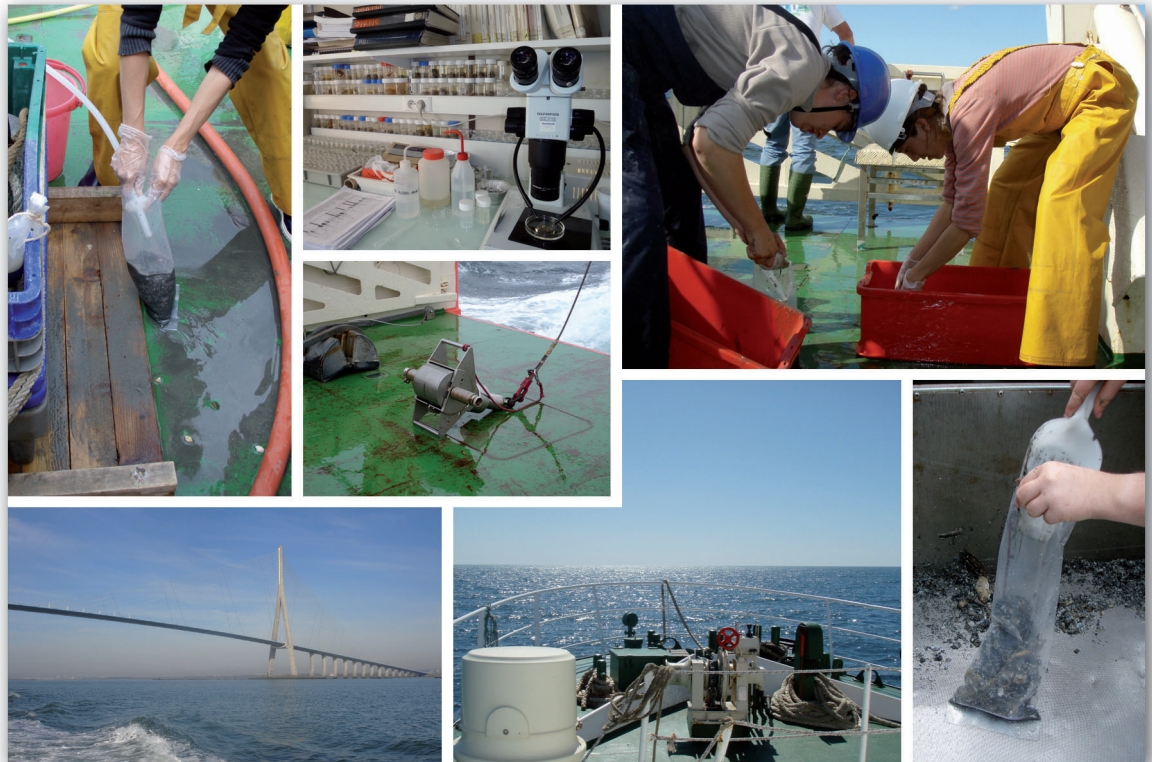




Le Benthos

de l'estuaire de la Seine

Coordinateur
Jean-Claude Dauvin





Le Benthos

de l'estuaire de la Seine

Coordinateur : Jean-Claude DAUVIN

Rédacteur : Anne-Laure JANSON

Auteurs

Sandrine ALIZIER, Christophe AULERT, Christophe BESSINETON, Antoine CUVILLIEZ, Lionel DENIS, Jean-Claude DAUVIN, Clément GARCIA, Anne-Laure JANSON, Jérôme JOURDE, Sandric LESOURD, Sophie LOZACH, Jocelyne MORIN, Thierry RUELLET, Nicolas SPILMONT, Armonie TOUS RIUS

Remerciements

Gérard BRETON, Thierry CORNIER, Dominique DAVOULT, Nicolas DESROY, Guillaume FAUVEAU, Aurélie FOVEAU, François GEVAERT, Thomas LECARPENTIER, Thomas LEFRANÇOIS, Sophie LINOT

Sommaire

INTRODUCTION : Qu'est ce que le benthos : originalité du monde benthique	4	4. Traitements des échantillons	20
		4.1. Phytobenthos	20
		4.2. Zoobenthos	20
		Encart CISA	25
PARTIE I. STRUCTURE ET ORGANISATION DU BENTHOS	5	5. Présentations et/ou analyses des résultats	23
Chapitre 1. Diversité des organismes benthiques et différentes catégories de benthos	5	5.1. Phytobenthos	24
1. Phytobenthos	5	5.2. Zoobenthos	25
1.1. Macrophytobenthos	5	Encart Qui est quoi ? La terminologie en écologie benthique	24
1.2. Microphytobenthos	6		
2. Zoobenthos	6	Chapitre 5. Organisation spatiale des écosystèmes benthiques en estuaire de Seine	26
2.1. Méiobenthos	6	1. Le continuum eau douce / eau marine	26
2.2. Macrobenthos ou macrofaune benthique	7	2. Le benthos de l'estuaire amont : de Poses à La Bouille (zone T1)	27
2.3. Suprabenthos	8	Les phytocénoses dulçaquicoles	27
Encart SUPRABENTHOS	9	Les benthozoocénoses dulçaquicoles	28
Chapitre 2. Les forçages environnementaux : contraintes de la vie benthique estuarienne	12	3. Le benthos de l'estuaire moyen : de La Bouille à Vieux-Port (zone T2)	28
1. Contraintes physico-chimiques	12	4. Le benthos de l'estuaire aval : de Vieux-Port à l'embouchure (zone T3)	29
1.1. Hydrodynamisme, salinité et température	12	4.1. Les communautés benthiques de la zone oligohaline	29
1.2. Substrat et sédimentation, lumière et turbidité	13	4.2. Les communautés benthiques des secteurs méso et polyhalin	29
1.3. Matière organique, oxygène et sels nutritifs	13	4.2.1. Le chenal de navigation	29
2. Contraintes anthropiques	14	4.2.2. En zone intertidale	29
Chapitre 3. Echelles d'observations, techniques d'échantillonnage, traitements des échantillons et analyses des résultats	16	4.2.2.a. <u>Communautés intertidales de substrat meuble</u>	30
1. Echelles d'observation	16	4.2.2.b. <u>Communautés intertidales de substrat dur</u>	30
2. Techniques d'échantillonnage du phytobenthos		4.2.3. Les communautés benthiques de substrat dur en domaine subtidal	31
2.1. Macrophytobenthos	16	4.2.4. Les communautés benthiques de substrat meuble en domaine subtidal	32
2.2. Microphytobenthos	16	Encart Le port du Havre, un domaine de transition	33
3. Techniques d'échantillonnage et d'observation du zoobenthos	17		
3.1. Zone intertidale	17		
3.2. Zone subtidale	17		
Echantillonnages qualitatifs	17		
✓ à la drague	17		
✓ au chalut à perche	17		
Echantillonnages quantitatifs	18		
✓ Benne Van Veen	18		
✓ Benne Smith McIntyre	18		
✓ Benne Hamon	18		
Système d'observation	19		
Le ROV (Remotely Operated Vehicle)	19		
Le SPI (Sediment Profile Image)	19		
Encart SEDIMENTOLOGIE	21		

PARTIE II. LES FONCTIONNALITÉS ESTUARIENNES LIÉES AU BENTHOS	37	Chapitre 8. Biodiversité et richesse patrimoniale	58
Chapitre 5. Rôle trophique du benthos	37	1. Introductions d'espèces et effets des introductions sur les communautés benthiques et pélagiques	58
1. Réseaux trophiques	37	Encart La pêche récréative	61
2. Compartimentation de l'écosystème : modèle ECOPATH	39	2. Le patrimoine biologique : définition et implication	60
Chapitre 6. Rôle du benthos dans la minéralisation et la production de matière	42	CONCLUSION	64
1. Diagenèse précoce et rôle des microorganismes	42	GLOSSAIRE	65
2. Influence de la macrofaune	42	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	70
3. Distribution de la matière organique et intensité de minéralisation benthique:	42		
4. Production de matière	43		
Chapitre 7. Le benthos : témoin des variations naturelles et anthropiques de l'environnement	45		
1. Le benthos : un indicateur des variations temporelles...	45		
2. mais aussi de la qualité de l'habitat	46		
2.1. Principaux indices biotiques utilisés en estuaire et en baie de Seine	46		
<u>Indices basés sur la richesse en espèces et diversité</u>	46		
<u>Indice basé sur la classification des espèces en groupe trophique</u>	46		
<u>Les indices basés sur le classement des espèces en groupes écologiques</u>	47		
AMBI	47		
BOPA et BO2A	47		
Les indices multicritères	48		
2.2. Application en estuaire et dans la partie orientale de la baie de Seine	48		
Encart Les Foraminifères benthiques comme bio-indicateur	51		
3. <i>Melinna palmata</i> ou l'expression de l'envasement de zones subtidales marines	49		
Encart La Base de données MABES	53		
4. Evolution à long terme de la fosse nord	54		
Encart Evolution de la Fosse Nord	56		

Introduction

Qu'est ce que le benthos : originalité du monde benthique

Le benthos dont l'étymologie vient du grec ancien 'βένθος, *benthos*' signifiant 'profondeur'. L'adjectif benthique dérive de benthos et s'emploie pour préciser qu'une espèce vit dans la zone de fond marin, soit à proximité du fond (organismes vagiles), soit directement sur le substratum (épibenthique), soit même dans celui-là (endobenthique). Le benthos regroupe donc l'ensemble des organismes aquatiques (marins ou dulcicoles) vivant à proximité du fond des mers et océans. Par opposition, on parle de pélagos (constitué du plancton et du necton) pour désigner l'ensemble des organismes qui occupent la tranche d'eau supérieure, du fond à la surface. Le domaine benthique marin correspond à une fraction de la biosphère, extrêmement mince, liée intimement au fond des mers et des océans. Il s'étend de la ligne de rivages jusqu'aux plus grandes profondeurs. Trois grandes zones bathymétriques se succèdent ainsi du continent vers le large : le plateau continental (0-200 m, avec la présence d'un estran ou zone intertidale ou de balancement des marées dans les mers à marée), le talus continental (zone de rupture de pente de 200-2000 m, puis les fonds bathyaux-abyssaux au delà de 2000 m. On distingue le système phytal (où l'existence d'organismes photosynthétiques, plantes et algues est possible), et un système aphytal où il n'y a plus assez de lumière pour assurer la photosynthèse et qui est donc dépourvu de végétaux. A partir d'une certaine profondeur, le benthos n'est donc représenté que par des animaux.

L'écologie benthique fait appel à trois notions dominantes pour la délimitation et l'identification des milieux :

- la profondeur avec ses implications, liées à l'éclaircissement, la température et les ressources trophiques venant soit des continents soit de la colonne d'eau ;
- la qualité de l'eau et ses paramètres chimiques, physiques et dynamiques ;
- la nature et la structure du substrat.

Tous les grands groupes floro-faunistiques sont représentés dans le benthos. Il existe également un grand nombre d'espèces benthiques qui ont un cycle vital avec une phase planctonique (cycle benthopélagique). De plus, les ressources nutritives assurant le fonctionnement des écosystèmes benthiques estuariens et côtiers proviennent des systèmes fluviaux en amont et de la sédimentation des organismes pélagiques (phytoplancton pour les producteurs primaires et zooplancton pour les producteurs secondaires). Les deux systèmes pélagiques et benthiques sont donc en forte interactions ; on parle de flux benthopélagiques qui ne se réduisent d'ailleurs pas au seul apport par sédimentation de la colonne d'eau vers le fond mais qui concerne également les flux inverses du benthos vers la colonne d'eau (nutriments comme l'azote ou le

phosphore, animaux benthiques migrant dans la colonne d'eau). Enfin, dans un régime mégatidal comme en Manche, les courants de marée participent au brassage de la colonne d'eau mais aussi aux mécanismes de dépôts / remises en suspension des sédiments les plus fins au gré des alternances entre les étales, le flot et le jusant mais aussi des mortes-eaux et vives-eaux et du régime crue / étiage de la Seine.

Les premières études faunistiques réalisées dans le secteur de la baie et de l'estuaire de Seine se sont focalisées sur certains groupes zoologiques et remontent au début du 19^{ème} siècle. En 1825, la présence de 33 taxa de crustacés est signalée par de Brébisson sur l'ensemble de cette zone. Ce n'est qu'en 1885, avec les travaux de Lennier et de Gadeau de Kerville, que l'état de l'art sur l'ensemble de la faune locale, qui comprenait alors 211 taxa, est publié. En 2006, elle en compte 1485, soit sept fois plus (Ruellet & Dauvin, 2008).

A ces travaux d'inventaire, se sont succédées, depuis le début des années 1970, plusieurs phases de travaux sur le benthos, d'abord dédiés à la reconnaissance de la distribution spatiale des communautés marines benthiques à l'échelle de la baie de Seine (Gentil & Cabioch, 1997), les études sur le benthos se sont concentrées dans la partie orientale de la baie face à l'estuaire de la Seine. Les recherches ont d'abord concerné l'étude de la structure quantitative des communautés, puis l'étude des mécanismes à des échelles spatio-temporelles allant de la semaine à la décennie, puis enfin les relations trophiques entre le benthos et les poissons. Plutôt focalisées sur la macrofaune des fonds de l'embouchure en lien avec les diverses pollutions et aménagements dans cette partie aval de l'estuaire, le macrobenthos étant connu comme témoin et révélateur des empreintes anthropiques, les recherches réalisées pour la plupart dans le programme Seine-Aval ont concerné l'amont jusqu'à Poses du microphytobenthos aux macrophytes, des foraminifères à la mégafaune.

C'est donc tout un ensemble de données sur le benthos qui a été accumulé depuis deux décennies dans l'estuaire de la Seine, de Poses à la partie marine de l'estuaire, qui a servi de base à la réalisation de ce fascicule. Pour les données quantitatives, seules les données les plus récentes, la plupart recueillie depuis le début des années 2000, sont présentées ; des focus sur les évolutions temporelles de quelques zones particulières de l'embouchure ou de la vasière nord donnent des informations sur les changements temporels à long terme. Cependant, il manque cruellement de véritables séries chronologiques de l'évolution du benthos en estuaire de Seine ; c'est une stratégie à mettre en place dans les prochaines années qui anime d'ailleurs actuellement les benthologues afin d'assurer pour l'avenir un véritable suivi de ce compartiment.

PARTIE I. STRUCTURE ET ORGANISATION DU BENTHOS

Chapitre 1. Diversité des organismes benthiques et différentes catégories de benthos

Vivant la majorité de leur cycle de vie en étroite relation avec les fonds subaquatiques, le benthos peut être divisé en trois catégories : endobenthos, épibenthos (lui-même distingué selon qu'il est mobile - vagile - ou fixé - sessile) et suprabenthos. Ce compartiment biologique peut être aussi divisé selon son habitat : benthos de substrat meuble ou de substrat dur, de zone intertidale ou subtidale. Le benthos peut aussi être subdivisé selon qu'il est végétal (phytobenthos) ou animal (zoobenthos), bien que l'endofaune, comme son nom l'indique, ne comprenne que des espèces animales.

1. Phytobenthos

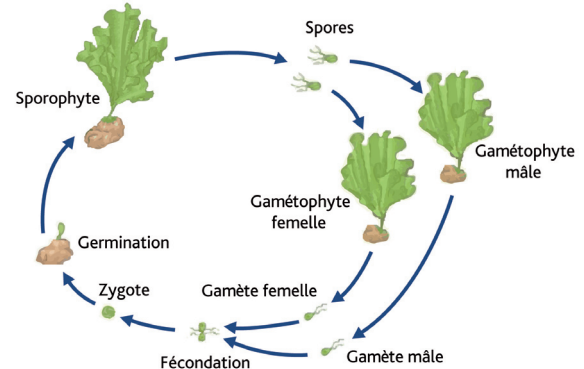
1.1. Macrophytobenthos

Sous nos latitudes, le macrophytobenthos rencontré en estuaire est composé de deux principales catégories de macrophytes : les algues et les phanérogames, toutes deux producteurs primaires.

- ✓ Les algues macrophytiques se classent en trois principales catégories selon les teneurs relatives de certains pigments de leur cellule :
 - les algues brunes, riches en fucoxanthine, se développent surtout dans la zone de balancement des marées et dans l'infralittoral*. Dans les milieux de substrat dur, l'espèce algale dominante définit la ceinture verticale ;
 - les algues rouges ou rhodophytes, riches en phycoérythrine et de taille plus modeste que les brunes, vivent souvent en épiphytes de grandes algues comme les laminaires, des zostères, de l'épifaune sessile ;
 - les algues vertes ou chlorophytes, riches en chlorophylle a et b, ont une taille le plus souvent inférieure à 0,5 m. Plus tolérantes aux eaux douces ou saumâtres que les précédentes, elles peuvent proliférer dans des zones où les apports en nutriments (eutrophisation) sont élevés et/ou fréquents.

Le cycle classique de développement des macroalgues est digénétique, c'est-à-dire composé de deux phases (Figure 1) :

- la phase sporophytique pendant laquelle des spores sont produits et libérés dans l'eau ; fixés à un substrat, les spores se développent en gamétophytes mâles ou femelles ;
- la phase gamétophytique au cours de laquelle les gamètes mâles et femelles, produits par les gamétophytes mâle et femelle sont libérés dans l'eau ; la rencontre puis la fusion des gamètes sont à l'origine du zygote qui, une fois fixé, se transformera par divisions cellulaires successives en un nouveau sporophyte.



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : Repris et modifié de Feldmann (1963)

Figure 1. Cycle digénétique de vie de l'algue verte *Ulva* spp.

Ce cycle digénétique est couramment rencontré chez les algues vertes telles les ulves ou les brunes telles les fucales mais il existe des variations plus complexes autour de ce cycle tel que le cycle à une seule génération (monogénétique) chez *Spirogyra* (algue verte) ou à trois générations (trigénétique) chez *Polysiphonia* (algue rouge).

La reproduction des algues peut aussi s'effectuer via la voie végétative (bouturage) qui présente les avantages d'être peu coûteuse en énergie et d'être une voie efficace à la colonisation spatiale du milieu.

- ✓ Les phanérogames estuariennes sont quant à elle représentées par deux grandes catégories :
 - les zostères sont des angiospermes marines peuplant les zones intertidales et infralittorales, sous forme d'herbiers le plus souvent. Elles se multiplient essentiellement par des rhizomes, la reproduction sexuée (fleurs et graines immergées) n'assurant que sporadiquement leur multiplication. Cependant, les zostères sont absentes de l'estuaire de la Seine alors que des populations florissantes sont présentes en mer du Nord comme dans la mer de Weddell ou en Manche occidentale.
 - les plantes halophiles présentes dans les prés salés (ou schorre) forment une flore spécifique dans les zones estuariennes. Immergées seulement lors des pleines mers des marées de vives-eaux, elles présentent une grande tolérance au sel et aux variations de salinité.

1.2. Microphytobenthos

Les peuplements du microphytobenthos (étymologiquement : micro-algues benthiques) des zones estuariennes sont composés majoritairement de diatomées mais ils peuvent également comporter des dinoflagellés, des chlorophycées... La diversité des substrats sur lesquels évoluent les microphytes (durs, plus ou moins cryptiques, meubles ou temporaires) permet de distinguer divers assemblages, basés particulièrement sur les diatomées :

- assemblages épipsammiques (inféodés aux grains de sable ; peu mobiles) ;
- assemblages épipéliques (inféodés aux vases ; très mobiles) ;
- assemblages épiphytiques (sur les macrophytes et phanérogames ; en majorité fixés ou peu mobiles) et épilithiques (sur les surface rocheuses ; peu mobiles) ;
- assemblages épilithiques vivant sur substrat rocheux avec de faibles capacités de mobilité.

Le microphytobenthos, dont le développement se manifeste par exemple sous forme de tâches plus ou moins brunâtres à la surface du sédiment (Figure 2) montre une grande richesse d'adaptation aux conditions abiotiques, tant physiologique que morphologique, d'où une multiplicité d'assemblages colonisant tous les substrats.



Figure 2. Développement microphytobenthique à la surface du sédiment.

Deux adaptations physiologiques font leur particularité :

- des tendances plus ou moins strictes d'hétérotrophie* s'ajoutent à leur autotrophie*. Cette capacité d'hétérotrophie permet à des assemblages de survivre à l'obscurité, sous quelques millimètres ou centimètres de sédiment ou dans des zones très turbides ;
- la photo-inhibition de la photosynthèse, reconnue pour le phytoplancton, n'affecte apparemment pas le microphytobenthos en milieu naturel ; le comportement migratoire de la fraction épipélique lorsqu'il y a trop de lumière favoriserait cette adaptation.

Les migrations verticales des diatomées benthiques sont rendues possibles par la sécrétion de polysaccharides extracellulaires, formant un environnement favorable au déplacement des cellules sur une profondeur maximale d'environ 2-3 mm. Le rythme de migration est lié à la fois

au rythme journalier et au rythme tidal : lors de l'immersion, les diatomées migrent vers le bas, ce qui les protège de la remise en suspension (Heckman, 1985). Lors de l'exondation, les diatomées peuvent se positionner favorablement vis à vis de la lumière et de la température ; l'absence de photo-inhibition in situ (Rasmussen *et al.*, 1983) pourrait s'expliquer par une migration vers le bas des cellules pendant une partie de la période d'exondation diurne (Blanchard & Cariou-Le Gall, 1994 ; Kromkamp *et al.*, 1998).

2. Zoobenthos

Le zoobenthos estuarien est traditionnellement subdivisé en quatre catégories : méiobenthos, macrobenthos, mégabenthos* et suprabenthos. Si le suprabenthos fait référence aux organismes vivant dans la couche d'eau à proximité du fond, méio- et macrobenthos renvoient aux invertébrés vivant sur ou dans le sédiment. La distinction entre ces deux catégories s'opère principalement sur la base de la taille des organismes mais d'autres critères majeurs, détaillés dans le tableau 1 sont aussi utilisés.

