données disponibles à la Cellule de Suivi du Littoral Haut Normand du Havre.

d'observations simultanées, trouver son origine au travers de différences notables des caractéristiques du biotope (salinité, granulométrie du sédiment).

Le besoin de ce type d'informations complémentaires, bien qu'étant signalé par Elkaim en 1990 se fait toujours sentir actuellement.

Il ressort finalement de ce travail une action prépondérante des facteurs de l'environnement sur les 3 points de suivi :

- les fluctuations de régime hydrodynamique sont importantes dans ce secteur peu abrité des houles et sous l'influence directe du fleuve (due à la brèche en amont dans la digue basse nord).

- les conditions climatiques, aléatoires, qu'il s'agisse des tempêtes ou du régime du fleuve, exercent une action alternative pouvant être synergique sur le milieu.

Ces événements entraînent très certainement un remaniement du substrat sur des fonds peu importants (-3 à -10 m) et donc sur la faune.

Il faut cependant signaler l'existence d'années moyennes quant aux oscillations des paramètres précédents; l'hypothèse est donc soulevée (Elkaim, 1990) de l'action toxique des rejets (métaux) sur la survie des post-larves.

La distribution de la faune benthique à proximité de l'émissaire T. & M. montre peu de points communs avec celle des points de suivi des rejets de phosphogypses dans la mesure où les milieux sont différents : typiquement estuarien pour la zone T. & M. et à caractère marin sous influence estuarienne pour la zone des phosphogypses, avec visiblement une meilleure stabilité du substrat dans le temps pour cette dernière (station 3).

2.4. Le dépôt à terre de titanogypses

La directive du 21 Juin 1989 oblige l'usine Thann et Mulhouse à adopter progressivement une politique conduisant à la limitation des rejets en milieu marin (sans en imposer l'arrêt total).

Cette nouvelle réglementation s'est traduite par l'élaboration d'un projet de dépôt à terre de titanogypses dans la partie amont de l'estuaire, à proximité de la décharge contrôlée du Hode (Commune de la Cerlangue).

La mise en fonctionnement définitive de l'unité industrielle de neutralisation doit permettre à partir du 31 décembre 1994 un abattement d'environ 75% des rejets en mer.

Le centre de stockage, actuellement en cours d'essai, produit des gypses qui sont stockés sur place alors que les eaux de procédés, les eaux de drainage ainsi que de percolation, doivent être évacuées en Seine.

Une étude réalisée par le Laboratoire Municipal d'Hygiène du Havre, établit un point zéro de l'environnement naturel du site de rejet et apporte des informations biosédimentaires sur cette partie de l'estuaire, avec 10 points d'échantillonnage du benthos intertidal et subtidal prospectés en avril 1991 (Annexe).

2.4.1. Résultats du point zéro biosédimentaire

La bande de vase nue intertidale est étroite, avec présence d'un sédiment très mou sur 30 cm à plus d'un mètre de profondeur.

En domaine subtidal, les fonds sont de consistance et de granulométrie très différentes. On y observe successivement l'existence de crème de vase (station 1), de lits de cailloux (station 3) ou de sables grossiers (stations 4 et 5).

Le nombre d'espèces est très réduit, particulièrement en zone intertidale comme le montre le tableau ci-dessous :

	ZONE INTERTIDALE	ZONE SUBTIDALE
ESPECES	<i>Nereis diversicolor</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Gammarus locusta</i> <i>Asellus aquaticus</i>	<i>Nephtys hombergii</i> <i>Tubificidés</i> <i>Glossosiphonia sp</i> <i>Asellus aquaticus</i> <i>Mysis sp</i> <i>Palaemon elegans</i>
NBRE MOYEN/STATION	2	2

Tableau 8 : Liste des espèces identifiées sur le site de rejet des eaux du dépôt à terre de titanogypses (point zéro biologique en 1991).

Les caractéristiques en abondance numérique peuvent être récapitulées ainsi :

	ZONE INTERTIDALE	ZONE SUBTIDALE
Ni/m ² maximum	43	42
Ni/m ² minimum	7	0
Ni/m ² moyen	23,8	16

Tableau 9 : Caractéristiques en abondances numériques sur le site de rejet des eaux du dépôt à terre de titanogypses (point zéro biologique en 1991).

Dans la zone de balancement des marées, c'est *Nereis diversicolor* qui domine sur une majorité de stations avec près de 14 ind/m² en moyenne.

En milieu subtidal et à faciès sédimentaire globalement comparable (vases dominantes), *Nephtys hombergii* est l'espèce dominante sur les stations 1 et 2 avec une moyenne de 7 ind/m².

Ces deux espèces témoignent d'une salinité de l'eau encore suffisante en cette partie de l'estuaire pour la survie des deux espèces.

2.4.2. Conclusions

Ces résultats sont observés lors de conditions hydrologiques moyennes. Ils permettent de distinguer la coexistence de deux groupes d'espèces :

- un groupe estuarien, avec les derniers représentants de la faune euryhaline et *Nereis diversicolor*, *Nephtys hombergii*, *Gammarus locusta*, *Palaemon elegans*, *Mysis sp.*
- un groupe limnique, avec les premiers représentants de la faune d'eau douce dulçaquicole et *Asellus aquaticus* ou encore *Glossosiphonia sp.*

Par rapport aux vasières situées plus en aval, ce site présente une diversité biologique légèrement plus faible, et la pauvreté de la faune benthique se caractérise surtout ici par des densités médiocres.

Néanmoins, il est vraisemblable qu'en étiage on puisse observer une augmentation de l'abondance du benthos, susceptible de se raréfier à nouveau en période de crue et donc de forte dessalure.

III Impacts des aménagements et études de suivi

Les connaissances scientifiques acquises en estuaire de Seine lors des études d'impact et de suivi mettent successivement en évidence la nécessité d'éviter certains types d'aménagement par l'irréversibilité de leur impact sur l'évolution naturelle de l'estuaire.

Dans certains cas les constructions se sont trouvées modifiées afin de retarder le comblement des zones intertidales; l'aménagement de brèches dans les digues submersibles en sont un exemple. Force est de constater, malgré les acquis concernant le fonctionnement hydraulique et biosédimentaire de l'estuaire, que la succession des ouvrages sur le domaine public maritime au cours des 15 dernières années engendre une résultante évidente dans le sens d'une accélération des processus de sédimentation.

Certains sites, bien que biologiquement toujours très intéressants à la fin des années 1980, ont même disparu aujourd'hui sous les remblais. Il s'agit par exemple de la darse ouverte au sud de l'aire d'emprise de la C.I.M. pour laquelle le suivi du zoobenthos sera rappelé.

Si rendre compte de l'évolution du milieu et des biocénoses constitue une première optique évidente du travail de suivi scientifique, nous pouvons considérer qu'au coup par coup et sur certains secteurs cet objectif finit par être atteint, bien qu'il ne soit pas toujours aisé de mettre en lumière et de hiérarchiser les facteurs qui structurent les évolutions observées.

Une seconde optique s'est récemment développée progressivement, à savoir une valorisation des connaissances scientifiques, visant notamment à la réhabilitation de sites naturels dégradés et pour ce qui nous concerne, la remise en eau de zones intertidales en fin d'évolution.

C'est le cas de la vasière artificielle qui a été aménagée sur un réseau de filandres naturelles dans le cadre des mesures compensatoires de la construction du Pont de Normandie.

1. Extraction de granulats marins au large du Havre :

L'extraction de granulats et de sables marins est une activité qui va se développer dans les années à venir en Baie de Seine Orientale.

La perturbation des dragages sur les peuplements benthiques est étudiée depuis plus de 10 ans par le GEMEL au large de Dieppe (Desprez, 1993). Elle met en évidence un considérable appauvrissement de la faune à l'intérieur de la zone d'extraction alors que la couverture sédimentaire est modifiée.

En Baie de Seine, les sites potentiels d'extraction se situent au large de notre zone d'étude, tandis qu'à l'intérieur il existe actuellement une concession en cours d'exploitation pour le compte de la Société des Graves de l'Estuaire à proximité du chenal d'accès du port (fig 81).

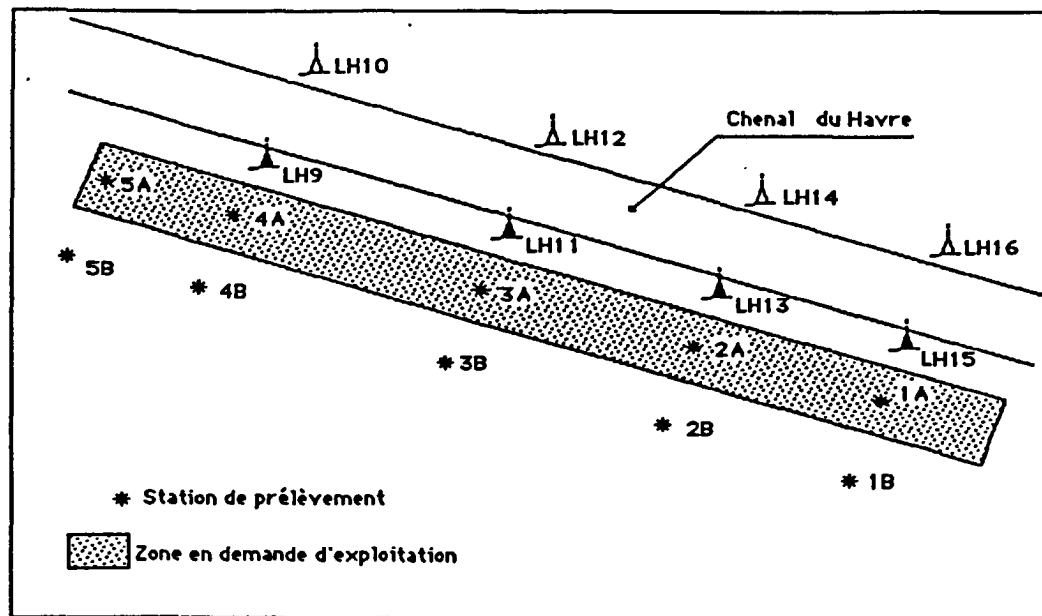


Figure 81: Situation des point de prélèvement pour l'établissement du point zéro.

STATIONS	1 A	2 A	3 A	4 A	5 A	1 B	2 B	3 B	4 B	5 B
CARACTERES										
Abondances/m2	412	348	228	207	1215	55	121	525	381	2796
plus espèces en épibiose	105	615	375				125	285		
Richesse spécifique	17	15	13	16	25	9	12	16	14	26
Nb. d'espèces fixées	1	2	1	0	0	0	2	1	0	0
Nb. d'espèces du sédiment	16	13	12	16	25	9	10	15	14	26
Cnidaires	2	2	1	1	1	1	0	1	1	1
Polychètes errantes	5	4	3	4	6	1	3	3	2	5
Polychètes sédentaires	2	2	2	4	4	2	1	3	3	4
Mollusques bivalves	3	3	4	2	7	3	1	3	4	6
Mollusques gastéropodes	1	0	0	1	0	0	0	1	0	3
Crustacés	3	4	2	4	3	2	7	3	2	3
Echinodermes	0	0	1	0	4	0	0	2	2	4

Tableau 10: Caractéristiques numériques du macrozoobenthos sur les différentes stations

STATIONS	A	B
CARACTERES		
Abondance minimale*	207	55
Abondance maximale*	1218	2796
Abondance moyenne*	720	880
Richesse spécifique totale	38	37
Nb. d'espèces en épibiose	2	2
Nb. d'espèces du sédiment	36	35
Cnidaires	2	1
Polychètes errantes	9	6
Polychètes sédentaires	5	5
Mollusques bivalves	9	8
Mollusques gastéropodes	1	3
Crustacés	8	10
Echinodermes	4	4

* ces abondances ne tiennent pas compte de l'abondance des espèces fixées (en épibiose)

Tableau 11: Récapitulatif des caractéristiques numériques de la faune benthique sur les deux radiales (A et B).

Nous rappellerons ici les informations acquises en 1991 préalablement à l'exploitation, qui établissent une caractérisation qualitative et quantitative de la distribution macrozoobenthique à l'intérieur et à proximité de la souille potentielle.

L'analyse des espèces identifiées sur le site rattache ce dernier au peuplement des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba-Pectinaria koreni*, avec existence de faciès envasés à *Pista cristata*.

D'une manière générale les résultats faunistiques diffèrent peu d'une station à l'autre (tab 10 et 11). Une comparaison des données par rapport aux travaux de Gentil (1975) et Elkaim *et al.* (1990) révèle un appauvrissement du peuplement par rapport au peuplement typique, plus riche en espèces et en abondance (Thiébaud, 1994).

Par rapport au suivi des rejets de phosphogypses, la diversité spécifique par station est en moyenne nettement inférieure à la station de référence (n°3) de ce dernier. Une similarité sur ce plan apparaît plutôt avec les stations 2 et 4, tant sur le nombre d'espèces que celui d'individus.

Enfin, une "marinisation" du secteur, plus ou moins fortement soumis à l'influence des apports de la Seine, est notée en 1991 par rapport à la première prospection de 1990. Il n'a pas été possible d'accéder aux travaux les plus récents.

2. Anse ouverte au sud de la digue D1

Son suivi biologique a pu être réalisé à partir d'une banque de données constituée par le GEMEL à la faveur de diverses études entreprises entre 1978 et 1987, année où est réalisée à la demande du P.A.H. une synthèse des connaissances de la faune benthique de ce site à vocation industrielle (chambre de dépôt).

Aujourd'hui, les vasières de la darse "en crochet" ont disparu lors des différentes phases de l'extension du port en eau profonde (quais à conteneurs), où elles ont été comblées par l'évacuation des rejets de dragage.

Les informations antérieures mettent en évidence la qualité biologique de ce type de milieu.

2.1. Diversité spécifique

Au total, 17 espèces ont été recensées au cours des 3 campagnes. La représentation des différents groupes faunistiques est relativement stable dans le temps (tab. 12). Il en est de même pour le nombre total d'espèces présentes si l'on prend en compte les différences saisonnières entre chaque année ainsi que la différence géographique des stations prospectées d'une campagne à l'autre.

	MARS 78	JUIN 84	MARS 87
Annélides	4	6	4
Crustacés amphipodes	2	1	1
Crustacés décapodes	0	2	0
Mollusques lamellibranches	3	4	4
Mollusques gastéropodes	0	0	1
TOTAL	9	13	10

Tableau 12 : Nombre total d'espèces inventoriées dans la darse CIM au cours des différentes campagnes.

2.2. Abondance numérique :

En 1984 ont été effectués les premiers prélèvements quantitatifs; la comparaison avec les données de 1987 montre que l'on retrouve dans les deux cas les mêmes 3 ou 4 espèces dominantes qu'en 1978 :

Espèces	JUIN 84	MARS 87
<i>Corophium volutator</i>	3 850	1374
<i>Macoma balthica</i>	1912.5	467
<i>Nereis diversicolor</i>	275	490
Autres espèces	388	243
TOTAL NI/m²	6425	2575

Tableau 13 : Nombre moyen d'individus par m² en 1984 et 1987.

2.3. Conclusions

L'étude faite en 1987 l'intérêt du secteur par rapport à la Grande Vasière ou à l'estuaire tout entier :

"L'intérêt de tels secteurs envasés dans l'équilibre biologique des estuaires a été maintes fois démontré (Desprez, 1986a).

L'intérêt particulier de cette darse par rapport à l'ensemble de la Grande Vasière Nord de l'estuaire de la Seine (Lafite, 1987) s'explique par les deux paramètres fondamentaux de son peuplement :

- *la richesse spécifique de cette zone (sept espèces) est supérieure à celle de la Grande Vasière qui n'est en moyenne que de cinq espèces.*

- *les densités de peuplements (10 000 individus par mètre carré) sont également supérieures à celles relevées sur la Grande Vasière où elles ne dépassent qu'exceptionnellement 5 000 individus par mètre carré.*

Si l'on raisonne à l'échelle de l'estuaire tout entier, cette darse constitue le dernier secteur à présenter une richesse faunistique et une productivité aussi élevées, depuis la disparition catastrophique des faciès envasés de Honfleur (entre

le marégraphe et le phare de la falaise des fonds), consécutive à la réalisation d'un déversoir dans la digue submersible du Ratier (Desprez, 1986b)."

Au delà des conclusions ci-dessus, deux éléments essentiels ressortent de cet exemple :

1) tout d'abord que les aménagements en estuaire peuvent revêtir un double aspect : ils induisent une accélération du comblement au sein des digues créées, mais ce faisant, peuvent engendrer un milieu biologiquement riche et à forte capacité trophique, comme en témoignent les populations importantes d'oiseaux limicoles (dont l'avocette) qui venaient se nourrir ici.

2) ensuite que le maintien de la valeur écologique des zones de contact entre le fleuve et la plaine alluviale n'est plus ici une question de lacunes en matière de connaissances scientifiques sur les mécanismes d'évolution, mais repose uniquement sur une réelle prise de conscience des enjeux écologiques en vue de leur prise en compte efficace au sein des stratégies d'aménagement.

3. Les digues submersibles du chenal de navigation

La mise en place en 1980 d'un déversoir sur la digue sud et d'une brèche sur la digue nord du chenal de navigation entraîne des modifications biosédimentaires au sein des 2 fosses, mises en évidence par Desprez (1984) et Desprez & al. (1986).

Les caractéristiques différentes des ouvrages (longueur, profondeur du seuil) se traduisent par une évolution qui diffère d'un site à l'autre 4 ans après les travaux d'aménagements.

3.1. Impacts des digues et brèches aménagées sur la faune benthique

3.1.1. Evolution sédimentologique

Sur la rive sud (fig 82, 83 et 86), il s'agit d'une évolution localisée et rapide de la morphologie sédimentaire. Les travaux n'ont fait qu'accélérer les effets de l'évolution naturelle qui conduit en amont au dévasement du substrat sous l'influence d'importants apports sableux qui caractérisent cette fosse de flot.

La réalisation de profils longitudinaux met en évidence une élévation de 0,25 à 1 m entre Villerville et Honfleur.

A proximité du déversoir, la station Honfleur 5 (cf 1ère partie II.2) a subi en 5 ans une élévation de 1 m, malgré l'intensité des conditions hydrodynamiques liées à la proximité du déversoir.

Sur la rive nord (fig 84, 85, 87 et 88), l'impact local de la brèche n'a pas été mis en évidence mais l'évolution des fonds bordant la fosse révèle également un désenvasement important sur les stations aval, alors que la teneur en vase était relativement constante d'un pôle à l'autre en 1980.

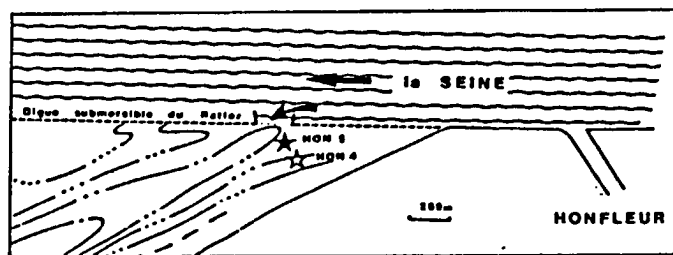


Figure 82: Rive sud. Localisation du déversoir et des stations étudiées.

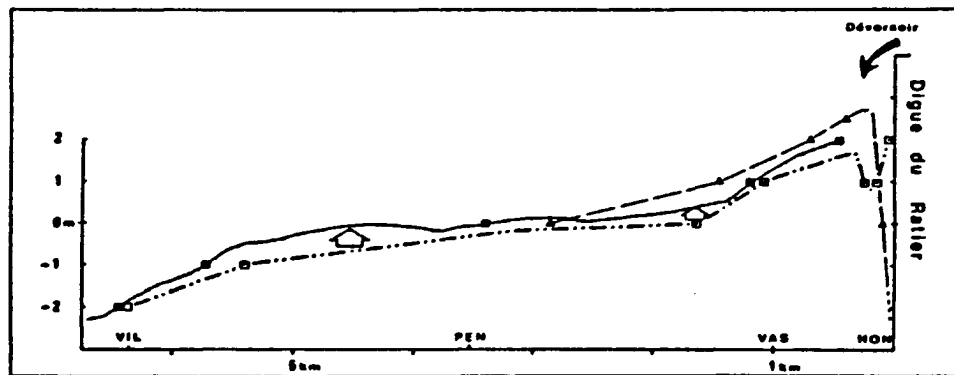


Figure 83: Evolution bathymétrique de la fosse de flot sud. Profils longitudinaux de 1980 (pointillé) et 1984 (trait plein = printemps; tireté = automne).

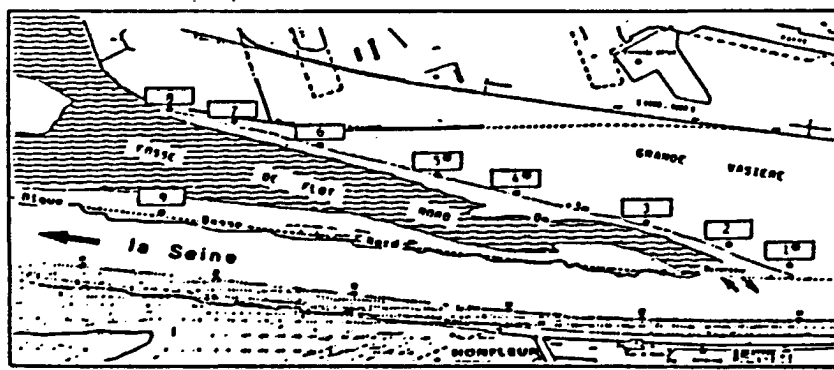


Figure 84: Rive nord. Localisation du déversoir et des stations étudiées en 1984 (l'astérisque (*) signale les points ayant déjà été prospectés en 1980).

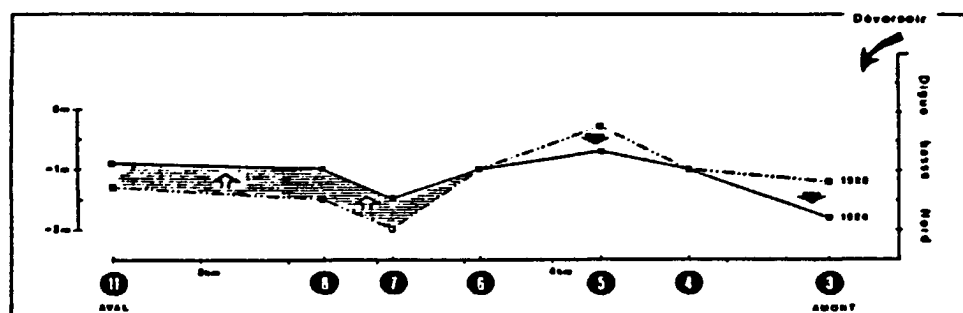


Figure 85: Evolution bathymétrique de la fosse de flot nord. Profils longitudinaux de 1980 (pointillé) et 1984 (trait plein).

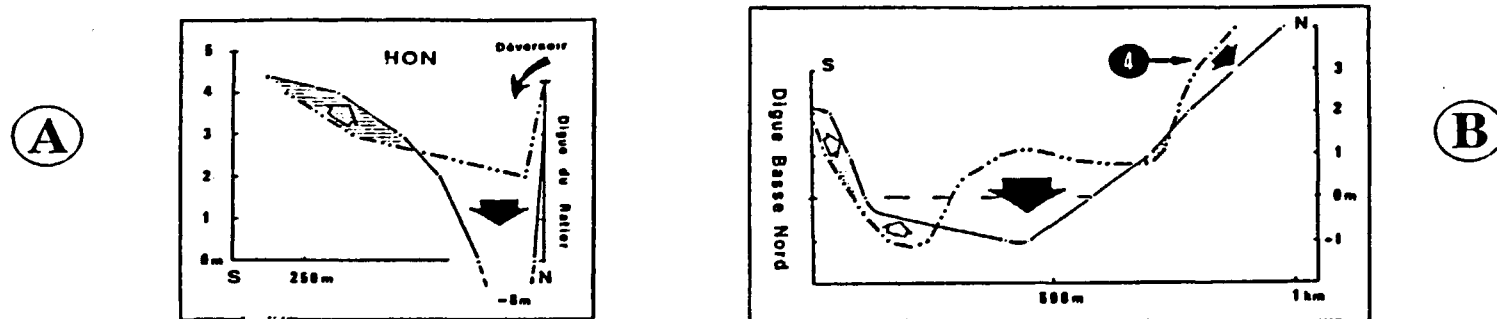


Figure 86: Evolution bathymétrique de la fosse sud (A) et de la fosse nord (B). Profils transversaux de 1980 (tireté) et 1984 (trait plein).

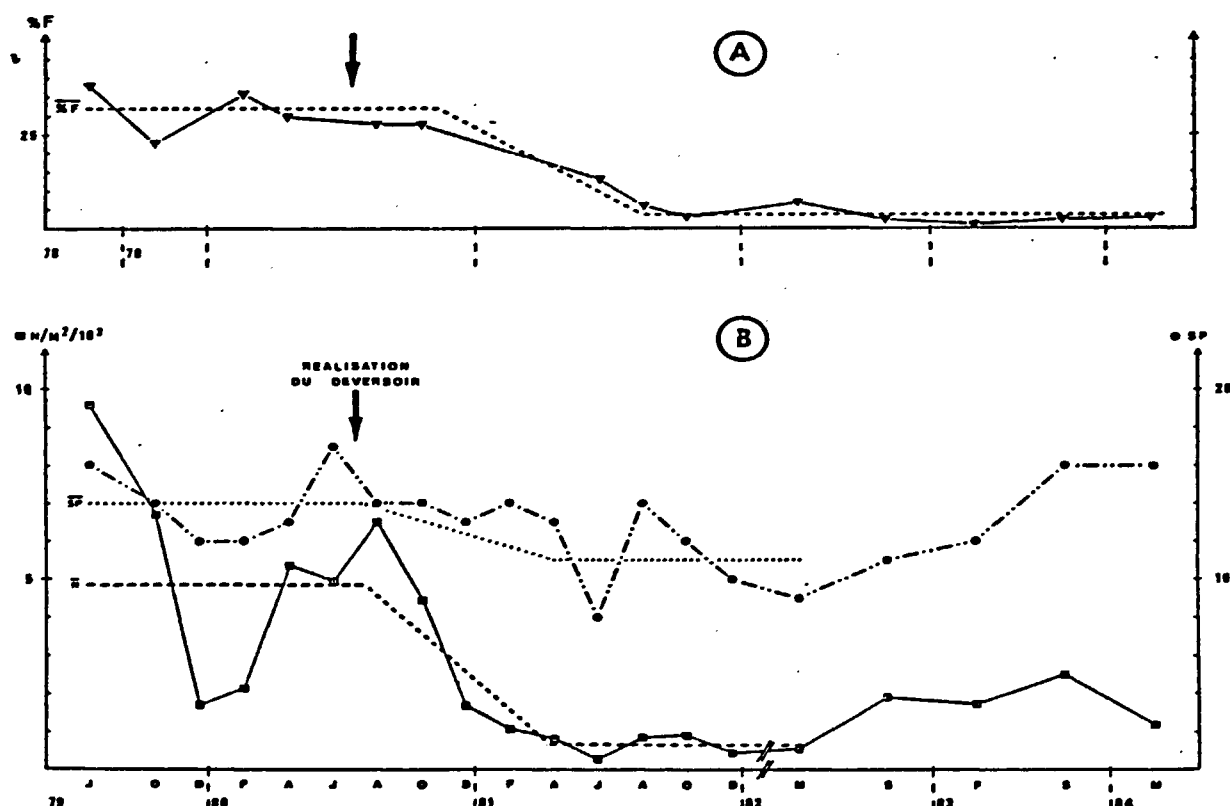


Figure 87: A - Evolution de la teneur en particules fines (%F: teneur moyenne) du sédiment de la station Hon 5 entre 1978 et 1984. B - Evolution de deux paramètres du peuplement macrobenthique de la station Hon 5 : densité (N/m^2) et la richesse spécifique (SP).

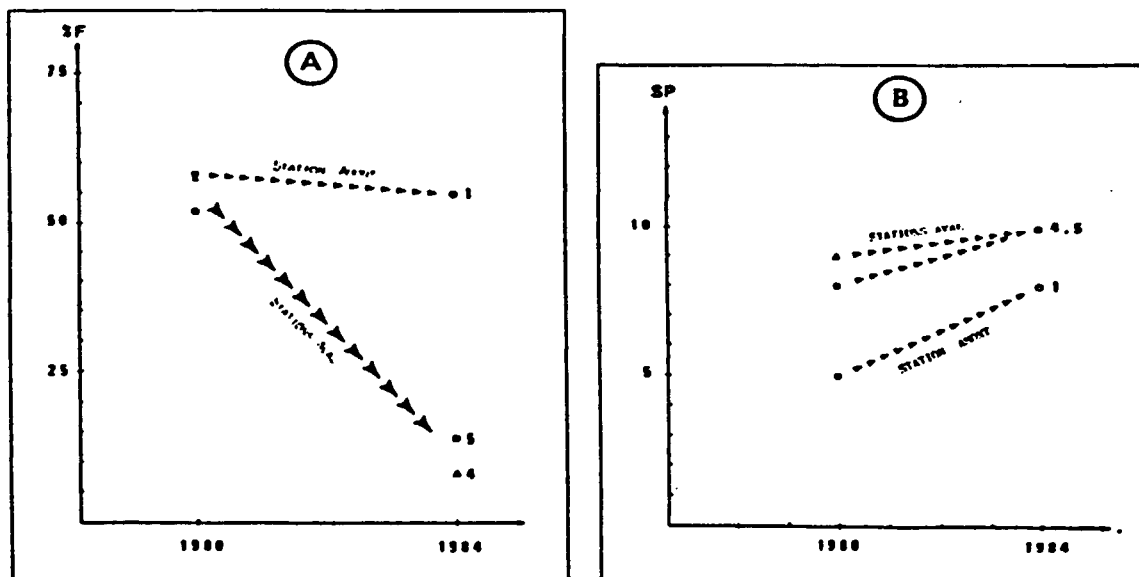


Figure 88: Evolution entre 1980 et 1984, de deux caractéristiques biosédimentologiques de trois stations situées à proximité de la fosse nord : A - Teneur en particules fines (%F) du sédiment, B - Richesse spécifique (SP) du peuplement.

Ce désenvasement résulte visiblement d'une amplification des courants de jusant liée à l'existence de la brèche et d'une chenalisation consécutive : l'érosion de la Grande Vasière est favorisée par le déplacement de la fosse vers le nord du fait d'une forte sédimentation sableuse le long de la digue basse nord depuis son achèvement en 1980.

Par ailleurs, la fosse nord s'est creusée dans sa moitié amont et comblée dans sa partie aval.

3.1.2. Paramètres physicochimiques

Les conditions de salinité n'ont pas changé de façon décelable sur la fosse sud. Par contre, il apparaît sur la fosse nord une augmentation d'environ 5 ‰ entre 1980 et 1984, constat qui peut s'expliquer par une réduction des apports en eau douce depuis l'édification de la digue basse, celle-ci n'étant pas compensée par les effets de la brèche.

3.1.3. Evolution faunistique

Pour la rive sud nous renvoyons le lecteur aux commentaires effectués en première partie en II.2 : le programme Cost 647.

Sur la rive nord, une diversification des peuplements est observée comme l'indique le tableau ci-dessous :

	1980	1984	Evolution
Station amont	5 à 6 espèces	6 à 8 espèces	+ 27 %
Station aval	8 à 9 espèces	10 à 13 espèces	+ 35 %

Tableau 14 : Nombre d'espèces inventoriées en 1980 et 1984 dans les bas niveaux de l'estran aux abords de la Fosse Nord.

La cinétique de distribution faunistique peut se représenter ainsi au regard des densités estimées à 4 ans d'intervalle :

Espèces stables	Espèces en régression	Espèces en augmentation	Espèces Nouvelles
<i>Macoma balthica</i> <i>Nereis diversicolor</i> <i>Corophium volutator</i> <i>Tubificoïdes benedeni</i>	<i>Manayunkia estuarina</i> <i>Tubifex costatus</i>	<i>Nephtys hombergii</i> <i>Eteone longa</i>	<i>Tharyx marioni</i> <i>Capitomastus minimus</i> <i>Cerastoderma edule</i>

Tableau 15 : Tendances d'évolution du cortège faunistique entre 1980 et 1984 dans les bas niveaux de l'estran aux abords de la Fosse Nord.

L'évolution biosédimentaire indique *in fine* une remontée vers l'amont du peuplement estuarien inférieur aux dépens du peuplement estuarien supérieur.

Le phénomène est ici inverse à celui observé en amont de l'estuaire entre la brèche nord et le Hode, où se produit un glissement vers l'aval des faciès.

3.2. Suivi de la fosse nord de 1984 à 1992

3.2.1. Evolution bathymétrique

3.2.1.1. Profils tranverses

La qualité des sédiments (granulométrie, stabilité) conditionne en partie la richesse faunistique (cf 1ère partie) et témoigne de l'hydrodynamisme local.

L'évolution géomorphologique observée entre 1980 et 1984 dans ce secteur met en évidence l'existence de remaniement de sédiments anciens.

C'est pourquoi les études réalisées en 1988 et 1992 établissent un bilan bathymétrique (fig 89 et 90) qui est ensuite comparé aux résultats faunistiques.

Le raccourcissement de la brèche amont de 1 000 m à 600 m en 1986 (la cote de seuil restant à + 1 m) induit sur ce plan des conséquences visibles 2 ans après les travaux :

- le chenal se stabilise dans son axe nord et la sédimentation s'accroît en amont de la rive sud près du déversoir.

- des phénomènes d'érosion sont observés au pied de la Grande Vasière et ont pour conséquence un remaniement des sédiments anciens.

De 1988 à 1992 la rive nord est relativement stable alors que la rive sud se caractérise au cours de cette période par une érosion sur une majorité des sections à laquelle correspond un déplacement des bancs vers le centre de la fosse.

La profondeur de la fosse montre des fluctuations moindres par rapport aux précédents relevés et semble depuis 1988 en cours de stabilisation.

3.2.1.2. Cartographie des limites intertidales

La figure 91 indique un déplacement des bancs qui semble s'accélérer au cours de la période 1988-1992. Le dernier relevé topographique permet par comparaison une meilleure définition de la direction de migration, à savoir une poussée générale vers l'amont, très visible au niveau du banc d'Amfard. Cette tendance montre bien que l'objectif recherché lors de l'édification des digues du chenal de navigation sur le devenir des zones adjacentes est atteint; c'est-à-dire une fonction de chambre "naturelle" de dépôt sédimentaire, dont le "rendement" est d'autant plus élevé que la longueur des brèches est réduite.

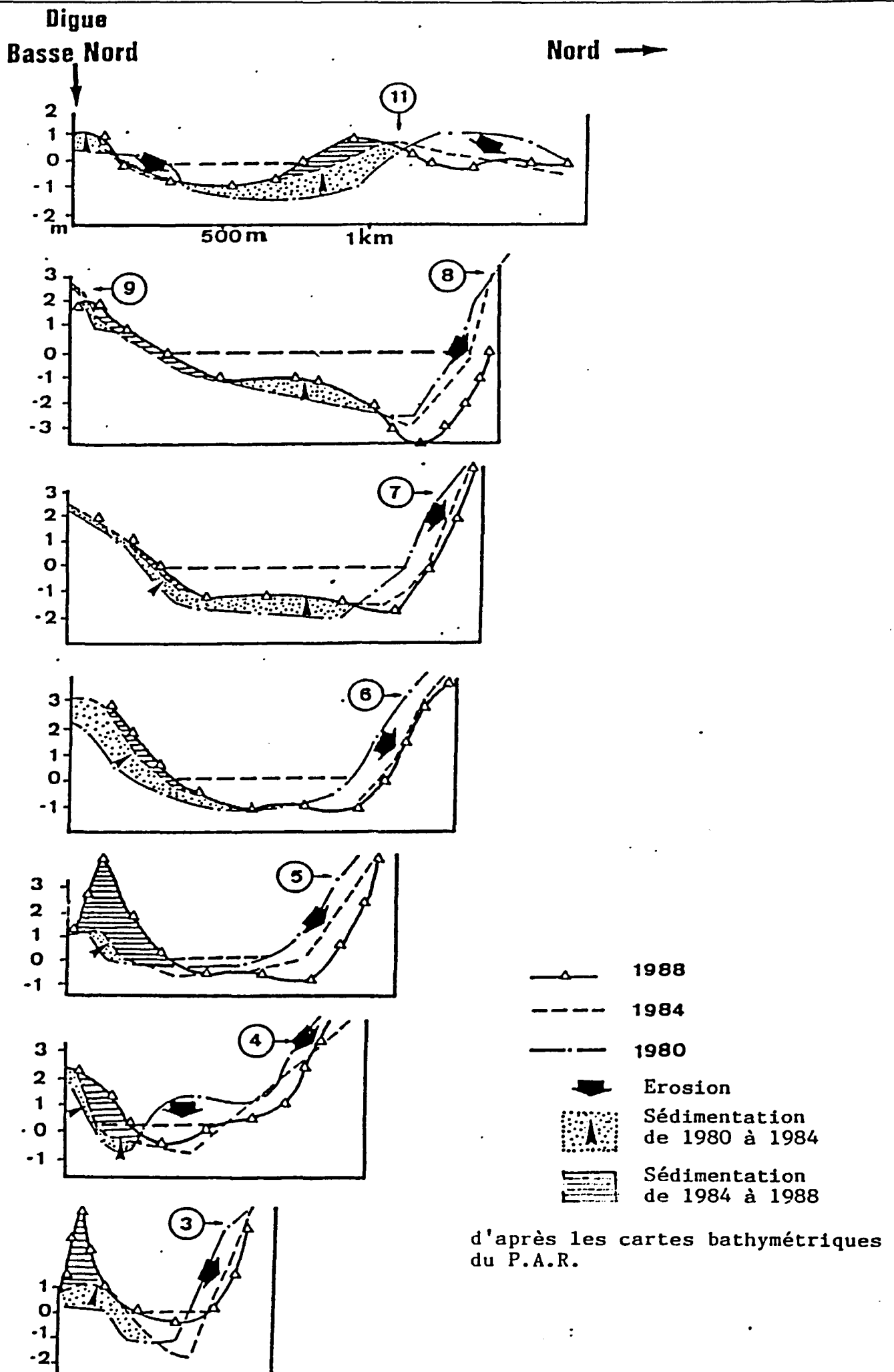


Figure 89: Evolution bathymétrique de la fosse de flot entre 1980 et 1988.

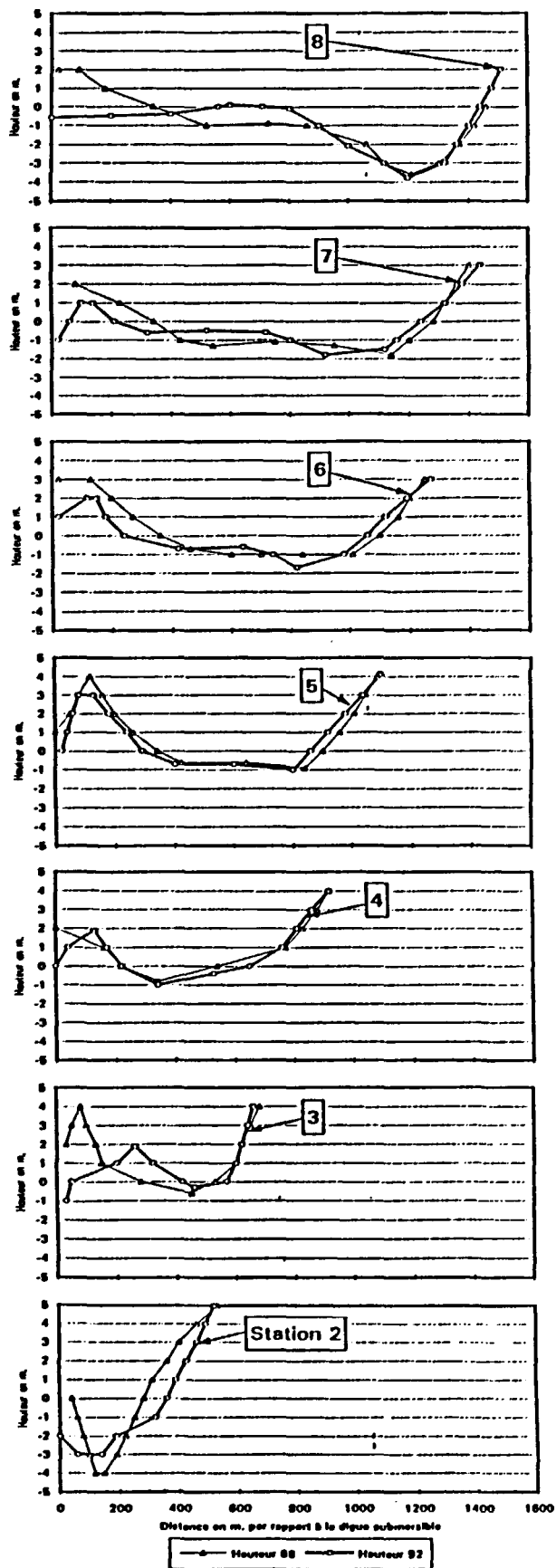


Figure 90: Evolution bathymétrique de la fosse nord entre 1988 et 1992, mise en évidence à partir de la comparaison des profils transverses dressés d'amont en aval.

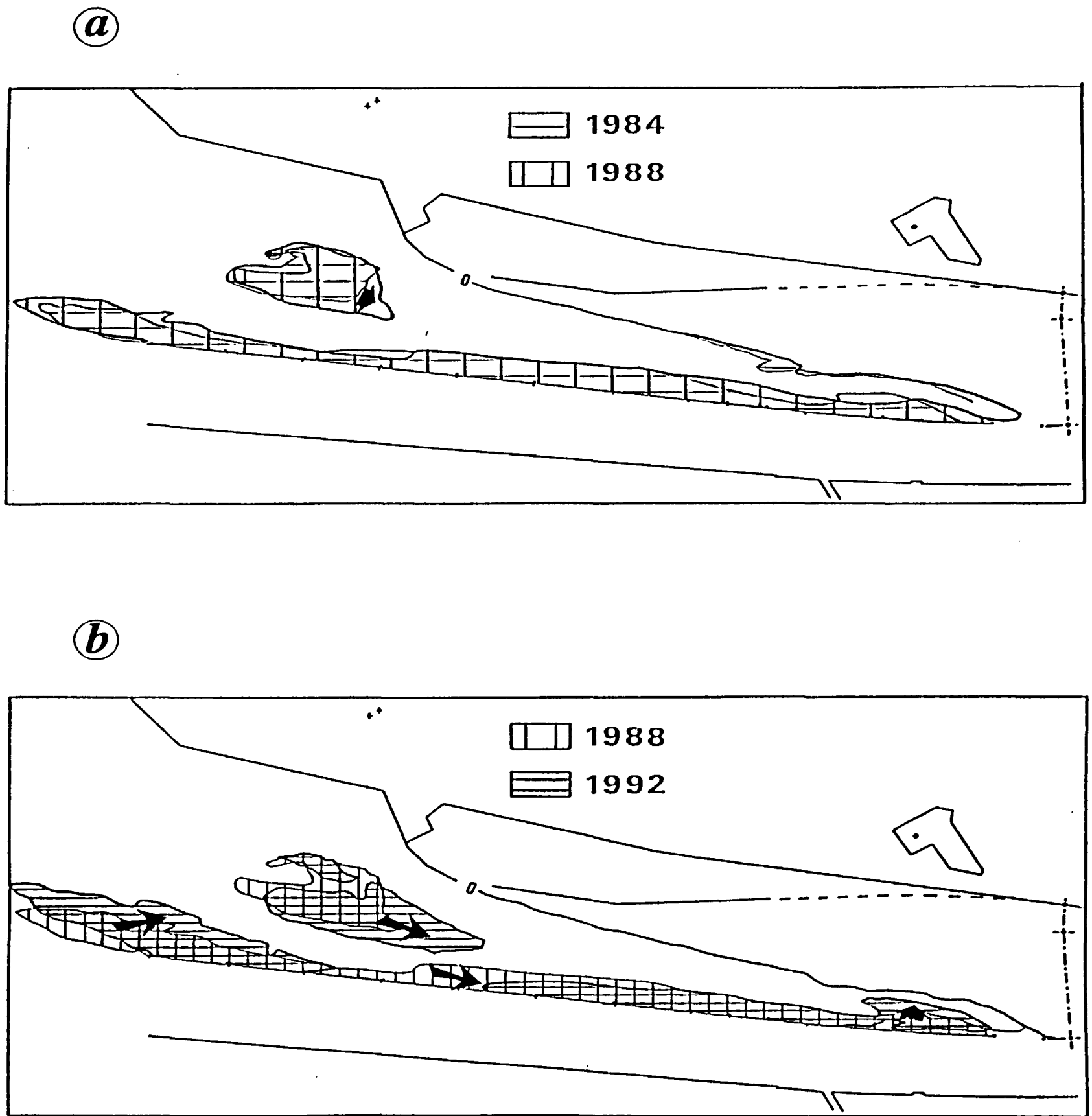


Figure 91: Evolution morphologique de la fosse nord entre 1984 (a) et 1992 (b), mise en évidence à partir de la cartographie des bancs intertidaux.

3.2.2. Evolution biosédimentaire

3.2.2.1. Granulométrie des sédiments

La granulométrie s'affine de façon classique d'aval en amont, avec sur la rive nord une évolution des sables fins aux vases, et sur la rive sud un gradient d'affinement plus faible, allant des sables fins en aval aux vases sableuses en amont. La teneur en fines augmente en 1988 dans la zone amont rive nord. En 1992, cette même rive paraît stable sur ce plan en dehors des processus d'érosion localisés au pied de la Grande Vasière. A contrario la rive sud a nettement évolué et son érosion depuis 1988, mise en évidence précédemment, se traduit par une dominance des sables fins en sa partie centrale.

3.2.2.2. Distributions faunistiques

Malgré des différences importantes de pression d'échantillonnage d'une campagne à l'autre (qu'il est nécessaire de prendre en compte dans l'interprétation des résultats), c'est tout d'abord une forte réduction des densités en espèces typiquement estuariennes qui témoigne des modifications géomorphologiques de la fosse et de ses abords :

	1984	Fréq. (%)	1988	Fréq. (%)	1992	Fréq. (%)	Evolution 1984-1992
Surface échantillonnée	1/5 m ²		1/10 m ²		1/25 à 1/16 m ²		
Nombre de répliquats	10		5		2 à 3		
Espèces estuariennes	82,5	66	98	66	25	8	- 63 %
<i>Nereis diversicolor</i>	1 062	75	350	16	212	16	- 80 %
<i>Corophium volutator</i>	1 348	66	261	58	164	58	- 88 %
<i>Macoma balthica</i>							
Espèces ubiquistes							
<i>Nephtys hombergii</i>	88	66	30	16	85	50	- 3 %
Espèces marines							
<i>Nephtys cirrosa</i>	58	33	17	33	25	25	- 56 %

Tableau 16 : Evolution des densités moyennes par campagne et des fréquences d'observation pour les espèces constantes de 1984 à 1992.

Cet appauvrissement concerne surtout la période 1984-1988 et s'amortit sensiblement par la suite.

Il convient de voir ici la résultante logique d'une discrimination croissante entre la zone intertidale à l'est (dont les apports sédimentaires deviennent prépondérants dans les niveaux moyens à bas) et la dynamique intrinsèque au secteur subtidal qui fonctionne comme un chenal de marée et finit par engendrer d'importantes microfalaises au pied de la Grande Vasière.

D'un point de vue spatial, on remarque en premier lieu l'existence d'une forte dissymétrie dans la nature des peuplements entre les rives nord et sud. Ce

caractère s'accroît progressivement d'une année à l'autre dans le sens d'une pénétration accrue sur la rive sud d'espèces ubiquistes et marines telles que *Nephtys hombergii* et *Nephtys cirrosa*. Parallèlement une disparition des espèces estuariennes se produit à l'aval, particulièrement marquée par rapport à 1984 pour *Nereis diversicolor* et *Corophium volutator*.

Les cartographies des peuplements observés pour chaque campagne rendent compte de ces évolutions (fig 92) :

La période 1984-1988 révèle une progression vers l'amont du peuplement marin et une disparition du peuplement estuarien moyen. Entre 1988 et 1992, les peuplements estuarien et de transition s'appauvrissent, le peuplement estuarien recule en amont de la station 6 tandis que le peuplement marin progresse jusqu'à la station 9, c'est-à-dire sur l'ensemble de la rive sud de la fosse de flot.

3.2.3. Conclusions

L'absence de suivi synchrone sur les deux fosses de flot est regrettable et nous n'avons pas d'informations depuis une dizaine d'années sur l'évolution biosédimentaire générale de la fosse sud qui possède pourtant en 1981 :

- un cortège faunistique plus diversifié en raison d'une moindre influence des eaux estuariennes par rapport à la fosse nord (Desprez, 1981 ; Proniewski, 1981),

- des densités et biomasses nettement plus élevées dans la zone subtidale (Proniewski, 1981).

La création de déversoirs dans les digues du chenal de navigation contribue plus ou moins, en fonction de leurs dimensions respectives, à l'auto-entretien des fosses, et s'avère indispensable pour limiter la vitesse de comblement de ces dernières.

A court terme, la réalisation de ces brèches a engendré une forte réponse de la macrofaune benthique, plus ou moins localisée d'une rive à l'autre.

A plus long terme, nous observons actuellement sur la fosse nord les conséquences de l'action simultanée et convergente des facteurs abiotiques, avec celle des différents aménagements réalisés au cours de la période considérée :

- une résiduelle de courant qui est dirigée vers l'amont, avec renforcement aléatoire lors de tempêtes d'ouest ou de périodes d'étiage prolongé, et provoque une augmentation de l'influence marine;

- une réduction des volumes oscillants sous l'effet convergent des endiguements et des opérations de remblaiement (darse CIM et remblai du Pont de Normandie).

Ces processus conduisent à une évolution du site dans le sens irréversible de son comblement (apports de sédiments marins) et d'un appauvrissement de la faune benthique (réduction des densités non compensée par l'augmentation du nombre d'espèces).

La vitesse de ce comblement reste cependant à évaluer à partir d'une estimation des cubatures d'apports sédimentaires entre deux relevés topographiques et constitue à notre connaissance une lacune à combler.

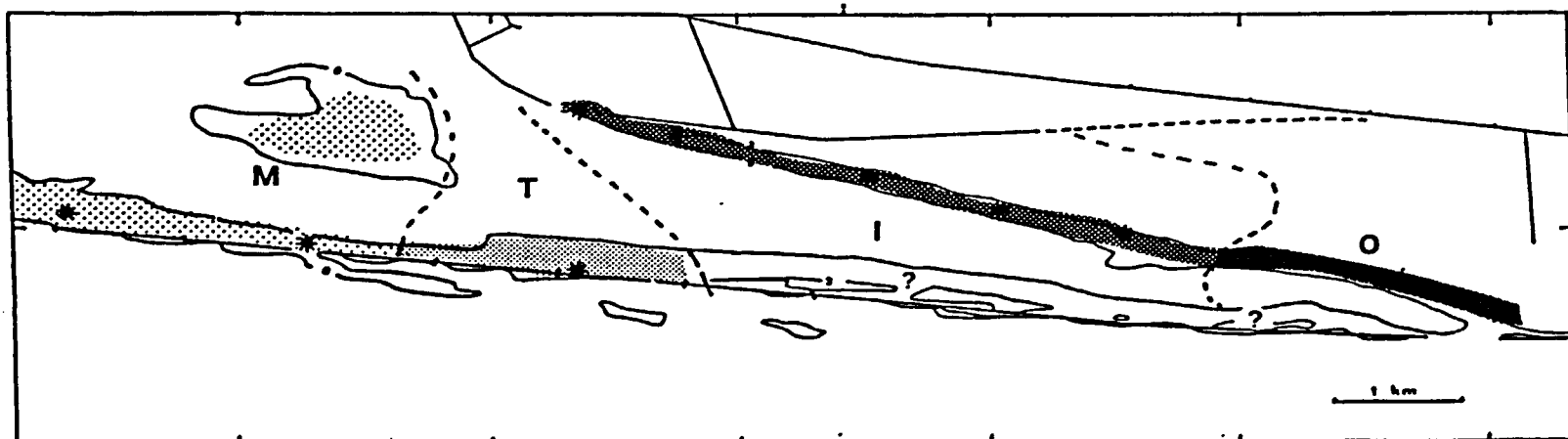
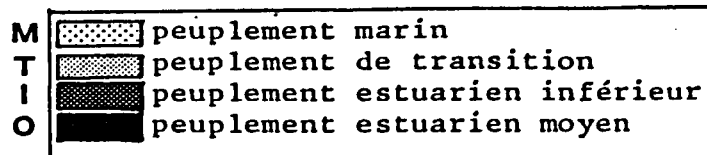


Fig. 92a: Carte des peuplements en 1984.

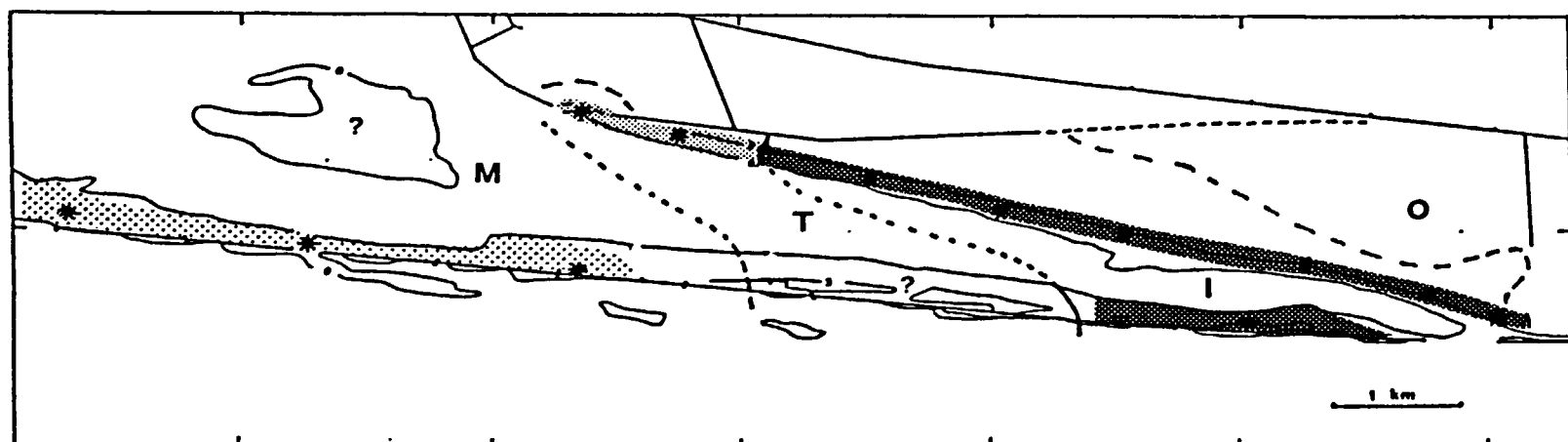


Fig. 92b: Carte des peuplements en 1988.

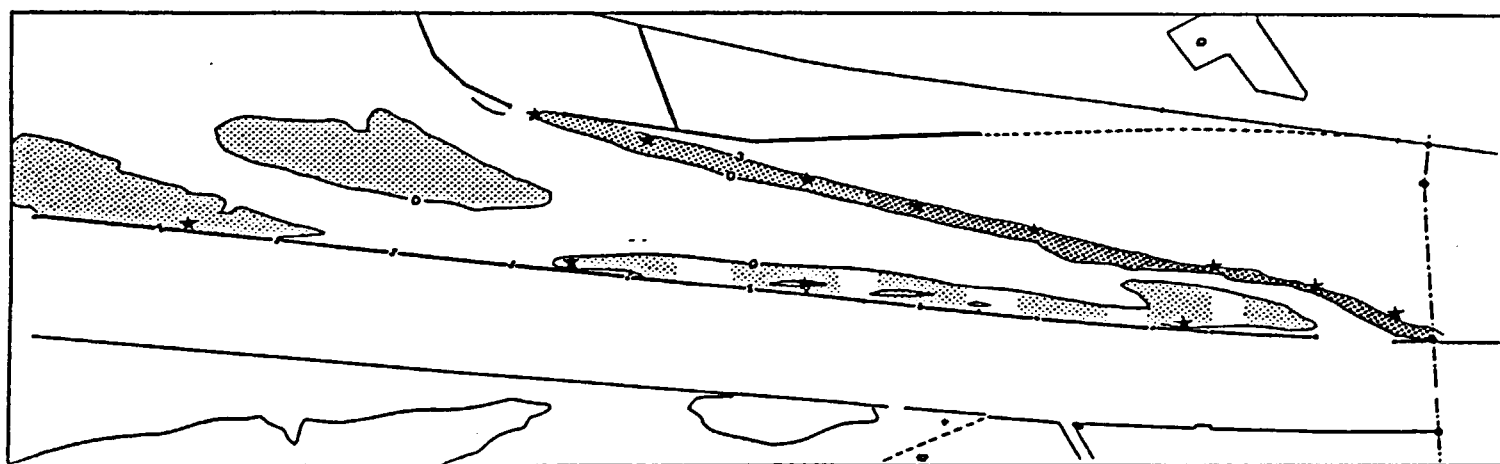


Fig. 92c: Carte des peuplements en 1992.

Figure 92: Evolution spatiale des peuplements macrozoobenthiques intertidaux identifiés en périphérie de la fosse nord entre 1984 et 1992.

4. La Grande Vasière et le remblai du Pont de Normandie

Il est évident qu'une présentation globale de l'évolution de la fosse Nord et de sa vasière adjacente eut été souhaitable, du fait qu'elles constituent une seule et même unité fonctionnelle dans la biodynamique de cette partie de l'estuaire.

L'absence de synchronisme des campagnes d'échantillonnage, qui résulte d'un contexte différent d'une étude à l'autre explique en partie le découplage des informations que nous présentons ici. Mais c'est surtout un véritable paradoxe qui est mis en évidence au regard de la chronologie et du cadre des études scientifiques à l'origine des connaissances sur l'évolution du milieu naturel; à savoir une acquisition de ces dernières rendue possible uniquement par l'existence de projets d'aménagements qui se succèdent dans l'espace et le temps.

C'est ainsi que le bilan que nous pouvons établir aujourd'hui pour la Grande Vasière depuis 1980, trouve son origine uniquement au sein du projet "Pont de Normandie".

4.1. Les campagnes d'échantillonnage

L'évolution de la macrofaune benthique est étroitement liée à celle du substrat. C'est pourquoi un prélèvement systématique de sédiment est effectué à chaque station, dont l'analyse granulométrique permet d'aboutir à un suivi biosédimentaire selon une méthodologie identique à celle retenue pour la Fosse Nord.

Les prospections de terrain réalisées au cours des différentes phases d'élaboration du projet ont des objectifs sensiblement différents :

Celle de 1986 vise à une réactualisation générale de la cartographie biosédimentaire et établit un état initial du site sur 8 radiales. Parmi ces dernières, seulement 4 sont retenues par la suite lors du suivi des travaux avec un secteur de référence en aval (1 radiale) et 3 radiales à proximité du pont, dans le secteur directement soumis à l'impact des travaux.

La chronologie est rappelée ci-dessous :

1988 : 1er état après construction du remblai,

1990 : 2ème état après construction du viaduc provisoire,

1992 : 3ème état après les travaux et dernière tranche de l'étude.

4.2. Résultats

4.2.1. Situation en 1986

Entre 1978 et 1986, des modifications à caractère irréversible et d'une ampleur sans égale par la suite sont subies par la Grande Vasière.

4.2.1.1. Bilan sédimentaire

Les endiguements portuaires sont à l'origine d'une forte zone de sédimentation en amont, à l'est du chenal transverse (fig. 93). A partir de 1984, les dépôts de sédiments vaseux sont ralentis et les valeurs de variation sont de l'ordre de grandeur de l'erreur de mesure, excepté pour la zone à l'est en amont de la "Grande Filandre".

4.2.1.2. Evolution faunistique

Elle se réduit à une comparaison qualitative des données en raison des différences de méthodologies employées entre l'étude du SAUM (maille de 0.5 mm) et celle de 1986 (maille de 1 mm).

La disparition d'espèces caractéristiques du peuplement estuarien supérieur telle que *Tubifex costatus* est observée parallèlement à une rapide progression du schorre.

De nouvelles espèces apparaissent et témoignent :

- à l'ouest d'un ensablement couplé à la formation d'un cordon dunaire dans le prolongement de la digue D2,
- d'un accroissement général de superficie des niveaux supérieurs de l'estran avec *Assiminea grayana*, recensée en 1980 uniquement à proximité du schorre.

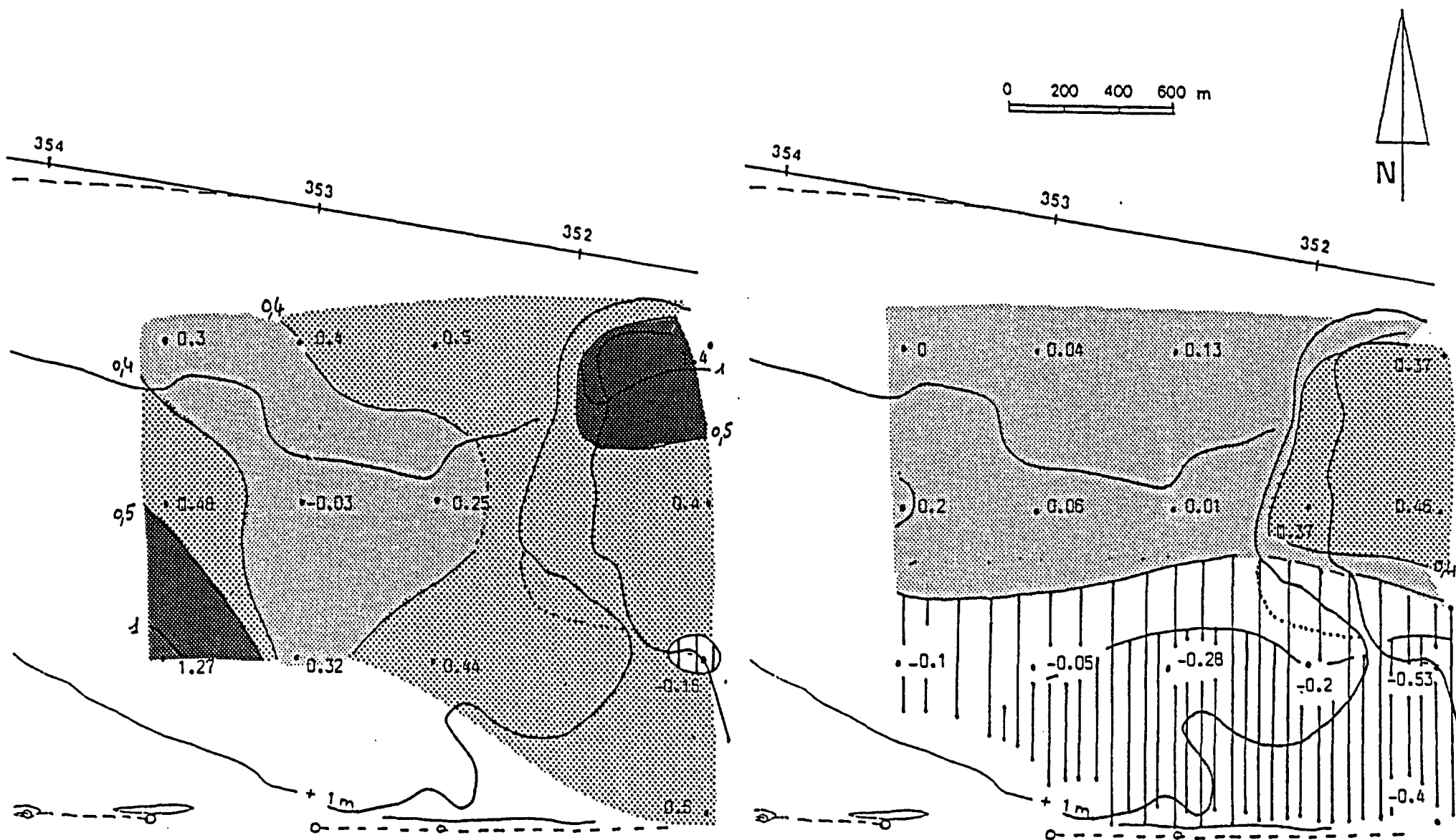
4.2.1.3. Evolution prévisionnelle et rappel des impacts du projet

Ces deux points sont abordés en conclusion du rapport effectué par le GEMEL en 1986 :

L'intérêt de la Grande Vasière est rappelé en tant qu'écotone de première importance dans le maintien de la biodiversité au sein de l'écosystème estuarien, et de sa fonction trophique essentielle pour les populations aviennes et halieutiques.

L'effet de la construction du remblai d'accès au pont (rive nord) sur le biotope est décrit : "*La disparition accélérée de cette zone par tout aménagement supplémentaire, ne se traduira pas avec la même rapidité, par une reconstitution de secteurs envasés à l'aval. En effet les zones aval (notamment le banc d'Amfard constitué de sables alvéolaires instables) sont trop exposés à la dynamique marine....Les vases susceptibles de décanter sur la vasière sortiront de l'estuaire (phénomène déjà observé) et se déposeront en domaine subtidal ou intertidal plus éloigné de l'embouchure.*

La nécessité d'un maintien en eau du site est une priorité essentielle : "*Afin que les zones de forte productivité subsistent, il faudrait ralentir les processus d'ancrage du schorre et de chenalisation, accentués par l'implantation d'un remblai, en maintenant en eau l'ensemble de la surface de la Grande Vasière, car il semble peu probable que de telles zones équivalentes se reconstituent en l'état actuel dans l'estuaire aval.*"



Evolution de la sédimentation de 1978 à 1987.

Evolution de la sédimentation de 1984 à 1987.

SEDIMENTATION
 EROSION

Figure 93: Vitesses de sédimentation dans la zone du pont (d'après les cartes topographiques établies par SCP S. Garrigou et G. Gaillet). Les hauteurs de sédimentation sont exprimées en mètres

4.2.2. Evolution au cours des travaux (Duhamel, 1992)

4.2.2.1. Couverture sédimentaire

La topographie générale est modifiée à proximité du pont, où l'on distingue une zone d'apports réguliers en fines dans la partie supérieure de l'estran (fig. 94), à laquelle succède vers le sud un secteur dont le sédiment s'enrichit en sables (tab. 17). Les remaniements sédimentaires sont intenses près du viaduc où se produit une érosion entre les piles, qui avait été prévue.

Sur le site de référence, l'instabilité sédimentaire résulte plutôt des fluctuations aléatoires de l'hydrodynamisme (tempêtes/régime du fleuve).

4.2.2.2. Abondance de la macrofaune

L'évolution du stock d'espèces met en évidence la disparition progressive de certaines espèces occasionnelles mais typiquement estuariennes : *Mya arenaria*, *Srobicularia plana*, et *Manayunkia estuarina*. Ces dernières sont peu à peu "remplacées" par des espèces ubiquistes en faibles densités : *Eteone longa*, *Pygospio elegans* et *Tharyx marioni*, caractéristiques d'une sensible augmentation des teneurs en sable de la zone en raison d'une influence marine croissante (cf. III.2.2.).

Au niveau quantitatif, deux espèces témoignent plus particulièrement de l'évolution du milieu :

- *Nereis diversicolor* est en régression régulière depuis 1986 (tab. 18). Cette espèce est sensible à l'instabilité naturelle du substrat en aval. A l'amont cette instabilité résulte visiblement des travaux en cours, dont l'influence néfaste sur cet annélide est renforcée par la vitesse de progression des végétaux de part et d'autre du remblai. Sur l'ensemble de la Grande Vasière, l'élévation générale des niveaux topographiques paraît être un facteur désormais limitant pour le recrutement de l'espèce (tab. 19).

- *Corophium volutator*, dont les densités augmentent à l'amont depuis 1990 et qui semble profiter d'une accentuation de la remise en suspension des sédiments.

4.2.2.3. Productivité biologique

L'estimation des biomasses en 1986 et 1992 pour l'ensemble du cortège faunistique (tab.20) montre que *Nereis divesicolor* est sur ce plan l'espèce dominante avec des valeurs atteignant plus de 6 g/m² (matière sèche libre de cendres).

La quantification de ce paramètre nous a permis de calculer dans les deux cas la productivité des différentes espèces (tab. 20) ainsi que la production secondaire, cette dernière étant rapportée à une surface qui ne prend en compte que la réduction de la slikke au profit de l'extension de la végétation pionnière.

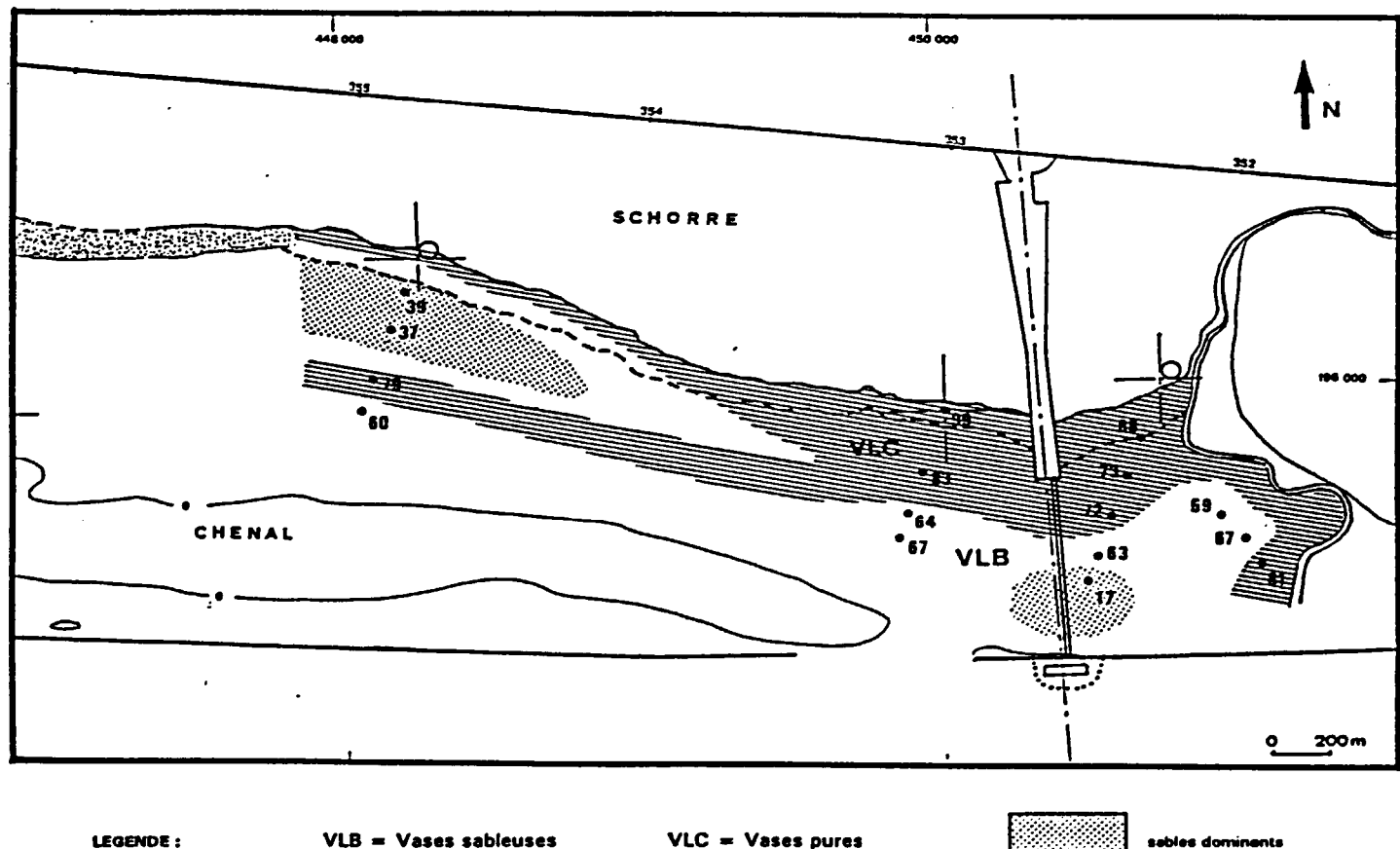


Figure 94: Carte sédimentaire en automne 1992 (pourcentage en pélites).