	Méiobenthos	Macrobenthos
Taille	40 µm < < 1mm	> 1 mm
Développement	direct, entièrement benthique	avec stades planctoniques
Reproduction	continue, plusieurs périodes (itéropare*)	une seule fois (sémeipare*)
Génération	moins d'un an	plus d'une année
Dispersion	des adultes	des larves planctoniques
Taille	taille asymptotique	croissance continue
Types trophiques	souvent sélectifs de particules	essentiellement non sélectifs
Activité	mobile	mobile ou sédentaire

Tableau 1. Principales caractéristiques permettant de distinguer méiobenthos et macrobenthos (d'après Gourbault & Dauvin, 1997).

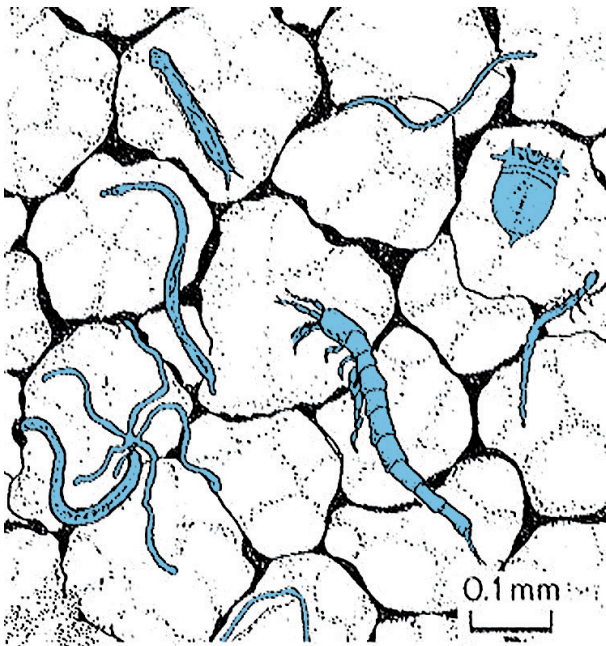
Il convient de mentionner qu'au méiobenthos permanent, composé d'animaux qui appartiennent pendant tout leur cycle de vie à la méiofaune donc de petite taille, peut s'ajouter le méiobenthos temporaire, transitoire, ou encore mixobenthos, qui est composé d'individus n'appartenant que pour un temps relativement court à la méiofaune ; il s'agit des stades juvéniles du macrobenthos.

2.1. Méiobenthos

Le méiobenthos désigne les invertébrés benthiques essentiellement vagiles dont la taille est comprise entre 40 µm et 1 mm. La méiofaune est ainsi constituée de métazoaires qui colonisent l'eau interstitielle comprise entre les particules constitutives des sédiments (Figure 3).

Elle comprend 22 des 33 phylums du règne animal et constitue un véritable réservoir de diversité : ainsi, il est possible de recenser dans un litre de sable jusqu'à 200 espèces de nématodes, 150 espèces de copépodes et des dizaines de représentants d'autres groupes zoologiques (Protozoaires, Cnidaires, Turbellariés, Gnathostomulidés,...). Cependant, en terme de représentation numérique, nématodes et copépodes harpacticoides dominent largement les peuplements méiobenthiques (respectivement 50 à 99% et 1 à 50% des effectifs). Dans les vasières estuariennes, les nématodes dominent largement (Bodin *et al.*, 1997) alors que dans les sables, nématodes et copépodes se partagent l'abondance.

Le rôle du méiobenthos dans le fonctionnement des



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : Higgins & Thiel (1988)

Figure 3. Individus méiobenthiques entre les grains de sédiment [de gauche à droite : hydrozoaire, nématode, gastrotriches, copépode harpacticoïde, rotifère, polychète].

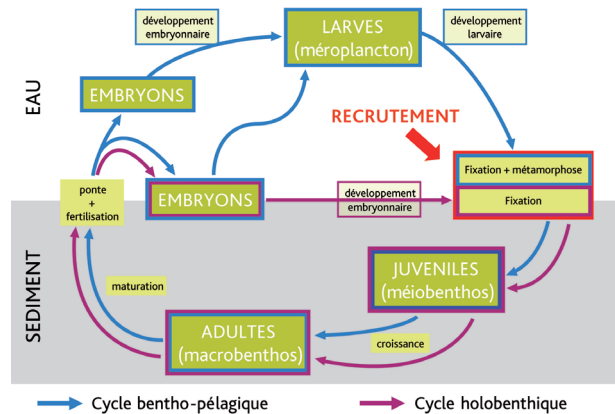
écosystèmes marins est maintenant reconnu. Outre sa contribution aux flux d'énergie et à la dégradation de la matière organique, ce compartiment constitue une large part de la nourriture d'animaux de plus grande taille, tels crustacés et poissons (plats en particulier), et peut avoir une influence potentielle sur la structuration des communautés macrobenthiques lors du recrutement des larves. La méiofaune est caractérisée par sa forte abondance dans la quasi totalité des sédiments (environ 1 à 50 millions d'individus par m^2), des biomasses de 1-2 g C. m^{-2} en milieu côtier, une absence de dispersion larvaire dans la colonne d'eau, une reproduction le plus souvent continue et une productivité élevée (Bodin *et al.*, 1997).

2.2. Macrobenthos ou macrofaune benthique

Le macrobenthos désigne les invertébrés benthiques vagiles et sédentaires dont la taille est supérieure à 1 mm. Il présente une grande diversité animale presque tous les groupes zoologiques y figurent. Il est cependant plus diversifié sur les fonds durs (dominance numérique des crustacés cirripèdes, mollusques, polychètes) que sur les fonds meubles (dominance numérique des polychètes, mollusques, crustacés en particulier les amphipodes et les échinodermes).

Soixante-dix pour cent des espèces macrobenthiques présentent un cycle de vie benthopélagique, composé d'une phase larvaire planctonique, d'une phase dite de recrutement des larves pendant laquelle elles se sédentarisent et subissent une métamorphose, puis d'une phase adulte benthique variant de plusieurs mois à plusieurs années au cours de laquelle croissance et maturation des benthontes assurent la pérennité des espèces (Figure 4). La phase larvaire réduit la compétition avec les adultes (espace, ressource) et assure aux espèces macrobenthiques des capacités de dispersion et de colonisation de

nouveaux habitats. Cependant, cette phase est caractérisée par une mortalité larvaire importante. Dans le cas des espèces à cycle holobenthique (Figure 4), la phase larvaire n'existe pas. Les individus réalisent l'intégralité de leur cycle dans ou sur le sédiment et le développement direct des individus assure une faible mortalité mais limite les brassages génétiques.



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : Repris et modifié de Bachelet (1987)

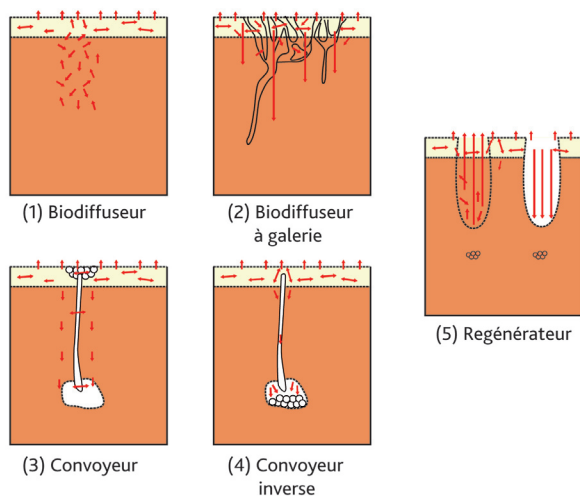
Figure 4. Cycle benthopélagique et holobenthique des espèces macrobenthiques.

Le macrobenthos peut être subdivisé en cinq catégories selon le régime trophique des espèces :

- les suspensivores capturent des particules nutritives grâce à différentes stratégies telles que la sécrétion de mucus, la création de courants d'eau ou par des organes spécialisés (appendices plumeux) ;
- les déposivores de surface (souvent microphages) se nourrissent du film riche en matière organique particulaire et en bactéries, ou de particules déposés à la surface du substrat avec des collectes mécaniques comme le 'ratissage du sédiment' autour des tubes ou terriers. Certaines espèces dites mixtes peuvent être à la fois ou successivement suspensivores et déposivores de surface selon les conditions du milieu ;
- les déposivores de sub-surface (ou limivores) ingèrent directement le sédiment sans tri ni remise en suspension ; ils jouent un rôle majeur dans la bioturbation sédimentaire ;
- les broûteurs exploitent l'importante biomasse sessile ou encroûtante des substrats durs (algues ou animaux) ; ce sont généralement des organismes de grandes tailles (macrophages) véritables carnassiers qui se nourrissent d'éponges, de bryozoaires, hydraires... Un grand nombre de broûteurs consomment aussi le microphytobenthos vivant en épibiose ou directement sur le substrat, ou les macroalgues ;
- les carnivores macrophages présentent un comportement prédateur sous divers aspects : perceurs gastéropodes d'huîtres, étoiles de mer, crustacés décapodes ; certaines espèces se nourrissant, outre d'animaux vivants, de cadavres, cette catégorie est souvent désignée comme nécrophages.

Les espèces macrobenthiques peuvent aussi être différenciées selon leur mode de remaniement du sédiment. Les effets de cette bioturbation sont classiquement regroupés en cinq types (François *et al.*, 1997 ; François, 1999 ; Figure 5) :

- la biodiffusion («de surface») résulte de l'activité d'organismes benthiques vivant dans les premiers centimètres du sédiment. Leur déplacement provoque l'homogénéisation mécanique et aléatoire du substrat dans les trois dimensions (Figure 5-1) ;
- la bioirrigation est très similaire à la biodiffusion mais est générée par des organismes qui construisent des galeries ou des terriers dans le sédiment. Ces biodiffuseurs à galerie assurent l'irrigation du sédiment en créant des courants d'eau à des fins respiratoires et alimentaires (Figure 5-2) ;
- la bioadvection (ou bioconvoyage) est induite directement par les organismes qui ingèrent des particules sédimentaires en profondeur (zone anoxique) et rejettent leurs pelotes fécales à la surface du sédiment. Ces organismes sont regroupés dans la catégorie des convoyeurs (Figure 5-3). Après avoir transité le long du tractus digestif de l'animal, le sédiment réduit se retrouve à l'interface eau-sédiment en milieu oxygène. Ce transport orienté vers le haut induit un lien direct entre deux strates géochimiques non-adjacentes et différentes. La bioadvection peut être aussi orientée vers le bas ; les organismes sont alors qualifiés de convoyeurs inverses (Figure 5-4) ;
- la régénération se déroule lorsque les terriers ou les galeries sont abandonnés (Figure 5-5 : 1 2). Ils permettent un contact direct entre l'eau surnageante et le sédiment plus profond (anoxique), et sont progressivement comblés par des particules sédimentaires provenant de la surface.



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : François *et al.* (1997)

2.3. Suprabenthos

La couche d'eau juste au-dessus du fond ou couche d'eau suprabenthique montre une accumulation et une diversité d'organismes qui appartiennent à divers groupes écologiques. L'environnement suprabenthique ne peut pas être considéré comme une vraie communauté et correspondrait à une écocline (Dauvin & Vallet, 2006), c'est à dire une zone de changement progressif entre les deux biotopes : le pélagial et le benthos en réponse à deux facteurs abiotiques principaux liés à la profondeur : la diminution de la lumière et la diminution de la turbulence et des suspensions benthiques. Trois sous-groupes écologiques permettent de caractériser les organismes benthopélagiques collectés dans la couche d'eau suprabenthique :

- les organismes hypo-benthopélagiques, qui passent une partie de leur vie dans la couche suprabenthique et le reste du temps dans le benthos (benthos) correspondent au suprabenthos sensu Brunel *et al.* (1978) ;
- les organismes épi-benthopélagiques, qui passent une partie de leur vie dans la couche suprabenthique et le reste du temps dans le pélagial (pelagos) correspondent au zooplancton ;
- les organismes amphi-benthopélagiques qui vivent successivement dans chacun des trois biotopes pélagique, suprabenthique et benthique. Les larves planctoniques des espèces à cycle benthopélagiques sont incluses dans cette catégorie ; en effet, bon nombre de larves en cours de métamorphose vivent dans la couche suprabenthique, alors que et les larves occupent tout le pélagos et les adultes vivent dans le benthos.

Figure 5. Activités bioturbatrices de la macrofaune benthique .

Le Suprabenthos

Le suprabenthos, ou encore appelé 'hyperbenthos' par la communauté scientifique anglo-saxonne, correspond à la faune définie par Pierre Brunel de l'Université de Montréal comme étant 'les organismes vivant dans la couche d'eau immédiatement adjacente au fond et qui effectuent des migrations verticales journalières et/ou saisonnières à des distances variables du fond' (Brunel *et al.*, 1978). Ce sont des animaux de petite taille (quelques millimètres à quelques centimètres) présentant de bonnes capacités nataatoires comme les pécararides (amphipodes, mysidacés, cumacés, isopodes et tanaidacés), les décapodes (crevettes et crabes), les leptostracés, et les pycnogonides. Ces organismes nageurs dépendent toujours du fond marin et migrent dans la colonne d'eau à quelques mètres du fond mais certains peuvent atteindre la surface dans les zones peu profondes (quelques dizaines de mètres de profondeur). Cette émergence nocturne des crustacés est connue depuis très longtemps et des pêches de nuit au lamparo permettaient aux zoologistes du début du 20^{ème} siècle de capturer en abondance des espèces attirées par la lumière qui sont beaucoup plus difficilement capturable avec des dragues ou des bennes. Au rythme circadien ou nyctéméral*, s'ajoute aussi des migrations ou déplacements saisonniers liés soit à des variations de température soit à des phases de reproduction : essaimage nuptial chez les amphipodes, les mysidacés ou les cumacés.

L'émergence au crépuscule d'espèces benthiques (le jour) et leur retour à l'aube correspond par conséquent à un transfert de matière vivante depuis le benthos vers le pélagos. Ces espèces sont alors des proies plus facilement accessibles pour les poissons (larves ou adultes) qui s'en nourrissent très largement. A cet égard, le suprabenthos forme donc un compartiment 'proie' intéressant à appréhender dans le cas d'étude d'un réseau trophique. C'est d'ailleurs après s'être rendu compte que beaucoup de poissons nectobenthiques* avaient leur estomac plein de nombreux petits crustacés que les travaux sur le suprabenthos ont émergé dans les années 1950. A l'origine les études ont été menées sur les deux façades de l'Atlantique Nord en Europe et en Amérique du Nord ; maintenant ce compartiment est plus largement étudié dans tous les écosystèmes de l'océan mondial aussi bien polaires, que tropicaux, estuariens, littoraux ou profonds.

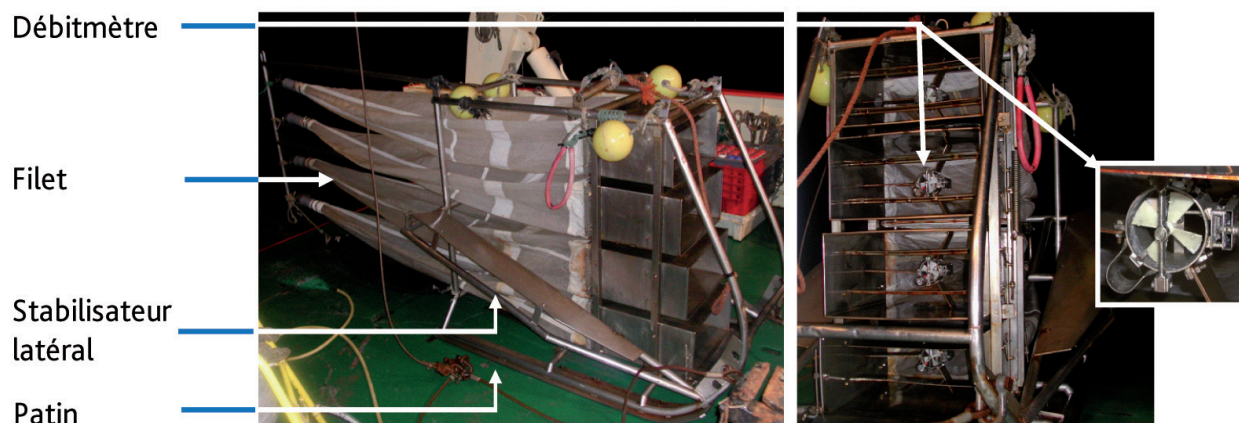
En Manche, les recherches sur la faune suprabenthique ont été entreprises à la fin des années 1980, il y a un peu plus de 20 ans afin d'en connaître la diversité et de déter-

miner son rôle dans les transferts actifs de matière vivante entre le benthos et le pélagos. Environ une vingtaine de sites ont été étudiés depuis, majoritairement le long des côtes françaises à l'exception d'une station localisée au sud de Plymouth dans les eaux anglaises (Dauvin *et al.*, 2000 ; Dauvin & Vallet, 2006). Ce compartiment a également été étudié en estuaire de Seine à la fois pendant Seine-Aval 1 (thèses de P. Mouny, de S. Zouhiri et Z. Wang) puis dans le suivi des effets de Port 2000 sur l'environnement benthique et pélagique de la fosse nord de 2002 à 2009 (Wang & Dauvin, 1994 ; Zouhiri *et al.*, 1998 ; Mouny *et al.*, 2000 ; Dauvin *et al.*, 2000 ; Dauvin & Vallet, 2006 ; Dauvin *et al.*, 2010).

Dans tous les sites de la Manche ou de l'estuaire de Seine, les prélèvements ont été réalisés à l'aide de la nouvelle version du traîneau suprabenthique Macer-GIROQ conçu à la Station Biologique de Roscoff (Figure A) à partir du modèle utilisé au Québec (Brunel *et al.*, 1978).

Les deux idées qui ont prévalu lors de sa construction sont i) d'avoir un échantillonnage le plus près possible du fond sans contamination par resuspension des sédiments et ii) de faire un échantillonnage étagé de toute la couche d'eau au-dessus du fond (couche d'eau suprabenthique). Le traîneau est ainsi constitué, dans sa partie antérieure, de quatre boîtes superposées où sont fixés quatre filets à plancton WP2 de 0,5 mm de vide de maille. Les boîtes de 0,18 m² d'ouverture et les filets servent à la filtration simultanée de quatre couches d'eau : 0,10-0,40 m (Filet 1) ; 0,45-0,75 m (Filet 2) ; 0,80-1,10 m (Filet 3) ; 1,15-1,45 m (Filet 4) au-dessus du fond. La partie antérieure est également équipée de deux patins antérieurs sur lesquels glisse le traîneau et de deux stabilisateurs latéraux empêchant ce dernier de se coucher lors de la descente ou de la remontée. La partie postérieure démontable sert de support aux quatre filets et collecteurs. Chaque boîte est équipée en son centre d'un volucompteur de type Tsurimi-Seiki-Kosakusho (TSK), qui après conversion, donne le volume d'eau filtrée pour chaque filet. Les densités sont exprimées en nombre moyen d'individus pour 100 m³. La richesse en espèces peut être donnée pour chaque filet, pour deux filets ou pour l'ensemble des filets selon le besoin des études (Figure A).

Les prélèvements sont effectués à contre-courant entre 5 et 15 minutes selon le site et le colmatage des filets (5' en estuaire et 15' au large) à la vitesse de 1,5 nœud. Les organismes recueillis dans les collecteurs sont immédiatement fixés à bord du bateau au formol neutre 10 %.



Source des photos : N. Desroy

Figure A. Traîneau suprabenthique

Après une semaine environ, les échantillons sont rincés et transférés dans l'éthanol 70 %. Les individus sont triés sous loupe binoculaire à l'aide d'une cuve Dollfus*, afin de ne récupérer que les organismes suprabenthiques, sensu Brunel avant d'être déterminés jusqu'à l'espèce puis dénombrés afin de connaître la composition qualitative et quantitative de la faune lors de chaque prélèvement.

Deux communautés suprabenthiques ont été identifiées le long du gradient amont-aval de l'estuaire de la Seine. La communauté estuarienne (chenal de navigation de l'aval d'Honfleur à Vieux Port en amont, correspondant à l'estuaire moyen depuis la zone polyhaline à mésohaline) est peu diversifiée et est dominée par seulement quelques espèces : les mysidacés *Neomysis integer* et *Mesopodopsis slabberi* et les décapodes *Palaemon longirostris* (la crevette blanche ou bouquetin) et *Crangon crangon* (crevette grise). C'est dans cette zone où abondent également deux espèces de gobies *Pomatoschistus minutus* et *P. microps* récoltées en abondance dans les filets du traîneau. Ces poissons trouvent dans cette zone non seulement de nombreuses proies suprabenthiques mais aussi en abondance le copépode planctonique *Eurytemora affinis* (Mouny *et al.*, 2000) proie également consommée par des juvéniles d'espèces de poissons fréquentant cette zone comme le bar ou l'éperlan. C'est d'ailleurs en Seine que les abondances de *Palaemon longirostris* et *Eurytemora affinis* atteignent les plus fortes abondances aujourd'hui enregistrées à l'échelle de l'ensemble de tous les estuaires nord-européens. Les proies planctoniques et suprabenthiques sont donc abondantes dans cette zone draguée par le Grand Port Maritime de Rouen à des fins de navigation et où la faune benthique est extrêmement pauvre (Dauvin & Desroy, 2005).

En baie de Seine orientale, partie marine de l'estuaire, la faune suprabenthiques est plus diversifiée, elle s'enrichit en mysidacés des genres *Gastrosaccus*, *Haplostylus*, *Schistomysis*, en cumacés du genre *Diastylis* et en nombreuses espèces d'amphipodes parmi lesquels on dénombre des caprelles *Pariambius typicus* et des gammarus *Gammarus* spp., *Periculodes longimanus*... (Mouny *et al.*, 2000).

A titre d'exemple, la figure B illustre sur le peuplement de mysidacés la réduction de sa diversité spécifique et l'augmentation de son abondance selon un gradient baie de Seine-estuaire avec un peuplement mono-spécifique en amont où *Neomysis integer* est la seule à occuper la zone oligohaline.