Stations	Pourcentages pondéraux en vases				Total écart % vu/années précédentes
	1986	1988	1990	1992	
1	99	93	93	-	=
2	88	86	89	-	=
2a	-	-	59	59	< ou =
3	87	91	81	88	=
4	81	86	83	73	< ou =
5	60	-	-	17	- 43
6	99,5	90	-	-	=
7	97	88	89	83	- 14
8	88	91	65	64	- 24
8a	-	87	-	67	- 20
15	99	-	-	-	< ou =
16	60	73	64	39	- 20
17	32	65	33	37	=
17a	-	65	93	79	> ou =

Tableau 17 : Tendances d'évolution des pourcentages pondéraux en vases sur les stations de suivi de la construction du pont entre 1986 et 1992.

<i>Nereis diversicolor</i>					Tendance observée
	R1	R2	Raval	Moyenne	
1986	963	1010	1703	1225	régression régulière
1988	820	937	706	821	
1990	400	591	650	547	
1992	395	375	225	332	
<i>Macoma balthica</i>					Fluctuation irrégulière du recrutement
1986	120	77	97	98	
1988	60	107	150	106	
1990	25	8	83	39	
1992	340	206	337	294	
<i>Corophium volutator</i>					Fluctuation irrégulière du recrutement
1986	2900	1353	5823	3358	
1988	1320	755	213	763	
1990	5592	4725	1453	3923	
1992	3670	2588	3313	3190	

Tableau 18 : Evolution du nombre moyen d'individus/m² des trois espèces principales du peuplement et pour les trois radiales considérées de 1986 à 1992 (pour 1986, seules les données des radiales du suivi " Pont de Normandie " ont été prises en compte).

	Stations 86/92	<i>Nereis diversicolor</i> ni/m ²		Ecart 92/86
		1986	1992	
AMONT	1/3	600	425	- 175
	3/4	1250	650	- 600
	4/5	660	300	- 360
	5/5 a-b	980	300	- 680
	6	780	625	- 155
	7	1510	525	- 985
AVAL	15/16	750	500	- 250
	16/17	2310	250	- 2060
	17/17 a-b	2050	75	- 1975

Tableau 19 : Comparaison des densités de *Nereis diversicolor* sur les stations communes aux campagnes de 1986 et 1992.

	Années	Nereis (g/m ² /an)*	Corophium (g/m ² /an)	Macoma (g/m ² /an)	Divers (g/m ² /an)	Total (g/m ² /an)
Peuplement estuarien moyen	1986	6,06	3,98	0,48	-	10,52
	1992	6,00	2,67	0,39	0,46	9,52
Peuplement estuarien inférieur	1986	6,75	3,57	3,00	-	13,32
	1992	1,92	2,81	3,88	0,06	8,67

* poids sec libre de cendres.

Tableau 20 : Productivité biologique annuelle (en g/m²/an) des trois espèces principales et de l'ensemble de la macrofaune benthique en 1986 et 1992.

	Peuplement estuarien moyen	Peuplement estuarien inférieur	Production totale Grande Vasière	
1986 P (Kg/ha)	105	133		
1992 P (Kg/ha)	95	87		
1986 P (tonnes)	18	43		61
1992 P (tonnes)	7,6	26,4		34

Tableau 21 : Production biologique totale du macrozoobenthos sur la Grande Vasière en 1986 et 1992 (les surfaces considérées sont de 495 ha en 1986 et 385 ha en 1992).

Le modèle mathématique utilisé est celui de Schwinghamer (1986), mis au point pour les zones à climat tempéré. Cette première approche en estuaire de Seine de la production du macrozoobenthos intertidal montre que *Nereis diversicolor* est responsable d'environ 50 % de la productivité totale, alors que la production globale pour les surfaces considérées décroît sensiblement en 1992 avec 34 tonnes/an pour 60 tonnes/an en 1986 (tab. 21).

4.2.2.4. Evolution spatiale des peuplements (fig. 95)

Elle est considérée de 1980 à 1992 et met successivement en évidence :

- la disparition en 1986 du peuplement estuarien supérieur, qui est observé beaucoup plus en amont en 1988 et sur des surfaces moindres.
- depuis 1986, le peuplement estuarien moyen régresse de façon irrégulière sous la poussée vers le sud du schorre, mais la résultante au sein de cette période conduit à une chute d'environ 50 % de la surface de ce peuplement.

4.2.3. Bilan en 1992

Les effets du Pont de Normandie s'ajoutent à ceux des précédents aménagements pour accélérer la disparition des vasières intertidales (voir planche). Les conséquences de l'édification du remblai d'accès rive nord, préalablement déterminées lors des études d'impacts ont pu être appréciées *in situ*, et le calcul de la production biologique illustre une dégradation importante de cette fonction écologique au fur et à mesure du comblement et des remaniements sédimentaires induits par l'implantation des piles du pont.

Comme pour la Fosse Nord, le calcul des vitesses de sédimentation fait défaut sur la Grande Vasière, où aucune topographie n'a encore été réalisée. Les bilans morphosédimentaires et faunistiques entre 1986 et 1992 permettent toutefois de dissocier les secteurs amont et aval :

- le premier subissant l'action dominante des impacts sur le milieu naturel de la réalisation de l'ouvrage (fig. 96 et 97),
- le second réagissant apparemment moins vite à l'action des facteurs anthropiques.

Enfin, le Pont de Normandie "s'inscrit dans un contexte où le degré d'organisation de la faune benthique intertidale décroît depuis 1986, comme le montre la figure 98. Si les mesures compensatoires de la réalisation de l'ouvrage apportent les informations permettant d'évaluer l'évolution de la Grande Vasière, elles suscitent également des interrogations inévitables pour le futur.

Le classement récent de ce secteur en Zone de Protection Spéciale, et ... à l'avenir en Réserve Naturelle, ne saurait avoir de véritable sens si les surfaces en vasières actuellement en jeu ne sont pas rapidement pérennisées."

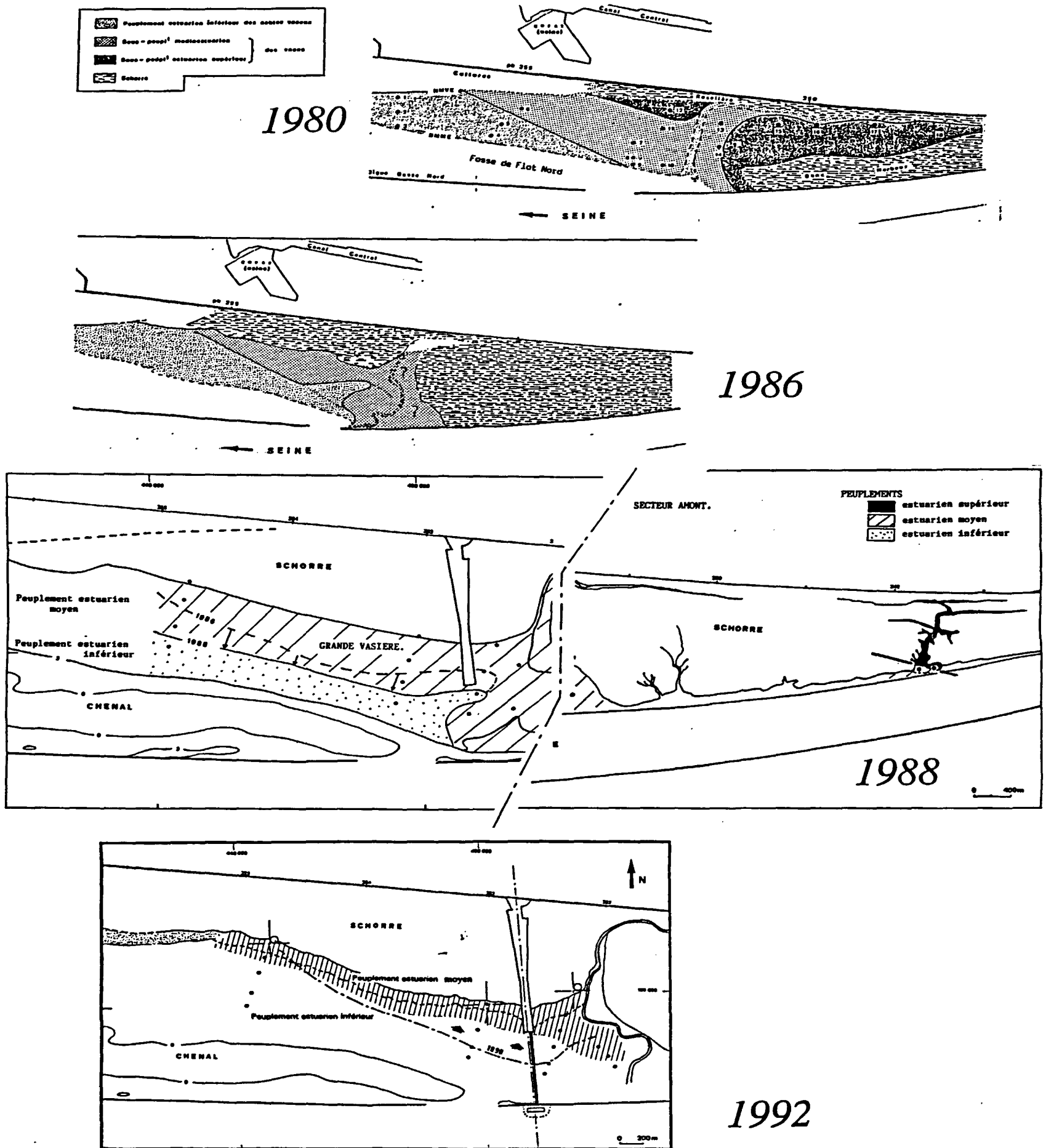


Figure 95: Evolution spatiale des peuplements macrozoobenthiques intertidaux identifiés sur la Grande Vasière en 1980, 1986, 1988 et 1992.

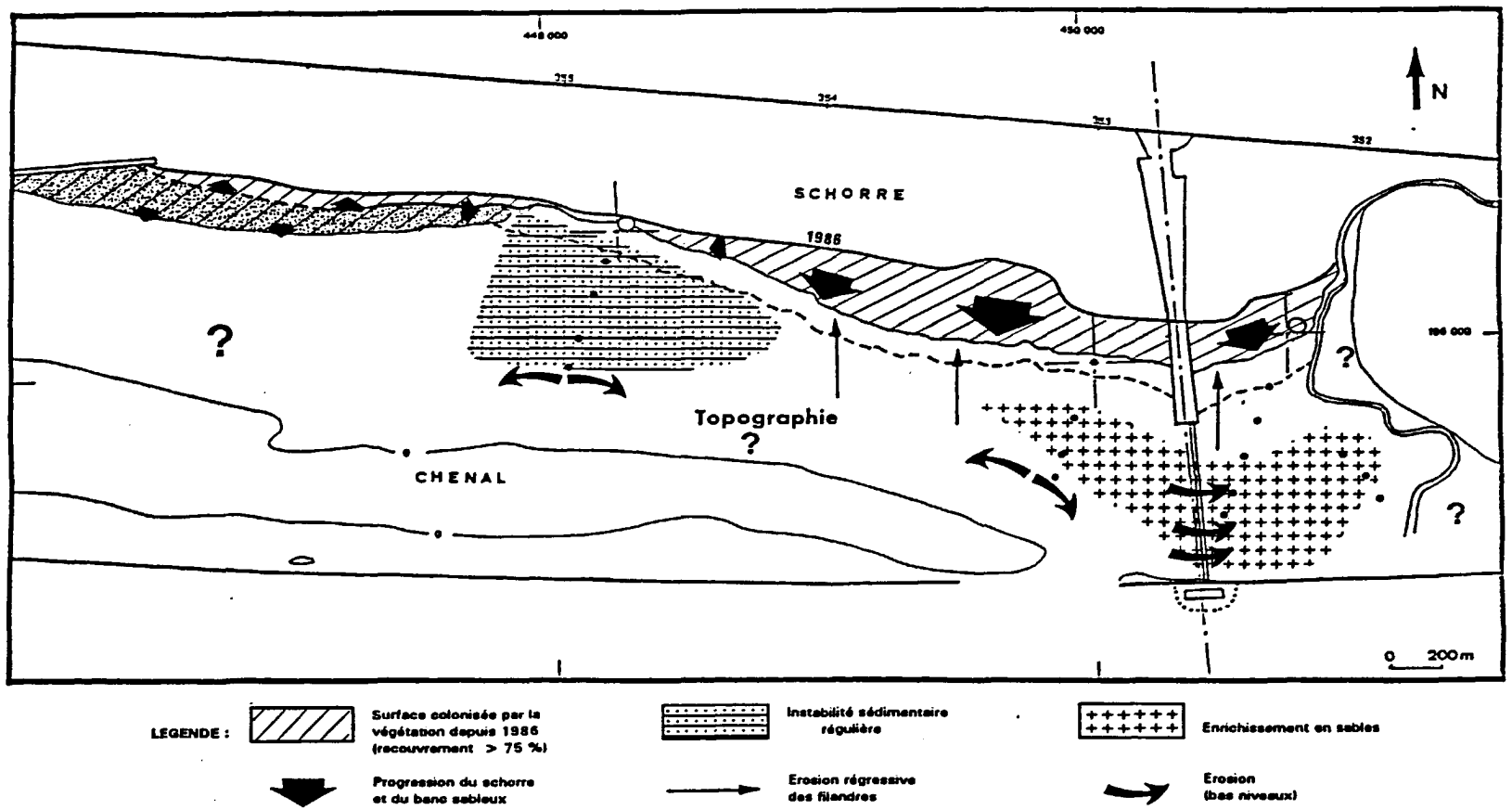


Figure 96: Bilan morphosédimentaire de la Grande Vasière entre 1986 et 1992.

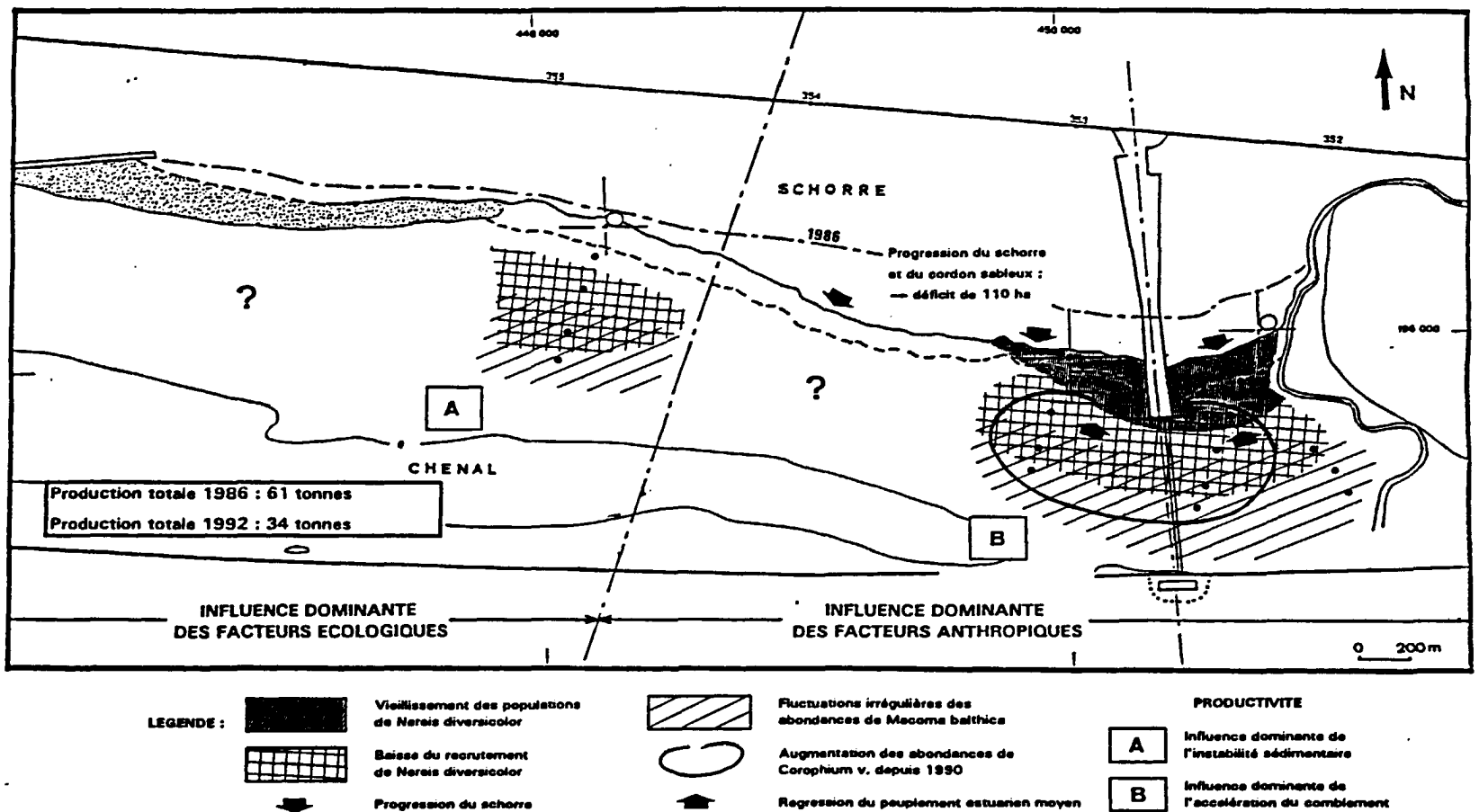


Figure 97: Bilan faunistique de la Grande Vasière entre 1986 et 1992.

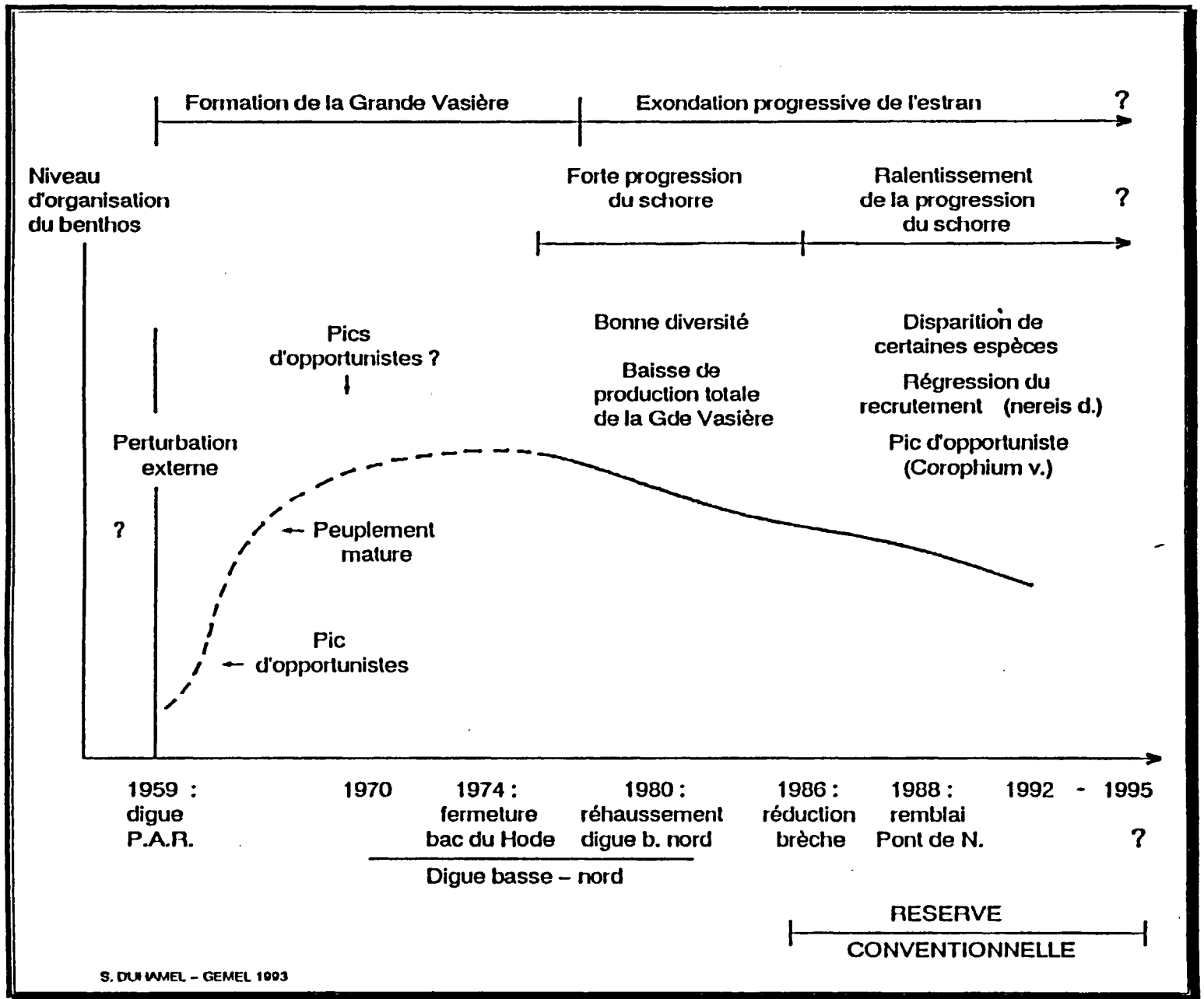
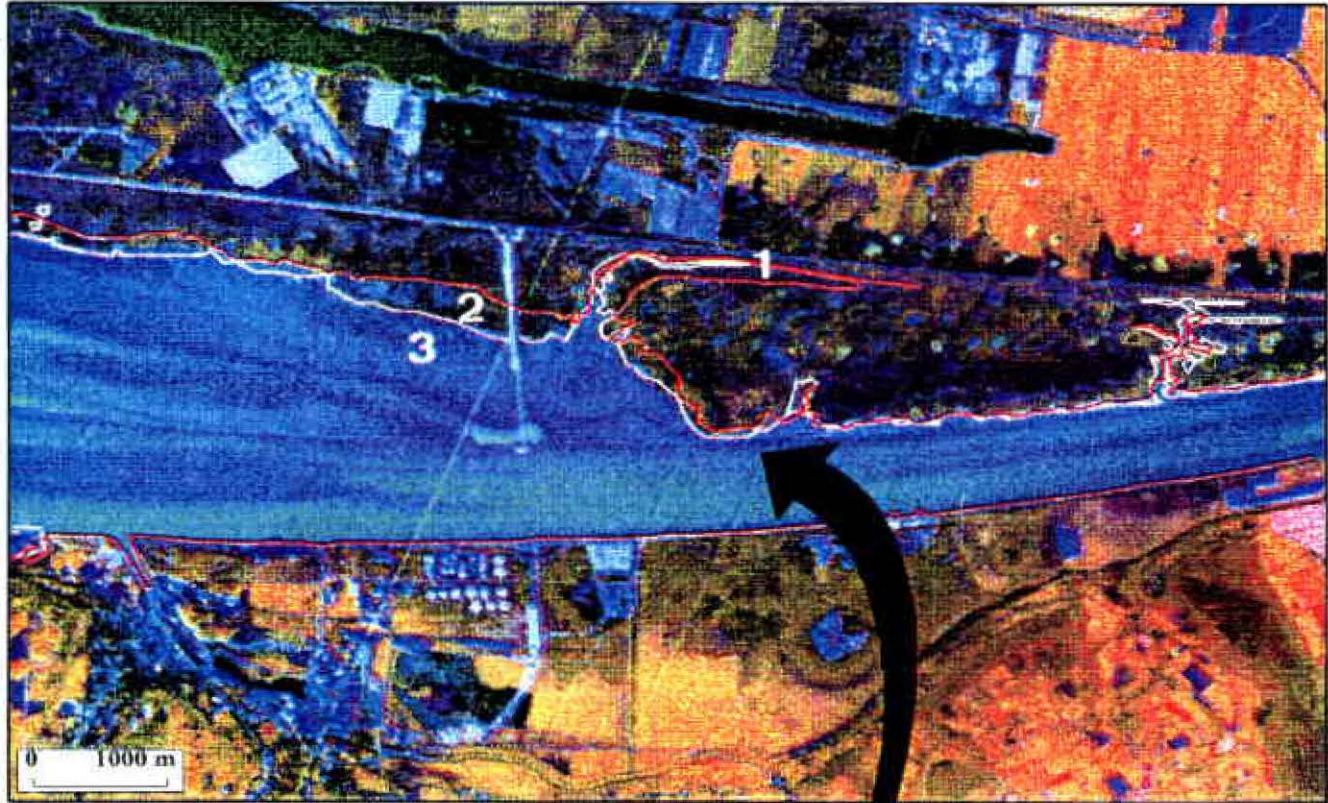


Figure 98: Evolution schématique de la structure des peuplements benthiques intertidaux de la Grande Vasière au cours des aménagements.

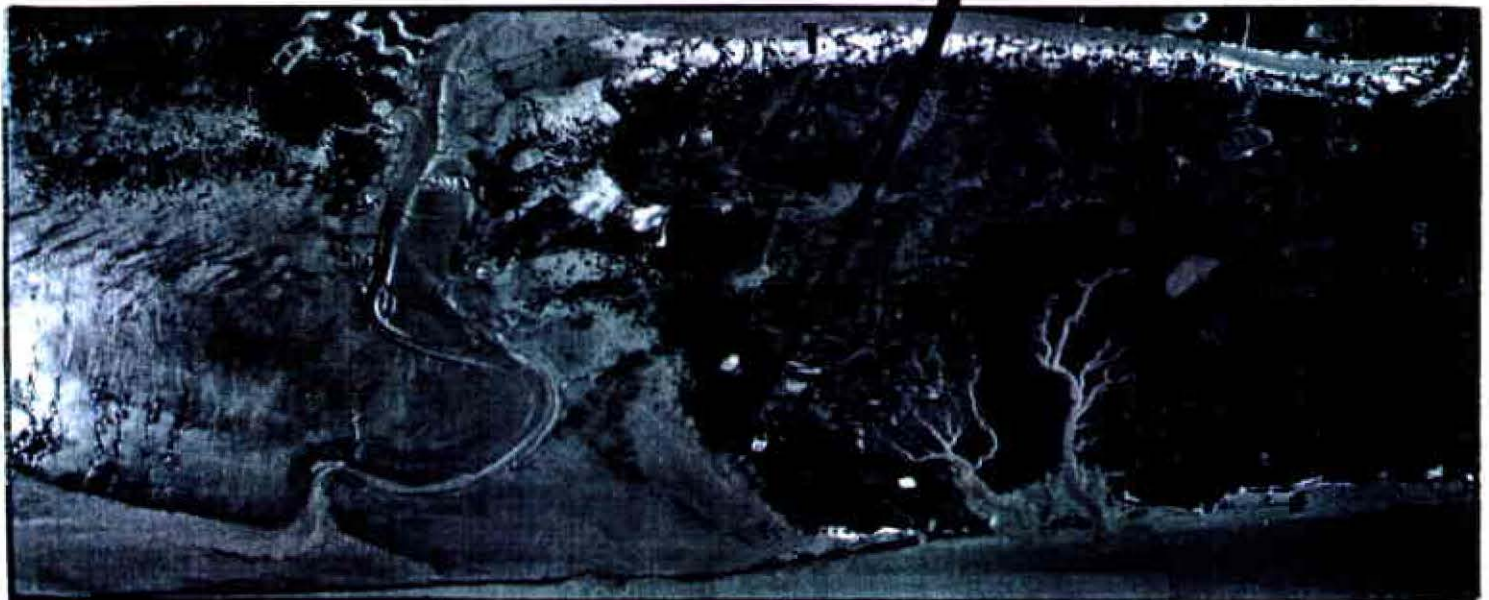
CLICHE PANORAMIQUE - 1993
Panoramic aerial photography



Muddy ground evolution
EVOLUTION DES VASIERES DU HODE - 1987/1990



CINEMATIQUE PAYSAGERE
Diachronic study of landscape



85

07

200

CLICHE ZENITHAL PANCHROMATIQUE
Panchromatic vertical aerial photography

IV Expérience de réhabilitation d'une vasière

Parmi les mesures compensatoires du Pont de Normandie, il a été retenu un budget de 6 MF pour le maintien en eau des zones intertidales sur la rive nord de l'estuaire.

Les études préliminaires ont concerné la qualité de l'eau et des sédiments, les aspects hydrauliques et hydrosédimentaires. En 1988, un point zéro dans la zone amont a été effectué par le GEMEL afin d'en connaître les caractéristiques faunistiques (fig. 99).

L'ensemble de ces travaux préalables a permis de choisir des objectifs écologiques et hydrauliques, et d'opter pour un type d'aménagement.

1. Contraintes hydrologiques, biosédimentaires et choix du site

L'objectif retenu est de reconstituer des vasières soumises à la marée et susceptibles d'être colonisées par la faune benthique du peuplement estuarien moyen. L'intérêt de ce dernier en matière de productivité biologique a été vu précédemment, et ce peuplement est également de grande importance pour l'alimentation des oiseaux limicoles et des juvéniles de poissons.

Le type de faune recherché se développe sur des niveaux marégraphiques compris entre les cotes +7 m à +5 m par rapport au niveau de basse mer (fig. 100), et dans une gamme de salinité comprise entre 5 et 20 g/l.

Par ailleurs, les surfaces de vasières découvertes à marée basse doivent être suffisantes pour y attirer les limicoles.

Différentes solutions ont été étudiées (canal, bassin de chasse...) par la SOGREAH (1989).

L'option finalement retenue consiste à agrandir un réseau de chenaux qui se maintenait naturellement, et d'aménager un seuil en le faisant communiquer avec la Seine (fig. 101).

2. Caractéristiques de la vasière artificielle

Les pentes longitudinales et transversales des chenaux ont été calculées pour que les vitesses de courants de marée soient comprises entre 0.5 et 0.7 m/s., intervalle à l'intérieur duquel la sédimentation à l'intérieur du bassin versant est minimale, tout en évitant un transport sédimentaire vers le chenal de navigation.

Un seuil de communication avec le fleuve a été aménagé et les déblais de dragage ont été déposés à proximité des zones décapées (fig. 102 et 103).

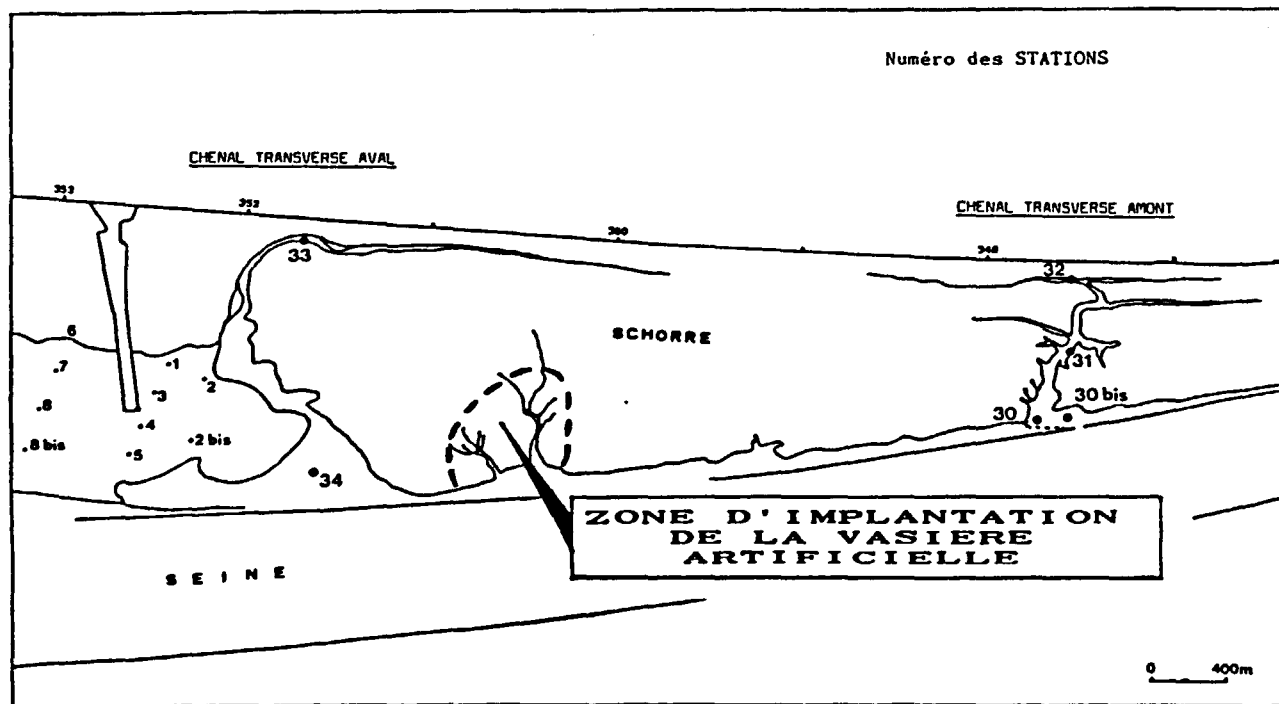


Figure 99: Carte des prélèvements réalisés en 1988 dans la zone amont au remblai du pont.

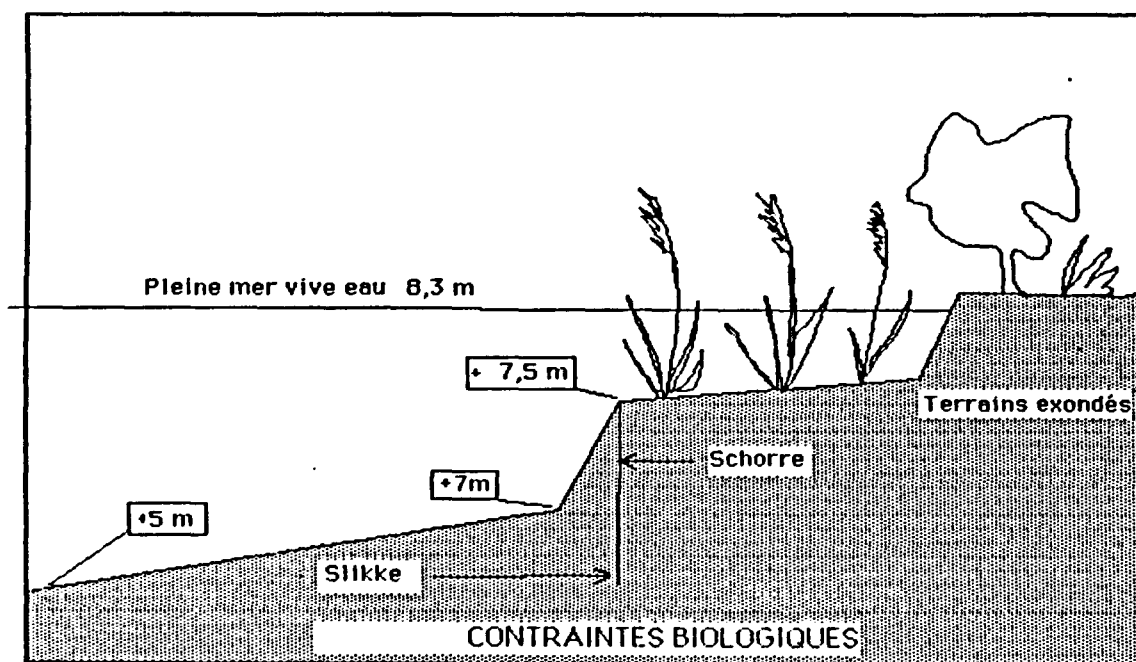


Figure 100:

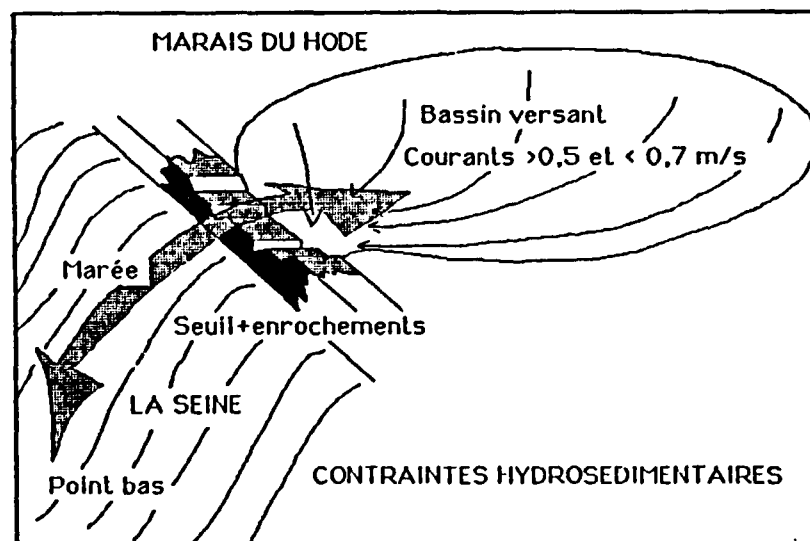


Figure 101:

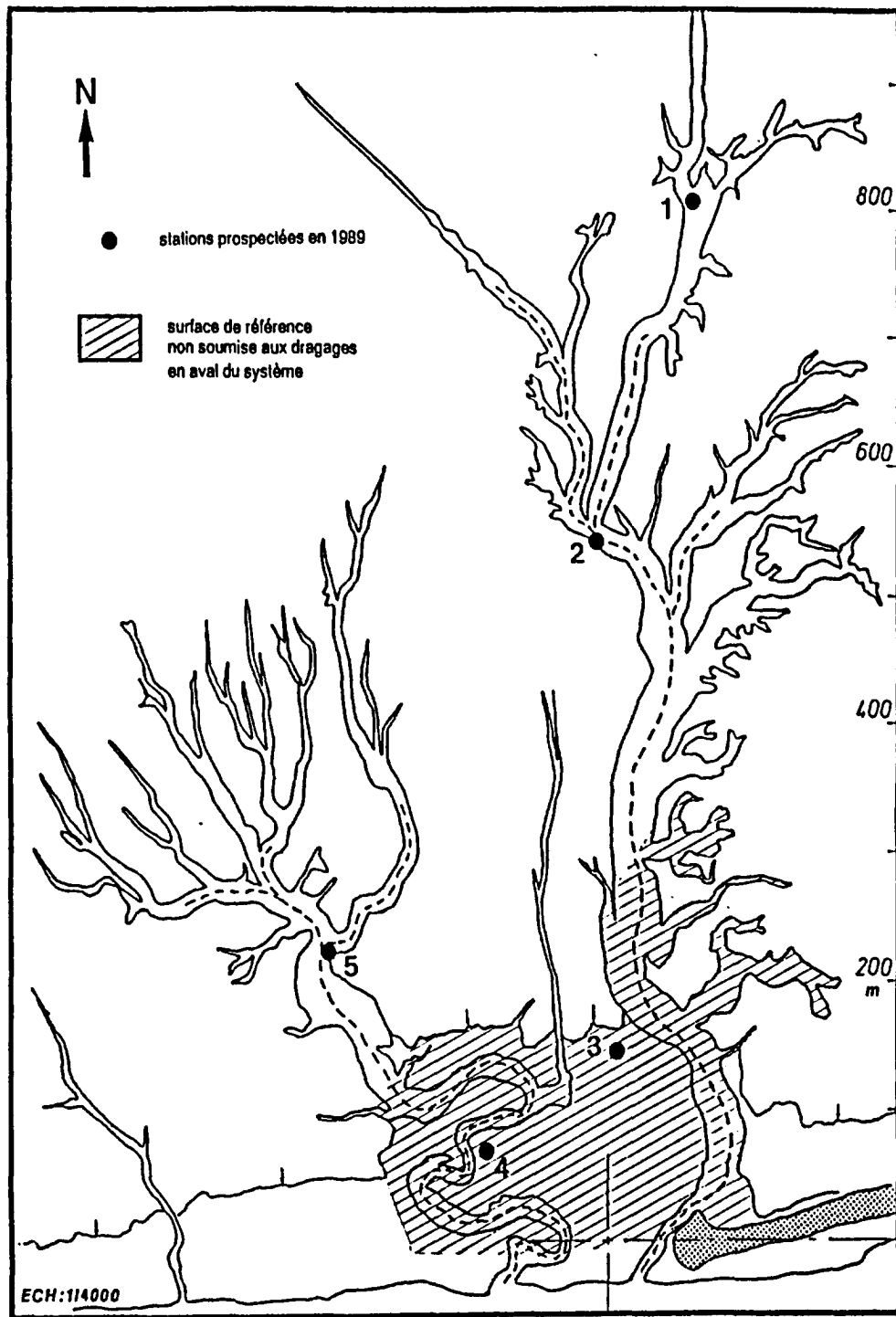


Figure 102: Carte du site avant aménagement (1988).

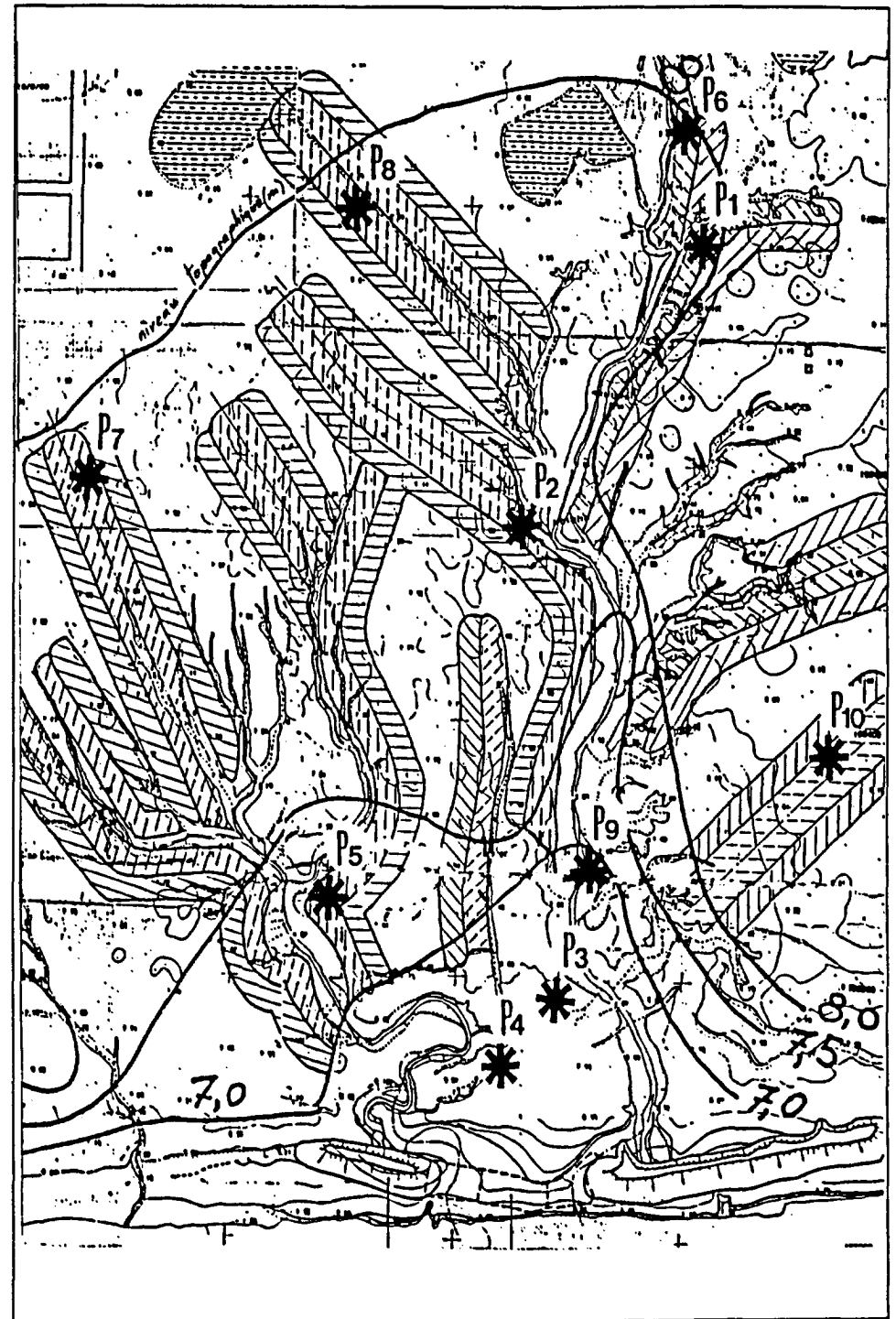


Figure 103: Carte des travaux et position des points de suivi biologique en 1990 (surface décanée en tirets et zone de remblai en hachures).

3. Suivi biosédimentologique (Duhamel, 1992)

3.1. Evolution morphologique après l'aménagement

Dans la majorité des secteurs dragués, la dynamique générale d'évolution suit un processus différentiel classique avec, d'une part un gradient d'érosion croissant d'amont en aval des bras et apparition d'un chenal central qui se creuse peu à peu; et d'autre part un comblement rapide des zones latérales (fig. 104).

Une érosion régressive est observée en amont des chenaux depuis 1990, qui démantèle le sédiment ainsi que la végétation. Le suivi botanique (CEDENA, 1992) met en évidence une reprise de la végétation sur la slikke, plus ou moins rapide selon les ramifications.

3.2. Tendances sédimentologiques et observations hydrologiques

Les pourcentages en vases pures sont stables au cours des campagnes dans les zones les plus abritées et éloignées du déversoir. Les vases sableuses se situent à l'aval avec une légère augmentation de la fraction sableuse en 1992, qui se fait sentir jusqu'à plus de 400 m en amont du seuil.

Cette tendance est similaire à celle qui a été observée plus en aval (Grande Vasière et Fosse Nord), et témoigne probablement d'une influence marine plus forte au cours d'une période sans véritables crues hivernales depuis 1988.

Les salinités oscillent en 1992 entre 0.5 g/l. à l'amont, et 12.3 g/l. à l'aval. Elles restent relativement faibles compte tenu des conditions d'étiage du fleuve et de marée (vive eau) au moment des prélèvements.

3.3. Recolonisation par la macrofaune

3.3.1. Richesse spécifique

Elle augmente avec 8 espèces recensées en 1992 dans le secteur dragué, ce qui correspond au double par rapport à la situation initiale de 1989.

L'accroissement des surfaces, une meilleure gamme de salinité et un climat favorable sont autant de conditions propices pour la réapparition de *Manayunkia estuarina*, *Talitrus sp* ou encore *Macoma balthica*, beaucoup mieux représentée en fin de suivi (juvéniles).

3.3.2. Abondances en nombre d'individus

Sans prendre en compte les oligochètes, l'évolution des densités totales ainsi que celle des deux espèces principales est représentée sur la figure 104.

Neuf mois après les travaux, un peuplement pionnier très abondant à *Corophium volutator* s'installe dans tous les chenaux avec des densités pouvant atteindre plus de 20 000 ind./m².

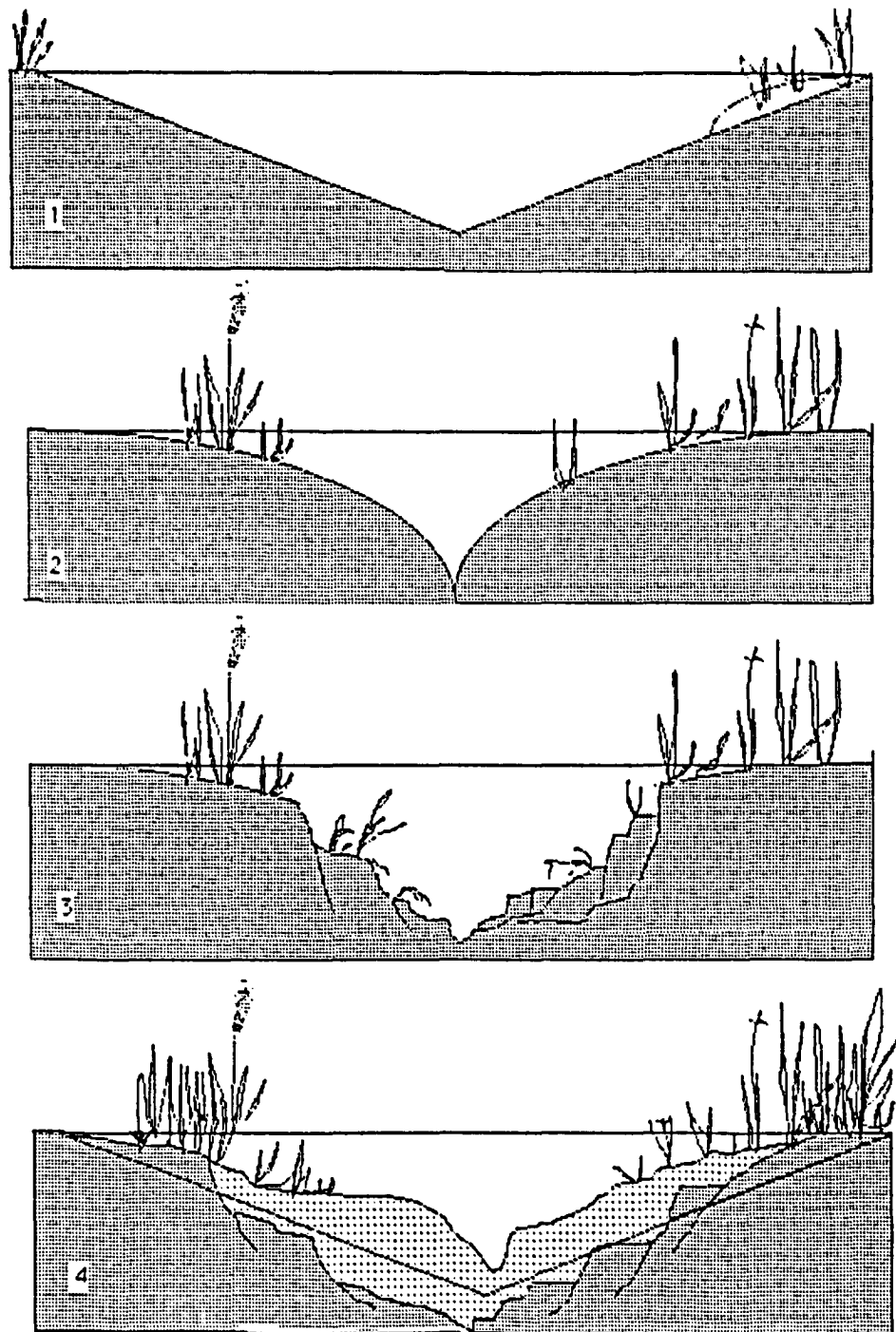


Figure 104: Evolution des profils transversaux des alvéoles vaseuses.

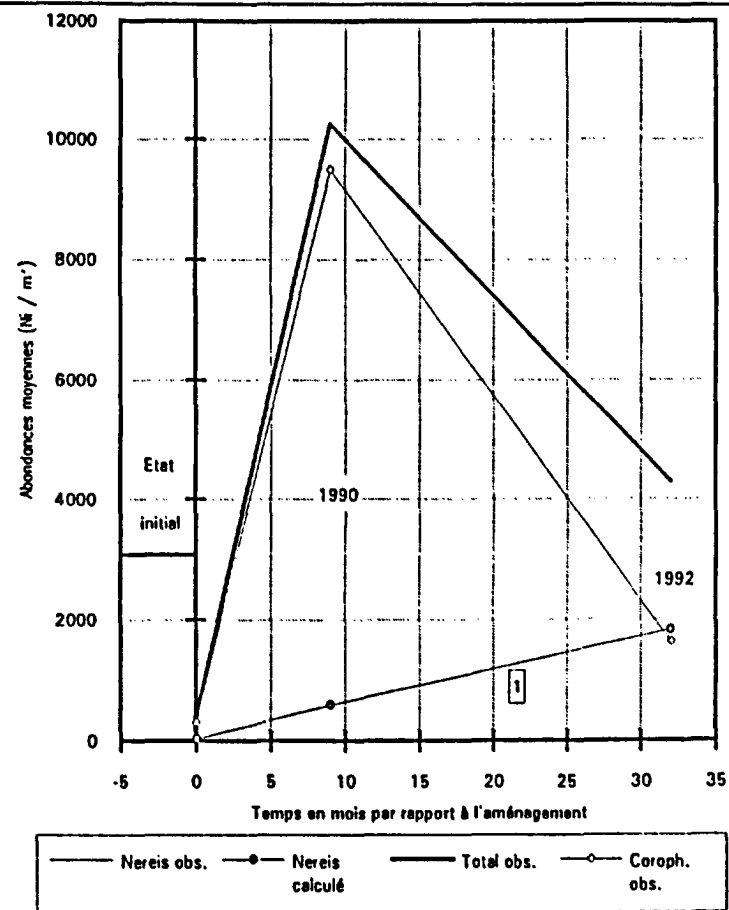


Figure 105: Evolution des abondances moyennes (hors oligochètes) et de celles des deux espèces principales sur la vaseière amont, avant et après les travaux de dragage.

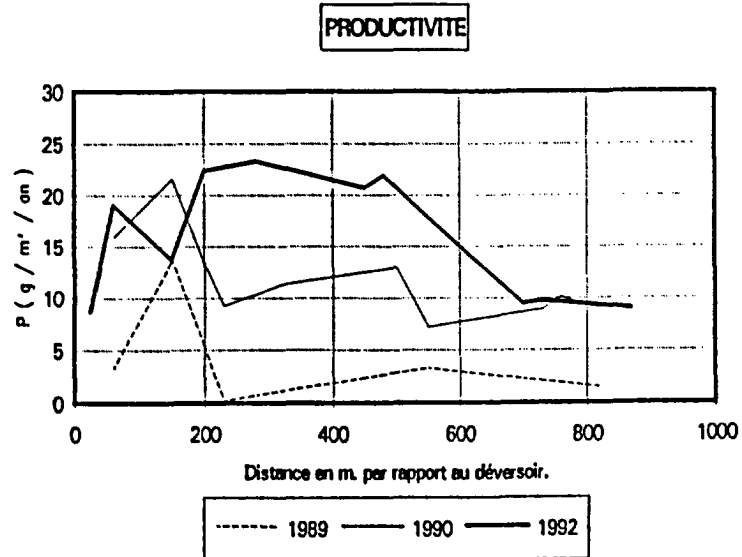


Figure 106: Evolution de la productivité totale de la macrofaune benthique depuis 1080 selon un gradient aval / amont

Dans un premier temps, la colonisation par cette espèce opportuniste, du site réaménagé, est facilitée par différents facteurs :

- mobilité de l'espèce pouvant nager et migrer plus ou moins passivement avec les mouvements de marée,
- disponibilité du substrat rendu en grande partie vierge par les travaux récents,
- conditions hydrologiques améliorées.

Dans un second temps, on observe une limitation des effectifs parallèlement à une réapparition progressive de *Nereis diversicolor*. Les zones non draguées ont constitué pour cette annélide prédateur une réserve génétique qui a permis sa recolonisation du site, mais il faut attendre environ 3 ans pour observer un bon recrutement de cette espèce.

En 1992, les abondances totales ont fortement régressées par rapport aux valeurs de la campagne précédente. Le système se rééquilibre peu à peu alors qu'une compétition interspécifique se met en place : un partage de l'occupation de l'espace est observé en fin de suivi avec une légère préférence de *Nereis diversicolor* pour les niveaux supérieurs tandis que *Corophium volutator* est nettement plus abondant dans la partie inférieure.

3.3.3. Productivité benthique

Elle a été calculée de la même façon que pour la Grande Vasière (cf. III.3.2.2.3.), à partir d'une estimation des biomasses au laboratoire.

3.3.3.1. Evolution spatiale (fig. 106)

Elle reflète celle des biomasses qui atteignent 10 à 15 g/m² dans la zone centrale réaménagée. Les contraintes hydrologiques en amont (faibles salinités) freinent cependant l'implantation du peuplement estuarien moyen dans ce secteur.

3.3.3.2. Contribution des principales espèces et production totale

Les deux espèces pré-citées structurent l'évolution de la production totale de la vasière artificielle :

- *Corophium volutator* produit en moyenne jusqu'à 9 g/m²/an en 1990 pour 1.70 g/m²/an en 1989,
- *Nereis diversicolor* prend le relai ensuite avec 14 g/m²/an en 1992 pour 2.06 et 2.86 g/m²/an lors des suivis précédents.

La production totale est ainsi passée de 668 Kg/an (état initial en 1989) à 2643 Kg/an en 1992 et les zones décapées possèdent au moment de la dernière prospection une productivité benthique supérieure aux secteurs en aval non soumis aux travaux.

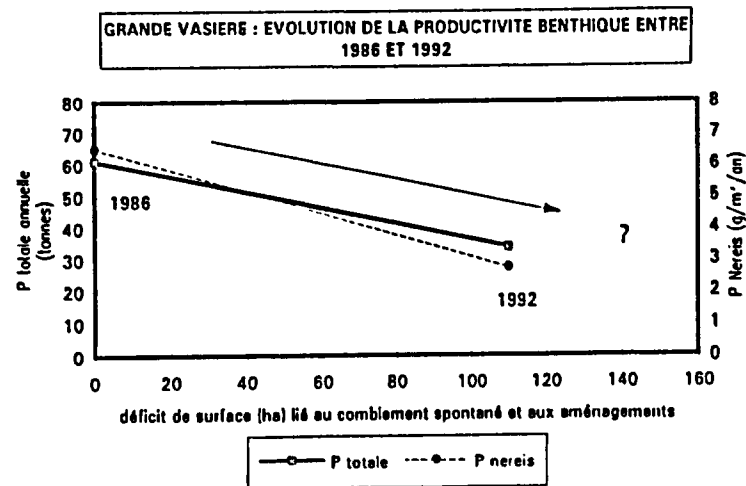
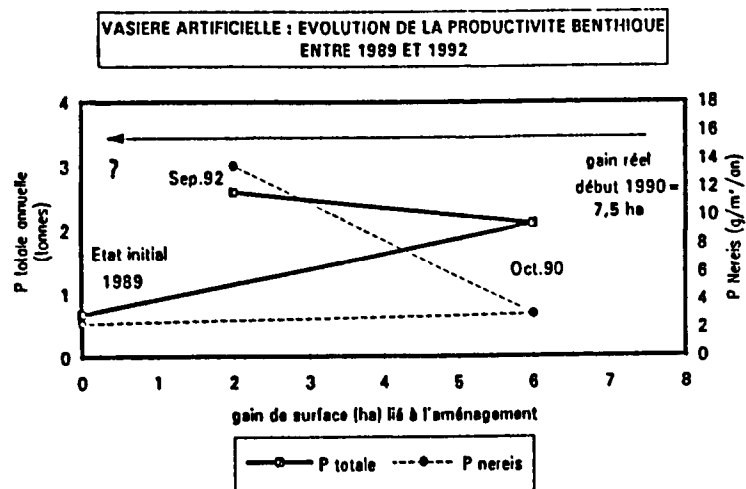
4. Bilan trois ans après les travaux

La compensation que représente la vasière artificielle aux effets néfastes du Pont de Normandie sur la Grande Vasière a fait l'objet d'un bilan (DUHAMEL, 1992 - fig. 107 - tab. 22).

Malgré les faibles surfaces en jeu, l'efficacité de l'aménagement est démontrée en ce qui concerne la recolonisation par la macrofaune benthique et le gain de production biologique total (en matière sèche) est supérieur à 2 tonnes par an.

La poursuite du suivi scientifique de la macrofaune apparaît donc comme indispensable pour déterminer à partir de quand l'aménagement n'aura plus d'effet positif sur la faune et devra faire l'objet d'un nouvel entretien.

En effet, le site se comble à nouveau depuis les travaux et la végétation progresse d'année en année, au risque de provoquer un retour rapide à la situation initiale en terme de surfaces disponibles. En 1992, les surfaces restituées par l'aménagement restent faibles (bénéfice net de 3 à 4 ha) comparativement à l'évolution générale de la Grande Vasière qui révèle, entre 1986 et 1992, un déficit de 80 (Avoine) à 100 ha (Duhamel) soit un manque à gagner, en production biologique, d'environ 25 t/an.



SITUATION INITIALE (moyenne)		
Paramètre	Grande Vasière - 1986	vasière artificielle - 1989
Surface (ha)	495	13,3
(1) Biomasse (g/m²)	5,88	1,74
(1) Productivité (g/m²/a)	12,35	5,00
Production totale du site (tonnes)	61	0,67

SITUATION 1992 (moyenne)		
Paramètre	Grande Vasière	vasière artificielle
Surface (ha)	385	< 17
(1) Biomasse (g/m²)	4,62	8,78
(1) Productivité (g/m²/a)	8,84	15,55
Production totale du site (tonnes)	34	2,6

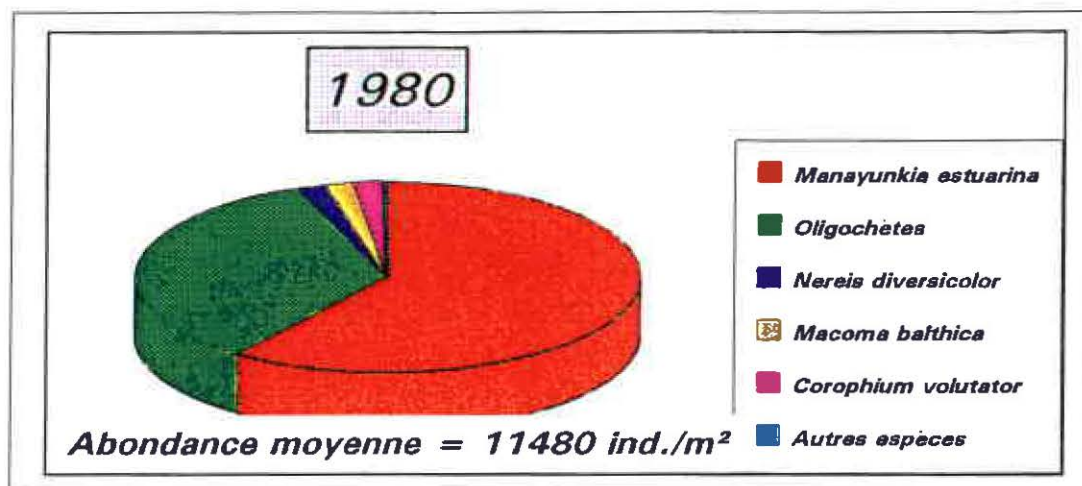
BILAN 1992				
Paramètre	Déficit depuis 1986 Grande Vasière		Gain depuis 1989 vasière artificielle	
	Méthode 1	Méthode 2	Méthode 1	Méthode 2
Surface (ha)	-110		< 3 (7)	
Biomasse (g/m²)	-1,26	-0,82	7,04	7,54
Productivité (g/m²/an)	-3,5	-2,67	10,52	11,39
Production totale du site (tonnes)	-27	-23	1,97	2,10

(1) Méthode 1 : résultats proportionnels aux surfaces considérées :
 * des secteurs dragués par rapport aux secteurs non aménagés
 * des différents peuplements (estuarien moyen et inférieur) sur la Grande Vasière.

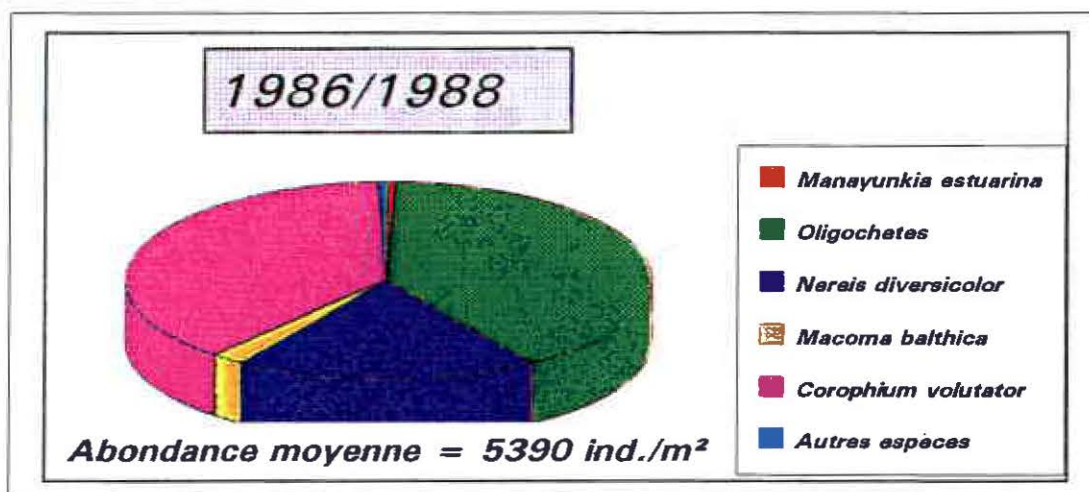
Méthode 2 : basée sur la moyenne générale pour l'ensemble des stations prospectées.

Figure 107 : Evolution comparée de la production benthique totale et de la productivité de *Nereis diversicolor* sur la Vasière Artificielle et sur la Grande Vasière depuis les états initiaux en 1986 et 1989.

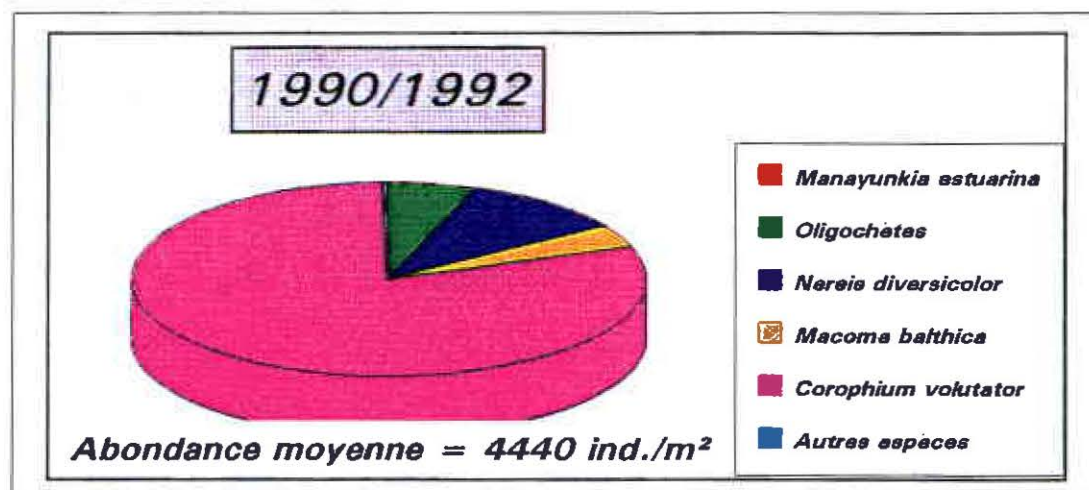
Tableau 22 : Bilan d'évolution de la macrofaune benthique en 1992 sur la Grande Vasière (1) et sur la Vasière Artificielle (2) depuis les états initiaux en 1986 (1) et 1989 (2).



Stations prises en compte pour les calculs : 5, 7, 11, 13 et 14 dans la thèse de M. Desprez.



Stations prises en compte pour les calculs : uniquement celles du suivi Pont de Normandie.



Stations prises en compte pour les calculs : celles du suivi Pont de Normandie.

Figure 108 : Evolution entre 1980 et 1992 des contributions aux abondances totales pour les différentes espèces de la macrofaune benthique intertidale en domaine polyhalin sur la rive nord de l'estuaire de Seine (Grande vasière).

V CONCLUSION DE LA SECONDE PARTIE

Du fait de la sédentarité et de la longévité des espèces, le benthos intègre les variations de l'environnement et s'en révèle un bon indicateur (Dauvin, 1993). Ce compartiment faunistique est mieux indiqué que les autres groupes biologiques marins (plancton, poissons ou oiseaux) pour mesurer les stress environnementaux car il témoigne des variations et des perturbations à la fois de la colonne d'eau et de la couverture sédimentaire (Bilyard, 1987).

En ne considérant que les sédiments meubles, quatre scénarios ont été distingués sur la bande côtière, pour lesquels les variations naturelles ou anthropiques du milieu se traduisent par des réponses significatives du benthos (Dauvin, 1993) :

- réponse à une perturbation chronique liée au débouché en mer d'émissaires urbains ou industriels ;
- réponse à des changements climatiques ;
- réponse à une eutrophisation générale d'une baie ou d'une région marine tout entière, avec phénomène d'anoxie ;
- réponse à une perturbation accidentelle d'une vaste amplitude (exemple de l'Amoco Cadix).

Les deux premiers types de réponse s'exercent en estuaire de Seine bien que le second n'ait pas été directement abordé dans cette région. Le troisième type de réponse, à savoir les mortalités de benthos dues à des carences en oxygène dissous n'a, à notre connaissance, pas encore été enregistré ici, contrairement à d'autres sites voisins comme la Baie de Somme (Rybarczyk, 1992). Enfin, les perturbations accidentelles de grande ampleur ont heureusement épargné la Baie de Seine Orientale et son estuaire jusqu'à présent.

Une cinquième catégorie de réponse du benthos, et plus particulièrement de la macrofaune intertidale apparaît en milieu estuarien, où celle-ci intègre les variations induites par des actions anthropiques (Mc Lusky, 1987) : infrastructures routières et portuaires et autres interventions.

A l'échelle du siècle, ces derniers expliquent en grande partie une réduction de plus de 80 % des surfaces disponibles en estuaire de Seine pour le développement du benthos. A l'issue de cette seconde partie, une évaluation spatiale et temporelle des degrés de perturbation d'origine anthropique, au cours des 13 dernières années, sur le littoral et le domaine maritime s'impose.

Le milieu marin subtidal subit les effets nuancés de certaines activités industrielles.

Si l'extraction de granulats marins à proximité du chenal d'accès au port du Havre ne fournit pas encore à notre connaissance d'informations quant à l'impact des dragages sur la couverture biosédimentaire, les sites de rejets de phosphogypses, dont la prospection est régulière depuis 1975 fait finalement ressortir les points suivants :

- Une disparition totale de la faune sur environ 10 ha à proximité de l'exutoire sous-marin. Sur ce site les phosphogypses ont formé des dépôts qui colmatent les fonds et entraînent la disparition de la faune (Proniewski, 1986).

Depuis la fermeture du complexe industriel de fabrication d'engrais en 1992, un suivi de la recolonisation par le macrozoobenthos est actuellement en cours.

- Sur la zone de rejets par barge, des examens visuels en plongée (Proniewski, 1986) permettent de mettre en évidence, en complément d'analyses sur les sédiments, une moindre dégradation des peuplements en raison des remaniements drastiques du sédiment de surface, qui limite l'installation de conditions défavorables pour le benthos.