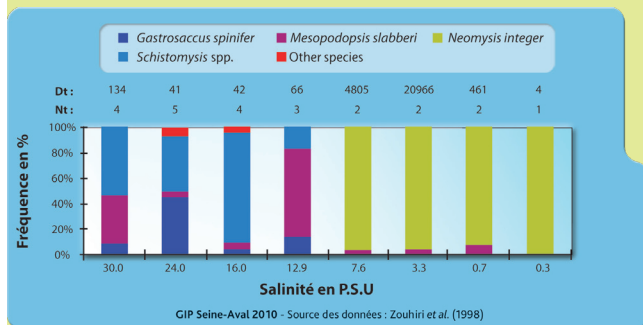


Figure B. Evolution aval-amont de la richesse en espèces de mysidacés et de leur abondance dans l'estuaire de la Seine. Dt : densité totale (ind. 100 m³), Nt : nombre total d'espèces.

Comme les communautés benthiques, les communautés suprabenthiques sont affectées de variations saisonnières marquées avec des abondances minimales en hiver et maximales à la fin de l'été, respectivement 516 ind. 100 m⁻³ en mars et 40878 ind. 100 m⁻³ en septembre 1996 en la station F dans la communauté marine (Dauvin *et al.*, 2000) et 447 en février et 26594 en août 1996 pour la communauté estuarienne (Mouny *et al.*, 2000). Les abondances de la mysidacé *Neomysis integer* peuvent cependant excéder en certaines stations et occasions 200000 ind. 100 m⁻³ dans le chenal de navigation de la Seine.

De même, les biomasses sont beaucoup plus importantes pour la communauté estuarienne (jusqu'à 200 g de PSLC. 100 m⁻³), alors que la communauté marine de la partie orientale de la baie de Seine atteint tout juste un maximum de 9 g PSLC. 100 m⁻³, ce qui est toutefois beaucoup plus élevé que ce qui est rencontré ailleurs dans les autres sites plus au large en Manche (biomasse le plus souvent comprises entre 0,1 et 1 g PSLC. 100 m⁻³ (Dauvin *et al.*, 2000). Ces valeurs de fortes abondances et biomasses témoignent ainsi de l'importance trophique du suprabenthos dans la partie orientale de la baie et dans l'estuaire de la Seine.

Du fait de la forte turbulence générée par la marée et aussi par le débit du fleuve et en relation avec la forte turbidité rencontrée, les migrations nyctémérales du suprabenthos, sont le plus souvent peu visibles en estuaire. Toujours sur les cas des mysidacés dominantes *Mesopodopsis slabberi* et *Neomysis integer*, il est observé un va et vient des populations au gré des marées qui se surimposent aux variations circadiennes (Figure C ; Zouhiri *et al.*, 1998).

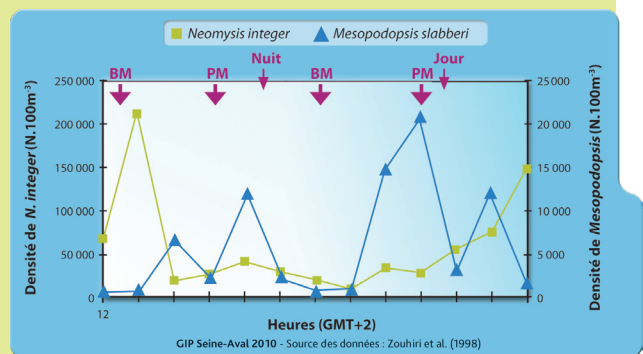
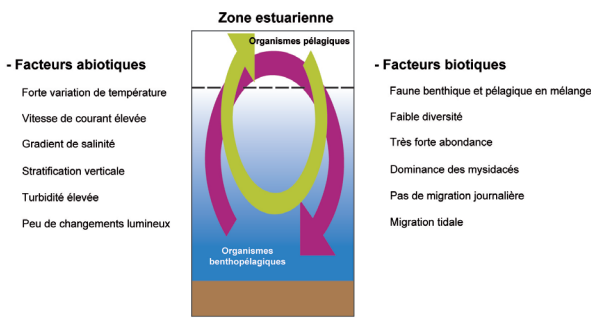


Figure C. Changement temporel (septembre 1995) de l'abondance des deux espèces de mysidacés dominantes dans la communauté estuarienne (bouée 26 en amont du Pont de Normandie) pendant un cycle de 24 h. Chez *N. integer*, les abondances sont maximales à basse mer ; elle est présente près du fond le jour et dispersée dans toute la colonne d'eau la nuit ; chez *M. slabberi*, les abondances sont importantes uniquement à pleine mer.

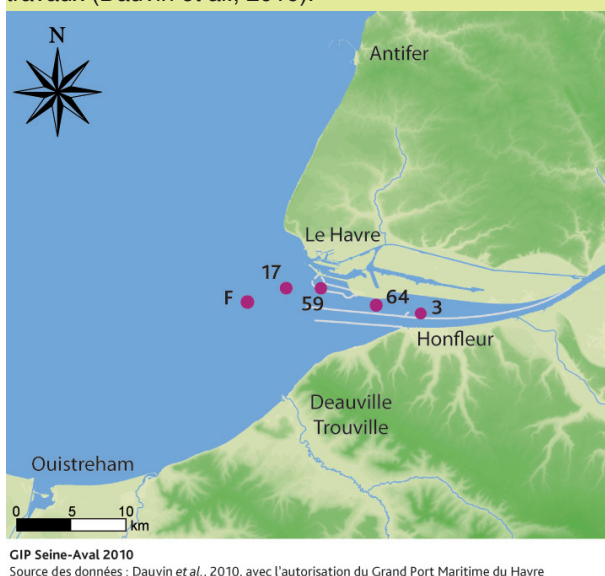
Dauvin & Vallet (2006) ont suggéré que le suprabenthos constituait une écocline entre le domaine benthique et pélagique en réponse au gradient de diminution de la lumière de la surface au fond et aussi des apports de matière organique. En estuaire, contrairement à ce qui est observé sur le plateau continental ou dans la zone bathyale, les organismes benthopélagiques dont le suprabenthos et pélagiques sont beaucoup plus mélangés que les deux autres systèmes où une stratification verticale est bien discernable (Figure D).



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : Dauvin & Vallet (2006)

Figure D. Principaux facteurs abiotiques et caractéristiques du suprabenthos en estuaire avec une représentation graphique schématisée des activités natatoires des organismes occupant la couche d'eau suprabenthique et la colonne d'eau dans son entier.

Dans le cadre des travaux Port 2000 et des mesures environnementales qui lui sont associées, un suivi du suprabenthos a été effectué en cinq stations de la fosse nord (Figure E) d'octobre 2002 à mars 2005 puis en septembre 2008 et mars 2009 afin d'évaluer les incidences de ces travaux portuaires sur l'écosystème estuarien et leur rétablissement trois ans après la fin des travaux (Dauvin *et al.*, 2010).



GIP Seine-Aval 2010
Source des données : Dauvin *et al.*, 2010, avec l'autorisation du Grand Port Maritime du Havre

Figure E. Localisation des cinq stations d'échantillonnage du suprabenthos en fosse nord.

Ce suivi sur presque une décennie est unique pour le suprabenthos estuarien ; il permet de faire une comparaison entre l'état antérieur établi en septembre et décembre 2001 (Programme Seine Aval) et la série des huit campagnes réalisées dans le cadre de Port 2000 et de répondre à deux questions : i) Existe-t-il une structuration spatiale de la faune suprabenthique de la fosse nord de l'estuaire de la Seine? et ii) La construction de Port 2000 et des mesures d'accompagnement connexes ont-ils eu des répercussions sur la faune suprabenthique?

Tout d'abord il est important de remarquer que depuis l'année 2001, les conditions hydrologiques de la Seine sont dominées par un régime de faibles apports d'eau douce et que la fosse nord a été principalement incluse dans la zone de polyhaline (salinité > 18), tandis qu'en 2001 les sites

amont correspondaient à la zone mésohaline (salinité de 11-12). Après l'ouverture du méandre artificiel en amont le Pont de Normandie en juillet 2005, il avait été suggéré que cette ouverture puisse jouer un rôle important dans les apports d'eaux dessalées venant de la partie amont de la Seine (Dauvin *et al.*, 2006), l'emplacement de l'ouverture correspondant à la zone mésohaline (salinité < 18) où est présente la communauté suprabenthique estuarienne. Or, il est observé au cours du temps une augmentation de l'influence marine dans cette partie de l'estuaire ; la fosse nord est à la fin des observations (2008-2009) totalement incluse en zone polyhaline. Ceci se traduit par des modifications modérées de la communauté mais identifiables aussi bien en termes d'évolution temporelle de la richesse en espèces et la densité. Tout d'abord, la composition spécifique de la communauté suprabenthique marine montre un gradient d'appauvrissement aval-amont, avec trois groupes de stations : les deux stations marines aval (F et 17) où les changements temporels sont les moins marqués, les stations intermédiaires (59 et 64) où les changements temporels sont les plus importants et enfin la station 3 la plus en amont (sans échantillonnage avant la construction de Port 2000) et où la richesse spécifique est la plus faible. En termes de densité, il y a aussi des changements temporels (Figure F), principalement en raison de la diminution de l'espèce de mysidacé dominante *Mesopodopsis slabberi*. La densité aux cinq stations pendant l'année 5 est particulièrement faible (<1000 ind.100 m⁻³).

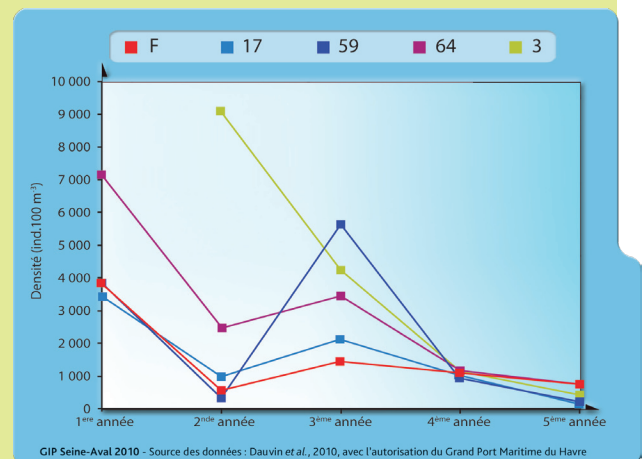


Figure F. Evolution temporelle de la densité totale du suprabenthos (Nombre d'individus par 100 m³) pour les 5 stations au cours des 5 années de suivi. Année 1, 2001, avant le début des travaux Port 2000 ; année 2, septembre 2002-mars 2003 ; année 3, septembre 2003-mars 2004 ; année 4, septembre 2004-mars 2005 (pendant les travaux) et année 5 (septembre 2008-mars 2009), trois ans après la fin des travaux.

Il convient enfin de noter que l'identification d'effets d'un aménagement sur le suprabenthos a demandé un certain délai après la fin des ouvrages ; ainsi il n'avait pas été possible de voir un changement seulement un an après le début de la construction de Port 2000 (Dauvin *et al.*, 2006). Le dernier échantillonnage du suprabenthos après Port 2000 (année 5 : 2008-2009), trois ans après la fin des travaux mais aussi sept ans après le début des travaux, montre probablement les premières modifications perceptibles sur ce compartiment biologique.

Chapitre 2. Les forçages environnementaux : contraintes de la vie benthique estuarienne

En raison de leur position d'interface entre les systèmes continentaux, hydro-continentaux et marins, les estuaires régulent les flux de matière et d'énergie qui les traversent. Ils jouent ainsi un rôle primordial dans les cycles géochimiques et dans le fonctionnement des systèmes aquatiques marins, à l'origine du poids écologique qu'ils revêtent depuis quelques décennies (Bachelet *et al.*, 1997). En dépit de leur surface relativement restreinte, ces milieux figurent parmi les plus productifs et les plus biologiquement actifs de la biosphère (Costanza *et al.*, 1997).

Les estuaires sont néanmoins des systèmes écologiquement complexes au sein desquels les gradients physico-chimiques engendrent des conditions de milieu aussi contrastées que fluctuantes. Les forçages physico-chimiques très variables, auxquels s'ajoutent des contraintes d'origine anthropique, maintiennent ces écosystèmes dans des situations de perturbations qui conditionnent non seulement l'hétérogénéité de l'habitat (Morrisey *et al.*, 1992 ; Dornie *et al.*, 2003) mais aussi la structure et l'organisation des espèces et des peuplements benthiques.

1. Contraintes physico-chimiques

1.1. Hydrodynamisme, salinité et température

Zone de rencontre des eaux douces du continent et des eaux salées marines, les estuaires ont un hydrodynamisme déterminé par la combinaison du régime hydrologique fluvial et des conditions de marée.

Selon l'intensité des débits fluviaux, le régime hydrologique se dissocie en deux périodes :

- la crue : c'est la période d'augmentation, plus ou moins brutale, des débits fluviaux et des apports continentaux associés (sels nutritifs, sédiments en suspension, contaminants...). Dans le cas de la Seine, la période de crue s'étend classiquement de décembre à avril, lorsque les débits sont supérieurs à $800 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Lors des plus forts pics de crue, les débits peuvent atteindre jusqu'à $2300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Figure 6) ;
- l'étiage : cette période hydrologique correspond aux débits les plus bas atteints par le fleuve. La Seine est en régime d'étiage dès lors que ses débits sont inférieurs à $250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, le plus souvent du mois de mai à la fin de l'automne (Figure 6). Lors des plus forts étiages, le débit peut être inférieur à $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

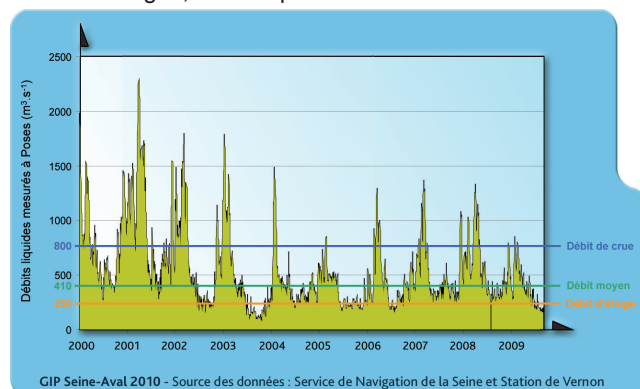


Figure 6. Historique des débits ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) de la Seine mesurés au barrage de Poses du mois de janvier 2000 à septembre 2009.

La marée, quant à elle, se dissocie en deux composantes : la marée dynamique et la marée saline. La première correspond à la pénétration de l'onde de marée dans l'estuaire et se traduit par un marnage* dont l'intensité va décroissant de l'aval vers l'amont (Figure 7). La limite de pénétration de la marée dynamique en estuaire de Seine se situe à 160 km de l'embouchure, au barrage de Poses.

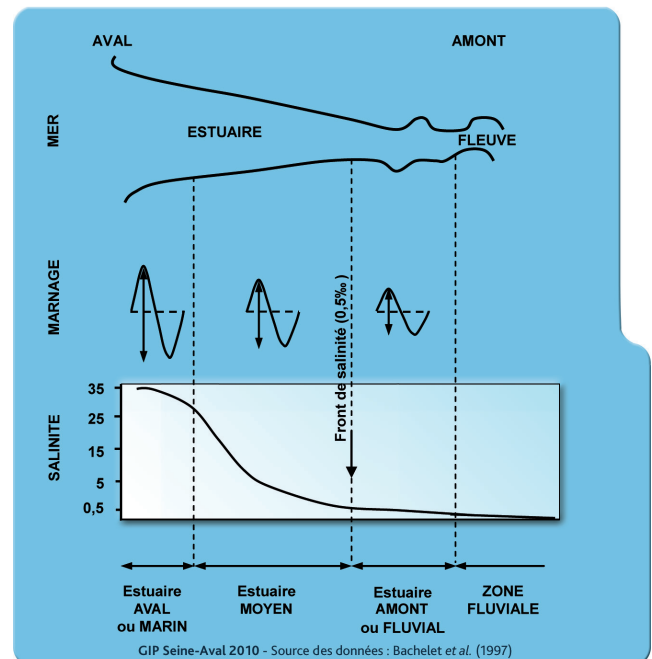


Figure 7. Evolution du marnage et de la salinité dans un système estuarien.

La marée saline, quant à elle, correspond à l'incursion de l'eau de mer dans l'estuaire. Bien que le régime marégraphique en estuaire de Seine soit mégatidal*, le fleuve a un débit possédant davantage de puissance que la marée, particulièrement en période de crue. Les masses d'eau se mélangent alors difficilement conduisant à une stratification de la colonne d'eau et à des gradients marqués de salinité entre eau douce et eau salée (halocline). Dans ce type d'estuaire dit à coin salé, l'eau douce fluviale, plus légère, est évacuée vers l'aval au-dessus de l'intrusion saline qui, de son côté, progresse vers l'amont en longeant le fond (Figure 8).

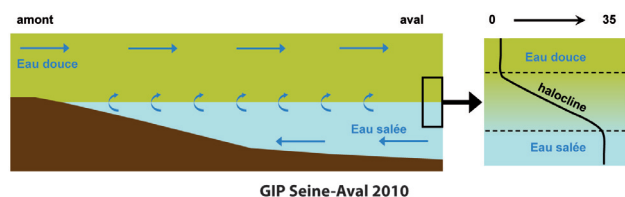


Figure 8. Marée saline : circulation schématique des eaux douces fluviales et salées marines dans un estuaire dit à coin salé tel que celui de la Seine.

La marée saline se traduit par une dilution progressive de la salinité en direction du fleuve. Responsable du gra-

dient de salinité - ou halin, cette marée saline est aussi à l'origine du découpage salin de l'estuaire en trois secteurs (Figure 7) :

- estuaire inférieur ou marin ($35 > S > 30$),
- estuaire médian, composé de trois zones (polyhaline, $30 > S > 18$) ; mésohaline, $18 > S > 5$; oligohaline, $5 > S > 0,5$),
- estuaire supérieur ou d'eau douce ($S < 0,5$).

Le passage des eaux saumâtres aux eaux douces se fait au niveau d'un front dit de salinité ($S = 0,5$) dont la localisation fluctue en fonction des débits fluviaux, des caractéristiques de la marée (cycle tidal, cycle vives eaux/mortes eaux) et des vents (force, direction).

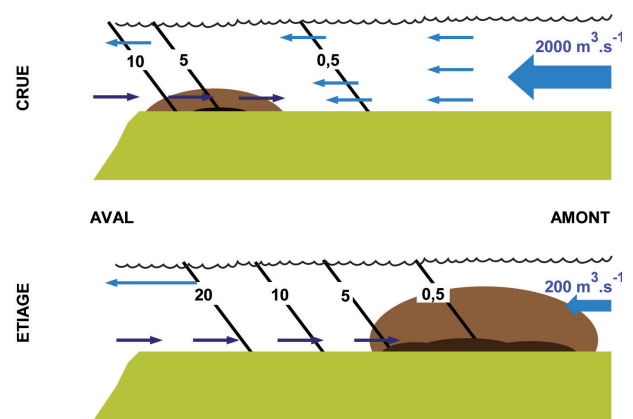
Au gradient de salinité s'ajoute celui de la température, inhérent lui-aussi à la confrontation des masses d'eaux douces et salées. L'amplitude thermique des eaux marines à proximité de l'estuaire de Seine est relativement importante au cours de l'année ($5-20^{\circ}\text{C}$). La température des eaux fluviales est plus fluctuante au cours de l'année, avec des amplitudes encore plus élevées, si bien qu'une légère thermocline peut s'installer, notamment en période estivale et en morte eau.

Les variations de salinité et de température sont des contraintes majeures à l'installation et au développement des êtres vivants benthiques en estuaire. Peu d'espèces sont adaptées à ce milieu extrêmement changeant et seules les espèces, tant dulcicoles que marines, ayant les capacités de supporter les variations de salinité et de température peuvent coloniser et s'établir dans les systèmes estuariens.

1.2. Substrat et sédimentation, lumière et turbidité

Répercussion directe de l'intensité de l'hydrodynamisme, la couverture sédimentaire des zones abritées de faible profondeur telles que dans les estuaires est majoritairement composée de sédiments fins (sables, vases). Cet affinement sédimentaire est aussi entretenu par les apports fluviaux. Les eaux douces charrient en effet des Matières En Suspension (MES ; près de 700000 t en Seine), essentiellement composées de matériel silto-vaseux et de particules organiques issus de l'érosion des sols, de la production biologique et des activités humaines du bassin versant. Sous l'effet des courants et de l'asymétrie de la marée, une zone d'accumulation de ces particules en suspension, appelée bouchon vaseux, se crée à la rencontre des eaux douces et salées. Se déplaçant d'amont en aval au gré des cycles de marée et des conditions hydrologiques du fleuve (Figure 9), ce bouchon est à l'origine d'engraissements vaseux des fonds. Ainsi, en période de crue, le bouchon est expulsé jusqu'à l'embouchure et, par sédimentation des MES, enrichit les faibles profondeurs subtidales en vase, sous forme de placages temporaires. Ces dépôts de crue non consolidés seront par la suite remis en suspension par les agents hydrodynamiques et réintroduits dans l'estuaire lors de l'étiage, engraisant cette fois-ci des zones situées plus en amont telles que la 'Vasière Nord' intertidale.

Cette dynamique sédimentaire représente un forçage physique auquel le benthos doit faire face. L'alternance des dépôts et remises en suspension sédimentaires conditionne ainsi la composition et le développement non seulement des communautés microphytobenthiques dans les vasières intertidales mais aussi des macrophytocénoses du schorre*. Les espèces zoobenthiques doivent quant à elle, être capables d'ajuster leur position dans



GIP Seine Aval 2010 - Source des données : Repris et modifié de Bachelet *et al.* (1997)

Figure 9. Position moyenne du bouchon vaseux selon le régime hydrologique du fleuve.

la colonne sédimentaire et de rétablir rapidement une connexion avec l'interface eau-sédiment afin d'éviter la mort par asphyxie lors de dépôts sédimentaires, ou leur charriage par les courants en cas de remise en suspension des sédiments superficiels. L'oscillation longitudinale du bouchon vaseux et sa turbidité associée vont limiter la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau, influençant directement la production des microphytocénoses. La charge en MES et les engraisements en particules fines, couplés à la nature meuble des fonds, vont aussi conditionner la composition des communautés zoobenthiques en favorisant les espèces suspensivores et déposivores de surface dans les estuaires.

1.3. Matière organique, oxygène et sels nutritifs

La matière organique joue un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes en prenant activement part à des processus tels que l'eutrophisation, la désoxygénation chronique ou accidentelle, ou encore la dynamique des contaminants. Particulaire ou dissoute, elle est peut être, en zone estuarienne, d'origine continentale (lessivage des sols), issue de la production biologique (algues vertes, diatomées, dinoflagellés) mais est aussi le fruit des activités humaines (rejets urbains, industriels, agricoles). Plus ou moins dégradables selon sa composition et sa qualité, la matière organique subit des processus de minéralisation via des mécanismes bactériens, tant dans la colonne d'eau que dans le sédiment. Principal catalyseur de cette minéralisation, l'oxygène dissous peut se raréfier lors d'apports massifs de matière organique, induisant alors des phases d'hypoxie voire même de réelles crises d'anoxie comme ont pu rencontrer de grands estuaires tels celui de la Tamise (Attrill, 1998) ou de la Loire (Chaudon, 2005).

Lors de son dépôt à l'interface eau-sédiment, la matière organique est d'abord oxydée en sub-surface par l'oxygène (minéralisation aérobie) puis par une cascade de réactions (minéralisation anaérobie) qui consistent en la réduction successive des nitrates, des oxydes de manganèse et de fer, des sulfates puis du dioxyde de carbone (Figure 10 ; Froelich *et al.*, 1979). Dans les sédiments, les concentrations en sels nutritifs sont dominées par l'ammonium, produit majeur de la dégradation de la matière organique mais aussi d'excrétion des organismes vivants.

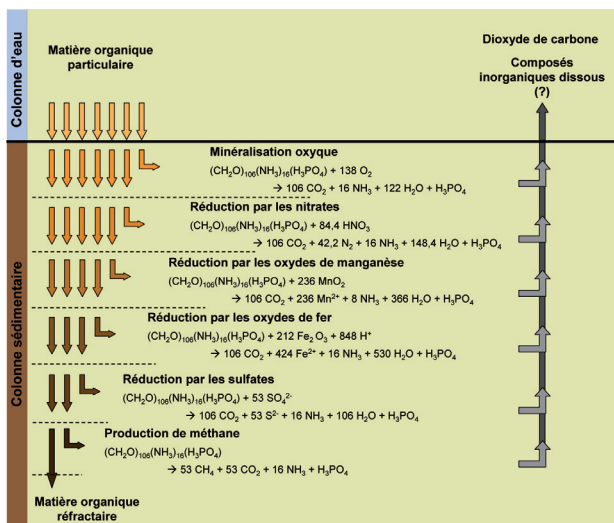


Figure 10. Voies d'oxydation de la matière organique établies par Froelich et al. (1979) dans les sédiments marins.

Ces minéralisations aérobie et anaérobie provoquent la libération dans l'eau interstitielle* de composés dissous inorganiques tels que l'azote, le phosphore, les sulfates,... sous différentes formes chimiques. Ces composés s'accumulent dans le sédiment et créent des gradients de concentration (Figure 11). Pouvant subir d'autres transformations (nitrification, dénitrification...), ces substances dissoutes plus concentrées dans le sédiment tendent à être restituées à la colonne d'eau par des processus de diffusion moléculaire ou des processus d'advection* lors de mouvements d'eau.

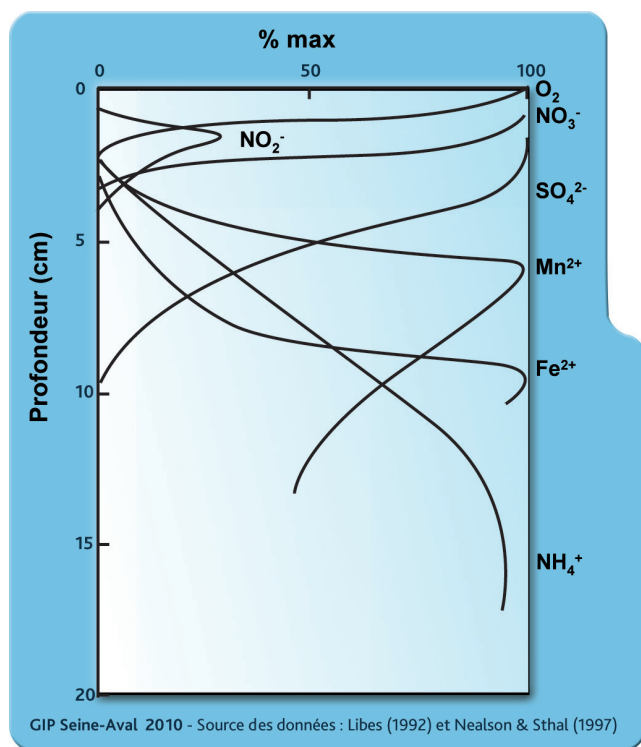
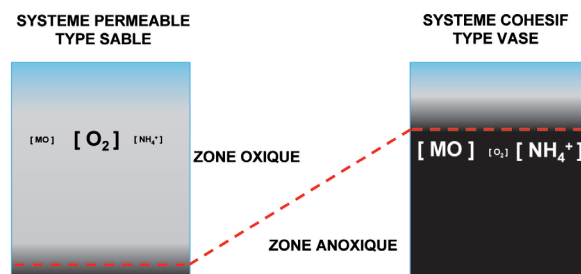


Figure 11. Représentation schématique de la distribution des composés dissous majeurs dans les sédiments

L'intensité des minéralisations est fonction de la qualité et de la quantité de matière organique parvenant à la surface des sédiments. Elle est aussi fortement influencée par la nature granulométrique du substrat. Ainsi, dans des sédiments perméables tels que les sables, les taux de renouvellement de l'eau interstitielle sont élevés, assurant un équilibre rapide des substances dissoutes entre le sédiment et la colonne d'eau. L'oxygène y pénètre d'ailleurs plus en profondeur, favorisant la voie aérobie, minéralisation efficace de la matière organique. A contrario, au sein des sédiments riches en vase, l'oxygène disparaît dès les premiers millimètres de la colonne sédimentaire si bien que la minéralisation anaérobie prédomine. La cohésion des particules fines limite la circulation de l'eau interstitielle ce qui a pour corollaire une accumulation des produits de dégradation (principalement l'ammonium) et des échanges lents de substances dissoutes entre le sédiment et la colonne d'eau (Figure 12).

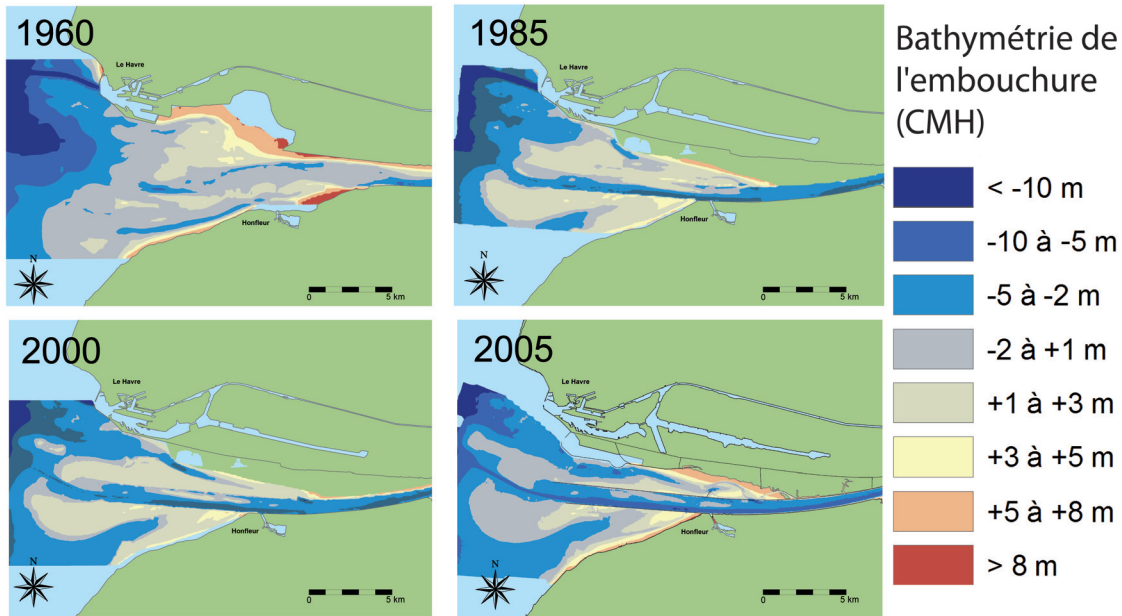


GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : Janson (2007)

Figure 12. Représentation schématique du fonctionnement classique de minéralisation aérobie et anaérobie en système sédimentaire perméable et cohésif. $[MO]$, $[O_2]$, $[NH_4^+]$: respectivement, teneur relative en matière organique, oxygène et ammonium.

2. Contraintes anthropiques

Si les estuaires sont des zones écologiquement remarquables, ils sont aussi géographiquement stratégiques. Ce sont en effet des voies privilégiées de communication et de commerce que l'Homme a su modéliser en vue d'assurer et développer ses activités économiques. De nombreux estuaires, tant européens (Escaut, Elbe, Humber, Seine...) que nord-américains (Saint-Laurent, Hudson, Delaware, Chesapeake) ont ainsi été aménagés selon un objectif commun : maintenir l'accessibilité portuaire - et notamment des ports situés plus en amont dans les parties amont des estuaires (Anvers, Rotterdam, Rouen, Washington, Philadelphie...) - aux navires dont les tonnages sont de plus en plus élevés. Les estuaires à forte potentialité économique ont ainsi vu leur géométrie modifiée via la construction de canaux, digues, chenaux, et leurs espaces naturels réduits suite au gain de terres à des fins agricoles et industrielles. Ces aménagements ont engendré de profondes modifications des cycles hydro-sédimentaires provoquant par exemple le déplacement vers l'aval du bouchon vaseux ou l'augmentation des taux de sédimentation dans les zones latérales. Endiguements, chenalisations, artificialisations ont ainsi contribué à la diminution des surfaces intertidales des estuaires tels que la Seine (Figure 13) et au morcellement et/ou compartimentation des édifices biologiques estuariens (Merle, 2007).



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : GIP Seine-Aval

Figure 13. Evolution temporelle de bathymétrie de l'estuaire moyen de la Seine en 1960, 1985, 2000 et 2005.

Connectés à l'amont par les hydrosystèmes continentaux, les estuaires sont en outre de véritables exutoires des bassins versants et sont en conséquent, le siège de pollutions chroniques et/ou accidentelles (matière organique, rejets d'eaux usées, fertilisants agricoles, pesticides, herbicides...). Ces zones à forte attractivité économique ont aussi vu l'implantation et le développement d'activités industrielles dont la diversité (métallurgie, plasturgie, pétrochimie, industrie agroalimentaire, exploitation minière, centrale électrique, ... ; Figure 14) est en elle-même une menace permanente de contamination (Dauvin, 2008), qu'elle soit métallique (arsenic, plomb, cuivre, cadmium, ...) et/ou organique (PCB, HAP, herbicides...).



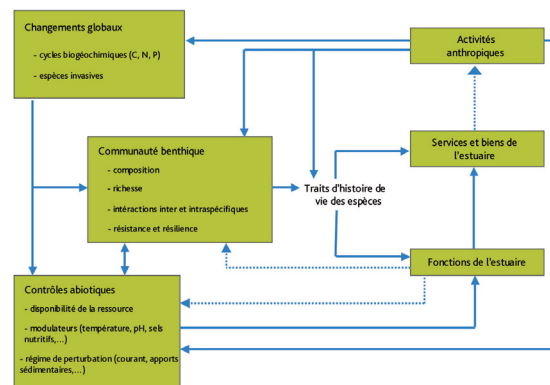
Figure 14. Différentes expressions des pressions anthropiques sur l'écosystème estuarien.

En suspension dans la colonne d'eau ou enfouis dans les sédiments, ces contaminants ont la particularité de résister aux dégradations physiques, chimiques et métaboliques si bien qu'ils deviennent de véritables polluants

à tous les niveaux du réseau.

Si l'ensemble des pressions anthropiques précitées sont la conséquence de l'explosion de l'ère industrielle et du commerce fluvial et maritime, la pêche constitue aussi une contrainte anthropique pour la vie benthique estuarienne. Caractérisée par une très grande diversité de navires et d'engins de capture selon l'espèce visée, ce sont surtout les pêches au chalut et à la drague qui sont source de perturbations des habitats et communautés benthiques : laminage de la surface du fond, mise en suspension du sédiment, arrachage ou écrasement des espèces, mise à nu des espèces enfouies... En mer du Nord, l'effet des engins de pêche sur la macrofaune benthique a été particulièrement étudié. Outre qu'ils induisent la mortalité des macrobenthos à leur passage, ils favorisent la colonisation du substrat par des espèces opportunistes et nécrophages, et provoquent des modifications structurales des communautés en place (Tuck *et al.*, 1998 ; Frid *et al.*, 2000).

Ces activités humaines jouent dorénavant un rôle primordial sur les propriétés et le fonctionnement des écosystèmes estuariens (Figure 15).



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : Modifié de Chapin *et al.*, (2000) et Hooper *et al.*, (2005)

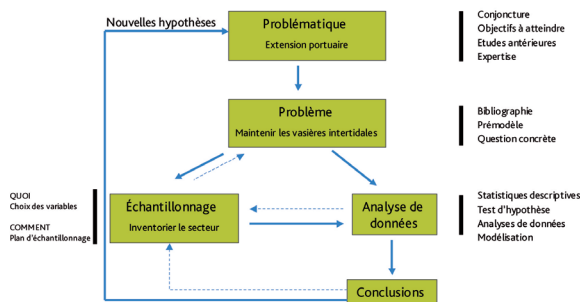
Figure 15. Schéma conceptuel visant à synthétiser les relations directes (flèches pleines) et les rétroactions (flèches pointillées) entre les activités anthropiques et les contrôles biotiques et abiotiques sur les propriétés estuariennes.

Chapitre 3. Echelles d'observations, techniques d'échantillonnage, traitements des échantillons et analyses des résultats

1. Echelles d'observation

De nombreuses études n'aboutissent pas à des résultats probants car elles ne tiennent pas compte de la différence entre échelle d'observation et échelle du phénomène étudié. Défi des réflexions écologiques contemporaines (Edgar & Barrett, 2002), les échelles d'observation sont en effet la propriété des méthodes d'investigations de l'observateur et non du système biologique étudié. Ainsi, selon les problématiques d'une étude et ses objectifs de recherche, les stratégies d'échantillonnage du domaine benthique déterminées et mises en place a priori, sont très différentes selon qu'il s'agisse d'études de communautés végétales ou animales, sur substrat meuble ou dur, ou encore d'études temporelle ou spatiale. La cadence d'échantillonnage fluctue fortement, pouvant être par exemple à haute fréquence dans le cas d'étude des dispersions larvaires (Thiébaud *et al.*, 1992 ; Thiébaud, 1996), à un rythme saisonnier lors d'études du recrutement (Dauvin, 1992) ou dans un référentiel temporel plus large dans les suivis à long-terme tel que le projet PECTOW en baie de Seine orientale (Thiébaud *et al.*, 1997 ; Barnay, 2003). Concernant la dimension spatiale, les échantillonnages sont le plus souvent un quadrillage d'une communauté - complet lorsqu'elle est sous forme d'isolat (Thiébaud, 1994), ou partiel lorsqu'elle forme un continuum (Davoult *et al.*, 1988). En revanche, l'échantillonnage se limitera le plus souvent à quelques stations de prélèvement et à un rythme mensuel ou trimestriel si la communauté est étudiée à long-terme (Fromentin *et al.*, 1996).

Si les stratégies d'échantillonnage tentent d'être les mieux ajustées aux objectifs, il n'en demeure pas moins que leur faisabilité est contrainte par les moyens techniques et logistiques disponibles. Les engins et techniques d'échantillonnage du domaine benthique, assujettis aux caractéristiques du milieu, se doivent d'être en outre adaptés au compartiment biologique étudié en vue d'acquiescer des données fiables et comparables entre elles (Figure 16).



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : Repris et modifié de Scherrer (2007)

Figure 16. Processus de recherche (flèches pleines) et rétroactions (flèches pointillées) d'une démarche scientifique.

2. Techniques d'échantillonnage du phytobenthos

Le phytobenthos (micro- et macro-) a très peu été étudié en estuaire de Seine. Aussi, en vue de présenter de manière aussi synthétique que complète les techniques d'échantillonnage de ce compartiment biologique, les informations développées ci-après s'inspirent de rapports issus de travaux réalisés dans le cadre du programme Seine-Aval et d'ouvrages plus généralistes ou concernant des échantillonnages effectués dans d'autres estuaires.

2.1. Macrophytobenthos

Avant tout prélèvement du macrophytobenthos, des relevés dits phytosociologiques sont effectués. Consistant en la prospection de l'ensemble de la zone d'étude, ils permettent tout d'abord de repérer et caractériser les différents ensembles de végétation en relation avec leur environnement physique (hydrologie, géomorphologie, facteurs anthropiques...). Des secteurs présentant une homogénéité physiologique, floristique et temporelle sont alors délimités (Cornier & Hendoux, 2006 ; Cornier & Mora, 2007) et au sein de chaque ensemble homogène ainsi défini, le recouvrement spatial de chaque espèce (coefficient d'abondance-dominance) et de la sociabilité* des espèces sont renseignés. Des quadrats (de 50 cm de côté dans l'étude des macrophytes de l'estuaire amont de la Seine ; Cornier & Mora, 2007) sont ensuite apposés délimitant ainsi une surface dans laquelle toutes les espèces végétales sont prélevées. Les espèces vasculaires peuvent être identifiées directement sur place tandis que algues et bryophytes sont ramenées au laboratoire pour y être déterminés.

Si cet échantillonnage tente d'être le plus complet possible, des limites à la prospection peuvent se rencontrer en raison par exemple de la profondeur de certains secteurs, de la turbidité de l'eau gênant l'estimation du recouvrement végétal ou encore de l'importance du trafic de la navigation.

2.2. Microphytobenthos

Étudié majoritairement dans le but d'estimer sa biomasse et sa production primaire, le microphytobenthos est échantillonné à marée basse dans les zones intertidales telles que les vasières, au moyen de seringues ou de carottes de faible diamètre - 2 cm environ (Spilmont *et al.*, 2006 ; Figure 17). Seul le premier cm de la colonne sédimentaire, dans lequel se développent les communautés microphytobenthiques sous forme de biofilm (Cadée & Hegeman, 1974) est prélevé. Stocké puis congelé, il est ensuite ramené au laboratoire en vue d'être analysé.



Source des données :
A.L. Janson

Figure 17. Prélèvement du microphytobenthos au moyen d'une seringue (diamètre : 1 cm) puis conditionnement avant congélation.

3. Techniques d'échantillonnage et d'observation du zoobenthos

3.1. Zone intertidale

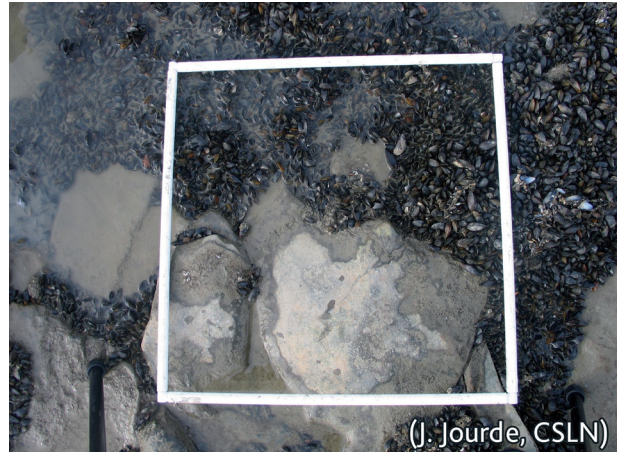
L'échantillonnage de la macrofaune benthique intertidale s'effectue à marée basse, le plus souvent lors des marées de vives-eaux. Les stations de prélèvement s'échelonnent sur des transects (ou radiales) perpendiculaires au trait de côte afin d'échantillonner tous les étages du domaine intertidal. A chaque station, lorsque les sédiments sont meubles (vases, sables, graviers), des prélèvements de macrofaune sont réalisés au moyen d'un carottier à main, cylindre de diamètre variable (de 10 à 30 cm), enfoncé dans le sédiment jusqu'à 20 cm de profondeur environ (Figure 18).



Source des données :
A.L. Janson

Figure 18. Prélèvement de la macrofaune intertidale de substrat meuble au moyen du carottier à main (diamètre : 20 cm, puis tamisage sur vide de maille de 0,5 mm.)

Sur les substrats durs, la méthode des quadrats, similaire à celle utilisée pour les macrophytes, est employée. Au sein des quadrats d'une surface par exemple égale à 0,25 m² chacun (Figure 19), le recouvrement spatial des espèces dominantes est estimé avant d'extraire toute la macrofaune, dans la mesure du possible, certains replis étant inaccessibles aux prélèvements.



(J. Jourde, CSLN)

Figure 19. Exemple de quadrat utilisé dans l'étude du macrozoobenthos intertidal de substrat dur.

Quelle que soit la nature du substrat, les prélèvements de sédiment et macrofaune associée sont ensuite stockés dans des piluliers, pots, bidons ou sacs avant d'être rapportés et traités au laboratoire.

3.2. Zone subtidale

Le choix des engins de prélèvement repose essentiellement sur le caractère de l'échantillonnage. Si celui-ci se veut qualitatif, dragues et chaluts seront utilisés. Si l'échantillonnage est au contraire à but quantitatif, ce seront les bennes (pour l'échantillonnage de l'endo- et l'épifaune) ou le traîneau (dans le cas de la collecte du suprabenthos) qui seront retenus.