Les rejets d'effluents de fabrication de dioxyde de titane s'effectuent dans un secteur naturellement très pauvre en faune benthique (fosse de flot nord) et il n'existe pas de relation entre le nombre d'espèces et d'individus et la proximité des rejets (Proniewski *et al.*, 1980). Une série de tests *in situ* et au laboratoire rend compte de la cinétique de neutralisation de l'effluent acide. Celui-ci, très rapidement dilué au sortir de l'émissaire, n'engendre pas de mortalité des organismes planctoniques (larves benthiques), et répond de ce fait à l'hypothèse soulevée par Elkaim à ce sujet en 1990 (cf II 2.3.3.).

La façade frontale de l'estuaire et sa faune benthique ne sont donc finalement que très localement dégradées par des pollutions chroniques industrielles. Il ne faut cependant pas oublier que cette entité spatiale recoit les diverses pollutions chroniques en provenance du fleuve et intègre l'évolution générale de la dynamique hydrosédimentaire, notamment le glissement vers l'aval du bouchon vaseux. Les informations acquises lors du suivi de 1980 à 1992 des macrophytes sur les digues du port du Havre montrent que le renforcement de l'influence estuarienne vers le large se traduit simultanément par un appauvrissement de la diversité floristique.

Dans l'estuaire au sens strict, les modifications géomorphologiques apparaissent comme le principal facteur à l'origine de l'évolution des peuplements benthiques. La zone polyhaline de la rive nord a été la mieux étudiée comparativement aux sites plus en amont (zone mésohaline à oligohaline), pour lesquelles il existe encore peu de données. A l'aval nous n'avons aucune information sur l'évolution générale de la fosse sud (zone euhaline) depuis le SAUM (voir tableau 23).

Le projet du Pont de Normandie en 1980, puis sa construction à partir de 1987, permettent aujourd'hui d'établir un bilan sommaire en milieu intertidal sur une majeure partie de la Grande Vasière :

La vitesse de progression générale du schorre ralentit progressivement entre 1980 et 1993 (Leneveu, 1993), mais ce processus se trouve localement accéléré par l'implantation du remblai d'accès, avec une colonisation par la végétation pionnière de 50 à 100 m/an vers le sud. Plus de 100 ha de vase nue ont disparu ainsi entre 1986 et 1992.

Le régime hydrodynamique de la fosse adjacente tend à limiter l'extension des vasières vers le sud et l'ouest. La sédimentation se poursuit sur la bande intertidale et cette évolution du biotope s'accompagne d'une compaction générale des secteurs les plus envasés depuis 1988. Le faible nombre de campagnes de suivi du macrozoobenthos, et surtout l'absence de données suffisantes concernant l'évolution des facteurs abiotiques (salinité, courants, topographie...), ne permet qu'une explication très partielle de l'évolution générale de la structure du peuplement (fig 108). *Nereis diversicolor* et *Macoma balthica* apparaissent comme les espèces les plus stables quant à leur contribution aux abondances, et sont de ce fait les espèces les plus structurantes du peuplement. Le constat qui s'impose est en premier lieu une importante réduction des abondances depuis 1980, parallèlement à une modification dans la nature des espèces dominantes.

Ce type d'oscillation dans l'organisation de la faune benthique témoigne en apparence d'une structure qui au cours du temps dérive vers un état moins riche et moins diversifié (Glemarec, 1991) et qui peut se représenter de la façon suivante :

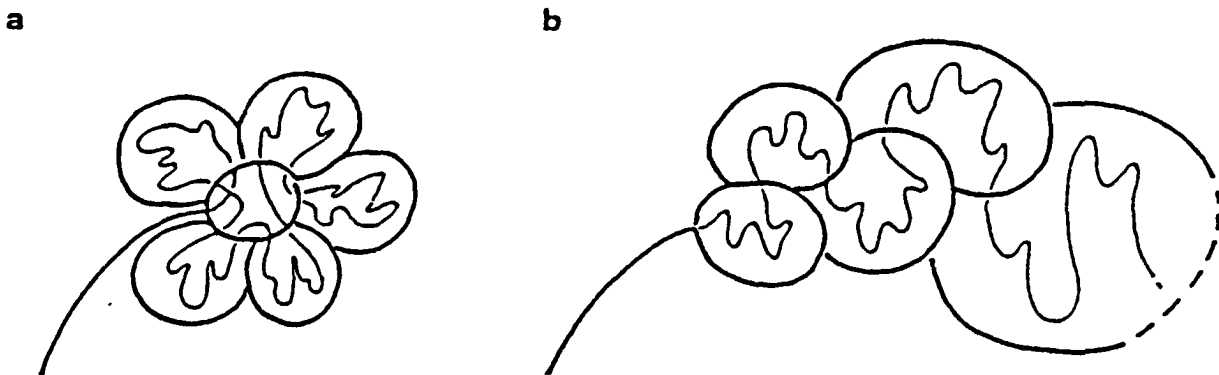


Figure 109 : Evolutions temporelles : a) d'une structure équilibrée comprenant plusieurs excursions pluriannuelles hors de l'état de base central : modèle "fleur" ; b) d'une structure qui à la suite de chaque excursion pluriannuelle dérive vers un état moins riche, moins diversifié, jusqu'à ce qu'elle éclate : modèle "grappe" (d'après Glemarec, 1991).

Alors que le modèle en "fleur" tend à caractériser les fluctuations naturelles observées sur le peuplement à *Abra alba- Pectinaria koreni* (cf 1ère partie) au large de l'estuaire, le faciès très appauvri de la communauté à *Macoma balthica* sur la rive nord de l'estuaire atteint vraisemblablement un seuil critique d'organisation qui appelle, compte tenu de son intérêt écologique de grande envergure, à prendre toutes les mesures susceptibles de pérenniser un tel écosystème.

DISCUSSION ET CONCLUSION GENERALE

Depuis le milieu des années 1970, les travaux scientifiques portant sur les peuplements benthiques de l'estuaire de la Seine et de ses abords amènent à distinguer deux périodes successives :

- Jusqu'en 1980, il s'agit d'une description des peuplements, de leurs structures faunistiques et des relations biosédimentaires.

- A partir de 1982, les travaux de recherche s'intéressent à la dynamique des populations simultanément en domaine subtidal et intertidal. Par la suite les travaux de recherche concernent uniquement le domaine subtidal et la dynamique de recrutement de quelques espèces dominantes. A contrario, l'estuaire fait l'objet, au coup par coup, d'études de suivis pouvant être très ponctuelles ou au contraire déboucher sur un suivi d'impacts à long terme comme ceux qui ont été mis en place consécutivement aux rejets industriels en milieu marin.

Par ailleurs, alors que le peuplement de la façade littorale du Pays de Caux et des côtes du Calvados (peuplement à *Abra alba* - *Pectinaria koreni*) est abordé en tant qu'unité fonctionnelle de la bande côtière sous influence estuarienne, celui qui caractérise typiquement l'estuaire (communauté à *Macoma balthica*) ne fait, à partir du SAUM, l'objet d'investigations scientifiques qu'au rythme des aménagements successifs.

La pression d'aménagement, qui se concentre sur la rive droite, induit actuellement une grande hétérogénéité des connaissances acquises sur les différents milieux du domaine maritime estuarien et marin, ces derniers pouvant être classés et regroupés de la façon suivante :

Type de milieu	Subtidal marin	Intertidal marin	Subtidal estuarien	Intertidal estuarien	
Domaine halin	euhalin		polyhalin		
Peuplement benthique	----->		<-----		
	----->		<-----		
	<i>Abra alba</i> <i>Pectinaria koreni</i>		Communauté à <i>Macoma balthica</i>		
lieu géographique	bande côtière	Fosse sud	Fosse nord	Grande Vasière	Vasière artificielle

Tableau 23 : Présentation des différents types des milieux naturels bordant le chenal de navigation en estuaire de Seine et situation des peuplements benthiques à l'intérieur des différents domaines halins.

Au terme de ce travail de synthèse des connaissances sur le benthos, la dégradation générale des fonctions écologiques de l'estuaire nous conduit à évaluer son état de "santé".

Cette démarche passe par une comparaison avec d'autres estuaires européens et nous proposons d'aborder ce point pour la zone intertidale sur les trois critères suivants :

- biomasses et productivité benthique ; à partir des données récentes acquises sur la Grande Vasière,
- indice de qualité biologique et indice de charge en pollution qui ont été élaborés à partir de données acquises sur les estrans en 1980.

1) Biomasses et productivité benthique (tab. 25) :

La lecture des résultats montre tout d'abord que l'estuaire de Seine, malgré des surfaces moindres par rapport à d'autres sites, possède des valeurs tout-à-fait comparables avec celles de grands estuaires britanniques tels que le Forth.

Par rapport à la Loire nous obtenons une bonne similarité des résultats en domaine polyhalin, malgré une moindre diversité des faciès sédimentaires en estuaire de Seine.

En domaine mésohalin, les décapages qui ont été réalisés à l'amont du Pont de Normandie dans le cadre des mesures compensatoires de la construction de ce dernier permettent, trois ans après les travaux, d'aboutir à des biomasses et productivités nettement supérieures à celles observées en Loire.

Enfin la Baie de Somme possède sur les deux plans les valeurs les plus élevées du fait de ses caractéristiques très différentes par rapport aux autres estuaires : dominance du domaine euhalin avec une seule espèce responsable en grande partie des résultats obtenus, il s'agit de la coque (*Cerastoderma edule*), dont le gisement naturel est exploité à des fins commerciales.

2) Indices de qualité du milieu naturel : I.Q.B. et I.C.P. (Wilson et al., 1987 ; Wilson et al., 1991) :

L'I.Q.B.⁷ est calculé d'après la proportion de zone intertidale de chaque embouchure, considérée comme abiotique, opportuniste ou stable.

L'I.C.P.⁸ s'obtient à partir des résultats d'analyses de polluants trouvés dans les sédiments.

⁷ I.Q.B. = Indice de Qualité Biologique

⁸ I.C.P. = Indice de Charge en Pollution

Chaque calcul aboutit à une notation sur 10, très maniable pour les non spécialistes. Les résultats sont regroupés dans le tableau ci-dessous :

Estuaire	I.Q.B.	I.C.P.
Irlande		
Boyne	8.81	2.33
Rogerstown	3.38	1.67
Tolka	1.83	0.12
Avoca	0.10	0.00
Slaney	6.88	1.74
Lee	8.71	1.23
Shannon	9.42	2.56
France		
Somme	5.29	3.37
Seine	3.87	0.84
Baie des Veys	7.65	7.37
Loire	4.66	0.31
Gironde	6.44	0.61

Tableau 24 : Valeurs des I.Q.B. et I.C.P. pour les estuaires irlandais et français (Wilson et al., 1991).

La comparaison des niveaux de pollution standardisés indique une concentration en polluants globalement plus élevée en Seine par rapport à la Somme (fig. 110). Les I.C.P. sont similaires pour la Seine et la Gironde, alors que la Loire obtient les plus mauvais résultats avec des concentrations élevées en plomb et en zinc.

L'indice de qualité biologique de l'estuaire de Seine, qui est de 3.87 est inférieur à la moyenne des exemples comparés, et ce sont les zones sténoabiotiques qui font chuter l'I.Q.B. de l'estuaire normand, en dernière position par rapport aux autres sites français.

Dans l'ensemble, ces indices cadrent bien avec les résultats obtenus antérieurement sur la Somme et sur la Seine, mais ils ne reflètent pas des déséquilibres ayant pu être décelés dans chacun des écosystèmes (Wilson et al., 1987).

Cette approche est donc complémentaire et s'associe aux études biosédimentologiques classiques débouchant sur des cartographies évolutives.

Ces différentes comparaisons montrent que l'estuaire de Seine possède encore, malgré la faiblesse des surfaces en jeu, une qualité écologique indéniable et une importante capacité trophique de certaines surfaces exondables telles que la Grande Vasière.

Auteurs	Estuaires	BIOMASSES (g/m ²)	PRODUCTIVITE (g/m ² /an)
Mc Lusky 1987	Forth (U.K.) 23.3 Km ²	10.49	12.97
Jones 1988	Humber (U.K.) 29.56 Km ²	24.8	28.2
Warwick et al 1975 1979	Lynher (U.K.)	13 5.4	13.3 5.5
Desprez 1993	Baie de Somme (F) moy. domaine polyhalin :	39.9	44.7
	moy. domaine euhalin :		
	zone externe zone interne	2.1 87.6	3.45 119.7
Marchand 1982	Loire (F) domaine mésohalin :	0.01 à 1.8	0 à 4.5
	domaine polyhalin :	0.44 à 22.0	0 à 6.98
Duhamel 1992	Seine rive nord moy. domaine mésohalin : < 17 ha	9.06	15.8
	moy. domaine polyhalin : 385 ha	4.62	8.84

Tableau 25 : Comparaison des biomasses et de la productivité biologique du macrozoobenthos intertidal pour quelques estuaires français et britanniques.

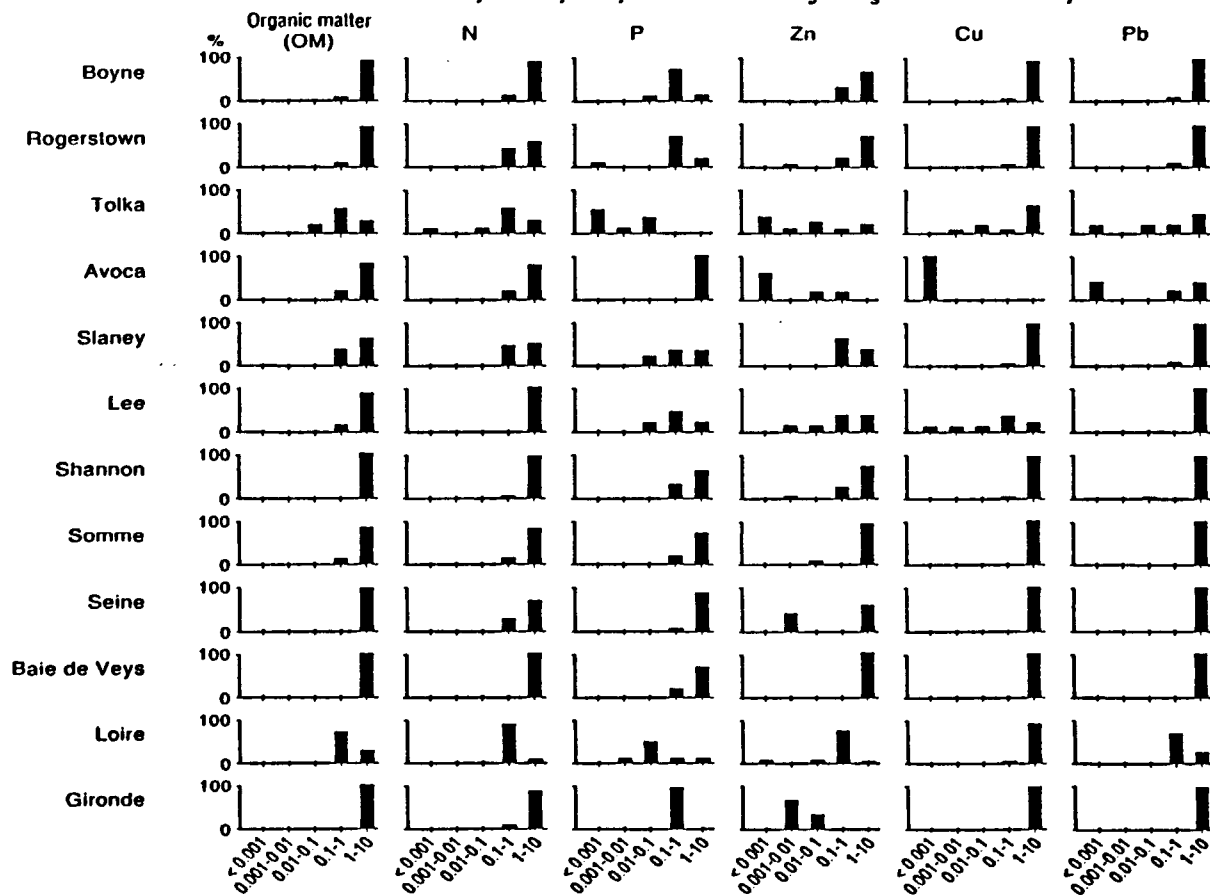


Figure 110 : Pourcentage de lieux dans chaque estuaire avec une contamination donnant des valeurs d'ICP < 0.001, 0.001-0.01, 0.01-0.1, 0.1-1, et 1-10 (les résultats < 1.0 indiquent une contamination qui exède les valeurs seuil).

Toutefois l'estimation des indices de qualité écologique, qui repose sur une approche de l'ensemble de l'écosystème, reflète dans le cas présent un état général relativement ancien.

Ainsi depuis les travaux du SAUM, les informations acquises sur les peuplements benthiques de l'estuaire s'accompagnent de lacunes importantes, qu'il conviendra de combler dans les années à venir.

Distribution spatio-temporelle des peuplements :

Les informations ont été récemment réactualisées en milieu marin sur le peuplement à *Abra alba-Pectinaria koreni* (Thiébaud, 1994). Dans l'estuaire, seule une partie du domaine intertidal estuarien au nord des digues fait l'objet d'études récentes (cf tab. 5), c'est-à-dire une large minorité des surfaces actuelles sur l'ensemble de l'estuaire.

Relations entre les différents compartiments trophiques :

Bien que la fosse nord possède une faune benthique très pauvre, le volume oscillant dans cette unité spatiale s'accompagne d'un flux important de juvéniles de poissons et de crevettes grises (Bessineton *et al.*, 1993). Ce paradoxe apparent montre qu'il est nécessaire non plus de considérer uniquement les enjeux écologiques au niveau des surfaces intertidales, mais les liens qui existent entre la capacité trophique des estrans et les biocénoses qui transitent au sein des masses d'eau.

L'étude récente du suprabenthos constitue un maillon essentiel à la compréhension des relations entre les différents compartiments faunistiques. Il est donc possible que la dynamique spatio-temporelle du suprabenthos et du zooplancton démersal conditionne en partie pour l'estuaire la forte fréquentation des poissons caractéristiques de la nourricerie.

Il ne s'agit donc plus de raisonner seulement en terme de surfaces d'échanges dans l'estuaire, mais de s'intéresser à la capacité d'accueil de l'ensemble des différentes unités fonctionnelles (production biologique et taux d'exportation de matière vivante vers le large) au sein des volumes oscillants entre les pôles fluvial et marin.

Les lacunes mises en évidence ci-dessus doivent dégager des non-oublis dans les travaux futurs et nous pouvons d'ores et déjà définir quelques objectifs prioritaires au niveau des peuplements benthiques :

1 - Prospection générale du macrozoobenthos dans les différents domaines halins jusqu'à la limite de l'intrusion saline en amont, et en aval jusqu'à la cote -5m par rapport au zéro des cartes marines : Inventaire faunistique, liens biosédimentaires et hydrosédimentaires, biomasses et productivité biologique.

2 - Réalisation d'une topographie de l'ensemble des surfaces intertidales, mais également des zones subtidales des fosses nord et sud, en vue d'évaluer les vitesses de comblement.

3 - Développement des connaissances sur le maillon suprabenthique et le zooplancton démersal dans les trois secteurs encore non étudiés, à savoir le chenal de navigation et les fosses connexes.

Plus généralement, il est nécessaire de développer une étroite collaboration entre les programmes scientifiques et les travaux de suivi. Enfin ces derniers n'ont pas toujours été vraiment exploités lorsqu'il s'agit de suivi à long terme (rejets de phosphogypses et effluent Thann et Mulhouse). Si une synthèse est souhaitable, elle dépasse largement le cadre de cette étude.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE :

AVOINE J., 1981.

L'estuaire de la Seine : Sédiments et dynamique sédimentaire.
Thèse de Doctorat, Géologie, UNIVERSITE DE CAEN : 236 p.

AVOINE J., 1984.

Evolution hydrodynamique et sédimentaire de l'estuaire de la Seine.
Act. Colloq. « l'Estuaire de Seine, Enjeux écologiques et économiques » : pp 53-67.

AVOINE J., 1984.

L'aménagement de l'estuaire de la Seine. Conséquences sédimentologiques.
Rapport n°1, Sté Hydrotechnique de France, L'hydraulique et la maîtrise du littoral : 8 p.

AVOINE J. & CREVEL L., 1986.

Influence des apports fluviaux en Baie de Seine.
IFREMER, Actes de Colloques n. 4. « La Baie de Seine » (GRECO-MANCHE) : pp 125-134.

AVOINE J., DUBRULLE, L. LARSONNEUR C., 1986.

La dynamique sédimentaire dans les estuaires de la Baie de Seine; Conséquences sur l'environnement.
IFREMER, Actes de Colloques n. 4. « La Baie de Seine » (GRECO-MANCHE) : pp 183-192.

AVOINE J., LARSONNEUR C., 1987.

Etude d'environnement et d'impact du futur Pont de Honfleur.
Rapport UNIVERSITE DE CAEN/ DDE ET CCI LE HAVRE : 6 p.

BESSINETON C., 1984.

L'évolution de la qualité des eaux en estuaire de Seine.
Act. Colloq. « l'Estuaire de Seine, Enjeux écologiques et économiques », GEMEL : pp 41-52

BESSINETON C., 1984.

Bilan des mesures compensatoires du Pont de Normandie.
Rapport C.S.L.H.N./C.C.I Le Havre : 25 p.

BOURCIER A., 1994.

Téledétection et combinaison d'informations géographiques en mode image. Application à l'aménagement de l'estuaire de la Seine.
Thèse de Doctorat. UNIVERSITE DE ROUEN : 421 p.

BROUAZIN B., 1988.

Variabilité de populations d'invertébrés benthiques à larves pélagiques en régime mégatidal: cas de *Pectinaria koreni* (Malmgren) annélide polychète en Baie de Seine.
D.E.A. de biologie des populations et Eco-éthologie. UNIVERSITE DE RENNES 1 : 31 p.

CABIOCH L. (ed), 1986.

La Baie de Seine
IFREMER. Actes de Colloques n. 4 : 532 p.

CABIOCH L., 1991.

Evolution à long-terme d'écosystèmes benthiques côtiers des sédiments subtidaux, en relation avec leur variabilité spatiale, physique et biologique. Résultats obtenus par le programme COST 647.
Rapport « space and time series data analysis in coastal benthic ecology ». In : Brendan F. Keegan (ed.). Commission of the European Communities : pp 237-264.

CHABERT D'HIERES G., 1986.

La circulation des eaux en Baie de Seine.

IFREMER, Actes de Colloques n. 4. « La Baie de Seine » (GRECO-MANCHE) : pp 15-24.

CHASSARD-BOUCHAUD C. & al, 1988.

Bioaccumulations minérales chez *Ophiothrix fragilis* (Echinoderme ophiuride) de la Baie de Seine : étude par activation neutronique et microscopie ionique.

C.R. Acad. SCI. Paris, t. 307, Série III, p. 249-257.

CLAISSE D. & SIMON S., 1991.

Le "Mussel-Watch" français : résultats acquis sur les moules et les huîtres du littoral de la France. Exploitation de ces résultats dans le cas particulier de l'estuaire de la Seine.

Rapport "Estuaries and Coasts". In : M. Elliot & J.P. Ducrotoy (eds.). Proc. ECSA 19 Symp. Olsen & Olsen. Fredensborg - Denmark : pp 341-347.

COSSON J., THOUIN F., 1980.

Résultats de l'étude qualitative et quantitative du macrophytobenthos de l'estuaire de la Seine (de Cauville à Luc-sur-Mer).

SAUM Estuaire de la Seine, dossier n° 4, c) Algues, MEBS-MABN, 1980 : 63 p.

COSSON J., 1991.

Variations de la végétation benthique algale dans l'estuaire de la Seine pendant la période 1978-1988.

Rapport "Estuaries and Coasts". In : M. Elliot & J.P. Ducrotoy (eds.). Proc. ECSA 19 Symp. Olsen & Olsen. Fredensborg - Denmark : pp 123-127.

C.S.E.E.L., 1983.

Tome V: Synthèse des études du milieu vivant de l'estuaire de Loire

Rapport C.S.E.E.L./Ministère de l'Environnement et Ministère de la Mer : 54p.

DAUVIN J.C., 1993.

Introduction.

Océanis, Volume 19, Fasc. 6, : pp. 1-3.

DAUVIN J.C., 1993.

Le benthos : témoin des variations de l'environnement.

Océanis, Volume 19, Fasc. 6, : pp. 25-53.

DESPREZ M., DUVAL P., POTREL M.C., SIMON S., 1980.

Les peuplements macrobenthiques intertidaux de l'Estuaire de la Seine. Campagnes 1978-1979.

SAUM Estuaire de la Seine, dossier n° 4, b) Faune, MEBS-MABN, 1980 : 81 p.

DESPREZ M., 1981.

Etude du macrozoobenthos intertidal de l'Estuaire de la Seine.

Thèse de 3e Cycle, UNIVERSITE DE ROUEN : 177 p.

DESPREZ M., BRULARD J.F., DUPONT J.P., SIMON S., SYLVAND B., DUVAL P., 1983.

Etude des biofaciès intertidaux de l'estuaire de la Seine.

C.R. Acad. Sc. Paris, t. 296, Série III, pp 521-526.

DESPREZ M., 1984.

Suivi biosédimentaire de la fosse de flot nord de l'estuaire de la Seine.

Rapport GEMEL/Port Autonome de Rouen : 15 p.

DESPREZ M., 1984.

Conséquences biologiques de l'atterrissement de l'estuaire. Première partie : L'importance des vasières et leur évolution récente.

Act. Colloq. « l'Estuaire de Seine, Enjeux écologiques et économiques », GEMEL : pp 79-88.

DESPREZ M., 1987.

Etude biologique de l'anse ouverte au sud de la digue D1.
Rapport GEMEL/PORT AUTONOME DU HAVRE : 7 p.

DESPREZ M., 1991.

Bilan des travaux du Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux.
COST 647 - Coastal Benthic Ecology - Activity Report 1988-1991. Commission of the European Communities : pp 255 - 258.

DESPREZ M., 1993.

L'écosystème Baie de Somme: distribution des peuplements benthiques et ichtyologiques de l'espace intertidal et de ces abords. 1ère partie : peuplements benthiques.
Observatoire Maritime Régional de Picardie : contrat A.R.E.P./Conseil Régional de Picardie : 42 p.

DESPREZ M., DUCROTOY J.P., SYLVAND B., 1986.

Fluctuations naturelles et évolution artificielle des biocénoses macrozoobenthiques intertidales de trois estuaires des côtes françaises de la Manche.
Hydrobiologia, 142, pp 249-270.

DESPREZ M., DUPONT J.P., 1986.

Impact biosédimentologique d'aménagements portuaires en estuaire de Seine.
IFREMER, Actes de Colloques n. 4. La Baie de Seine (GRECO-MANCHE) : pp 449-458.

DESPREZ M., LAFITE R., BESSINETON C., 1989.

Suivi bio-sédimentaire de la fosse de flot nord de l'estuaire de la Seine.
Rapport GEMEL/PORT AUTONOME ROUEN : 10 p.

DESPREZ M., BESSINETON C., LAFITE R., 1989.

Pont de Normandie, études biosédimentaires - Suivi des travaux de construction - Remise en eau du secteur amont - Prélèvements de septembre 1988.
Rapport GEMEL/CCI LE HAVRE : 15 p.

DESPREZ M., LAFITE R., 1989.

Suivi de la recolonisation par la faune benthique de la vasière artificielle créée en Estuaire de Seine. Première Tranche de l'Etude : point zéro.
Rapport GEMEL/CCI LE HAVRE : 16 p.

DESPREZ M., LAFITE R., DUHAMEL S., 1991.

Suivi biosédimentaire de la Grande Vasière Nord de l'estuaire de la Seine au cours des travaux de construction du Pont de Normandie. Deuxième Tranche de l'Etude, Novembre 90.
Rapport GEMEL/CCI LE HAVRE : 18 p.

DESPREZ M., LAFITE R., DUHAMEL S., 1991.

Suivi de la recolonisation par la faune benthique de la vasière artificielle créée en Estuaire de Seine. Deuxième Tranche de l'Etude : 1 an après l'aménagement.
Rapport GEMEL/CCI LE HAVRE : 13 p.

DESPREZ M. et al, 1991.

Dynamique des populations de *Macoma balthica* (L.) dans les estuaires du Nord-Ouest de l'Europe : Première Synthèse.
Rapport "Estuaries and Coasts". In : M. Elliot & J.P. Ducrottoy (eds.). Proc. ECSA 19 Symp. Olsen & Olsen. Fredensborg - Denmark : pp 159-166.

DESPREZ M., DUHAMEL S., 1993.

Suivi biosédimentaire de la fosse de flot nord de l'Estuaire de la Seine. Campagne 1992.
Rapport GEMEL/PORT AUTONOME DE ROUEN : 24 p.

DUCROTOY J.P., DESPREZ M., 1986.

Evolution spatio-temporelle de populations estuariennes de bivalves, liée à des perturbations naturelles ou artificielles.

Haliotis, 15 : pp 283-299.

DUCROTOY J.P., DESPREZ M., DUPONT J.P., 1985.

Short and long-term biosedimentary evolution of two *Macoma balthica* communities.

Rapport « Estuarine management and quality assessment », Wilson G.J. & Halcrow W. (eds), Plenum press. New York : pp 105-130.

DUCROTOY J. P. & SYLVAND B., 1991.

Baie des Veys and Baie de Somme (English Channel) : comparison of two macrotidal ecosystems.

Rapport "Estuaries and Coasts". In : M. Elliot & J.P. Ducrotoy (eds.). Proc. ECSA 19 Symp. Olsen & Olsen. Fredensborg - Denmark : pp 207-210.

DUCROTOY J.P., DESPREZ M., SYLVAND B. & ELKAIM B., 1989.

General methods of study of macrotidal estuaries : The biosedimentary approach.

Rapport « Developments in Estuarine and Coastal Study Techniques ». In : J. Mc Manus & M. Elliott (eds). Proc. ECSA 17 Symp. Olsen & Olsen. Fredensborg - Denmark : pp 41-52.

DUHAMEL S., 1989.

L'estuaire de la Seine : Les habitats intertidaux et le projet de Pont de Normandie.

Mémoire de Maîtrise de Sciences et Techniques "Sciences de l'environnement". UNIVERSITE DE ROUEN : 46 p.

DUHAMEL S., 1990.

L'estuaire du Forth (Ecosse) : habitats intertidaux et faune benthique - effets de la pollution sur le macrozoobenthos.

Rapport de Maîtrise de Sciences et Techniques « Sciences de l'Environnement ». UNIVERSITE DE ROUEN : 44 p.

DUHAMEL S., 1993.

L'écosystème Baie de Somme : distribution des peuplements benthiques et ichtyologiques de l'espace intertidal et de ses abords. 2ème partie : ichtyofaune et crustacés suprabenthiques.

Observatoire Maritime Régional de Picardie : contrat A.R.E.P./Conseil Régional de Picardie : 41 p.

DUHAMEL S., DESPREZ M., 1993.

Suivi de la recolonisation par la faune benthique de la vasière artificielle créée en Estuaire de Seine. Dernière Tranche de l'Etude : Septembre 1992.

Rapport GEMEL/CCI LE HAVRE : 22 p.

DUHAMEL S., DESPREZ M., 1993.

Suivi biosédimentaire de la Grande Vasière Nord de l'estuaire de la Seine au cours des travaux de construction du Pont de Normandie. Dernière Tranche de l'Etude, octobre 1992.

Rapport GEMEL/CCI LE HAVRE : 30 p.

DUPONT J.P. & SYLVAND B., 1991.

The use of Passega's CM pattern in estuarine tidal flats (Baie de Somme, Seine estuary, baie des Veys, The Channel, France).

Rapport "Estuaries and Coasts". In : M. Elliot & J.P. Ducrotoy (eds.). Proc. ECSA 19 Symp. Olsen & Olsen. Fredensborg - Denmark : pp 5-10.

DUPONT J.P., LAFITE R. & EISMA D., 1991.

Comparaison de la dynamique du matériel en suspension dans les eaux côtières de la Manche Orientale et de la Baie Méridionale de la Mer du Nord.

Rapport "Estuaries and Coasts". In : M. Elliot & J.P. Ducrotoy (eds.). Proc. ECSA 19 Symp. Olsen & Olsen. Fredensborg - Denmark : pp 57-62.

DUVAL P., 1984.

Impact du milieu et des activités humaines sur les populations de poissons plats et de crevettes de l'estuaire.
Act. Colloq. « L'Estuaire de Seine, Enjeux écologiques et économiques » : pp 93-100.

DUVAL P., 1986.

Impact du milieu sur les nourriceries de poissons plats de la Baie de Seine.
IFREMER, Actes de Colloques n. 4. La Baie de Seine (GRECO-MANCHE) : pp 485-488.

ELKAIM B., 1980.

Rapport final sur : L'étude de l'accumulation de métaux chez : *Cardium edule* (Mollusque bivalve), *Littorina littorea* (Mollusque gastéropode) *Crangon crangon* (Crustacé décapode).
Les peuplements benthiques subtidiaux de l'estuaire de la Seine. Campagnes 1978/79.
SAUM Estuaire de la Seine, dossier n° 4, b) Faune, MEBS-MABN, 1980 : 18 p.

ELKAIM B., PRONIEWSKI F., SIMON S., 1992.

Surveillance de la faune benthique autour des rejets de phosphogypses en Baie de Seine. Missions de septembre 1991 et décembre 1991.
Rapport CELLULE DE SUIVI DU LITTORAL HAUT-NORMAND/STE HYDRO AZOTE : 27 p.

ELKAIM B., PRONIEWSKI F., SIMON S., 1992.

Surveillance de la faune benthique autour des rejets de phosphogypses en Baie de Seine. Missions de mai 1992 et juillet 1992.
Rapport CELLULE DE SUIVI DU LITTORAL HAUT-NORMAND/STE HYDRO AZOTE : 25 p.

FREGER G., 1980

Etude des principaux impacts dus à l'insertion du complexe industrialo-portuaire du Havre en rive droite de l'estuaire de Seine.
Mémoire de Maîtrise M.S.T. "A.M.V.A.R.". UNIVERSITE DE RENNES 1 : 59 p.

GENTIL F., 1976.

Distribution des peuplements benthiques en Baie de Seine.
Thèse de 3e Cycle, Océanographie Biologique, UNIVERSITE DE PARIS VI : 70 p.

GENTIL F., 1986.

Dynamique de population de *Cultellus pellucidus* et *Tellina fabula* (Mollusques bivalves) du peuplement des sables fins envasés de la Baie de Seine Orientale (Manche).
Haliotis, vol. 15 : pp 135-142.

GENTIL F., IRLINGER J.P., ELKAIM B., PRONIEWSKI F., 1986.

Premières données sur la dynamique du peuplement macrobenthique des sables fins envasés à *Abra alba* de la Baie de Seine Orientale.
IFREMER, Actes de Colloques n. 4. La Baie de Seine (GRECO-MANCHE) : pp 409-420.

GLEMAREC M., 1992.

Variabilité temporelle des systèmes littoraux.
Act. Colloq. « Le littoral, ses contraintes environnementales et ses conflits d'utilisation ». UNIVERSITE DE NANTES (ed.) : pp 61-67.

HUMMEL H., C. AMIARD-TRIQUET, G. BACHELET, M. DESPREZ, J. MARCHAND, B. SYLVAND, R.H. BOGAARDS, Y. DE WIT & L. DE WOLF, 1991.

The sensitivity of *Macoma balthica* for copper from areas between the Netherlands and its southern limits (Gironde).
UNIVERSITE DE NANTES/UNIVERSITE DE BORDEAUX/DELTA INSTITUTE. sous presse.

IRLINGER J.P., 1985.

Dynamique du peuplement macrobenthique des sables fins envasés de la Baie de Seine Orientale.
Thèse de 3e Cycle. UNIVERSITE DE PARIS VI : 286 p.

SECCHI F., 1982.

Etude de l'influence de divers paramètres (taille, sexe, dégorgeement) sur l'accumulation de quelques métaux (Fe, Cu, Zn, Cd, Mn) par la moule *Mytilus edulis*. Application pour deux sites de la Manche.