Echantillonnages qualitatifs

✓ à la drague

Les dragues sont utilisées dans le cas d'échantillonnage qualitatif mais aussi lorsque les fonds sont durs (galets, roches). La drague la plus couramment utilisée en Manche est celle de Rallier du Baty (Figure 20). Cylindro-conique d'un diamètre d'ouverture d'une trentaine de centimètres environ, elle est composée d'une barre métallique sur laquelle est fixé un filet d'ouverture de maille égale à 1 cm, protégé par une toile de jute, un film de caoutchouc ou un autre filet, plus grossier. Une fois au fond, la drague est tractée par un câble sous tension et prélève au hasard par grattage du fond, la faune qui s'accumule alors au fond du filet. Une fois remonté à bord, le cul du filet est ouvert et la faune récoltée (Figure 20). En raison de la relative résistance du filet et malgré sa protection, la drague est utilisée dans des fonds meubles jusqu'au cailloutis.

✓ au chalut à perche

Les chaluts à perche sont utilisés pour la récolte de l'ichtyofaune* mais aussi de la mégafaune*. Ils sont constitués d'une perche (en bois ou en métal) dont les extrémités sont chacune munies d'un patin, permettant l'alourdissement de la structure et son maintien au fond. Perche et patins constituent une structure rigide sur laquelle est fixé le chalut (filet d'ouverture de maille de 2 cm). Deux rangées de chaînes composent aussi cet outil : la première (rangée 1 – Figure

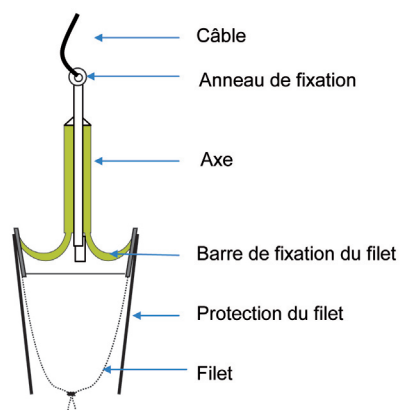


Figure 20. Drague Rallier du Baty.

21-A), plus grosse et plus lourde permet, par « raclage » du fond, la mise en suspension des organismes qui seront ainsi récoltés dans le filet (Figure 21-B). La seconde, fixée au bas du filet, assure son ouverture (rangée 2 – Figure 21-A). Après sa mise à l'eau et son arrivée sur le fond, le chalut est tracté sur environ 200 m avant d'être remonté à bord. Le filet est ensuite ouvert pour récupérer les organismes récoltés (Figure 21-B).

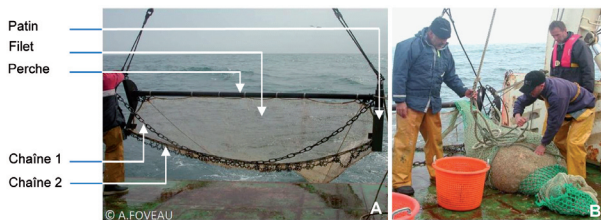


Figure 21. Chalut à perche lors de sa remontée. A- perche, patins, filet et chaînes ; B- cul du filet renfermant les organismes récoltés.

Echantillonnages quantitatifs

L'une des meilleures techniques permettant de caractériser quantitativement les peuplements subtidiaux d'endot et d'épifaune de substrats meubles est l'utilisation de bennes. Embarquées sur des navires de taille variée, ces bennes sont descendues jusqu'au fond au bout d'un câble, la tension du câble permettant de maintenir la benne en position ouverte. Une fois sur le fond, la tension du câble s'annule ce qui permet la fermeture de la benne lors de sa remontée sur le navire.

Trois bennes sont régulièrement utilisées dans l'échantillonnage de la macrofaune benthique en estuaire de Seine :

✓ Benne Van Veen

La benne Van Veen est une benne très couramment utilisée dans les échantillonnages de macrofaune benthique. Du fait de son poids (variant de 20 à 70 kg selon les modèles) et qu'elle ne soit pas montée dans un cadre, cette benne à deux mâchoires est facilement maniable (Figure 22). Elle convient parfaitement aux fonds vaseux et sablo-vaseux dans lesquels elle s'enfonce facilement sur une surface de 0,1 m².



Figure 22. Benne Van Veen .

✓

Benne Smith McIntyre

D'environ 120 kg, cette benne à deux mâchoires est montée dans un cadre métallique qui permet ainsi l'ajout de poids pour sa meilleure pénétration dans le sédiment (Figure 23). D'un maniement difficile voire dangereux, cette benne est néanmoins très utile pour l'échantillonnage de la faune vagile en raison de son déclenchement immédiat dès qu'elle touche le fond. Prélevant sur une surface de 0,1 m², elle peut être utilisée dans les sédiments vaseux jusque dans les graviers.



Figure 23. Benne Smith McIntyre.

✓

Benne Hamon

Plus lourde et imposante que les précédentes (350 kg ; Figure 24), cette benne ne possède qu'une seule mâchoire. Sa bonne pénétration dans les sédiments meubles - du fait de son poids - permet de récolter des espèces profondément enfouies mais elle est peu efficace pour la faune vagile. Elle est utile dans les sédiments sableux jusqu'aux graviers pour lesquels elle est particulièrement adaptée. Sa surface de prélèvement est de 0,25 m².

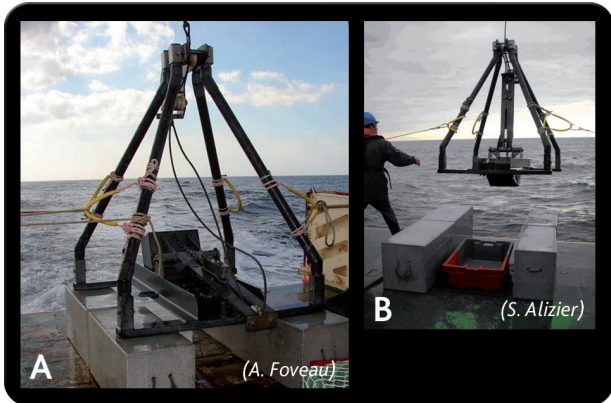


Figure 24. Benne Hamon : A- ouverte, prête à être utilisée, B- fermée, à sa remontée.

Si le choix du type de benne est tributaire de la nature des fonds, les moyens à la mer disponibles (notamment la taille des navires) mais aussi les conditions météorologiques sont des facteurs déterminants. Ainsi, en cas de mer agitée ou de courants forts, la benne Hamon sera préférentiellement utilisée afin de s'assurer d'une arrivée à l'horizontale de l'engin sur le fond.

Système d'observation

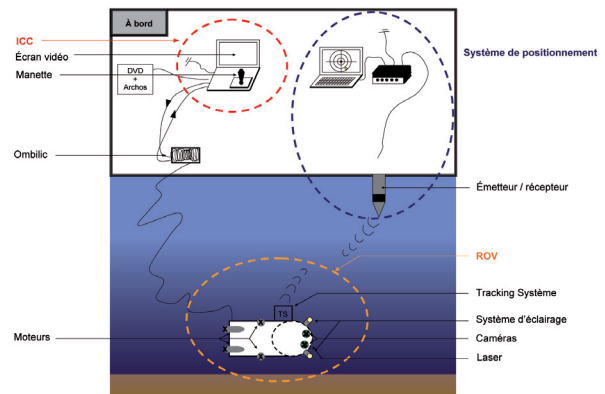
Le ROV (Remotely Operated Vehicle)

En parallèle des techniques de prélèvements classiques (bennes, dragues), des systèmes embarqués d'observation sous forme de vidéo ont dernièrement été développés afin d'obtenir des informations complémentaires non seulement sur l'épifaune et la mégafaune dispersée mais aussi sur les caractéristiques de l'habitat (profil sédimentaire, hétérogénéité). Utilisé en estuaire de Seine, le ROV Seabotix LBV200L² (Remotely Operated Vehicle) financé pro parte par le GIP Seine Aval permet l'observation et l'enregistrement vidéo des habitats et de sa faune épigée. Cet équipement est composé de quatre entités (Figure 25) :

- le ROV est équipé de quatre moteurs - deux permettent des déplacements horizontaux (propulsion), un troisième des déplacements latéraux, tandis que le quatrième assure des déplacements verticaux -, d'un système externe d'éclairage du fond, d'un système de positionnement (TS, Tracking System ; Figure 25), de deux caméras - l'une couleur, l'autre en noir et blanc - ainsi que de deux lasers dont l'écartement précise l'échelle à laquelle est observé le milieu ; le ROV est relié via l'ombilic à l'ICC ;
- L'ICC (Integrated Control Console), branchée sur secteur et reliée à un système d'enregistrement analogique et numérique (DVD et Archos), commande les déplacements du ROV en transmettant via l'ombilic les instructions de guidage données grâce à une manette ; elle reçoit en retour les images du fond sous format vidéo, visualisable immédiatement sur l'écran de l'ICC ;
- L'ombilic est composé d'un ensemble de câbles d'une longueur de 250 m, qui non seulement transmettent des informations de commande du ROV mais renvoient aussi à l'ICC des informations telles que cap et profondeur du ROV, état du système d'éclairage, angles des caméras... Cet ombilic se compose aussi d'une fibre optique dont le but est de transmettre à l'ICC les images vidéo.
- Le Tritech Micron Nav 100 (Figure 25) renseigne du positionnement relatif du ROV par rapport au bateau. Un émetteur/récepteur immergé verticalement dans l'eau à

proximité du navire envoie un signal réceptionné par un boîtier placé sur le ROV (TS) qui ré-envoie le signal. Ce système permet ainsi de visualiser sur écran le déplacement du ROV.

Une fois au fond, l'enregistrement vidéo débute et dure 20' pendant lesquelles le ROV parcourra environ 200 m sur le fond. Afin d'avoir une image de bonne qualité du fond, le déplacement du ROV doit être inférieur à 0,3 nœud. Son utilisation est limitée aux périodes d'étales, préférentiellement en mortes-eaux et surtout lorsque les conditions météorologiques sont favorables.



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : A.L. Janson

Figure 25. Représentation schématique du ROV.

Le SPI (Sediment Profile Image)

Autre système d'observation des communautés macrobenthiques, le SPI permet d'obtenir rapidement et facilement des images des premières couches sédimentaires : un système photographique est fixé sur un prisme qui s'enfonce dans le sédiment sur une vingtaine de centimètres de profondeur. Grâce au miroir fixé au prisme, une image est renvoyée à l'appareil photographique (Figure 26).

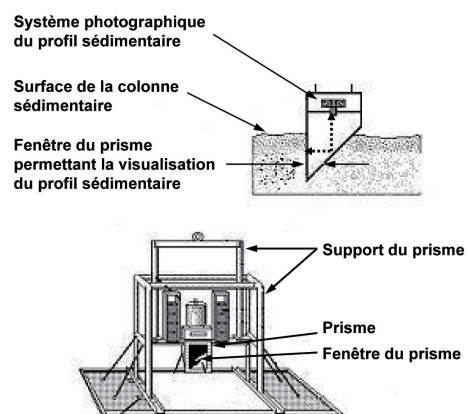


Figure 26. Structure schématique d'un SPI.

Cette technique permet ainsi d'étudier les caractéristiques biologiques (par exemple les structures biogéniques telles que les terriers, les galeries des espèces endogées), physiques (agencement et nature des strates sédimentaires), mais aussi chimiques du milieu subtidal (zone oxic-anoxique). L'utilisation de ce matériel dans des suivis temporels permet de statuer sur l'état écolo-

gique d'un milieu ou par exemple, d'établir le degré de colonisation faunistique d'un habitat soumis à des dépôts de dragages. Utilisé de façon ponctuelle et expérimentale dans les années 1980 dans le programme « GDR Manche, Baie de Seine », son utilisation future en routine serait un outil complémentaire très utile pour assurer un suivi scientifique sur les zones de clapage des deux Grands Ports Maritimes de l'estuaire ou étudier les phénomènes d'envasement temporaires. Actuellement, les événements sédimentaires en zones subtidales de l'estuaire de la Seine sont étudiés et mis en évidence grâce, entre autre, à l'utilisation de carottiers type Reineck qui permettent d'échantillonner la colonne sédimentaire sans destruction ou perturbation de l'agencement des strates sédimentaires.

4. Traitements des échantillons

4.1. Phytobenthos

Après leurs récoltes sur le terrain, les échantillons de plantes vasculaires, algues et bryophytes sont stockés dans des sacs et ramenés rapidement au laboratoire. Une fois l'identification de chaque espèce effectuée et/ou confirmée, les échantillons sont lavés puis séchés en vue de déterminer la biomasse végétale, exprimée en grammes de matière sèche ramenée au mètre carré. Des analyses complémentaires peuvent aussi être effectuées en parallèle afin, par exemple, de déterminer la teneur et la composition en acide gras de ces végétaux, ou leur teneur en carbone.

L'étude de la composition du biofilm microphytobenthique (principalement constitué de diatomées) nécessite une phase préalable de préparation (par grillage, passage aux acides, ultrasons, utilisation de résine de montage ; Riaux-Gobin, 1997) avant la détermination qui s'opère sous microscope (optique, électronique à transmission ou balayage) au moyen de clés de détermination (Riaux-Gobin, 1997 ; Sylvestre, 2009). Les biomasses microphytobenthiques sont pour leur part estimées par quantification de la chlorophylle *a* contenu dans le premier cm de sédiment récolté. Extraite au moyen d'acétone puis isolée par centrifugation, sa concentration (exprimée en gramme

de chlorophylle *a* ramené au mètre carré) est déterminée le plus souvent par spectrophotométrie (Spilmont *et al.*, 2006). D'autres techniques telles que la fluorométrie ou la chromatographie sont aussi couramment utilisées (Riaux-Gobin, 1997).

4.2. Zoobenthos

Quelque soit le type d'outil ou d'engin utilisé, les prélèvements de macrozoobenthos récupéré dans des bacs (Figure 27-A) sont tamisés (à bord, ou au laboratoire dans le cas de prélèvements en zone intertidale) sur une toile métallique dont les vides, ronds ou carrés, peuvent varier de 0,5 à 2 mm (Figures 27-B et 27-C). Le refus de tamis est ensuite conditionné dans des pots, bidons ou sacs et fixé au formol dilué à 10% (Figure 27-D et 27-E).

Au laboratoire, les prélèvements sont rincés à l'eau de mer en respectant les conditions d'hygiène et sécurité requises lors de manipulation de produits cancérigènes tel le formol (hotte aspirante, gants, masque filtrant et lunettes de protection). Une fois rincés, les échantillons sont triés afin de recueillir puis conserver dans de l'alcool à 70° l'ensemble des organismes ou fractions d'organisme (Figure 28, A et B).

Ces organismes sont ensuite identifiés sous loupe binoculaire et/ou microscope, à l'aide de clés de détermination (Figure 28, C). Les individus et espèces ainsi identifiés sont comptabilisés et conservés dans de l'alcool à 70° en vue de traitements ultérieurs telle que la détermination de leur biomasse.

Les clés de détermination sont des ouvrages de taxonomie décrivant les caractères morphologiques des espèces. A titre d'exemple, la figure 29 illustre une partie du cheminement de la détermination des espèces de la classe des échinodermes, selon la présence ou non de certains caractères.

Des mises à jour relativement fréquentes de ces clés sont effectuées via des articles tel celui des amphipodes (Dauvin, 1999) ou des annélides polychètes en Manche (Dauvin *et al.*, 2003). Il existe aussi des catalogues tel le Catalogue des Invertébrés en Seine-Aval (CISA, Ruellet & Dauvin, 2008) qui non seulement illustrent les efforts d'observation mais recensent aussi l'ensemble des espèces récoltées dans un secteur particulier.

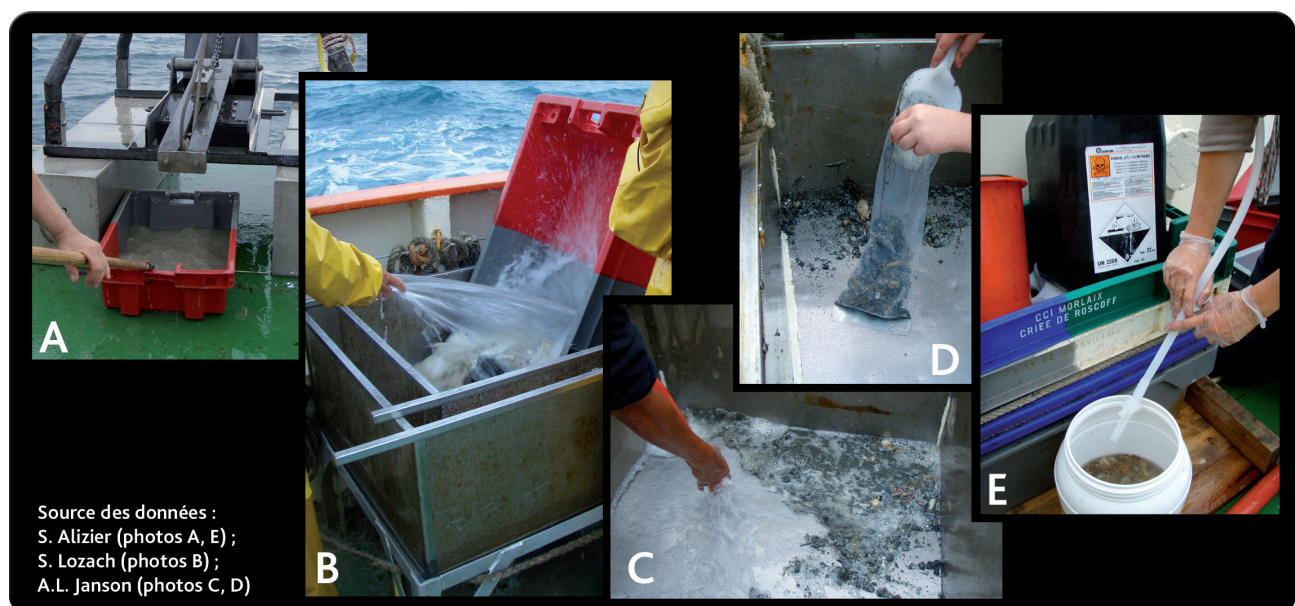


Figure 27. Récupération du prélèvement effectué à la benne (A), tamisage (B, C), conditionnement du refus de tamis (D) et fixation au formol (E).

Sédimentologie

Pour les écologues marins, l'étude du sédiment est essentiellement texturale, c'est à dire que l'habitat est caractérisé par l'étude de la taille du grain (granulométrie) et notamment la proportion de fines. Le fait de faire partie de l'endofaune benthique implique une relation étroite avec le sédiment.

Dans le cas de la Manche, le régime macrotidal engendre de fortes variations de l'énergie des courants de marée, ce qui implique une alternance de dépôts grossiers (lors du flot et du jusant) associés à des lamines vaseuses (associées aux étales de basse et haute mer). Dans l'estuaire de la Seine, les modifications morphologiques (chenalisation) ont accentué les vitesses de courants et amplifié l'impact des régimes de crue (Lesourd *et al.*, 2001) : l'estuaire connaît des événements d'apports vaseux massifs décimétriques. Dans le cas de cet environnement estuarien, des modifications du substrat sédimentaire interviennent ; ils sont essentiellement liés aux sédiments fins, apportés par le fleuve, selon des apports récurrents réguliers, mais aussi événementiels, lors des crues (Lesourd *et al.*, 2003). Ceci engendre notamment des dépôts sablo-vaseux (la communauté des sables fins envasé à *Abra alba* est ainsi caractéristique de milieux estuariens), et des vasières en zones connexes.

De fait, il apparaît opportun d'associer une étude sédimentologique à l'étude la macrofaune. La technique consiste en un prélèvement de carottes de sédiment de 20 à 30 cm d'épaisseur au moyen du carottier Reineck (Figure G).



(A.L. Janson)

Figure G. Carottier Reineck

Les carottes sont ouvertes, photographiées (Figure H-1) puis décrites sous forme de schéma : nature et agencement des couches sédimentaires, présence d'activité biologique (terriers, galerie...), compaction du sédiment... (Figure H-2).

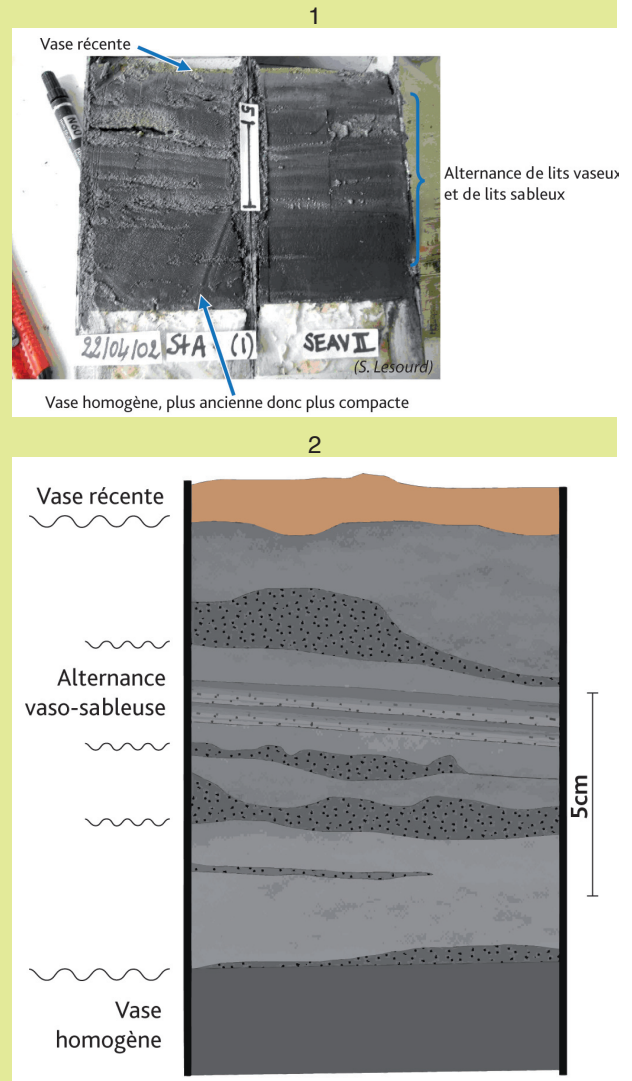
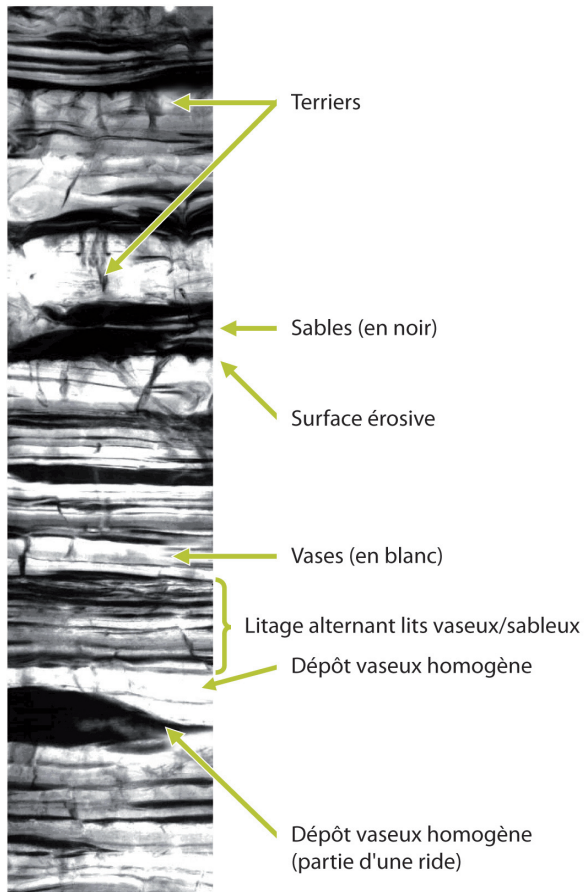


Figure H. Une carotte au laboratoire, fraîchement ouverte (1)... et l'interprétation que l'on en fait (2). Le tiret ondulé indique les discontinuités.

Une imagerie aux rayons X pourra compléter cette analyse. Il sera décrit un faciès sédimentaire, combinant caractéristiques texturales et structurales. Il existe des faciès simples comme les vases homogènes (c'est à dire plus de 75 % de sédiments de taille inférieure à 50 μm sans aucune variation sur la hauteur) ou des faciès lités alternant lits sableux et lits vaseux (Figure I).



Source de données : N. Poupinet et P. Lesueur

Figure I. Un exemple de radiographie de carotte (ici carotte prélevée sur la vasière nord) montrant la structure détaillée (et la complexité) du dépôt sédimentaire, bioturbé (perturbée par l'activité biologique des organismes fouisseurs).

Outre le fait d'ajouter l'étude des caractéristiques structurales (étude de la stratigraphie des couches sédimentaires) à celle des caractéristiques texturales (taille du grain), la sédimentologie permet de replacer un échantillonnage dans son contexte : est-on en phase d'apports significatifs (crue) susceptible de gêner le recrutement ? Les vases décrites sont-elles mobiles ou définitivement stockées dans l'estuaire ? Les organismes fouisseurs ont-ils survécu à un enfouissement « catastrophique » par un recouvrement massif de vase (15 cm en 24 h) ? Ainsi une interprétation conjointe des données sédimentaires et benthiques permet d'expliquer certaines évolutions mise en évidence dans chacune des deux disciplines, comme par exemple une transformation totale des assemblages macrobenthiques liée à une modification radicale des faciès sédimentaires. Cela a ainsi été observé dans la fosse nord de l'estuaire de la Seine

en 2002 : entre le 30 mai et le 18 juin, le faciès vaseux « franc » (épais et pérenne) est remplacé par des sables fins à moyens très peu envasés tandis qu'en parallèle, le peuplement en place voit sa composition faunistique modifiée : alors qu'il revêt un caractère écotonal à la fin du mois de mai (mélange d'espèces du faciès-type de la communauté à *A. alba* - *P. koreni* et de la communauté à *M. balthica*), des espèces affines des sables propres (*Donax vittatus*, *Magelona johnstoni* et *Spio decoratus*) participent à près de 50 % des effectifs faunistiques recensés le 18 juin (Janson, 2007).

S'il est possible de confronter les données benthos / sédiment sur des échelles de temps de l'ordre du mois, cela est également possible à l'échelle pluri-annuelle.

Ainsi le projet COLMATAGE a déjà mis en évidence des évolutions conjointes des paramètres sédimentologiques et benthiques (Figure J), dans le sens de modification de la répartition spatiale des peuplements benthiques, ou même de l'apparition de nouvelles espèces en relation avec l'envasement.

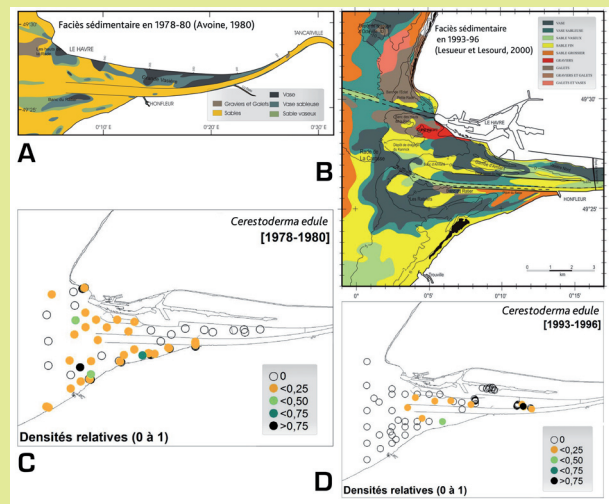
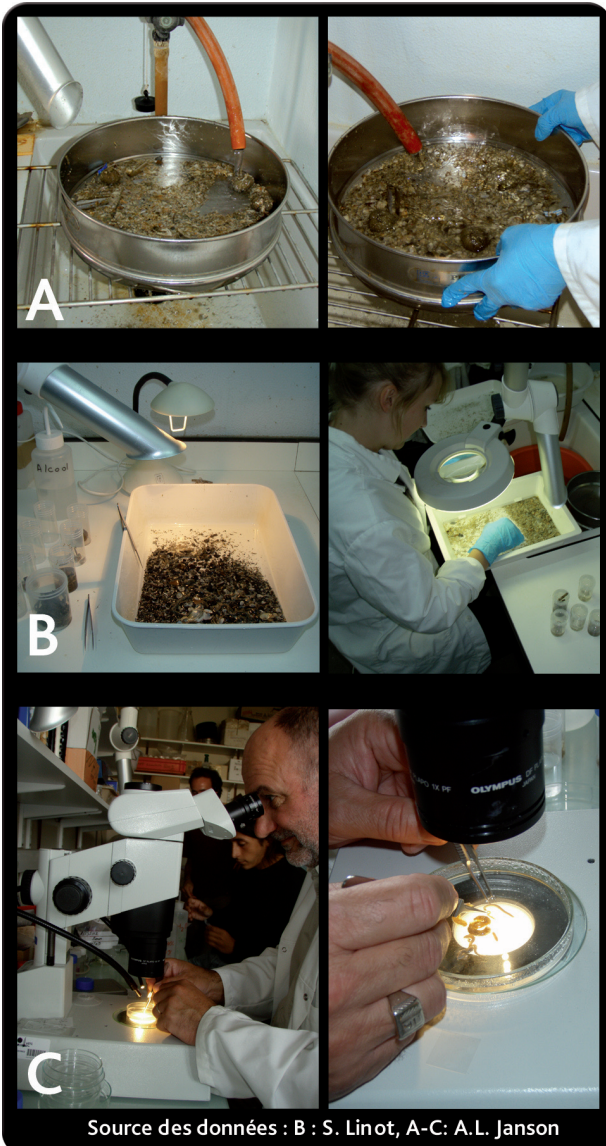


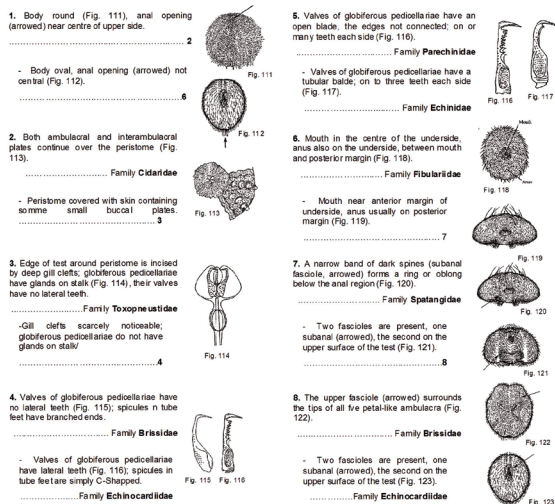
Figure J. Evolution concomitante de la couverture sédimentaire (d'après Lesueur & Lesourd, 1999) et des populations benthiques (données MABES). Entre A et B (environ 16 années) est observée une évolution morphologique associée à un envasement significatif (figuré vert). Sur les figures C et D (mêmes dates que A et B) est observée une grande différence de la répartition spatiale du bivalve *Cerastoderma edule* qui, pendant la seconde période, n'est plus présent que dans les fosses nord et sud, probablement en relation avec la réduction des surfaces sédimentaires sableuses.

Il apparaît ainsi important de développer une stratégie d'étude décloisonnant les disciplines, c'est à dire un échantillonnage conjoint benthos/sédiment, dans les mêmes unités de temps et d'espace.



Source des données : B : S. Linot, A-C: A.L. Janson

Figure 28. Rinçage de l'échantillon formolé-A, tri et conservation des organismes dans l'alcool-B, et détermination des organismes sous loupe binoculaire-C.



GIP Seine-Aval 2010 - Repris et modifié de Southward & Campbell (2006)

Figure 29. Clé de détermination utilisée dans la discrimination des différentes classes d'Echinodermes.

En parallèle, se développent des référentiels taxonomiques tel que l'ERMS (European Register of Marine Species ; <http://www.marbef.org/data/erms.php>) : ce référentiel, mis en place dès 1998, correspond à une liste taxonomique des espèces récoltées dans les eaux marines européennes. Il est mis à jour quotidiennement grâce à la veille d'experts internationaux en taxonomie.

5. Présentations et/ou analyses des résultats

5.1. Phytobenthos

L'identification des espèces végétales aboutit à une liste floristique à partir de laquelle trois types de bilans sont établis (Cornier & Hendoux, 2006) :

- ✓ bilan floristique : il résume, sous forme de tableaux, différentes informations sur chacune des espèces identifiées : noms latin et vernaculaire, statut d'indigénat, coefficient de rareté, intérêt patrimonial et menaces (telles que taxon vulnérable, de préoccupation mineure, menacé d'extinction...)
- ✓ bilan phytosociologique : construit à partir des relevés phytosociologiques, ce bilan permet de dresser la typologie des communautés végétales rencontrées : nombre de taxons, association d'espèces, organisation/distribution spatiale.
- ✓ bilan phytoécologique : grâce à la composition floristique du milieu et aux préférences écologiques de chaque espèce, ce bilan permet de caractériser la qualité physico-chimique du milieu (niveau trophique, oxygénation de l'eau).

Communauté bryophytique à <i>Cinclidotus fontinaloides</i>			
Rattachement aux unités syntaxonomiques supérieures Végétation non décrite dans les documents de référence nationaux.			
Variabilité et déclinaisons Inconnue			
Rattachement aux référentiels existants			
Déclinaisons	Code CORINEBiotores	Code Union Européenne (UE) Intitulé de l'habitat générique	Code UE décliné des cahiers d'habitats Intitulé de l'habitat décliné
-	24.15 x 22.13	-	-
Cortège spécifique observé <i>Cinclidotus fontinaloides</i> Phanérogames : Zannichelle des marais (<i>Zannichellia palustris</i>), Potamo pectiné (<i>Potamogeton pectinatus</i>), <i>Callitriche</i> sp. Algues : <i>Melosira</i> sp., <i>Vaucheria</i> sp., <i>Rhizoclonium</i> sp.			
Écologie et dynamique Végétation bryophytique aquatique à amphibie des eaux basophiles et courantes.			
Interprétation patrimoniale synthétique			
Déclinaisons	Rareté régionale	Menace régionale	
-	-	-	
Intérêt patrimonial, menaces et état de conservation Communauté bryophytique monospécifique dépourvue d'intérêt patrimonial.			
Localisation générale sur le territoire étudié Végétation observée seulement sur un mur du barrage situé dans la partie aval de l'Eure, sur la commune de Martot.			
Principes généraux de conservation Aucune mesure spécifique de conservation à mettre en oeuvre			

Source des données : Cornier & Mora (2007)

Figure 30. Exemple de fiche synthétisant les caractéristiques d'une communauté végétale identifiée sur le site d'étude.

Les résultats d'une étude des macrophytes peuvent aussi se présenter sous forme de fiches synthétiques (Figure 30 issue de Cornier & Mora, 2007) établies pour chaque communauté végétale. Renseignant leurs caractéristiques floristiques, phytosociologiques et écologiques, elles peuvent en outre indiquer leur intérêt patrimonial et leur état de conservation. Les menaces et moyens à mettre en œuvre pour leur maintien dans le secteur où elles ont été récoltées peuvent aussi être précisés.

5.2. Zoobenthos

L'identification des spécimens zoobenthiques récoltés in situ permet, à l'instar de l'étude des phytocénoses, l'établissement d'une liste d'espèces.

Trois paramètres démographiques sont classiquement recherchés pour caractériser dans un premier temps le zoobenthos : richesse spécifique (ou nombre d'espèces récoltées par échantillon ou par unité de surface),

abondance (nombre d'individus récoltés par répliquat ou par unité de référence) et biomasse (d'une espèce, d'un assemblage, d'une communauté), le plus souvent exprimée en poids sec, en poids sec libre de cendres ou en carbone.

A partir de ces trois paramètres de base, il est ensuite possible d'effectuer une étude biocénotique dont le but est de caractériser les communautés, assemblages, faciès... grâce à différents indices (présence-absence, diversité, fidélité, équitabilité, constance...). D'autres analyses, plus complexes, permettent la définition d'assemblages faunistiques grâce aux affinités écologiques relatives des espèces récoltées et à leur représentation numérique. Ces analyses, dites multivariées, permettent d'associer à la base faunistique des paramètres édaphiques tels que la teneur en matière organique, la composition granulométrique, soulignant ainsi des facteurs potentiellement responsables de ces distributions spécifiques.

Qui est quoi ? La terminologie en écologie benthique

Communauté, peuplement, faciès, assemblage... autant de termes qu'il est nécessaire de redéfinir clairement, afin d'assurer une pleine compréhension des concepts écologiques et un dialogue optimal entre scientifiques, économistes, industriels, décideurs et usagers.

Comme le précisent Dauvin *et al.* (2008), le sens de la terminologie utilisée en écologie benthique, dans les textes réglementaires voire parfois par certains scientifiques, s'est progressivement éloigné des définitions originelles. Plusieurs définitions pour le même concept, manque d'accordance sur des termes spécifiques, communauté internationale aux langages et origines géographiques diverses sont autant d'explications à ces confusions sémantiques.

La définition ci-dessous des termes couramment utilisés par la communauté scientifique française en écologie benthique permet de faire le point (Dauvin *et al.*, 2008 ; Foveau, com. pers.) :

Population : ce terme renvoie à un groupe d'individus appartenant à la même espèce et vivant dans le même espace ou dans la même région géographique (par exemple, la population d'*Abra alba*).

Peuplement (ou association dans le cas des macrophytes) : ce terme fait référence aux populations qui appartiennent au même groupe taxonomique et qui colonisent le même milieu (par exemple, le peuplement des amphipodes, le peuplement des bivalves).

Communauté : dénommée aussi biocénose, la communauté désigne l'ensemble des différentes populations coexistant dans les mêmes conditions écologiques et colonisant le même espace (par exemple, la commu-

nauté des sables fins envasés à *Abra alba* - *Pectinaria koreni*).

Faciès : ce terme correspond au cas particulier d'une communauté dans laquelle des facteurs abiotiques (physiques, chimiques) conduisent à la dominance d'une voire d'un petit nombre d'espèces. L'utilisation du terme faciès permet ainsi de préciser et caractériser cette composante (par exemple, le faciès des cailloutis à *Ophiothrix fragilis*).

Ecosystème : il représente un système d'interactions entre les populations des différentes espèces vivant dans un même site et entre ces populations en le milieu physique.

Habitat : ce terme désigne l'ensemble des conditions environnementales dans lequel une espèce, une population, une communauté se maintient à l'état spontané. Il désigne ainsi les conditions particulières de ce lieu de vie (topographie, climat, nature de substrat contraintes physico-chimiques telles la salinité, l'oxygénation, la turbidité...). Le terme habitat a pris un nouveau sens dans la Directive Habitat (voir chapitre VIII).

Assemblage : ce terme est utilisé pour l'expression d'analyses statistiques dont le résultat se présente sous forme de partition ou d'ordination. Assemblage désigne ainsi les espèces ou les stations caractérisant un groupe qui montrent une forte similitude statistique, et en conséquent, faunistique ou biocénotique, lors d'une série de prélèvements échantillonnés soit au cours d'une même campagne, soit sur plusieurs époques en un même site ou une même zone.

CISA

La base de données CISA recense toutes les signalements des invertébrés aquatiques faits dans la bibliographie durant deux siècles entre l'écluse de Poses et la latitude du Cap d'Antifer et la longitude de l'embouchure de l'Orne à Ouistreham. CISA est l'acronyme de « Catalogue des Invertébrés en Seine Aval ».

Cette base de données est un référentiel taxonomique géoréférencé (référencement par masses d'eaux) qui reflète l'état de l'art fin 2006 pour la zone d'étude du programme scientifique Seine-Aval. Elle procure des informations sur l'écologie, la fréquence et l'abondance des taxa considérés. CISA est disponible gratuitement sur le site web de Seine-Aval.

1485 taxa, dont 5 % n'ont jamais été déterminés jusqu'au niveau spécifique, ont été recensés (Figure K).

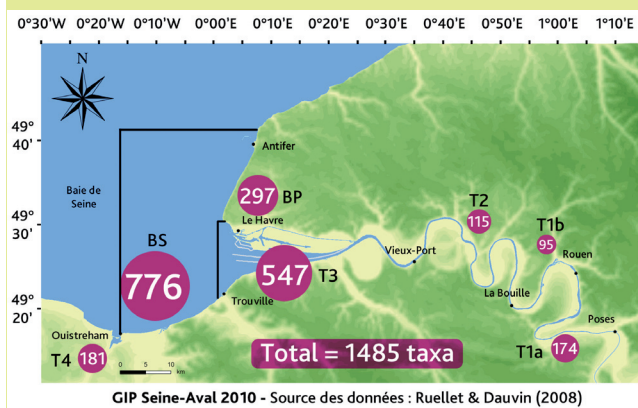


Figure K. Nombre de taxa d'invertébrés aquatiques observés dans chaque masse d'eau depuis deux siècles dans la baie et l'estuaire de Seine. Tx : masse d'eau de Transition x ; BS : Baie de Seine ; BP : Bassins Portuaires du Havre.

Les premiers inventaires datent de la fin du XIX^{ème} siècle. Avant la Seconde Guerre mondiale, la plupart des nouvelles découvertes ont été le fruit des sociétés savantes locales. Depuis, ce sont des rapports et des travaux universitaires à diffusion restreinte qui signalent environ une espèce nouvelle sur deux pour la région (Figure L).

Moins d'un quart des signalements a fait l'objet d'une publication à large diffusion. La diversité biologique a donc été sous-estimée depuis longtemps pour la partie orientale de la baie et l'estuaire de Seine. Cet état de fait ne doit

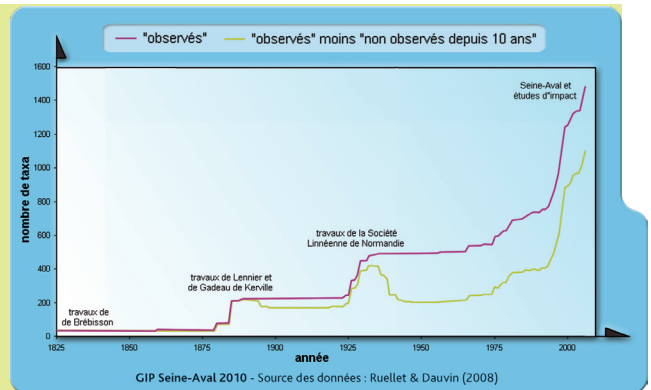


Figure L. Evolution du nombre de taxa connus dans la partie orientale de la baie et en estuaire de Seine durant les deux derniers siècles.

pas conduire à penser que l'environnement, et l'estuaire de Seine en particulier, serait en meilleure santé qu'on ne le pense. En effet, 70 % des taxa ont vu leur fréquence et 85 % leur abondance régresser entre le début du XX^{ème} siècle et celui du XXI^{ème} dans la zone d'étude.

Plus d'un tiers des taxa sont mentionnés dans une seule référence bibliographique et plus d'un quart dans uniquement deux ou trois références. Ces signalisations traduisent la présence de taxa rares ou correspondent à des taxa peu étudiés, comme par exemple les Ostracodes (88 taxa) dont seulement 2 % sont mentionnés dans plus de deux travaux. A l'inverse, six espèces sont mentionnées dans plus de 100 références bibliographiques. Ce sont les polychètes *Pectinaria (Lagis) koreni*, *Owenia fusiformis* et *Nephtys hombergii*, les mollusques *Dreissena polymorpha* et *Abra alba* et le crustacé décapode *Crangon crangon*. L'existence et le développement de bases de données taxonomiques de référence telles que l'ERMS (European Register of Marine Species ; <http://www.marbef.org/data/erms.php>) pour les espèces d'affinité marine et la FE (Fauna Europaea ; <http://www.faunaeur.org>) pour les espèces d'affinité dulcicole permettent des mises à jour de la synonymie des espèces. Leur consultation, ainsi que celle d'autres bases de données plus spécialisées comme la World Porifera Database (<http://www.marinespecies.org/porifera>) ont permis d'établir rigoureusement le Catalogue des Invertébrés en Seine Aval.