D.E.A. des Sciences de l'Eau/UNIVERSITE PARIS IV : 67 p.

SIMON S., ELKAIM B., PRONIEWSKI F., 1993.

Surveillance de la faune benthique autour des rejets de phosphogypses en Baie de Seine. Missions d'octobre 1992 (fin d'été) et de janvier 1993 (fin d'automne).

Rapport CELLULE DE SUIVI DU LITTORAL HAUT-NORMAND/STE HYDRO AZOTE : 29 p.

SIMON S., ELKAIM B., PRONIEWSKI F., 1993.

Rapport annuel sur la surveillance de la faune benthique à proximité des rejets de phosphogypses en Baie de Seine. 1993.

Rapport CELLULE DE SUIVI DU LITTORAL HAUT-NORMAND/STE HYDRO AZOTE : 37 p

SOUPRAYEN J., K. ESSINK, F. IBANEZ, J.J. BEUKEMA, D. MICHAELIS, J.P. DUCROTOY, M. DESPREZ, D.S. Mc LUSKY, 1991.

Numerical analysis of long-term trends of west-european intertidal sedimentary macrozoobenthic communities.

Rapport « space and time series data analysis in coastal benthic ecology ». In : Brendan F. Keegan (ed.). Commission of the European Communities : pp 81-86.

SYLVAND B. & J.R. SAVINI, 1991.

Evolution à long terme des sédiments intertidaux et des biocénoses macrozoobenthiques en baie des Veys (baie de Seine Occidentale) depuis 1969.

Rapport "Estuaries and Coasts". In : M. Elliot & J.P. Ducrottoy (eds.). Proc. ECSA 19 Symp. Olsen & Olsen. Fredensborg - Denmark : pp 145-152.

SYLVESTRE C., Y. BATREL & Y. LE GAL, 1986.

La détection des effets sublétaux des pollutions : utilisation in situ d'un indice biochimique, la charge énergétique.

IFREMER, Actes de Colloques n. 4. La Baie de Seine (GRECO-MANCHE) : pp 391-396.

THIEBAUT E., 1994.

Dynamique du recrutement et dispersion larvaire de deux annélides polychètes *Owenia fusiformis* et *Pectinaria koreni* en régime mégatidal (Baie de Seine Orientale, Manche).

Thèse de Doctorat, Océanologie Biologique, UNIVERSITE PARIS IV : 152 p.

THIEBAUT E., J.C. DAUVIN, 1992.

Developpement morphologique et croissance des juvéniles de *Owenia fusiformis* Delle chiaze (Polychaete, Owenidae).

Can. J. Zool., 70 : pp 1701-1711.

THIEBAUT E., J.C. DAUVIN, Y. LAGADEUC, 1992.

Transport of *Owenia fusiformis* larvae (Annelida : Polychaeta) in the Bay of Seine. I. Vertical distribution in relation to water column stratification and ontogenic vertical migration.

Mar. Ecol. Prog., 80 : pp 29-39.

THIEBAUT E., J.C. DAUVIN, Y. LAGADEUC, 1994.

Horizontal distribution and retention of *Owenia fusiformis* larvae (Annelida : Polychaeta) in the Bay of Seine.

J. Mar. Biol., 74 : pp 129-142.

VINCENT T., 1986.

Les captures de *Callinectes lapidus* (Rathbun, 1896) en Baie de Seine, entre 1975 et 1984.

Bull. trim. Soc. Géol. Normandie et Amis du Muséum du Havre, t. LXXIII, fasc. 4; année 1986, 4e trim : pp 13-15.

M.E.B.S./M.A.B.N., 1980.

SAUM Estuaire de la Seine, dossier n° 1. Bilan des connaissances sur le milieu marin. MEBS-MABN-CNEXO: 173 p.

MARCHAND J., 1992.

Intérêt des zones humides.

Act. Colloq. « Estuaires et deltas : des milieux menacés ? », Ag. Eau Adour Garonne : pp 105-111.

MARTIN J.M., 1992.

Estuaires d'aujourd'hui et de demain : fonctionnement et caractéristiques, conséquences écologiques et économiques pour notre société.

Act. Colloq. « Le littoral, ses contraintes environnementales et ses conflits d'utilisation ». UNIVERSITE DE NANTES (ed.) : pp 131-137.

Mc LUSKY D.S., 1987.

The Estuarine Ecosystem - 2nd edition.

Blackie, Glasgow, London : 215 p.

MONBET Y., 1980.

Evolution des peuplements benthiques à Antifer en 1978

C.N.E.X.O./ Port Autonome du Havre : 114 p.

NOEL P., J.C. MERLIN, N. LAFARGE-SZYDLOWSKI, G. PETIT-COSI & C. CHASSARD-BOUCHAUD, 1986.

Les variations quantitatives de caroténoides de la macrofaune benthique en Baie de Seine ont-elles des relations avec la pollution ou l'écologie des espèces ?

IFREMER, Acte de Colloques n. 4. La Baie de Seine (GRECO-MANCHE) : pp 403-407.

OLIVIER F., 1992.

Rôle des mécanismes de dépôt-remise en suspension des post-larves de *Pectinaria (=Lagis) koreni* (Malmgren) (annélide polychète), en régime mégatidal, dans le devenir des populations.

D.E.A Biologie des Populations et Eco-éthologie/UNIVERSITE DE RENNES I. 30 p.

PAUL V., 1992.

Réhabilitation d'une vasière en estuaire de Seine. Suivis hydrologique et benthique.

Rapport de stage Maîtrise des Sciences et Techniques "Sciences de l'Environnement"/UNIVERSITE DE ROUEN : 93 p.

PAULET Y.M., 1992.

Surveillance du niveau de TBT sur le littoral français de la Manche, par l'utilisation des gastéropodes comme indicateurs biologiques.

Rapport du contrat IFREMER 91 243 043 4 DEL. UNIVERSITE DE BRETAGNE OCCIDENTALE : 28 p.

POUPINET P., 1984.

Le S.A.U.M. : un moyen de concertation.

Act. Colloq. «L'estuaire de Seine, Enjeux écologiques et économiques » : pp 163-170.

PRONIEWSKI F., 1986.

Influence sur les peuplements estuariens des rejets industriels et aménagements portuaires.

IFREMER, Actes de Colloques n. 4. La Baie de Seine (GRECO-MANCHE) : pp 459-464.

ROBINEAU B., 1987.

Caractérisation des peuplements macrozoobenthiques de l'estuaire de la Loire.

Vie Milieu, 37 (2) : 67.76.

LABORATOIRE MUNICIPAL D'HYGIENE de la Ville du Havre, 1991.

Unité industrielle de neutralisation d'effluents acides. Site de rejet des eaux de procédé et de drainage. Point Zéro : Préliminaires à une étude d'impact.

L.M.H./Thann et Mulhouze :

LABORATOIRE MUNICIPAL D'HYGIENE de la Ville du Havre, 1991.

Unité industrielle de neutralisation d'effluents acides. Site de rejet des eaux de procédé et de drainage. Etablissement du Point Zéro.

L.M.H./Thann et Mulhouse : 19 p.

LAGADEC Y., 1990.

Processus hydrodynamiques, dispersion larvaire et recrutement en régime mégatidal. Exemple de *Pectinaria koreni* (Annelide polychète) en Baie de Seine (Manche).

Thèse Océanologie Biologique. UNIVERSITE DE LILLE FLANDRES-ARTOIS : 279 p.

LAMBERT R., 1991.

Recrutement d'espèces benthiques à larves pélagiques en régime mégatidal. Cas de *Pectinaria koreni* (Malmgren), Annélide polychète.

Thèse de Doctorat, U.F.R. Sciences de la Vie et de l'Environnement, UNIVERSITE DE RENNES 1 : 176 p.

LAFITE R., DESPREZ M., LEBOULANGER T., 1987.

Réactualisation de la cartographie biosédimentaire de la grande vasière Nord de l'estuaire de la Seine.

Rapport GEMEL/DDE LE HAVRE : 11 p.

LARSONNEUR C., 1980.

Etude d'impact concernant le second franchissement de l'estuaire de la Seine. Evolution morphologique et sédimentologique.

Rapport UNIVERSITE DE CAEN/CCI LE HAVRE : 6 p.

LEFEUVRE J.C., 1992.

Les conflits d'utilisation en zone littorale.

Act. Colloq. « Le littoral, ses contraintes environnementales et ses conflits d'utilisation ». UNIVERSITE DE NANTES (ed.) : pp 205-231.

LE HIR P., J. L'YAVANE, 1986.

Observations de courant en Baie de Seine.

IFREMER, Actes de colloques n° 4 « La Baie de Seine » : pp 25-33.

LE HIR P., J.C. SALOMON, C. LE PROVOST, G. CHABERT D'HIERES & J.L. MAUVAIS, 1986.

La circulation résiduelle en Baie de Seine.

IFREMER, Actes de colloques n° 4 « La Baie de Seine » (GRECO-MANCHE) : pp 63-72.

M.A.B.N., 1980.

Impact du Pont de Honfleur sur les vasières de l'Estuaire de la Seine.

M.A.B.N./C.C.I. Le Havre, 1980 : 25 p.

M.E.B.S./M.A.B.N., 1980.

SAUM Estuaire de la Seine, dossier n° 4, a) Algues. MEBS-MABN :187 p.

M.E.B.S./M.A.B.N., 1980.

SAUM Estuaire de la Seine, dossier n° 4, b) Faune. MEBS-MABN :211 p.

M.E.B.S./M.A.B.N., 1980.

SAUM Estuaire de la Seine, Cahier n° 6.

M.E.B.S./M.A.B.N., 1980.

SAUM Estuaire de la Seine, dossier n° 4, a) Algues. MEBS-MABN :187 p.

VU DO Q., HUSSEMAINE J., 1980.

Premiers résultats de l'étude qualitative et quantitative du microphytobenthos de l'estuaire de la Seine.
SAUM Estuaire de la Seine, dossier n° 4, c) Algues, MEBS-MABN, 1980 : 63 p.

WANG Z., 1993.

La communauté suprabenthique des peuplements infralittoraux de sables fins de la Baie de Seine : composition qualitative et quantitative, variations tidales et circadiennes.

D.E.A. Océanographie Biologique, UNIVERSITE D'AIX-MARSEILLE II.

WANG Z., DAUVIN J.C., 1994.

The suprabenthic crustacean fauna of the infralittoral fine sand community from the Bay of Seine (Eastern English Channel) : composition, swimming activity and diurnal variation.

Cah. Biol. Mar., 35 : pp 135-155.

WANG Z., DAUVIN J.C., THIEBAUT E., 1994.

Preliminary data on the near-bottom meso- sand macrozooplanktonic fauna from the eastern Bay of Seine : faunistic composition, vertical distribution and density variation.

Cah. Biol. Mar., 35 : pp 157-176.

WILSON J.G., DUCROTOY J.P., DESPREZ M. et B. ELKAIM, 1987.

Application d'indices de qualité écologique des estuaires en Manche Centrale et Orientale. Comparaison de la Seine et de la Somme.

Vie & Milieu, 37 (1) : pp 1-11.

WILSON J.G. & B. ELKAIM, 1991.

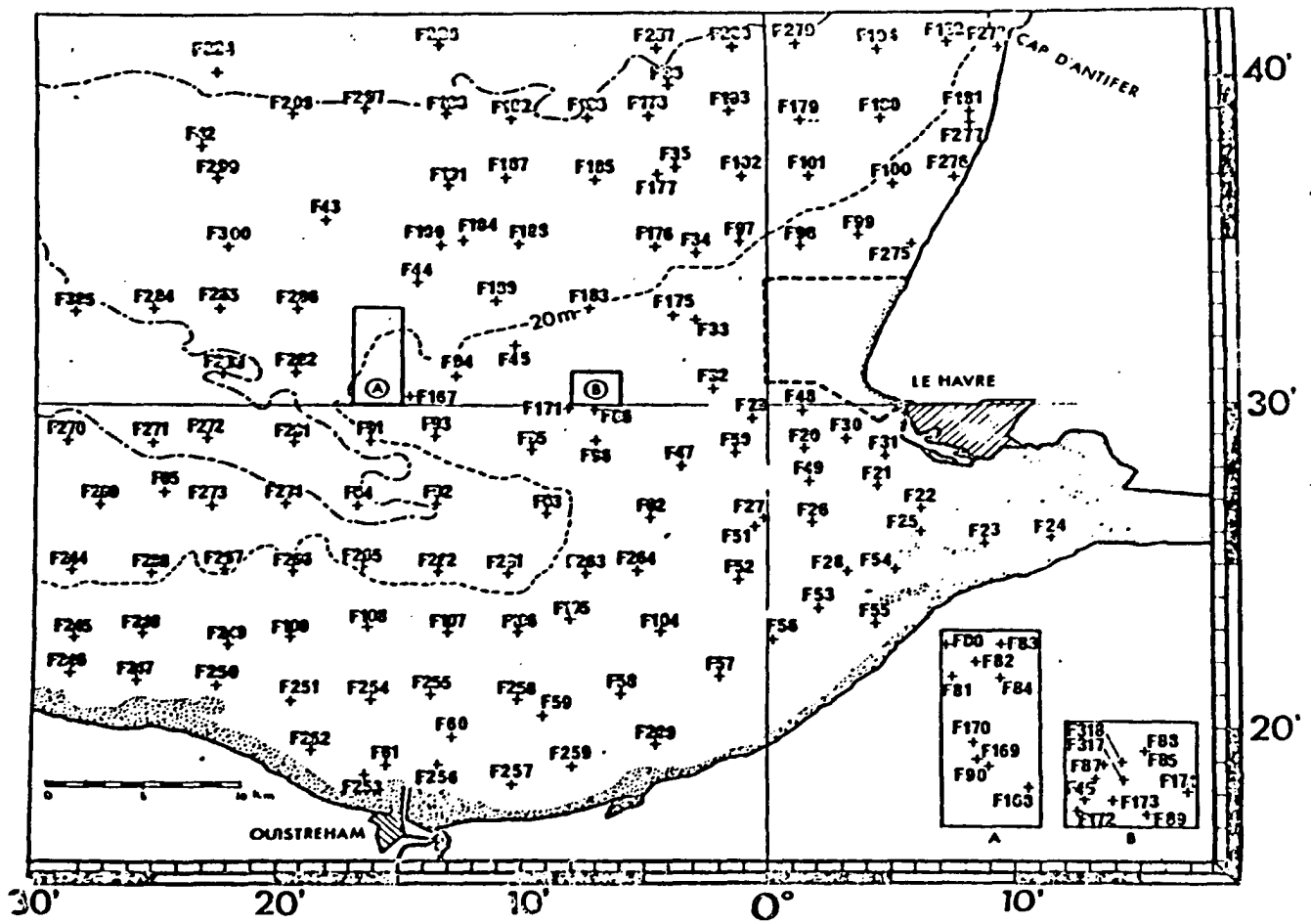
A comparison of the pollution status of twelve Irish and French estuaries.

Rapport "Estuaries and Coasts". In : M. Elliot & J.P. Ducrotoy (eds.). Proc. ECSA 19 Symp. Olsen & Olsen. Fredensborg - Denmark : pp 317-322.

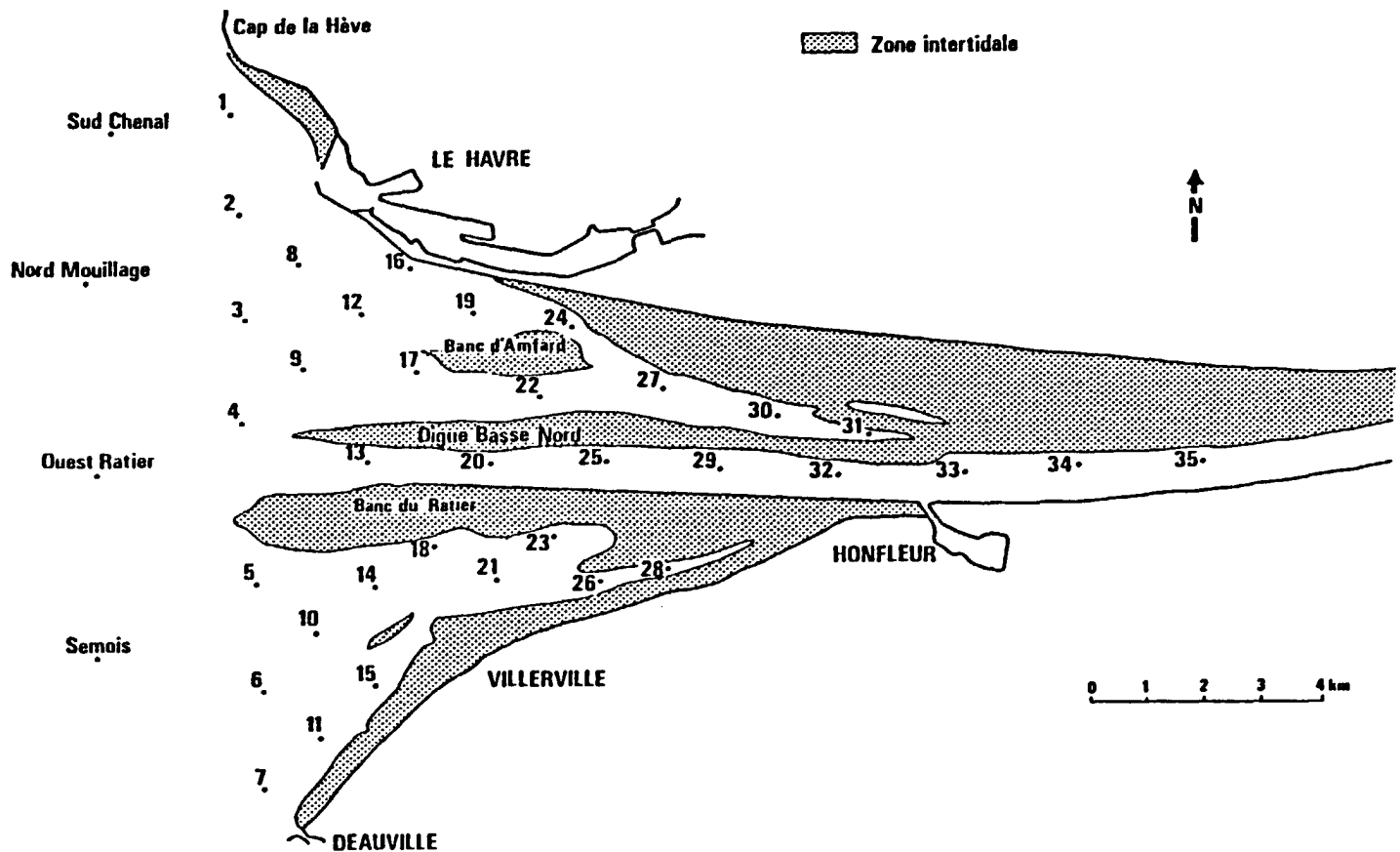
ANNEXES

ANNEXE 1 :

**Cartes de positionnement des stations
d'échantillonnage du benthos**



Annexe 1.1. : Gentil / Macrozoobenthos subtidal (1973, 1974)



Annexe 1.2. : SAUM / Macrozoobenthos subtidal (Proniewski et al, 1980)

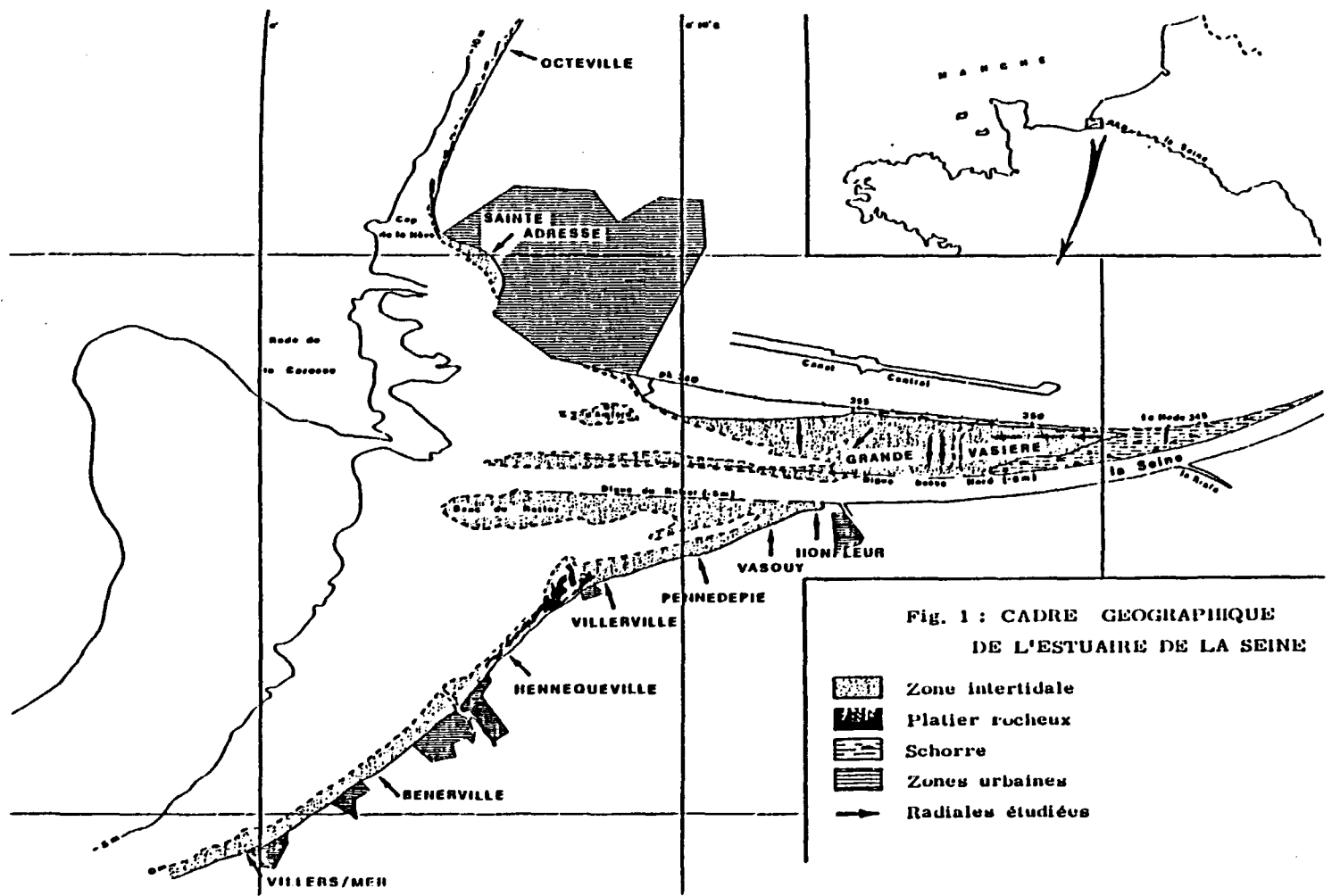
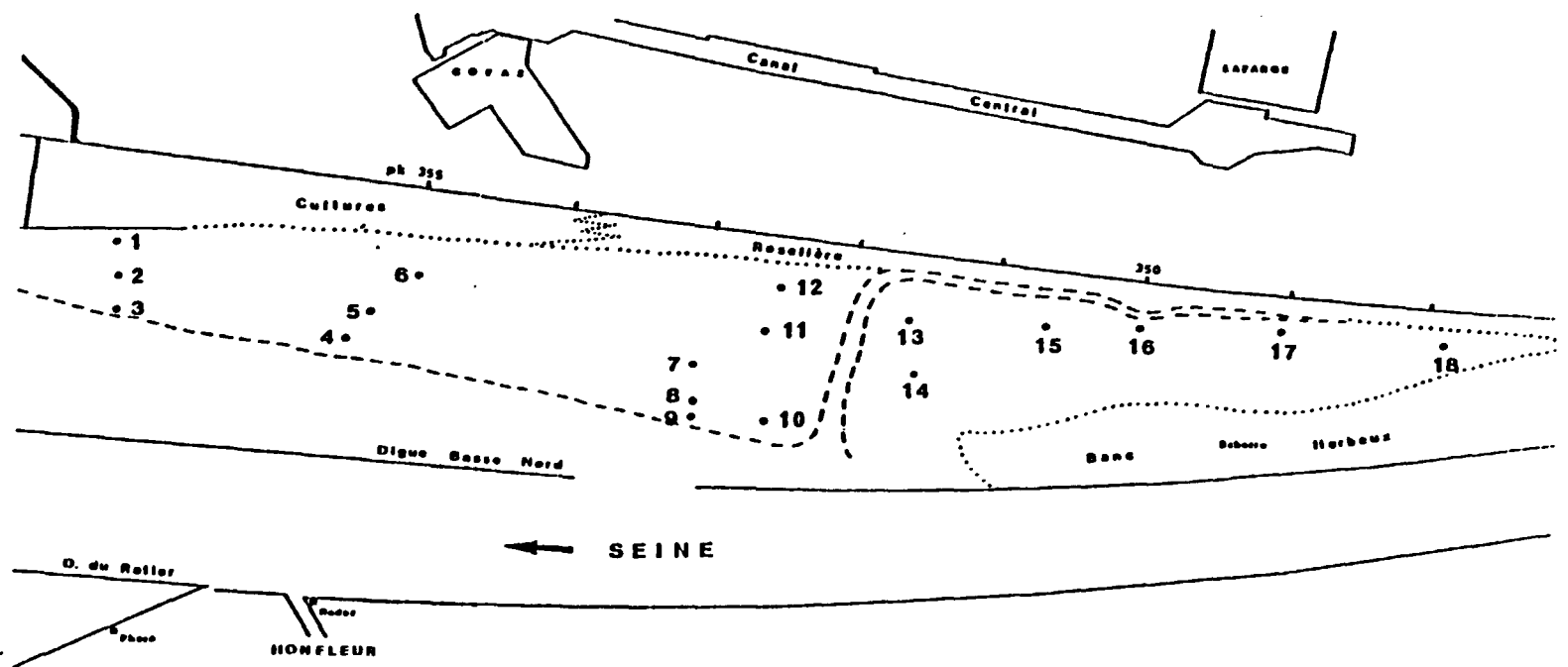
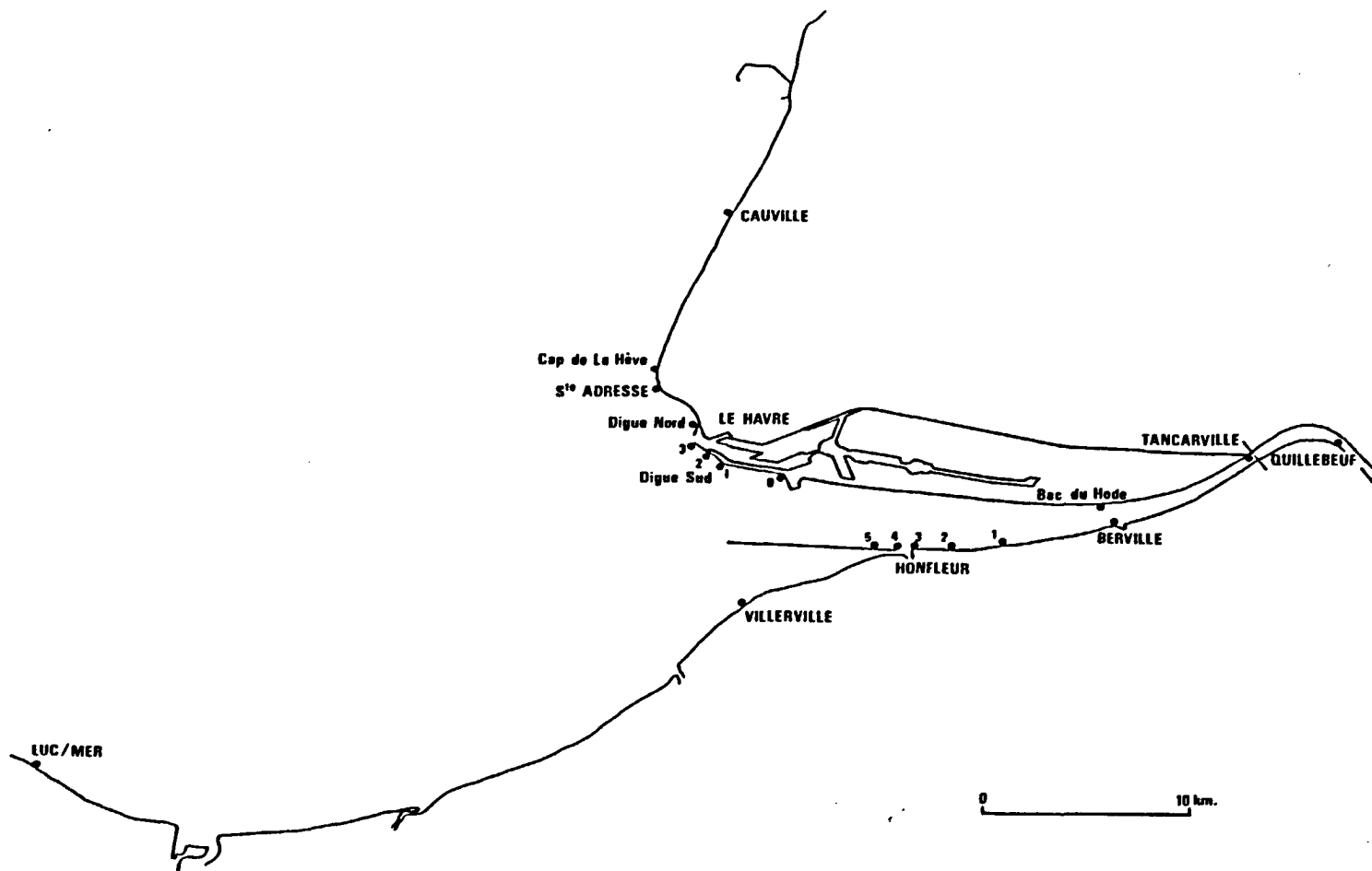


Fig. 1 : CADRE GEOGRAPHIQUE DE L'ESTUAIRE DE LA SEINE

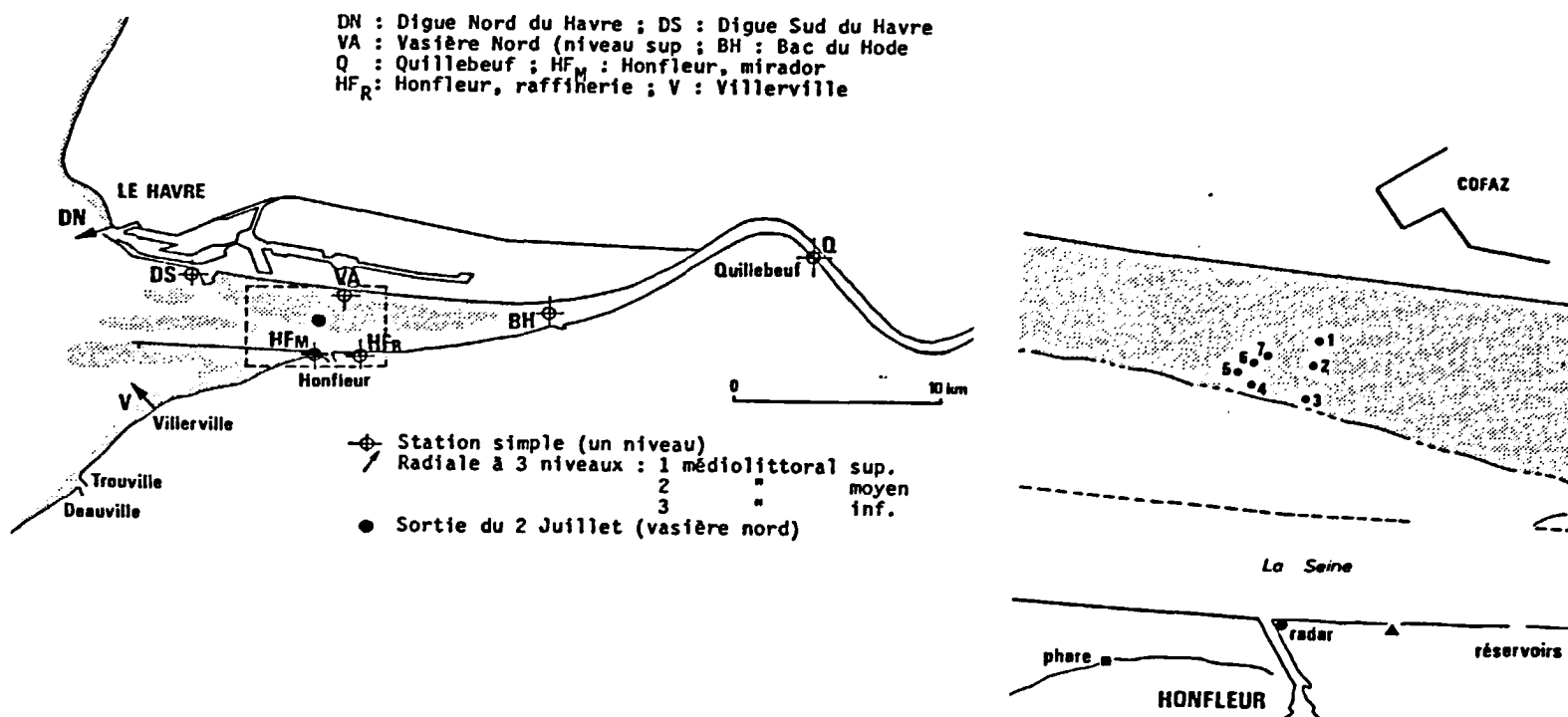
Annexe 1.3. : SAUM / Macrozoobenthos intertidal (Desprez, 1981).



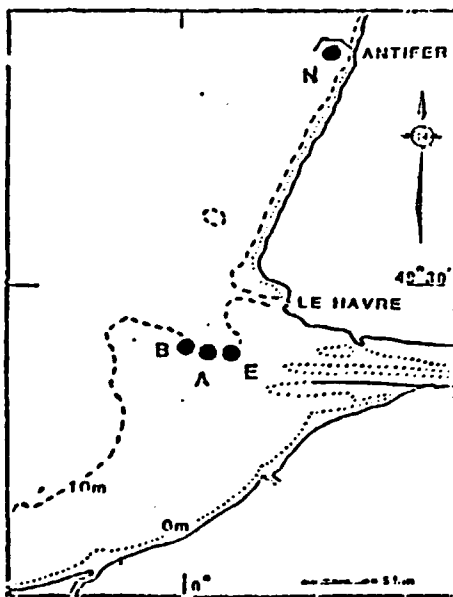
Annexe 1.4. : SAUM / Macrozoobenthos intertidal (Grande Vasière).



Annexe 1.5. : SAUM / Macrophytes intertidaux (Cosson, 1980).

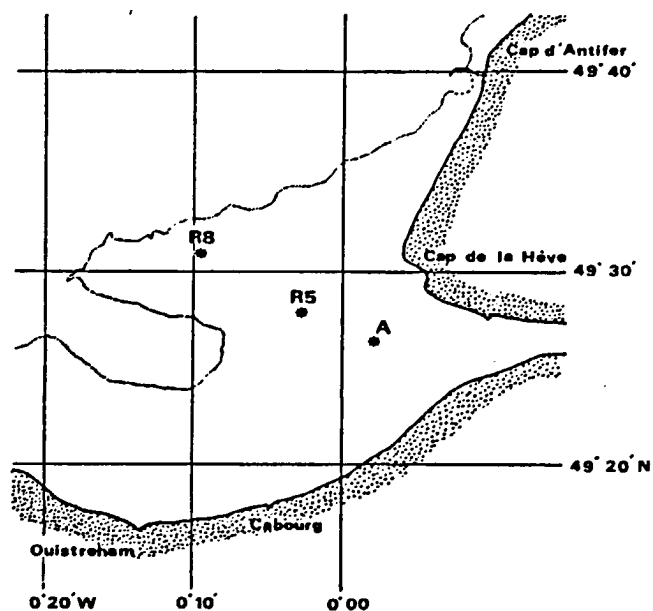


Annexe 1.6. : SAUM / Microphytobenthos intertidal (Vu Do et al, 1980).