Chapitre 4. Organisation spatiale des écosystèmes benthiques en estuaire de Seine

1. Le continuum eau douce / eau marine

Au sein du théâtre des interactions entre pôle marin et pôle fluvial, les espèces colonisant les estuaires ont souvent été considérées comme une entité singulière, et à ce titre bien dissociées des espèces marines et dulcicoles. Présentée ainsi, cette distribution spatiale illustre le concept d'écotone : une zone écologique restreinte prend place entre deux communautés différentes et les isole distinctement. Ce concept a été utilisé par Remane (1934) afin d'expliquer l'organisation spatiale des organismes en trois contingents : les espèces dulcicoles, estuariennes (ou saumâtres) puis marines se succèdent suivant le gradient croissant de salinité s'échelonnant de l'amont vers l'aval (Figure 31).

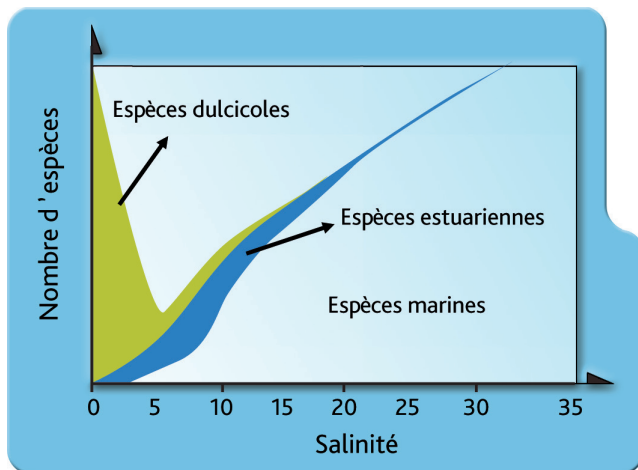


Figure 31. Diagramme de Remane (1934) illustrant la proportion d'espèces dulcicoles, estuariennes et marines dans les estuaires.

Un autre concept est aujourd'hui proposé : celui d'écocline qui correspond à une zone, certes frontière, mais dans laquelle le changement entre deux communautés est progressif en réponse à un facteur environnemental déterminant. Attrill & Rundle (2002) ont ainsi montré sur l'exemple de l'estuaire de la Tamise qu'il n'existe pas d'espèces estuariennes *sensu stricto* et que ce sont au contraire quelques espèces marines et quelques espèces dulcicoles - les plus adaptées aux variations de salinité - qui composent les assemblages faunistiques transitoires (Figure 32).

Attrill & Rundle (2002) font aussi remarquer que le gradient de salinité n'est pas unidirectionnel mais s'exprime vers l'amont ou vers l'aval selon qu'est considérée l'espèce dulcicole ou marine. Les estuaires illustrent ainsi un nouveau concept : la double-écocline, composée de deux gradients (Figure 33), l'un correspondant à une diminution du nombre d'espèces à affinité marine en allant vers l'amont, l'autre à une diminution du nombre d'espèces à affinité dulcicole en allant vers l'aval.

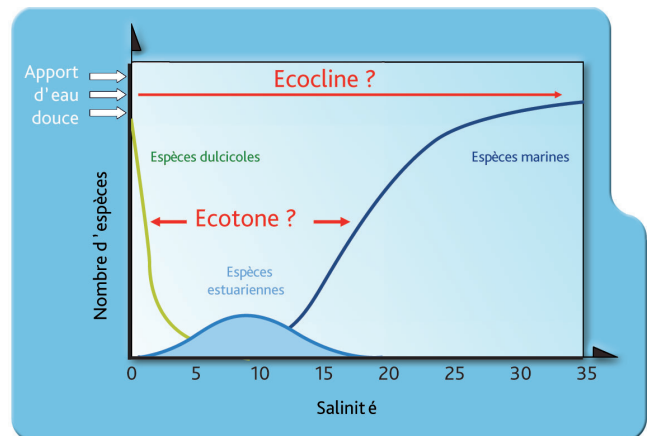
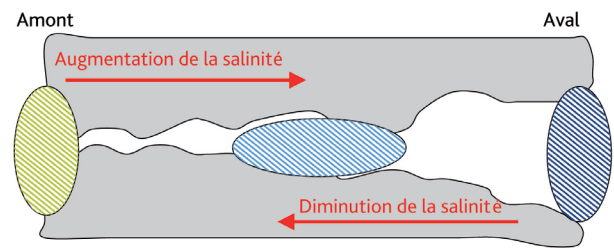
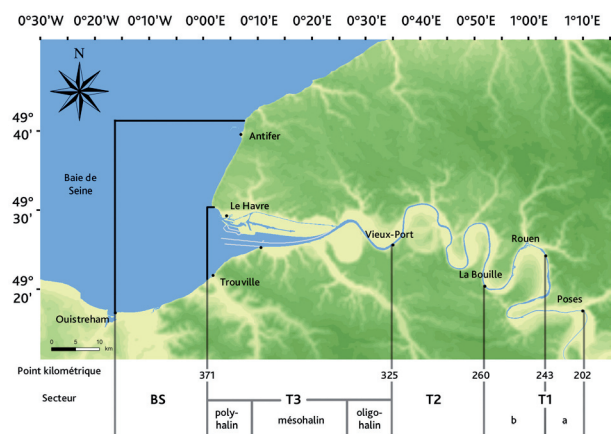


Figure 32. Diagramme de Remane (1934) modifié par Attrill & Rundle (2002) illustrant les concepts d'écotone et d'écocline en estuaire.



Secteur à caractère ■ dulcicole, ■ estuarien et ■ marin

Figure 33. Modèle de double-écocline rencontré en estuaire (modifié de Attrill & Rundle, 2002) : la première réfère à la dessalure progressive des eaux du large vers l'amont, la seconde à l'augmentation de la salinité de la zone fluviale vers l'aval.



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : Repris et modifié de Ruellet & Dauvin, 2008

Figure 34. Sectorisation de l'estuaire de Seine selon le découpage utilisé par la Directive Cadre sur l'Eau. Tx : masse d'eau de transition x. BS : Baie de Seine.

L'estuaire de Seine, divisé selon le découpage utilisé par la Directive Cadre sur l'Eau (Figure 34) présente lui-aussi cette double-écocline. De l'amont et de l'aval s'amorce en parallèle une baisse du nombre de taxa jusqu'à atteindre le plus faible niveau de richesse en espèces dans le sec-

teur où le facteur salinité est le plus contraignant à l'installation des espèces (Figure 35 ; Ruellet & Dauvin, 2008).

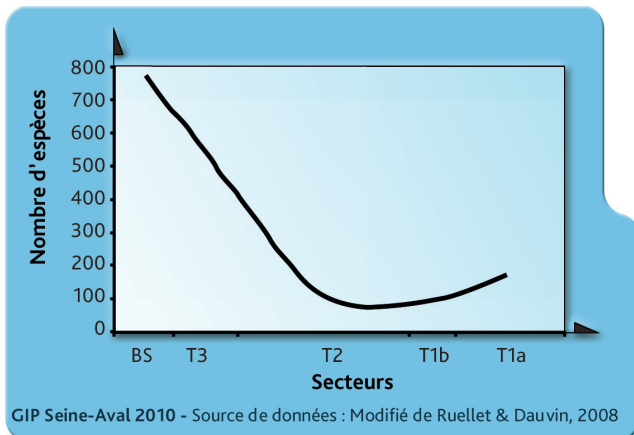


Figure 35. Evolution du nombre d'espèces recensées dans les secteurs estuariens depuis deux siècles; Tx : masse d'eau de transition x. BS : baie de Seine.

En parallèle à cette évolution du nombre d'espèces, seulement 9 % des taxa présents en T2 ne se rencontrent qu'en T2, contre 52 % pour T1, 24 % pour T3 et 48 % pour BS (Ruellet & Dauvin, 2008). Ce faible niveau de fidélité en T2 conforte ainsi le concept de double écocline avancé par Attrill & Rundle (2002) : la zone de raréfaction faunistique n'est pas peuplée d'espèces exclusivement estuariennes mais d'espèces tant marines que dulcicoles capables de supporter les conditions de salinité de ce secteur.

2. Le benthos de l'estuaire amont : de Poses à La Bouille (zone T1)

Les phytocénoses dulçaquicoles

Participant au fonctionnement de l'écosystème estuarien, les macrophytes sont capables d'occuper de très grandes surfaces dans les systèmes aquatiques, particulièrement au niveau des rives et des zones peu profondes. Bioindicateurs potentiels, ils sont souvent utilisés comme descripteurs de la qualité de l'eau (oxygénation ou eutrophisation) mais en estuaire de Seine, leurs peuplements et leurs rôles étaient largement méconnus. En 2005 et 2006, le Conservatoire Botanique National de Bailleul s'est intéressé aux communautés macrophytiques de l'estuaire amont, à proximité de Poses (confluence avec l'Eure) et dans la zone des îles en amont de Rouen (Cornier & Hendoux, 2006 ; Cornier & Mora, 2007).

Dans ces deux secteurs, il est possible de distinguer tout d'abord des communautés algales (à *Vaucheria*, *Cladophora* et *Rhizoclonium*) dont l'occupation spatiale est très discontinue, témoignant de fortes perturbations, en particulier la qualité de l'eau ou le marnage.

Neuf communautés végétales ont aussi été recensées le long des berges :

- la communauté bryophytique à *Cinclidotus fontinaloides*, très peu représentée et dépourvue d'intérêt patrimonial ;
- la végétation de plantes aquatiques flottantes non enracinées des eaux eutrophes à hypertrophes (*Lemnion minoris*), fragmentaire et lo-

calisée à la zone de confluence de l'Eure ; la Spirodèle à plusieurs racines (*Spirodela polyrhiza*), espèce rare et quasi-menacée en Haute-Normandie confère à cette végétation un léger intérêt patrimonial ;

- les herbiers aquatiques enracinés, plus ou moins pionniers des eaux calmes mésotrophes à eutrophes (*Potamion pectinatus*), sans véritable intérêt patrimonial régional ; néanmoins, deux herbiers fragmentaires nécessitent une attention particulière puisqu'ils sont dominés par le Potamot flottant (*Potamogeton nodosus*, Figure 36-A), taxon exceptionnel et gravement menacé d'extinction en Haute-Normandie ; la végétation abrite aussi la Naïade commune (*Najas marina*), espèce très rare et inscrite sur liste rouge ;

- la communauté à *Nuphar lutea* dominant (*Nymphaeion albae*), caractérisant des eaux calmes moyennement profondes, mésotrophes à eutrophes ; cette végétation est assez rare et quasi menacée en Haute-Normandie ;

- la communauté basale à *Ludwigia grandiflora* (*Glycero fluitantis* - *Sparganion neglecti*) ; cette végétation ne présente aucun intérêt patrimonial en raison de son caractère paucispécifique à monospécifique et du statut d'espèce invasive de *Ludwigia grandiflora* (la Jussie à grandes fleurs, Figure 36-B) ; cette végétation dominée par la Jussie est au contraire un facteur de menace, particulièrement envers le Sénéçon des marais (*Senecio paludosus* ; Figure 36-C), espèce végétale très rare, gravement menacée d'extinction et protégée en Haute-Normandie ;

- la végétation pionnière des bordures perturbées à émergence estivale des eaux calmes eutrophes (*Oenanthion aquatica*) qui, bien que fragmentaire présente un fort intérêt patrimonial grâce à la présence de la Scirpe triquète (*Schinoplectus triqueter*), la Rorippe amphibie (*Rorripa amphibia*) et la Sagittaire flèche d'eau (*Sagittaria sagittifolia*) ;

- la végétation pionnière annuelle et hygrophile des sols limoneux et argileux enrichis en azote, s'asséchant partiellement en été (*Bidention tripartita*) qui se développent sur les vases exonodées ; cette végétation est définie tel un habitat d'intérêt communautaire dans la Directive « Habitats, Faune, Flore » ;

- les roselières des sols eutrophes à éléments grossiers dominants et des eaux stables (Figure 36-D ; *Phragmition communis*) qui se déclinent en plusieurs communautés dont celle à l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*) et à la scirpe maritime (*Bolboschoenus maritimus*) ; cette dernière espèce, rare en Haute-Normandie, confère un intérêt patrimonial aux roselières qui l'abritent ;

- les mégaphorbiaies des sols eutrophes à hypereutrophes (*Convolvulion sepium*), au cortège floristique appauvri ; bien qu'elle présente un intérêt communautaire, elle reste très commune en Haute-Normandie.

La diversité des habitats physiques, la présence de zones d'eaux calmes et de bras morts ainsi que l'existence de zones peu ou pas influencées par le batillage* expliquent

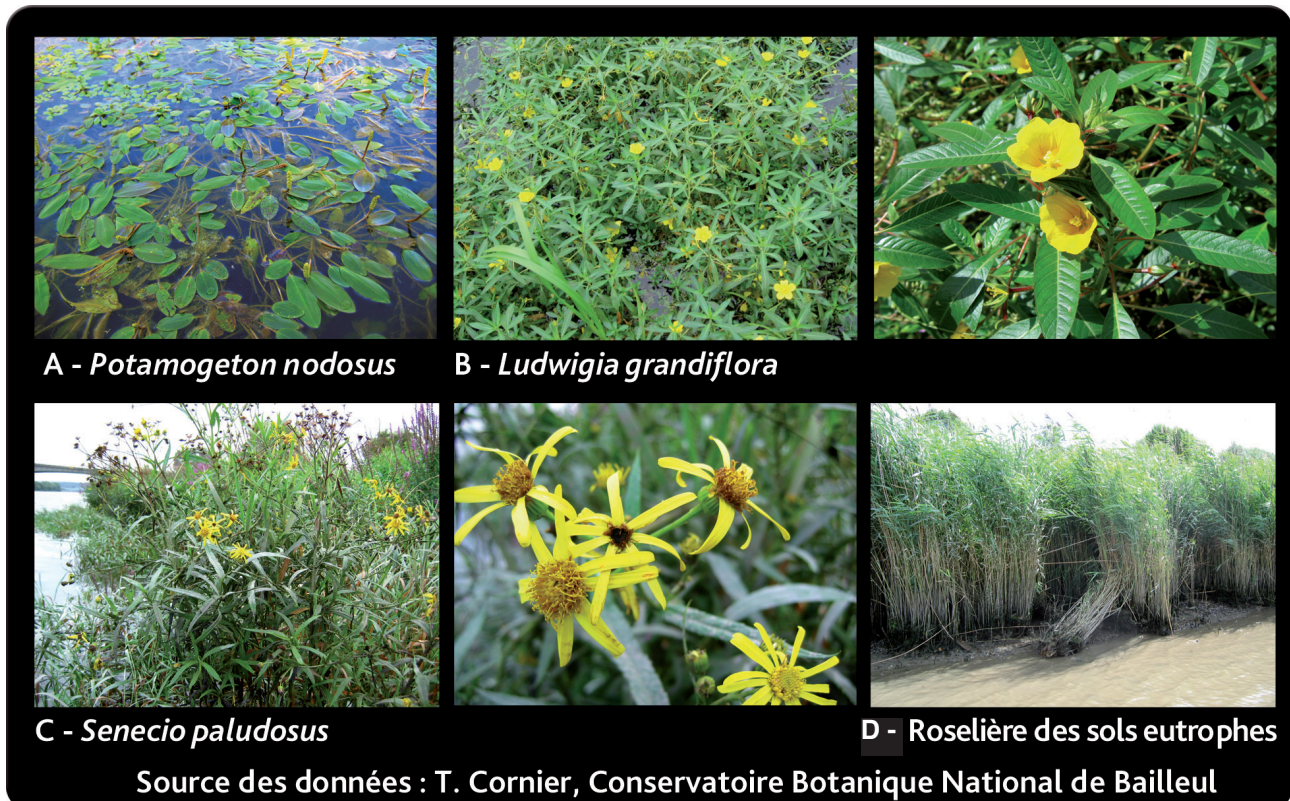


Figure 36. Illustrations A- de l'espèce sensible *Potamogeton nodosus*, B- de l'espèce invasive *Ludwigia grandiflora*, C- de l'espèce gravement menacée d'extinction *Senecio paludosus*, et D- d'une roselière des sols eutrophes.

la relative richesse floristique rencontrée au point de confluence de l'Eure ainsi qu'aux abords des îles en amont de Rouen. Les surfaces occupées par la végétation sont relativement élevées dans la zone la plus amont au regard des îles (6,5 % contre 1,73 % de la surface totale en eau). La biomasse végétale y est également plus élevée (0,07 kg de matière sèche.m⁻² contre 0,03 kg.m⁻²) en raison de la forte contribution de la communauté à *Ludwigia grandiflora* (près de 31%).

Les benthozoocénoses dulçaquicoles

Le secteur le plus amont de l'estuaire (masse d'eau de transition T1), situé entre les points kilométriques 202 et 260, peut être divisé en deux zones selon Dauvin *et al.* (2009 ; T1a et T1b, Figure 34 et encart CISA). Si cette distinction repose sur les caractéristiques des masses d'eau et une plus grande diversité des habitats dans le secteur des îles, elle s'explique aussi écologiquement par la diversité faunistique différente entre ces deux secteurs. La zone T1a abrite la faune la plus diversifiée et la plus abondante (29123 ind.m⁻² en moyenne) de toute la zone d'eau douce soumise à marée. Avec 124 taxa recensés (bij de Vaate *et al.*, 2007), le macrobenthos est numériquement dominé par les insectes chironomes (47 taxa) dont les plus abondants sont *Dicrotendipes nervosus* (23000 ind.m⁻²), *Glyptotendipes pallens* (10200 ind.m⁻²) et *Polypedilum scalaenum* (600 ind.m⁻²). La faune est aussi numériquement composée de mollusques (26 taxa) parmi lesquels figurent le gastéropode *Bythinia tentaculata* (101 ind.m⁻²) et le bivalve invasif *Corbicula fluminalis* (35 ind.m⁻²) mais aussi d'annélides oligochètes (15 espèces, telles que *Limnodrilus claparedeanus*, 67 ind.m⁻²) et d'hirudinés (10 espèces dont *Glossiphonia complanata*, 15 ind.m⁻²). Parmi les espèces récoltées dans ce secteur, dix d'entre elles seulement sont sensibles à la pollution

(dont le plécoptère *Leuctra fusca*, le trichoptère *Lepidostoma hirtum*, le mollusque *Ancylus fluviatilis*), traduisant le déséquilibre du milieu (bij de Vaate *et al.*, 2007).

En zone T1b, le nombre total d'espèces récoltées y est inférieur, de près de 40 % (82). Si le nombre de taxa des oligochètes et hirudinés restent relativement similaire (14 et 10 espèces respectivement), celui représentant les chironomes et les mollusques chute fortement (27 et 16 espèces respectivement ; bij de Vaate *et al.*, 2007). Les densités sont aussi moins élevées, avec en moyenne 10021 ind.m⁻². Parmi les espèces les plus abondantes se retrouvent celles dominant numériquement le secteur T1a : les chironomes *Dicrotendipes nervosus* (4300 ind.m⁻²), *Glyptotendipes pallens* (380 ind.m⁻²) et *Polypedilum scalaenum* (273 ind.m⁻²), mais aussi l'isopode *Asellus aquaticus* (1100 ind.m⁻²), les mollusques *Bythinia tentaculata* (300 ind.m⁻²), *Corbicula fluminea* (248 ind.m⁻²), *Sphaerium solidum* (346 ind.m⁻²) et *Radix balthica* (278 ind.m⁻²) et l'amphipode *Gammarus salinus* (715 ind.m⁻²).

3. Le benthos de l'estuaire moyen : de La Bouille à Vieux-Port (zone T2)

Les communautés macrophytiques de l'estuaire moyen de la Seine ont été étudiées par le Conservatoire Botanique National de Bailleul sur deux secteurs (Cornier & Hendoux, 2006 ; Cornier & Mora, 2007). Le premier, à proximité aval de La Bouille, est un tronçon exclusivement constitué par des végétations algales. La pauvreté floristique et phytocénotique de cette zone s'explique non seulement par des conditions hydrodynamiques défavorables (marée dynamique, batillage des navires commerciaux) et la mauvaise qualité physico-chimique de l'eau mais aussi par l'artificialisation et la simplification de l'hydrosystème

(berges enrochées ou bétonnées, un seul chenal sans bras mort). Les communautés algales occupent néanmoins une forte surface (12 %) en colonisant de larges plages le long des berges, et atteignent des biomasses de l'ordre de 0,04 kg de matière sèche.m⁻².

Le second secteur d'étude, en amont du Trait, est lui-aussi relativement pauvre : les communautés algales représentent 80 % de la végétation totale et près de 60 % de la biomasse totale (0,03 kg de matière sèche.m⁻²). Toutefois, et bien que très localisées dans ce chenal plus large, trois communautés végétales ont été identifiées (communauté à *Phragmites communis*, à *Bidens tripartita*, à *Convolvulus sepium*, décrites dans le paragraphe 2).

La macrofaune benthique colonisant le secteur s'étendant de La Bouille à Vieux-Port (masse d'eau de transition T2) est nettement moins diversifiée que dans le secteur plus amont, notamment le secteur T1a. D'un point de vue hydro-morphologique, ce secteur chenalisé dans toute sa longueur, comme le secteur T1, présente une très faible diversité des habitats, domaine endigué sur presque toute la longueur de ce secteur fluvial à marée, et un hydrodynamisme tidal élevé auquel s'ajoute un effet de batillage important en relation avec le trafic maritime du Port de Rouen. Seulement 26 taxa ont été récoltés, répartis essentiellement entre les oligochètes (10 taxa) et les insectes chironomes (7 taxa ; bij de Vaate *et al.*, 2007). Les abondances sont elles-aussi bien plus faibles avec en moyenne 3200 ind.m⁻². L'amphipode *Gammarus salinus* domine très largement les abondances avec près de 2600 ind.m⁻². Les autres espèces numériquement bien représentées sont les mollusques *Bithynia tentaculata* (210 ind.m⁻²) et *Dreissena polymorpha* (165 ind.m⁻²) et les chironomes *Thalassosmittia thalassophila* (89 ind.m⁻²) et *Dicortendipes nervosus* (32 ind.m⁻²).

Dans cette zone fluviale soumise à marée, la macrofaune benthique est représentée par des espèces peu exigeantes voire très peu exigeantes vis-à-vis de la qualité environnementale. Aucune des espèces récoltées ne présente un intérêt patrimonial ; au contraire, des espèces telles que les mollusques *Bithynia tentaculata* sont fréquemment observées dans les estuaires européens, tandis que d'autres, comme les oligochètes et certains insectes chironomes sont capables de supporter des milieux pollués et dégradés. L'artificialisation des berges, le batillage, l'assèchement des rives sont en outre des perturbations qui limitent l'installation, le développement et la pérennité des communautés macrobenthiques.