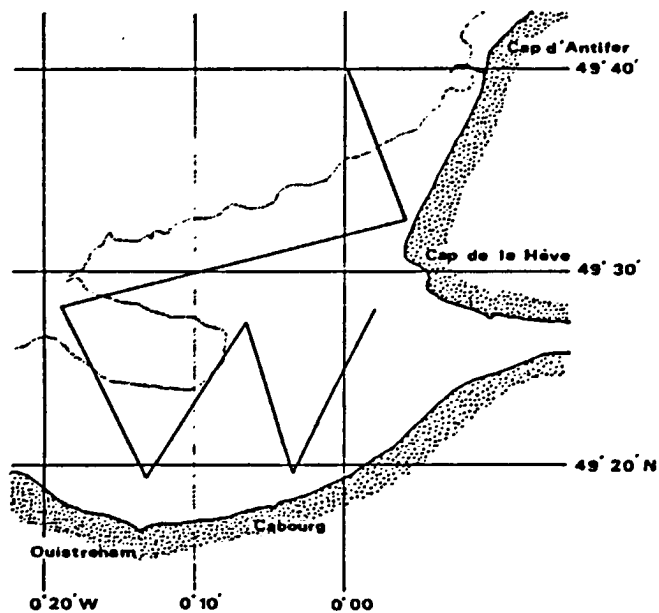


Stations	A	B	E	N
Coordonnées géographiques	49°27,2'N 0° 1,5'E	49°27,3'N 0° 0,2'E	49°27,1'N 0° 2,9'E	49°39,6'N 0° 7,9'E
Profondeur (m)	10	9	11	26
Données eaux (au fond) (RNO, Monbet, Avoine, Crevel, personnelles) . Salinité ‰ . Température °C	Gamme moyenne annuelle de 27,0 à 33,4 pour cette zone, pouvant être dépassée; au cours d'un cycle de marée, variation du même ordre (surtout en crue et vive-eau). 5,2 à 19,5 pour cette zone			30,0 à 34,5 variation plus faible
Sédiments (coll. Avoine) . Type sédimentaire . % fraction <200µm . % fraction < 50µm	Sables vaseux 51 12	Sables peu envasés 40 4	Vases sableuses 97 65	Vases sableuses 90 59
Echantillonnage : . Engin utilisé . Surface . Rythme . Période de suivi . Maille du tamis	Benne Smith-Mac Intyre 1m ² = 10x0,1 au moins bimestriel 05/81-09/83 maille ronde 1mm	Benne Smith-Mac Intyre 1m ² = 10x0,1 au moins bimestriel 05/81-09/83 maille ronde 1mm	Suceuse en plongée 1m ² = 6x0,16 mensuel 02/82-02/84 maille carrée 1mm	Suceuse en plongée 1m ² = 6x0,16 mensuel 02/82-02/84 maille carrée 1mm

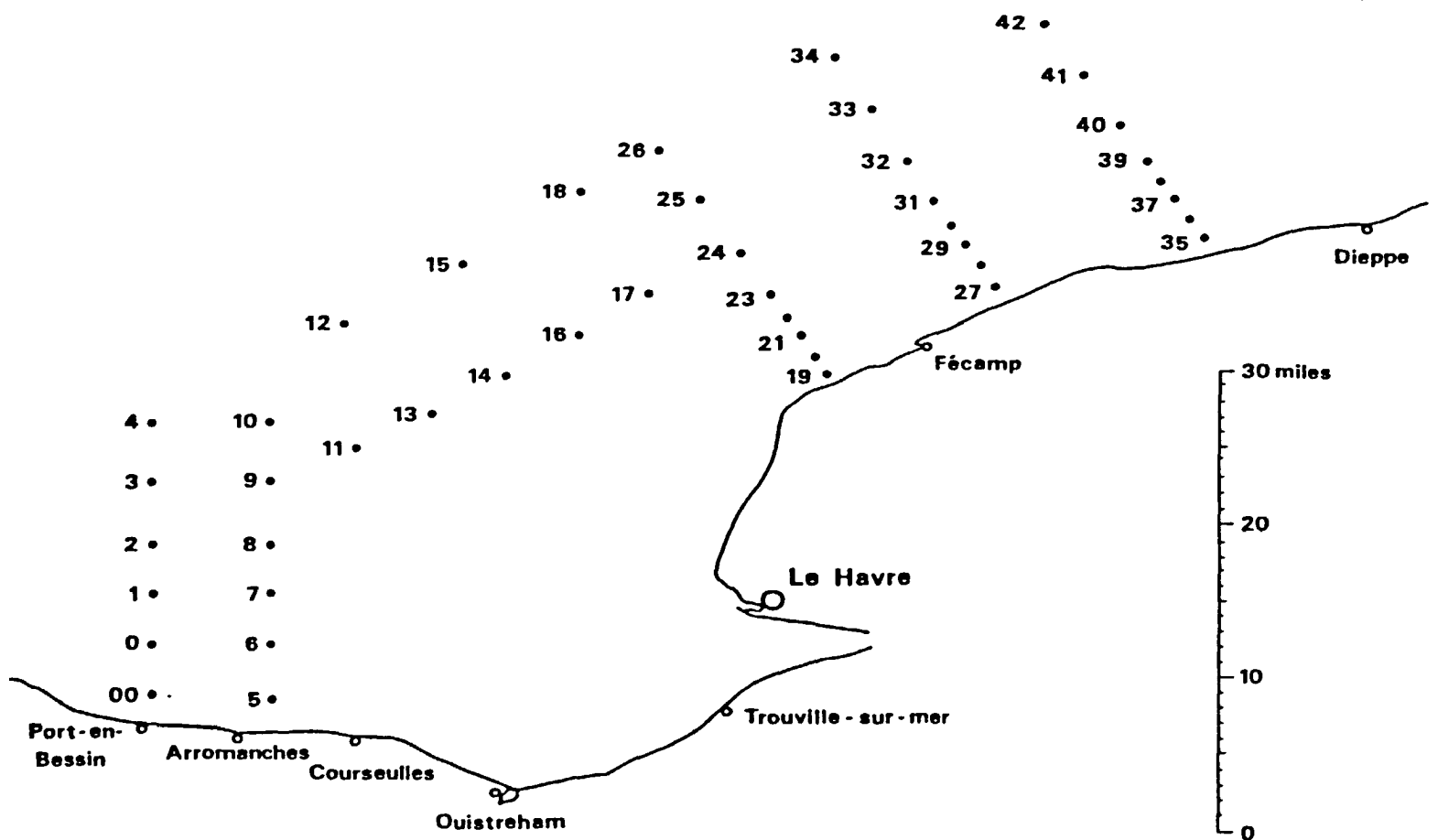
Stations	A		E		N	
Nombre total d'espèces récoltées	163		60		60	
Nombre total d'espèces rares (récoltées 1 fois avec 1 ind.)	34		16		9	
Nombre d'espèces constantes :						
. 100% des prélèvements	25		2		4	
. >50% des prélèvements	70		14		18	
Nombre moyen d'espèces par m ²	77		17		21	
Nombre moyen d'individus pour 0,1 m ²	2700 (Thalys = 1200)		140		220	
Répartition par groupes zoologiques et trophiques	a	b	a	b	a	b
. Annélides	41	63	27	39	31	32
. Mollusques	18	30	39	53	35	45
. Crustacés	32	2	18	2	20	3
. Echinodermes	4	4	9	5	8	19
. Divers	5	1	7	1	6	1
. Suspensivores et déposivores de surface	44	86	54	63	49	75
. Dépositivores de subsurface	12	4	6	14	13	9
. Carnivores et nécrophages	44	10	40	23	38	16



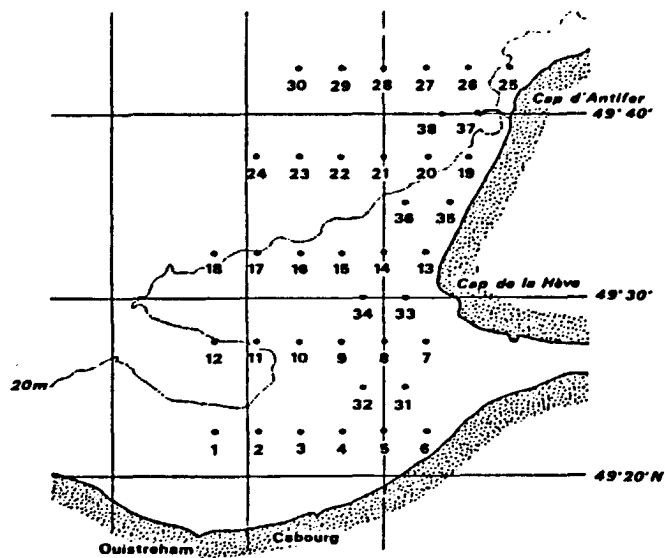
Localisation des stations de prélèvements pour l'étude de structure verticale en 1987.



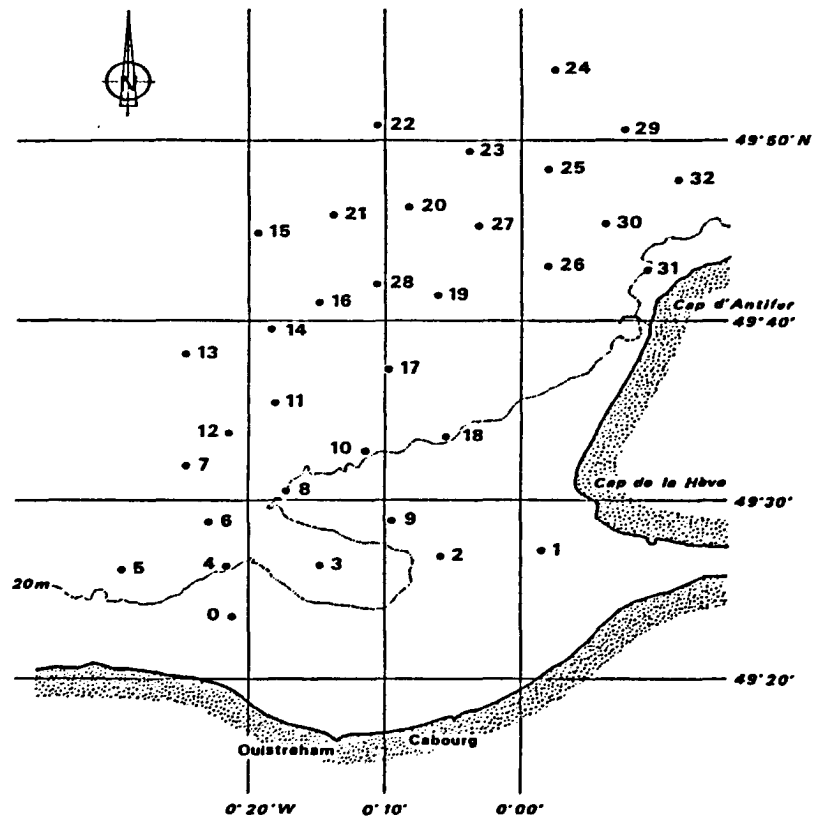
Plan d'échantillonnage de 1987 à petite échelle : prélèvements en continu.



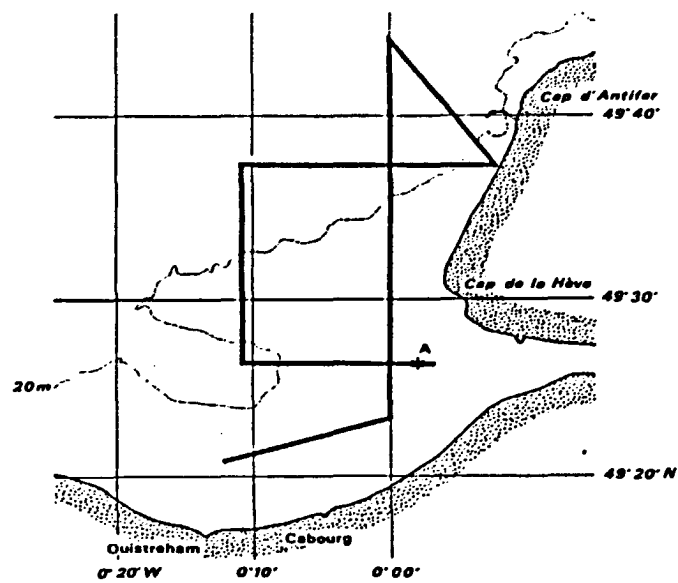
Plan d'échantillonnage de 1987 à grande échelle :
prélèvement au filet.



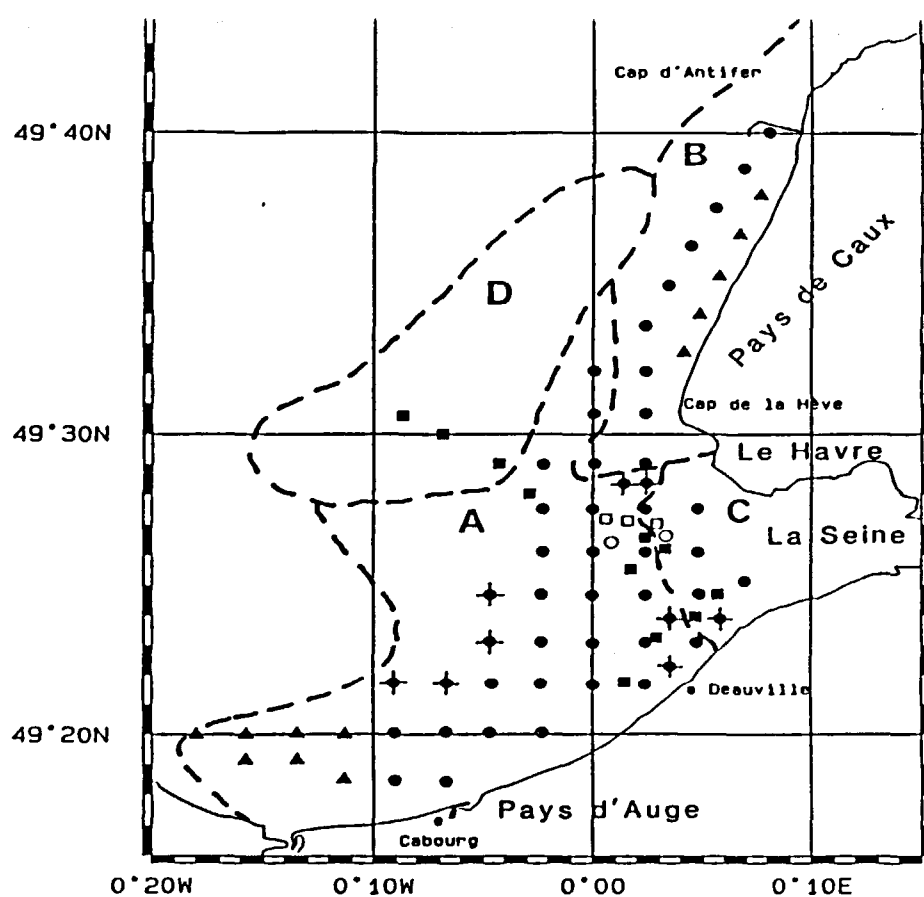
Plan d'échantillonnage à petite échelle de 1986 :
prélèvements au filet.



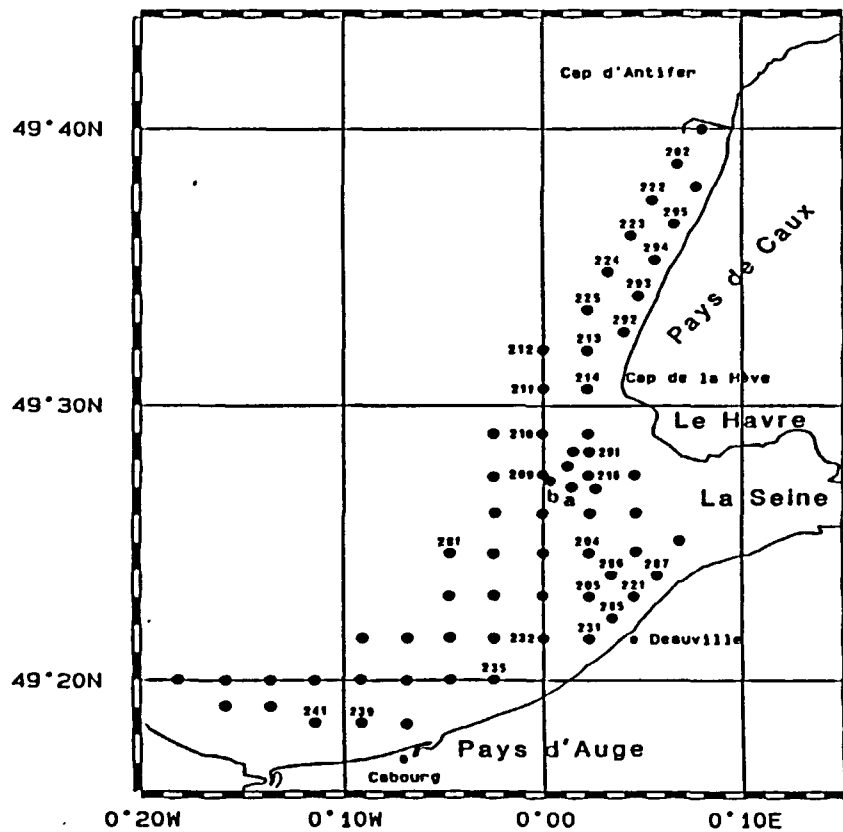
Plan d'échantillonnage de 1986 à grande échelle



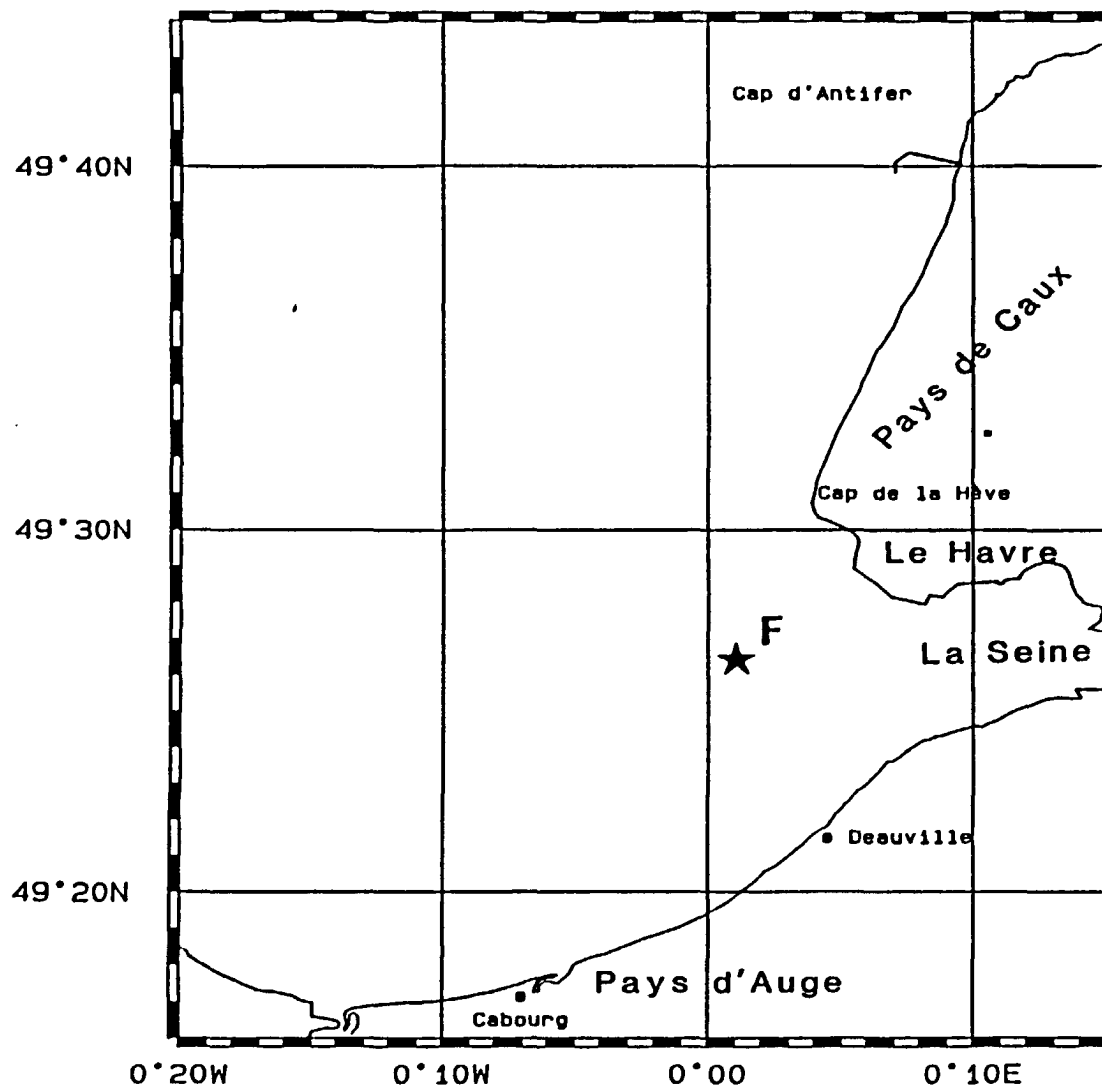
Plan d'échantillonnage à petite échelle de 1986 :
prélèvements en continu. Localisation de la station de prélèvements pour
l'étude de la répartition verticale (station A).



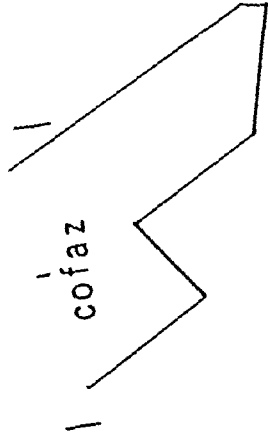
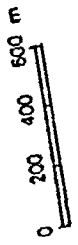
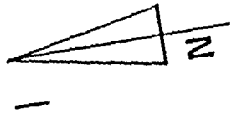
Localisation des stations échantillonnées (stations échantillonnées, ●, de 1986 à 1991, ✦ de 1987 à 1991, ○, en 1987 et 1988, □, en 1988, ▲, en 1991). Les limites des différents peuplements sont représentées : A-B, peuplement des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba-Pectinaria koreni* (B, faciès hétérogène envasé à *Pista cristata*). C, peuplement oligospécifique des vases d'estuaires à *Macoma balthica*. D, peuplement des sables moyens propres à *Ophelia borealis* (d'après Cabioch & Gentil, 1975).



Localisation des stations échantillonnées en mars 1991. Les numéros des stations mentionnées dans le texte sont figurés.

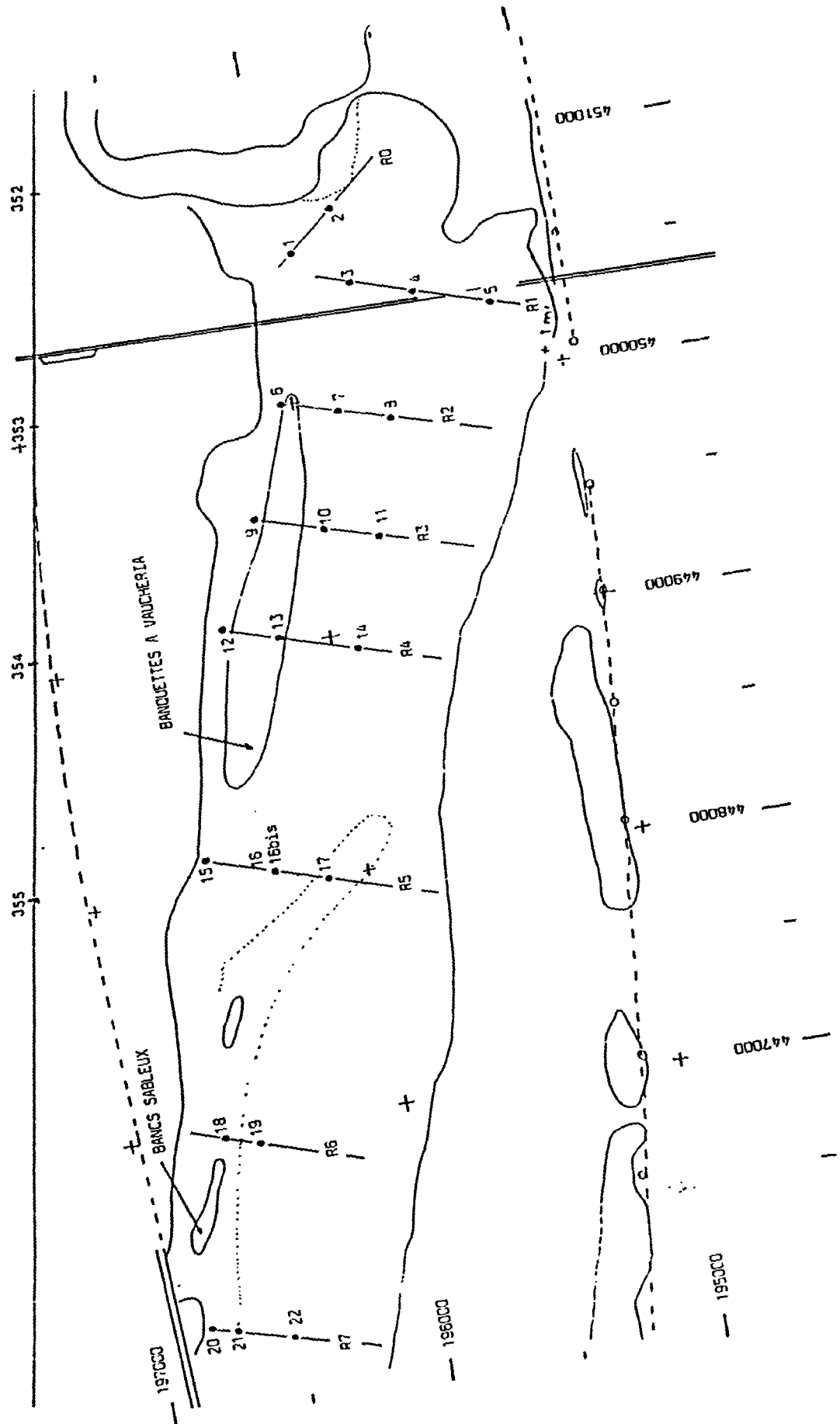


Sampling station F in the eastern part of the Bay of Seine.

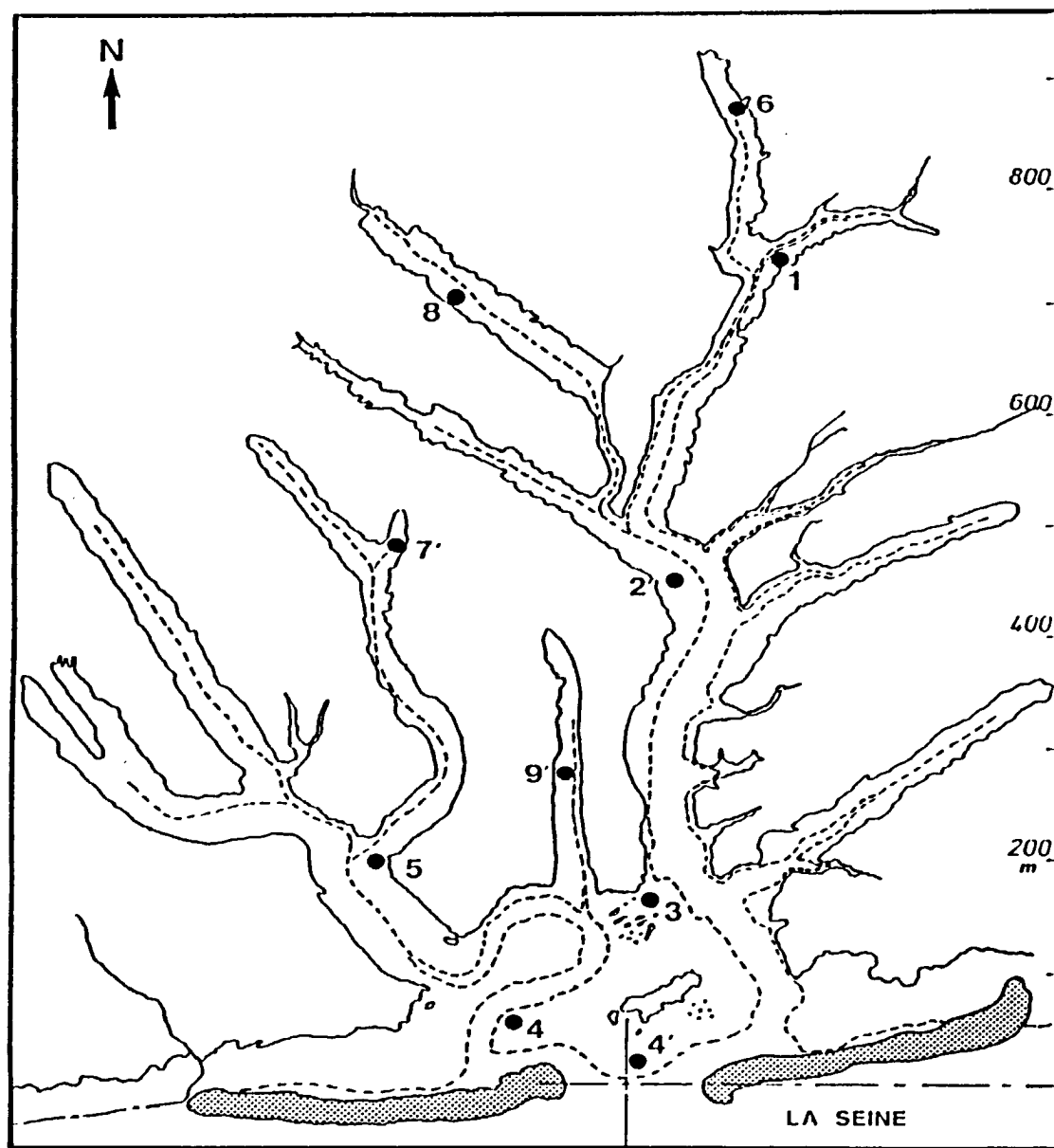


cofaz

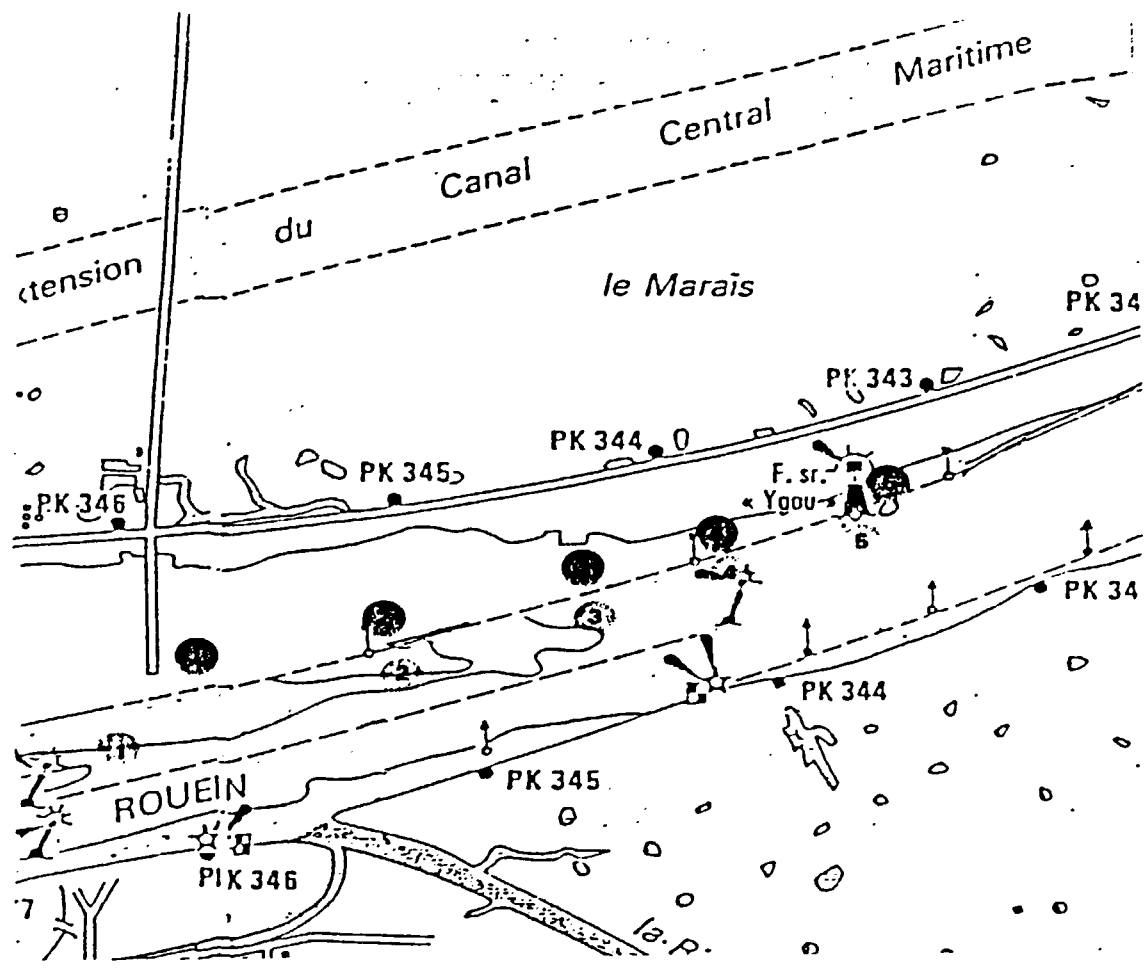
Localisation des points de prélèvements.



Annexe 1.13. : Pont de Normandie et Grande Vasière (GEMEL, 1986).



LOCALISATION DES STATIONS DE PRELEVEMENT



- Stations de prélèvement en domaine intertidal.
- Stations de prélèvement en domaine subtidal.

Plan établi à partir du CARTE-GUIDE DE NAVIGATION FLUVIALE :

Le Seine aval du Havre à Paris : Michel Sandrin
 Editions cartographiques maritimes
 56, rue de l'Université - 75007 Paris

ANNEXE 2 :
Listes faunistiques
et floristiques

ANNELIDES SEDENTAIRES

Polydora ciliata
Spiophanes Bombyx
Magelona papillicornis
Audouinia tentaculata
Notomastus latericeus
Arenicola marina
Pectinaria Koreni
Owenia fusiformis
Ampharete Grubei
Amphitrite Johnstoni
Lanice conchilega

ANNELIDES ERRANTES

Harmathoe lunulata
Harmathoe imbricata
Sigalion Mathildae
Sthenelais boa
Phyllodoce groenlandica
Phyllodoce mucosa
Eteone longa
Leptonereis glauca
Nereis diversicolor
Nephtys Hombergii
Nephtys cirrosa
Glycera convoluta
Lumbriconereis impatiens

LAMELLIBRANCHES

Cerastoderma edule
Abra alba
Macoma balthica
Tellina fabula
Mytilus edulis
Ensis ensis
Cultellus pellucidus
Mya arenaria
Abra prismatica
Arcopagia depressa
Donax vittatus
Corbula gibba
Macra corallina

GASTEROPODES

Nassarius reticulatus
Natica alderi
Crepidula fornicata

CRUSTACES

Carcinus maenas
Portunus puber
Porcellana longicornis
Diogenes pugilator
Eupagurus bernhardus
Galathea strigosa
Portunus Holsatus
Galathea intermedia
Crangon crangon
Hippolyte varians
Hippolyte longirostris
Pandalus brevirostris
Leptomysis gracilis
Mesopodopsis Slabberi
Pariambus typicus
Urothoe Grimaldii
Gammarus olivii
Gammarus locusta
Notropis falcatus
Leucothoe Lilljeborgi
Diastylis leavis
Diastylis Bradyi

ECHINODERMES

Asterias rubens
Ophicentrus brachiatus
Ophiura lacertosa
Thyone fusus

CNIDAIRES

Cereus pedunculatus

BRYOZOAIRES

Alcyonidium gelatinosum

MOLLUSQUES

Classe des BIVALVES

- Famille Cardiidae
Cerastoderma edule
- Famille Tellinidae
Donax vittatus
Tellina fabula
Macoma balthica
Scrobicularia plana
- Famille Myacidae
Mya arenaria

ANNELIDES

Classe des POLYCHETES

Sous-classe des Polychètes errantes

- Famille Aphroditidae
 - Sous famille Sigalioninae
Pholoe synophthalmica
Sigalion mathildae
Sthenelais boa
 - Sous famille Polynoïnae
Harmothoe lunulata
- Famille Nereidae
Nereis diversicolor
- Famille Nephthydidae
Nephtys cirrosa
Nephtys hombergii
- Famille Phyllodocidae
 - Sous famille Phyllodocinae
Phyllodoce groenlandica
Phyllodoce mucosa
Eulalia rubiginosa
Eteone longa
- Famille Glyceridae
Glycera convoluta
Lumbrinereis sp.
- Famille Hesionidae
Microphthalmus sczelkowi

Sous classe des Polychètes sédentaires

- Famille Cirratulidae
Tharyx marioni
- Famille Spionidae
Pygospio elegans
Polydora ciliata
Nerine cirratulus
Spio filicornis
Spiophanes bombyx
- Famille Magelonidae
Magelona papillicornis
- Famille Paraonidae
Paraonis fulgens
- Famille Owenidae
Owenia fusiformis
- Famille Opheliidae
Ophelia sp.
- Famille Arenicolidae
Arenicola marina
- Famille Capitellidae
Capitella capitata
Capitomastus minimus
- Famille Amphictenidae
Pectinaria koreni
- Famille Terebellidae
Lanice conchilega
- Famille Fabriciidae
Nanayunkia estuarina

Classe des OLIGOCHETES

- Famille Tubificidae
Pelosclex benedeni
Tubifex sp.

CRUSTACES.

- Ordre des Tanaidacés
Leptognathia longiremis
- Ordre des Cumacés
Cumopsis goodsiri
Eocuma dollfusi
Pseudocuma longicornis
Diastylis bradyi
- Ordre des Isopodes
 - Famille Cirolanidae
Eurydice pulchra
 - Famille Anthuridae
Cyathura carinata
 - Famille Sphaeromidae
Sphaeroma serratum
 - Famille Idotheidae
Idothea baltica
- Ordre des Amphipodes
 - Famille Haustoridae
Haustorius arenarius
Bathyporeia pilosa
Bathyporeia sarsi
Bathyporeia pelagica
Urothoe grimaldii
Urothoe brevicornis
Urothoe marina
 - Famille des Oedicerossidae
Pontocrates norvegicus
Pontocrates arenarius
 - Famille Calliopiidae
Calliopius crenulatus
 - Famille Atylidae
Nototropis falcatus
 - Famille Gammaridae
Melita palmata
Gammarus duebeni
Gammarus locusta
Gammarus marinus
 - Famille Talitridae
Hyale pontica
 - Famille Corophiidae
Corophium volutator
- Ordre des Decapodes
Carcinus maenas
Crangon crangon

POISSONS

- Ammodytes lanceolatus*

STATIONS ESPECES	LE HAVRE									
	CAUVILLE	LE HEVE	STE-ADRESSE	DIGUE NORD	POINT 3	POINT 2	POINT 1	POINT 0	BAC DU HOUE	TANGARVILLE
<i>Codiolum gregarium</i>	■									
<i>Giffordia granulosa</i>	■									
<i>Elachista fucicola</i>	■									
<i>Laminaria saccharina</i>	■									
<i>Plocanium coccineum</i>	■									
<i>Cystoclonium purpureum</i> ..	■									
<i>Dilsea carnosa</i>	■									
<i>Corallina officinalis</i>	■									
<i>Rhodomenia palmata</i>	■									
<i>Spermophamion turneri</i>	■									
<i>Griffithsia floeulosa</i> ...	■									
<i>Hypoglossum woodwardii</i> ...	■									
<i>Apoglossum ruscifolium</i> ...	■									
<i>Membranoptera alata</i>	■									
<i>Cryptopleura ramosa</i>	■									
<i>Laurencia pimatifida</i>	■									
<i>Bryopsis plumosa</i>	■	■								
<i>Cladostephus spongiosus</i> ..	■	■								
<i>Gracilaria verrucosa</i>	■	■								
<i>Lithothamnion lenormandii</i> .	■	■								
<i>Enteromorpha prolifera</i> ...			■							
<i>Urospora mirabilis</i>	■		■							
<i>Ceramium rubrum</i>	■	■		■						
<i>Gigartina acicularis</i>	■			■	■					
<i>Ceramium flabelligerum</i> ...	■			■			■			
<i>Eildenbrandia prototypus</i> .	■		■			■				
<i>Cladophora rupestris</i>	■						■			
<i>Gelidium crinale</i>	■		■	■						
<i>Enteromorpha linza</i>	■					■				
<i>Ulothrix flacca</i>	■		■	■				■		
<i>Gigartina stellata</i>	■		■	■	■				■	
<i>Cladophora sericea</i>	■		■	■	■		■			
<i>Fucus serratus</i>	■		■	■	■	■	■	■		
<i>Rhodochorton purpureum</i> ...	■		■	■	■	■	■	■		
<i>Chondrus crispus</i>	■		■	■	■	■	■	■		
<i>Ceramium diaphanum</i>	■		■	■	■	■	■	■		
<i>Polysiphonia nigrescens</i> ..	■		■	■	■	■	■	■		
<i>Ulva lactuca</i>	■		■	■	■	■	■	■		
<i>Porphyra umbilicalis</i> var. <i>laciniata</i> .	■		■	■	■	■	■	■		
<i>Enteromorpha compressa</i> ...	■		■	■	■	■	■	■	■	
<i>Cladophora utriculosa</i>	■		■	■	■	■	■	■		
<i>Polysiphonia spiralis</i>	■		■	■	■	■	■	■		
<i>Callithamnion hookeri</i>	■	■								
<i>Bangia fuscopurpurea</i>	■		■							
<i>Phyllophora membranifolia</i> .	■		■			■				
<i>Porphyra umbilicalis</i>	■		■	■						
<i>Fylatella littoralis</i>	■	■		■	■					
<i>Elidingia minima</i>	■		■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Petalonia fascia</i>	■		■							
<i>Elidingia marginata</i>	■		■					■	■	
<i>Chaetomorpha aerea</i>	■		■							
<i>Prasiola stipitata</i>	■		■	■						
<i>Aerochaetium secundatum</i> ..	■		■	■						
<i>Cladophora glaucescens</i> ...	■		■	■		■				
<i>Ulothrix subflaccida</i>	■		■	■					■	
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i> .	■		■		■					
<i>Sphacelaria</i> sp	■		■							
<i>Fucus vesiculosus</i>	■		■				■	■		
<i>Enteromorpha intestinalis</i> .	■		■				■	■		
<i>Rhizoclonium riparium</i>	■		■						■	■
<i>Lola capillaris</i>	■		■							■
<i>Cladophora glomerata</i>	■		■							■
<i>Vaucheria</i> sp.	■		■						■	■

STATIONS ESPECES	HONFLEUR					FEU DE LA RISLE	QUILLEBEUF
	LUC-SUR-MER	VILLERVILLE	POINT 5	POINT 4	POINT 3		
<i>Porphyra umbilicalis</i> var. <i>umbilicalis</i>	■						
<i>Gelidium crinale</i>	■						
<i>Gracilaria verrucosa</i>	■						
<i>Plocamium coactum</i>	■						
<i>Cystolonium purpureum</i>	■						
<i>Gymnogongrus norvegicus</i>	■						
<i>Dilsea cariosa</i>	■						
<i>Lithophyllum incrustans</i>	■						
<i>Rhodymenia palmata</i>	■						
<i>Lomentaria clavellata</i>	■						
<i>Griffithsia flosculosa</i>	■						
<i>Cryptopleura ramosa</i>	■						
<i>Chondria dasyphylla</i>	■						
<i>Callithamnion hookeri</i>	■						
<i>Ceramium diaphanum</i>	■						
<i>Giffordia granulosa</i>	■						
<i>Cladostephus spondiosus</i>	■						
<i>Dictyota dichotoma</i>	■						
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	■						
<i>Laminaria diatata</i>	■						
<i>Laminaria saccharina</i>	■						
<i>Sargassum muticum</i>	■						
<i>Polyides rotundus</i>	■						
<i>Urospora mirabilis</i>	■						
<i>Cladophora rupestris</i>	■						
<i>Bryopsis plumosa</i>	■						
<i>Ulva lactuca</i>	■	■					
<i>Cladophora sericea</i>	■	■					
<i>Fucus serratus</i>	■	■					
<i>Rhodothamniella floridula</i>	■	■					
<i>Chondrus crispus</i>	■	■					
<i>Ceramium rubrum</i>	■	■					
<i>Polysiphonia nigrescens</i>	■	■					
<i>Ulothrix flacca</i>	■						■
<i>Porphyra umbilicalis</i> var. <i>laciniata</i>	■	■	■				
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	■	■					■
<i>Pylaiella littoralis</i>	■	■					
<i>Fucus vesiculosus</i>	■	■	■	■	■	■	
<i>Enteromorpha compressa</i>	■	■	■	■	■	■	
<i>Blidingia minima</i>	■	■	■	■	■	■	■
<i>Petalonia fascia</i>	■	■	■	■	■	■	■
<i>Ectocarpus confervoides</i>	■	■	■	■	■	■	
<i>Blidingia marginata</i>	■	■	■	■	■	■	■
<i>Rhizoclonium riparium</i>	■	■	■	■	■	■	■
<i>Prasiola stipitata</i>	■	■	■	■	■	■	■
<i>Ulothrix subflaccida</i>	■	■	■	■	■	■	■
<i>Ulothrix pseudoflaccida</i>	■	■	■	■	■	■	■
<i>Enteromorpha linza</i>	■	■	■	■	■	■	■
<i>Lola capillaris</i>	■	■	■	■	■	■	■
<i>Vaucheria</i> sp	■	■	■	■	■	■	■

	PLAGE HAYRE	DIGUE SUD	VILLERVILLE	HONFLEUR (mirador)	HONFLEUR (raffineries)	VASTIERE NORD	BAC DU HODE	QUILLEBEUF
	RA	RC	VI	HF	HFR	V	HO	Q
DIATOMOPHYCEES								
CENTROPHYCIDEES								
COSCINODISCALES								
<i>Melosira nummuloides</i>	▼	⊙	▼	▼	▼			
<i>Melosira borreri</i>		⊙	⊙	⊙				
PENNATOPHYCIDEES								
DIATOMALES								
<i>Grammatophora marina</i>	▼							
<i>Rhabdonema minutum</i>		▼	▼					
<i>Licmophora gracilis</i>	⊙	⊙	⊙					
<i>Synedra affinis</i>	⊙	⊙	⊙					
ACHNANTALES								
<i>Achnantes longipes</i>		▼	▼					
NAVICULALES								
<i>Stauroneis crucigerum</i>		▼		▼				
<i>Navicula brevis</i>				▼				
<i>Navicula peregrina</i>	▼			▼				
<i>Navicula humerosa</i>	▼			▼				
<i>Navicula salinarum</i>	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙		⊙	⊙
<i>Navicula scopulorum</i>	▼	▼	▼	▼				
<i>Navicula palpebralis</i>	▼	▼	▼	▼				
<i>Navicula ostrearia turpin.</i>	▼	▼	▼	▼				
<i>Navicula (Schizonema) -</i>								
<i>ramosissima</i>	▼	▼	▼	▼	▼			
<i>Navicula (Schizonema) -</i>								
<i>mollis</i>	▼	▼	▼	▼				
<i>Pleurosigma aestuarii</i>	▼	▼	▼	▼				
<i>Pleurosigma attenuatum</i> ...							▼	
<i>Pleurosigma (Schizonema)</i>								
<i>scalproides</i>						▼	▼	
<i>Gyrosigma fasciola</i>		▼	▼	▼				
<i>Amphiprora alata</i>	⊙	⊙		⊙	⊙		⊙	
<i>Nitzschia angularis</i>	▼	▼	▼	▼				
<i>Nitzschia fasciculata</i>	▼	▼	▼	▼				
<i>Nitzschia sigma</i>	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙		⊙	⊙
<i>Nitzschia lorenziana</i>			⊙	⊙	⊙		⊙	
<i>Nitzschia amphioxys</i>		⊙		⊙			⊙	
<i>Nitzschia acuminata</i>			⊙	⊙			⊙	
<i>Cylindrotheca gracilis</i> ...				▼			▼	
<i>Surirella gemma</i>		▼		▼				

Tableau I - Distribution qualitative des Diatomées dans l'estuaire (1978 et 1979 - étude de l'enduit brun sur les substrats rocheux

▼ espèce marine

⊙ espèce saumâtre

▼ espèce d'eau douce

	PLAGE HAVRE sableux	DIGUE SUD sableux	VILLERVILLE sablo-vaseux	HONFLEUR (mirador) vase-sableux	HONFLEUR (raffinerie) vaseux	VASIERE NORD vaseux	BAC DU HOUE vaseux	QUILLEBEUF vaseux
	RA	RC	VI	HF	HFR	V	HO	Q
DIATOMOPHYCEES								
PENNATOPHYCIDEES								
DIATOMALES								
<i>Gommatophora marina</i>	▼		▼					
<i>Licmophora</i> sp			▼					
<i>Synedra ulna</i>			⊗	⊗	⊗		⊗	
<i>Synedra affinis</i>			▼					
<i>Raphoneis amphiceros</i>	▼		▼					
ACHNANTALES								
<i>Cocconeis scutellum</i>			▼	▼				
<i>Achnantes longipes</i>	▼		▼	▼				
NAVICULALES								
<i>Stauroneis gregorii</i>	⊗		⊗	⊗				
<i>Navicula foreipata</i>	▼	▼	▼					
<i>Navucyla humerosa</i>	▼		▼					
<i>Navicula ramosissima</i>	▼		▼	▼	▼			
<i>Navicula digito-radiata</i>			▼	▼	▼			
<i>Navicula peregrina</i>	⊗		⊗	⊗	⊗		⊗	
<i>Navicula distans</i>			▼	▼	▼			
<i>Navicula palpebralis</i>	▼		▼	▼	▼			
<i>Navicula didyma</i>			▼	▼	▼			
<i>Navicula scopulorum</i>		▼	▼	▼	▼			
<i>Navicula hyalina</i>	▼		▼	▼	▼			
<i>Navicula brevis</i> var. <i>elliptica</i>			▼	▼	▼			
<i>Navicula salinarum</i>		⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	⊗
<i>Navicula pygmaea</i>			⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	
<i>Pleurosigma angulatum</i> var. <i>aestuarii</i>	▼	▼	▼	▼	▼			
<i>Pleurosigma spencerii</i>			▼	▼	⊗			
<i>Pleurosigma attenuatum</i>			▼	▼	⊗		▼	
<i>Pleurosigma scalproides</i>			▼	▼	⊗	▼	▼	
<i>Gyrosigma fasciola</i>		▼	▼	▼	⊗			
<i>Amphiprora alata</i>			⊗	⊗	⊗			
<i>Amphora angusta</i>				▼	⊗			
<i>Amphora commutata</i>					⊗		⊗	
<i>Nitzschia spathulata</i>	▼		▼					
<i>Nitzschia fasciculata</i>		⊗			⊗		⊗	⊗
<i>Nitzschia socialis</i>		⊗			⊗		⊗	
<i>Nitzschia sigma</i>	⊗	⊗		⊗	⊗		⊗	
<i>Nitzschia lanceolata</i>			⊗		⊗		⊗	
<i>Nitzschia rigida</i>			⊗		⊗		⊗	
<i>Nitzschia amphioxys</i>		⊗	⊗		⊗		⊗	
<i>Nitzschia lorenziana</i>	⊗		⊗	⊗	⊗		⊗	⊗
<i>Nitzschia acicularis</i>							▼	
<i>Hantzschia marina roper</i>	▼		▼					
<i>Cylindrotheca gracilis</i>							▼	
<i>Surirella gemma</i>		▼						
<i>Surirella salina</i>							⊗	

Tableau II - Distribution qualitative des Diatomées dans l'estuaire de la Seine (1978 et 1979) : étude des substrats meubles.

▼ espèce marine

⊗ espèce saumâtre

▼ espèce d'eau douce

TABLE I

Mean density (N. ind. 100 m⁻³) of the principal species and taxa of the near-bottom planktonic fauna

Sampling date	June 1-2, 1992		June 13, 1992
	Day 17	Night 7	Day 14
Number of hauls	17	7	14
Volume of water filtered (m ³)	4988	1888	4204
Fish larvae	280.7	505.0	214.3
Clupeidae	102.4	378.1	87.7
Gobiidae	145.3	101.8	120.1
Callionymidae	11.4	13.2	3.6
Soleidae	17.5	8.7	+
Galidae	3.5	+	1.6
Pleuronectidae	+	+	-
Agonidae	+	-	-
Syngnathidae	-	-	+
Bothidae	-	-	-
Chaetognatha			
<i>Sagitta elegans</i>	5.1	+	14.9
Ctenophora (x 10 ³)			
<i>Pleurobrachia pileus</i>	4.0	2.1	0.5
Syllid epitokes	2.1	+	3.6
Polychaete larvae	15.0	12.0	343.0
<i>Lanice conchilega</i>	14.6	9.9	343.0
<i>Arenicola marina</i>	+	+	-
Harmothoidae	+	+	-
<i>Poecilochaetus serpens</i>	+	+	-
Spionidae	+	-	-
Phyllodocidae	-	-	-
Nereidae	-	-	-
Copepoda (x 10 ³)	8.5	26.5	0.6
Crustacean larvae (x 10 ³)	3.8	3.0	11.1

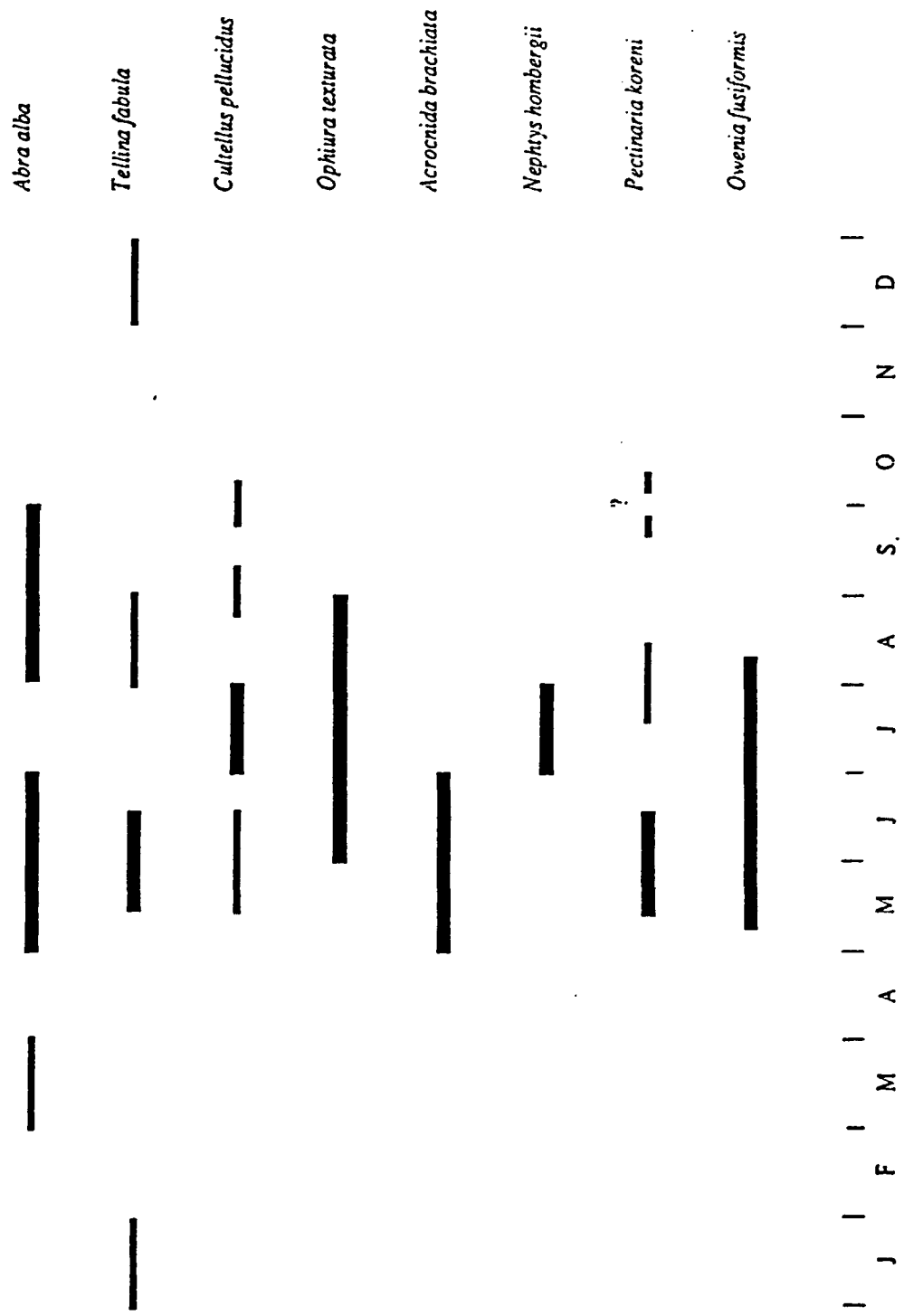
Note: + indicates that the mean density was less than 1.0 ind. 100 m⁻³. - indicates that only one or few specimens were found in all the samples. daytime = 6 h - 21 h, night = 22 h - 5 h.

TABLE II

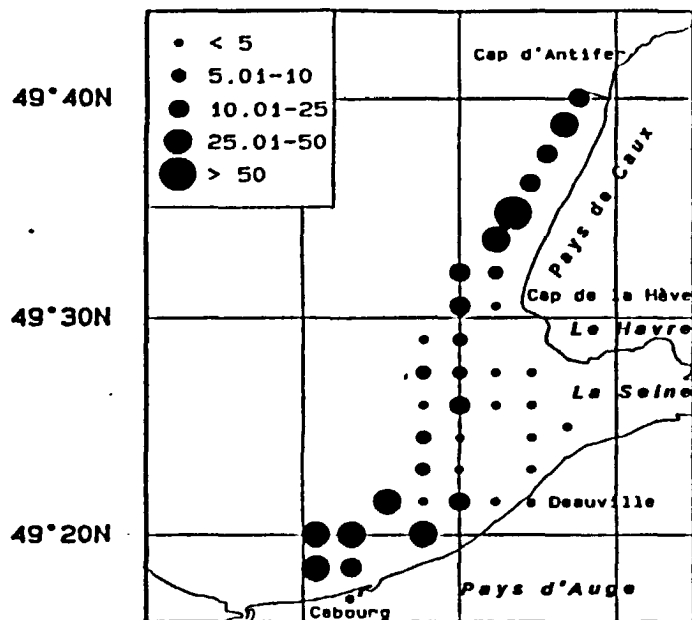
Average day-night densities (N. ind. 100 m⁻³) of the principal species of the suprabenthic fauna

Sampling date	June 1-2, 1992		June 13, 1992
	Day 17	Night 7	Day 14
Number of hauls	17	7	14
Volume of water filtered (m ³)	4988	1888	4204
Mysidacea			
<i>Schistomysis kervillei</i>	(G.O. Sars, 1865)	64.5	72.5
		51.9	52.3
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	(Van Beneden, 1861)	5.0	15.1
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	(Goës, 1864)	3.0	2.5
<i>Schistomysis spiritus</i>	(Norman, 1860)	2.2	2.5
<i>Acanthomysis longicornis</i>	(Milne-Edwards, 1839)	-	-
<i>Siriella clausii</i>	G.O. Sars, 1876	-	-
<i>Anchialina agilis</i>	(Sars, 1877)	-	-
Cumacea		47.8	352.6
<i>Diastylis bradyi</i>	Norman, 1879	30.2	207.6
<i>Pseudocuma longicornis</i>	(Bate, 1858)	15.5	137.5
<i>Dototria scorpioides</i>	(Montagu, 1804)	3.9	5.7
<i>Diastylis laevis</i>	Norman, 1879	-	1.6
<i>Eudorella truncatula</i>	Bate, 1856	-	-
Decapoda		3.9	19.6
<i>Crangon crangon</i>	(Linnaeus, 1758)	3.1	17.2
<i>Liocarcinus pusillus</i>	(Leach, 1815)	+	1.7
<i>Hippolyte varians</i>	Leach, 1814	+	+
<i>Pinnotheres pisum</i>	(Linnaeus, 1767)	-	-
<i>Corysix cassivelaunus</i>	Pennant, 1777	-	-
<i>Macropodia mstrata</i>	Linnaeus, 1761	-	-
<i>Fundulus montagui</i>	Leach, 1814	-	-
Amphipoda		3.0	31.7
<i>Megaluropus agilis</i>	Hoek, 1889	+	21.0
<i>Atylus falcatus</i>	Metzger, 1871	-	1.5
<i>Orchomenella nana</i>	(Krøyer, 1846)	-	+
<i>Atylus swammerdami</i>	(Milne-Edwards, 1830)	-	+
<i>Perioculodes longimanus</i>	(Bate & Westwood, 1868)	-	+
<i>Pariambus typicus</i>	Krøyer, 1846	-	+
<i>Bathyporeia elegans</i>	Watkin, 1938	-	+
<i>Melita obtusata</i>	(Montagu, 1813)	-	+
<i>Leucothoe incisa</i>	Robertson, 1892	-	+
<i>Amphilochus neapolitanus</i>	Della Valle, 1893	-	+
<i>Atylus veddomensis</i>	(Bate & Westwood, 1862)	-	+
<i>Melphidipella macra</i>	(Norman, 1869)	-	+
<i>Stenothoe marina</i>	(Bate, 1856)	-	+
<i>Ischyrocerus anguipes</i>	Krøyer, 1838	-	+
<i>Ampelisca brevicornis</i>	(A. Costa, 1853)	-	+
<i>Gammarus sp.</i>		-	+
<i>Pontocrates altamarinus</i>	Bate & Westwood, 1862	-	+
<i>Argissa hamatipes</i>	(Norman, 1869)	-	-
<i>Cressa dubia</i>	(Bate, 1857)	-	-
<i>Apherusa cirrus</i>	(Bate, 1856)	-	-
<i>Guernea coalita</i>	(Norman, 1868)	-	-
<i>Gammaropsis maculata</i>	(Johnston, 1828)	-	-
<i>Phtisica marina</i>	Slabber, 1769	-	-
<i>Urothoe poseidonis</i>	Reibisch, 1902	-	-
<i>Acidostoma obesum</i>	Bate & Westwood, 1861	-	-
Isopoda			
<i>Astacilla sp.</i>		-	-
Pycnogonida			
<i>Nymphon rubrum</i>	Hodge, 1865	-	-

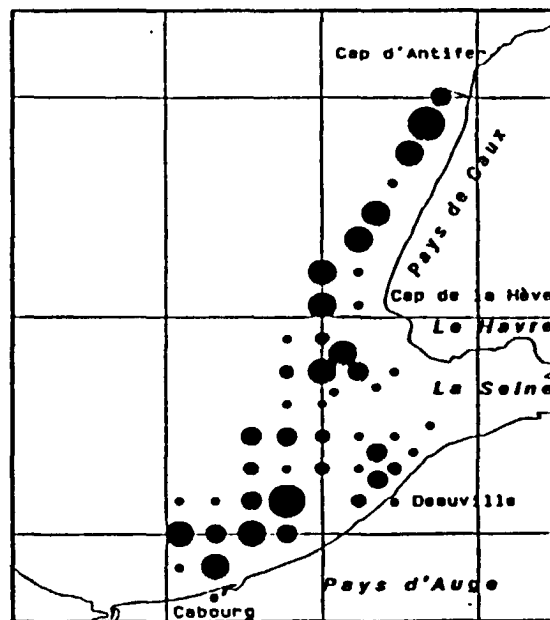
ANNEXES 3 A 6



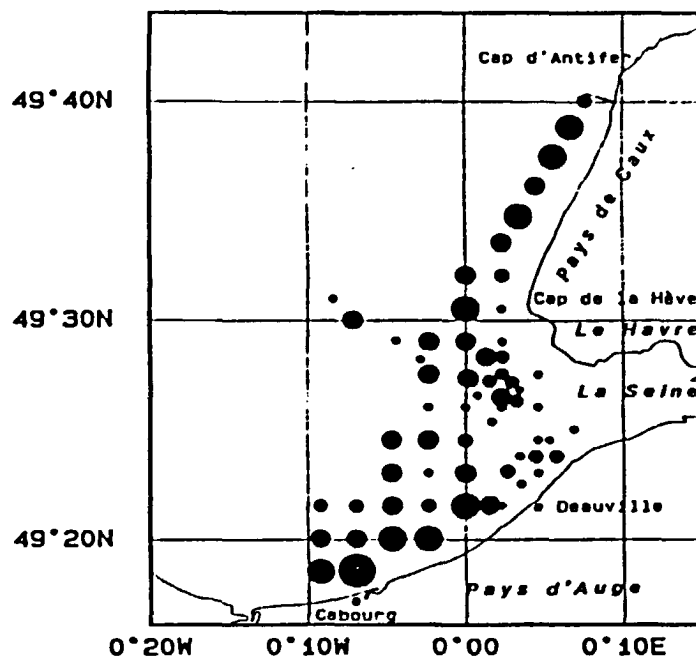
Périodes de recrutement des principales espèces du peuplement à *Abra alba*-*Pectinaria koreni* du secteur oriental de la Baie de Seine d'après les données de Dauvin *et al.* (1986), Gentil (1986, 1987), Elkaïm & Irlinger (1987), Ménard *et al.* (1989), Gentil & Zakardjan (1990) et Irlinger *et al.* (1991).



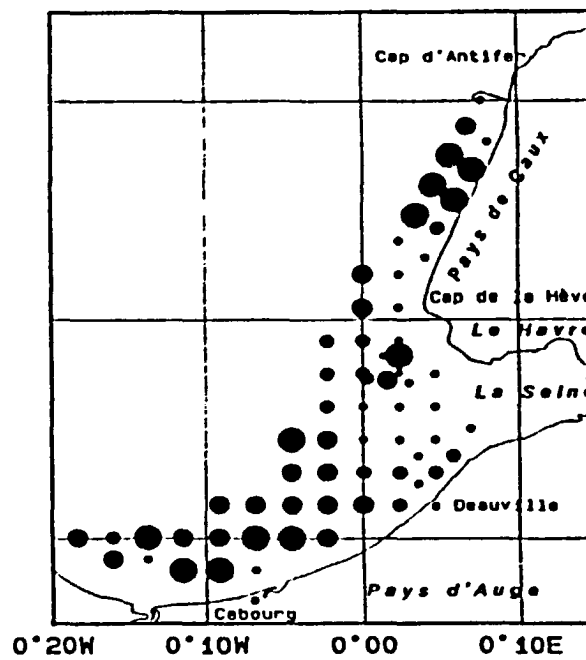
1986



1987



1988



1991

Répartition des biomasses totales en g matière sèche. m⁻² en février 1986, 1987 et 1988, et en mars 1991.

Auteurs	Région	Biomasse (g.m ⁻²)
Petersen (1918)	Détroits danois	100 g.m ⁻² (1)
Blegvad (1925)	Détroits danois	30 à 90 g.m ⁻² (1)
Boysen-Jensen (1919)	Limfjord (Danemark)	100 à 500 g.m ⁻² (1)
Arntz & Brunswig (1975)	Baie de Kiel (mer Baltique)	9,6 g.m ⁻² *
Mühlenhardt-Siegel (1981)	German Bight (mer du Nord)	0,5 à 19,0 g.m ⁻² (2) et (3)
Govaere <i>et al.</i> (1980)	Southern Bight (mer du Nord)	1,18 à 1,46 g.m ⁻² (3)
Warwick & George (1980)	Baie de Swansea (mer d'Irlande)	11,1 g.m ⁻² *
Dewarumcz <i>et al.</i> (1992)	Gravelines (mer du Nord)	60 à 250 g.m ⁻² *
Guillaumont & Hamon (1983)	Penly (Manche)	25 à 56 g.m ⁻² *
Proniewsky & Elkaïm (1980)	Baie de Scinc (Manche)	22,4 à 130,4 g.m ⁻² (2)
Cette étude	Baie de Scinc (Manche)	0,06 à 192,9 g.m ⁻²
Retière (1979)	Rance maritime (Manche)	15,31 à 18,27 g.m ⁻²
Retière (1979)	Baie de Saint Brieuc (Manche)	2,86 g.m ⁻²
Dauvin (1991)	Baie de Morlaix (Manche)	5,12 à 24,60 g.m ⁻² * 2,91 à 7,81 g.m ⁻² *
Bachellet, De Montaudouin & Dauvin (comm. pers.)	Bassin d'Arcachon (Golfe de Gascogne)	0,4 à 11,5 g.m ⁻²
Lopez-Jamar <i>et al.</i> (1986)	Baie de la Corogne (Golfe de Gascogne)	0,7 à 16,7 g.m ⁻² (3) *

Données de biomasse pour différents peuplements à *Abra alba* des mers européennes. Les données sont exprimées en g de matière sèche par m⁻² et correspondent à un tamisage sur 1 mm, (1) tamisage sur 2,2 mm et biomasse exprimée en poids frais ; (2) tamisage sur 2 mm ; (3) matière sèche libre de cendres. Un astérisque distingue les travaux menés en une station au cours d'un ou plusieurs cycles annuels des travaux menés à l'échelle du peuplement.

PROPOSITIONS

Sans préjuger de la forme et des modalités que revêtiront, dans leur application, les orientations et propositions qui viennent d'être présentées il est possible de les regrouper sous les cinq thèmes suivants :

1°) Propositions concernant les aménagements

Afin d'éviter le déplacement vers la Baie de Seine du système estuaire et de préserver les marais et les vasières :

- interdiction des concessions à charge d'endigage pour les plate-formes industrielles.
- contrôle de la conception et de l'exécution des travaux et des rejets de dragage
- surveillance et éventuellement entretien de la fosse de flot Nord.

2°) Propositions concernant la qualité du milieu

- définition, en fonction des impératifs du milieu, d'objectifs à terme pour les taux d'oxygène dissous et de sels nutritifs.
- poursuite, accélération et diversification des programmes d'assainissement de la Seine amont. (SPPPI)
- amélioration de l'assainissement urbain en Basse Seine et sur le littoral
- poursuite des actions entreprises pour la réduction de la pollution des différentes branches industrielles.
- action sur les micropolluants organiques et métalliques :
 - . suivi de la qualité du milieu,
 - . plan d'intervention.

3°) Propositions concernant la pêche

- localisation et protection des zones de concentration des jeunes poissons.
- organisation de l'exploitation et de l'épuration des coques et des moules.
- préparation d'une réglementation de pêche adaptée à la situation particulière de la Baie de Seine.
- Organisation de la profession et renforcement des structures

4°) Propositions concernant le patrimoine naturel

- création de réserves botaniques.
- protection de certains oiseaux et de leurs milieux de vie.

5°) Propositions concernant les moyens de gestion

- suivi de l'évolution du milieu et actualisation des connaissances pour entretenir l'outil de gestion.
- consultation des structures de concertation lors de l'élaboration des études d'impact.
- procédures de décision conjointe pour toute intervention importante sur le domaine marin et fluvial de l'estuaire.

Extrait du SAUM : cahier n°6 annexe I.4