4. Le benthos de l'estuaire aval : de Vieux-Port à l'embouchure (zone T3)

Correspondant aux cinquante derniers kilomètres de la Seine, ce secteur est caractérisé par un gradient de salinité, résultant de l'action conjuguée des débits fluviaux et de la marée. Trois secteurs, délimités en l'occurrence selon le gradient de salinité, s'échelonnent de l'amont vers l'aval : zone oligo-, méso puis polyhaline.

4.1. Les communautés benthiques de la zone oligohaline

Le secteur oligohalin de cette zone T3, chenalisé dans toute sa longueur, présente une très faible diversité des habitats. Il n'a été que très peu prospecté : en 1978 lors des campagnes SAUM et en 1995 dans le cadre de Seine-Aval (source : base MABES). En outre, les prélève-

ments ont été effectués à la drague ou au moyen d'une suceuse à sédiment, essentiellement dans le chenal de navigation. Avec seulement 124 ind.m⁻² et huit espèces récoltées, ce secteur abrite une faune peu dense et très peu diversifiée. Elle est surtout représentée par des tubificidés (35 ind.m⁻²), les crustacés *Palaemon longirostris* (33 ind.m⁻²) et *Neomysis integer* (25 ind.m⁻²) et la polychète *Hediste diversicolor* (12 ind.m⁻²).

4.2. Les communautés benthiques des secteurs méso et polyhalin

4.2.1. Le chenal de navigation

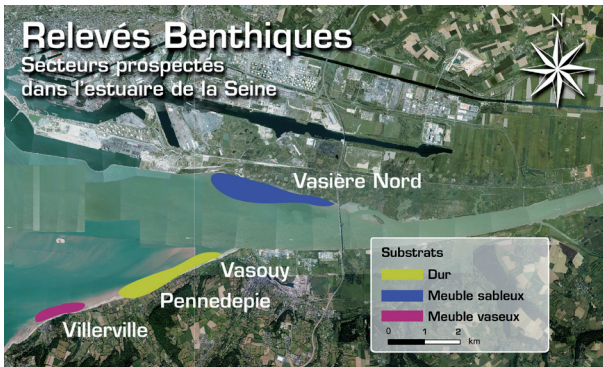
Si les communautés macrobenthiques de la zone oligohaline sont très peu diversifiées, celles en place dans le chenal de navigation des secteurs méso et polyhalin présentent aussi une pauvreté faunistique. Elles n'abritent qu'une vingtaine d'espèces avec des densités moyennes de l'ordre de 22 ind.0,5 m⁻² et des biomasses moyennes de moins de 0,1 g PSLC.m⁻² (Janson & Dauvin, 2006). Les espèces majoritairement récoltées sont le mollusque bivalve *Mytilus edulis*, le némerte *Tetrastema helvolum*, les arthropodes *Balanus crenatus* et *Haustorius arenarius* et les annélides polychètes *Capitella capitata* et *Pectinaria koreni*. Ce cortège d'espèces numériquement dominantes est très hétérogène : il regroupe en effet des espèces de fonds durs (*M. edulis* et *B. crenatus*), de sables fins envahis (*P. koreni*) ou encore de fonds riches en matière organique (*C. capitata*), soulignant la forte hétérogénéité de la couverture sédimentaire du chenal. Celui-ci est entretenu régulièrement afin de maintenir des conditions de navigation favorables jusqu'au port de Rouen. Les dragages récurrents sont reconnus comme provoquant la défaunation partielle voire totale du sédiment (Lu & Wu, 2000). Couplé à la rapidité des courants, ils participent à l'instabilité du sédiment pouvant être à l'origine de la pauvreté faunistique des communautés macrobenthiques voire même à l'azoïe de certains secteurs du chenal.

4.2.2. En zone intertidale

Les communautés macrozoobenthiques des secteurs intertidaux de l'estuaire de la Seine dans sa partie aval sont depuis les années 1980 étudiées par la Maison de l'Estuaire et la Cellule de Suivi du Littoral Normand (CSLN). Au départ effectués en réponse aux différents aménagements en fosse nord, ces suivis s'intègrent aujourd'hui principalement dans le cadre du plan de gestion de la Réserve Naturelle afin de guider la conservation et la restauration des différentes unités écologiques de l'estuaire.

Ne pouvant couvrir l'ensemble de l'espace estuarien, ces études se focalisent sur certains secteurs, de substrat meuble mais aussi de substrats durs (Figure 37) de l'estuaire aval de la Seine. Sur chacun de ces secteurs, des radiales de plusieurs stations permettent d'étudier et établir l'organisation des communautés macrozoobenthiques.

En raison des fortes variations de ce milieu induites par les travaux d'aménagements et/ou d'entretien, il est paru plus judicieux de présenter l'état le plus récent des connaissances sur la structuration spatiale des communautés intertidales macrozoobenthiques. L'évolution à long terme est quant à elle développée spécifiquement dans l'encart « vasière nord ».



GIP Seine-Aval 2010
Source des données : IGN BD ortho (c) Calvados 2005 ; Grand Port Maritime du Havre ; réalisation : Maison de l'Estuaire, 2009, G. Fauveau

Figure 37. Localisation des secteurs intertidaux prospectés par la CSLN et la Maison de l'Estuaire (source : IGN BD ortho (c) Calvados 2005 ; Grand Port Maritime du Havre ; réalisation : Maison de l'Estuaire, 2009, G. Fauveau).

4.2.2.a. Communautés intertidales de substrat meuble

La capacité des espèces à supporter les variations de salinité conditionnent la composition et la structuration des peuplements intertidaux ; la nature sédimentaire de l'habitat y joue aussi un rôle déterminant. Ainsi, deux communautés coexistent dans les substrats meubles de l'aval de l'estuaire de la Seine selon ce dernier paramètre édaphique :

(i) La communauté des vases estuariennes à *Macoma balthica*, localisée dans la Vasière Nord (Figure 37). Les sédiments de ce secteur sont majoritairement composés de fines et d'argiles (> 50 %), mais peuvent être localement plus ou moins ensablés, particulièrement dans certains bas-niveaux prospectés. Le nombre d'espèces récoltées à l'automne 2008 dans cette partie de la fosse nord s'échelonne de 5 à 17 taxa le long du gradient amont-aval (Dancié, 2009). Les densités se répartissent aussi suivant ce gradient, les plus faibles étant enregistrées en amont (entre 630 et 775 ind.m⁻² à l'automne 2008) tandis que les plus fortes en aval dépassent les 2000 ind.m⁻² (Dancié, 2009). Les espèces numériquement dominantes de cette communauté (Figure 38) sont le crustacé *Corophium volutator*, les mollusques *Macoma balthica* et *Hydrobia* sp. ainsi que l'annélide *Hediste diversicolor* dont les densités moyennes sur l'ensemble de la Vasière Nord à l'automne 2008 ont été respectivement égales à 546, 226, 100 et 133 ind.m⁻² (Dancié, 2009). Suivant le taux d'envasement et la position sur la slikke*, cette communauté présente trois faciès :

- le faciès des vases à *Scrobicularia plana*, lié à une émergence longue sur toute la slikke et une forte dessalure ;
- le faciès à *Cerastoderma edule* lié à des apports de sable sur la moyenne slikke et une faible dessalure ;
- le faciès des sables vaseux à *Corophium volutator*, typique des milieux estuariens saumâtres, lié à une forte dessalure dans le bas estuaire.

(ii) La communauté des sables, établie sur la rive sud de l'estuaire (Vasouy et Pennedepie, Figure 37). Sans qu'un gradient haut/bas de l'estran ne soit

déTECTABLE, la richesse spécifique de ce secteur varie de deux à huit espèces et les densités s'échelonnent sur une fourchette beaucoup plus large que dans la Vasière Nord (de 83 à 3117 ind.m⁻² à l'automne 2008 ; Dancié, 2009). La nature sédimentaire de la rive sud est très largement représentée par les sables fins à moyens voire parfois grossiers. Néanmoins, les particules vaseuses peuvent contribuer de façon non-négligeable à la composition granulométrique du sédiment (jusqu'à 23 %). Cette variation dans la composition sédimentaire est à l'origine de la différenciation des assemblages faunistiques. Ainsi, l'amphipode *Bathyporeia pilosa*, espèce caractéristique des milieux dunaires, domine numériquement les hauts de plage avec des densités pouvant atteindre localement plus de 3000 ind.m⁻² (Dancié, 2009). Dans les horizons inférieurs, la polychète *Nephtys cirrosa* témoigne de la présence des sables fins à moyens (jusqu'à 117 ind.m⁻²). Néanmoins, les vases sont mieux représentées que dans le haut de l'estran et expliquent la présence et la meilleure représentation numérique de *Macoma balthica* (jusqu'à 200 ind.m⁻²).

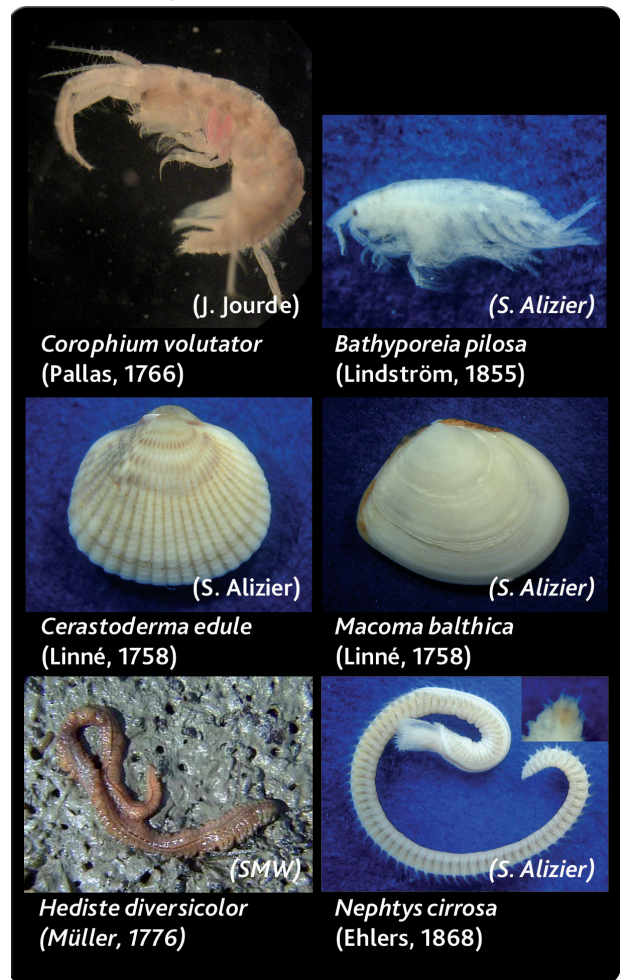


Figure 38. Quelques espèces caractéristiques des substrats meubles intertidaux en estuaire de Seine.

4.2.2.b. Communautés intertidales de substrat dur

Situé au sud de l'estuaire de la Seine sur le littoral du Calvados, le platier rocheux de Villerville constitue, avec le banc de galets du Ratier, le seul habitat naturel de

substrat dur de l'estuaire de la Seine (Figure 37). Dans sa partie orientale, le platier est constitué de roche mère plus ou moins envasée qui, sur les parties hautes et moyennes, alterne avec des zones de blocs et de galets ainsi que des accumulations de sédiments meubles plus ou moins envasés. Dans sa partie occidentale, le platier rocheux peut être fortement recouvert par une couche sablo-vaseuse peu épaisse stabilisée par des algues rouges (*Rhodothamniella floridula*). C'est aussi dans ce secteur qu'une moulière s'est installée mais dont le recouvrement spatial-temporel est très variable (Figure 39 ; Jourde *et al.*, 2009).

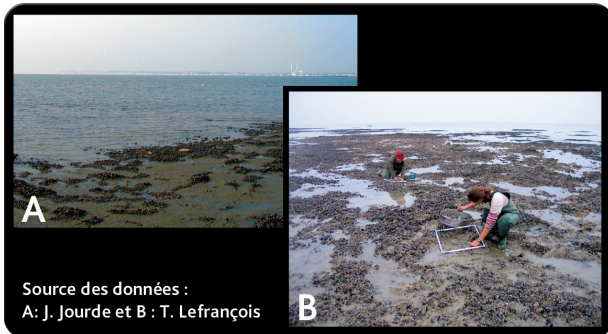


Figure 39. Etendue de la moulière du platier de Villerville aux mois d'avril et d'octobre 2007.

L'étude du platier de Villerville en octobre 2007 par la CSLN (Jourde *et al.*, 2009) révèle un habitat de type récif de roche médiolittoral en mode exposé selon la typologie Natura 2000. Cet ensemble hétérogène au niveau de son substrat est relativement homogène du point de vue biologique ; il abrite 113 taxons soulignant ainsi la relative richesse faunistique de ce milieu dans un contexte estuarien (Jourde *et al.*, 2009). La communauté en place est celle de la moule bleue *Mytilus edulis* et des balanes (*Semibalanus balanoides*, *Elminius modestus* et *Balanus crenatus*).

Selon les abondances relatives de ces espèces, ainsi que leur cortège d'espèces accompagnatrices (Figure 40), trois assemblages correspondants aux bas, moyen et haut niveaux de l'estran sont identifiés (Jourde *et al.*, 2009) :

- en bas niveau, l'assemblage est caractérisé par des valeurs de paramètres biologiques élevés (70 taxons, plus de 12000 ind.m⁻² et 933 g PSLC.m⁻²). Le cirripède *B. crenatus* et le bivalve *M. edulis* sont les espèces numériquement dominantes (47,6 et 16,1% respectivement), tandis que le cortège d'espèces accompagnatrices est principalement composé du cirripède *E. modestus* (10,5%) et de la polychète *Phyllodoce mucosa* (10,4%). Un grand nombre d'espèces recensées à ce niveau ont des affinités marines et sont fréquemment observés dans les fonds subtidiaux de l'estuaire (le bivalve *Abra alba*, le décapode *Pisidia longicornis*, la polychète *Sthenelais boa*).
- le niveau moyen correspond quant à lui à une zone de transition entre les bas et hauts niveaux. Il recense 70 taxons et abrite en moyenne 8206 ind.m⁻². Dominé par les balanes et les moules, il héberge également de nombreuses espèces

des hauts niveaux (littorines, sphaeromes...). Certains secteurs se distinguent néanmoins par une couverture de moules et des plaquages de sables stabilisés par l'algue rouge *Rhodothamniella floridula*, ou un recouvrement localement important (> 55 %) par les algues vertes du genre *Ulva*.

- en haut niveau, l'assemblage se compose de 64 taxons et en moyenne 15781 ind.m⁻². Les cirripèdes *S. balanoides* et *E. modestus* contribuent fortement aux effectifs (34 et 27,5 % respectivement) mais les abondances de la troisième espèce de cirripède *B. crenatus* et de la moule bleue ne sont pas négligeables (plus de 1000 ind.m⁻² chacun). Certaines espèces telles que les gastéropodes *Littorina saxatilis* et *Patella vulgata* ne sont présents qu'à ce niveau de l'estran.

Selon Jourde *et al.* (2009), le platier de Villerville est une mosaïque d'habitats potentiellement les plus riches du domaine intertidal de la Réserve Naturelle de l'estuaire de la Seine. En outre, la moulière fournit une multitude d'abris pour la faune, augmentant ainsi la diversité. Elle représente également un site d'alimentation attractif pour l'avifaune, notamment les macreuses comme cela fut observé au cours de l'hiver 2007-2008 (Massé & Aulert, 2008).



Figure 40. Quelques espèces caractéristiques des substrats durs intertidaux en estuaire de Seine.

4.2.3. Les communautés benthiques de substrat dur en domaine subtidal

Les substrats durs subtidaux sont localisés à la sortie du Port du Havre, dans le secteur des Hauts de la Rade, en direction de la haute-mer. Observée de manière récurrente par la CSLN lors de ses suivis biannuels, les communautés benthiques sont établies sur des sédiments au terme générique de champs de blocs qui correspondent à des graviers, cailloutis et galets plus ou moins envasés. La dureté de ces fonds implique des échantillonnages effectués à la drague, rendant impossible une réelle es-

timination des densités faunistiques. Ils fournissent néanmoins des informations quant à la composition faunistique de la communauté en place. La faune y est diversifiée (plus de 80 espèces) et surtout représentée par l'étoile de mer *Asterias rubens*, des anthozoaires, des amphipodes tels *Corophium ascherusicum*, *Erichthonius punctatus* et *Pariambus typicus*, des annélides polychètes errantes *Harmothoe impar* et *Pholoe inornata* ainsi que des nématelminthes (Jourde, 2008). Des bancs de moules peuvent aussi coloniser ces fonds.

4.2.4. Les communautés benthiques de substrat meuble en domaine subtidal

Dans les secteurs méso- et polyhalin, deux communautés colonisant les fonds subtidiaux ont été identifiées depuis les travaux de Cabioch & Gentil (1975), Proniewsky & Elkaïm (1980) et Gentil *et al.* (1986) : la communauté des sables fins envasés à *Abra alba*-*Pectinaria koreni* occupe la zone de l'embouchure et l'entrée des fosses nord et sud, tandis que plus en amont dans les fosses prend place la communauté oligospécifique des vases estuariennes à *M. balthica* (Janson, 2007). Liés à leur pénétration dans l'estuaire, ces deux types de communautés décrites par Petersen (1913 ; 1918) s'organisent selon un gradient aval-amont que Proniewsky & Elkaïm (1980), Desprez (1981) et Mouny (1998) ont assimilé à un gradient d'appauvrissement. Celui-ci est lié non seulement au gradient de salinité mais aussi à la nature sédimentaire des fonds. Les travaux de Janson (2007) menés au cours d'un suivi pluri-annuel, ont permis de souligner la mosaïque d'habitats de ce secteur : quatre à cinq types sédimentaires (vases, sables plus ou moins envasés, sables propres, galets et sables envasés), de superficie et de localisation fluctuantes d'une année à l'autre, ont en effet été identifiés. Couplés au facteur salinité, ils sont à l'origine de différents faciès, plus ou moins spatialement imbriqués, de la communauté à *A. alba* - *P. koreni* :

- un faciès-type dans le secteur le plus externe avec un nombre d'espèces et d'individus le plus élevé (jusqu'à 86 espèces et plus de 13000 ind.0,5 m²) et des espèces caractéristiques telles les mollusques *A. alba* et *Kurtiella bidentata*, les annélides *Aphelocheata marioni*, *Nephtys hombergii*, *Owenia fusiformis* et *P. koreni*, et les échinodermes *Echinocardium cordatum* et *Acrocnida brachiata* (Figure 41).

- un faciès sableux dominé par des espèces psammophiles (les mollusques *Donax vittatus* et *Antalis vulgaris*, et les polychètes *Ampharete baltica*, *Magelona johnstoni* ; Figure 41) dont les densités peuvent atteindre près de 2500 ind.0,5 m². La localisation de ce faciès, bien que très fluctuante d'une année à l'autre, est restreinte à l'entrée des fosses et correspond à la zone de dépôt du Grand Port Maritime de Rouen du Kannick ;

- un faciès d'appauvrissement dont la composition faunistique et les densités relatives mettent en évidence la transition vers la communauté à *M. balthica*. Dans le secteur des fosses nord et sud cohabitent en effet des espèces typiques de la communauté à *A. alba* - *P. koreni* et celles de la communauté à *M. balthica* (*Cerastoderma edule*, *M. balthica*).



Figure 41. Quelques espèces caractéristiques des fonds meubles de l'estuaire de la Seine en domaine subtidal.

5. Le benthos de l'estuaire au-delà de l'embouchure (zone BS)

Dans le secteur situé à l'ouest d'une ligne Trouville-Cap de La Hève, l'influence de la Seine est encore très nette mais cette zone est plus franchement marine. Les connaissances de la macrofaune benthique de ce secteur, acquises notamment depuis le milieu des années 1980 avec les campagnes PECTOW, portent majoritairement sur le domaine subtidal, dominé par les sables fins plus ou moins envasés et les sables plus grossiers au fur et à mesure de l'éloignement à la côte, en passant par les sables fins à moyens propres dunaires sur les bancs de Seine. La communauté macrobenthique en place est celle à *Abra alba*-*Pectinaria koreni* ; elle s'étend de l'embouchure de la Seine vers le sud, face à Deauville, et jusqu'au nord, entre le cap de la Hève et le cap d'Antifer. Très diversifiée (plus de 100 espèces), cette communauté présente des densités atteignant dans certains secteurs plus de 500 ind.0,5 m⁻² (tamisage sur 2 mm) et des biomasses supérieures à 125 g PSLC.0,5 m⁻² (Dauvin *et al.*, 2002). Toutefois, les fortes valeurs de ces deux derniers paramètres biologiques ne sont imputables qu'à une dizaine d'espèces parmi lesquelles figurent les mollusques *A. alba*, *K. bidentata* et *Phaxas pellucidus*, les annélides polychètes *Nephtys hombergii*, *P. koreni* et *O. fusiformis*, et des échinodermes *Acrocnida brachiata* (Barnay, 2003). La relative stabilité spatio-temporelle de ces espèces (Thiébaud *et al.*, 1997 ; Ghertso, 2002 ; Barnay, 2003) explique la persistance de trois assemblages au sein de cette communauté des sables fins envasés (Figure 42) : l'assemblage à *P. pellucidus* à la périphérie occidentale de la communauté, l'assemblage à *N. hombergii*, localisé face à l'embouchure et l'assemblage à *O. fusiformis* le long d'une bande côtière entre Ouistreham et le cap d'Antifer (Barnay, 2003). Ce dernier assemblage présente trois noyaux d'abondance : le long des côtes du Pays d'Auge face à Deauville-Trouville, face à l'embouchure à proximité de la Carosse et le long des côtes du Pays de Caux, entre La Hève et Antifer dans une zone hétérogène envasée entretenue par les apports vaseux de la zone de dépôt du Grand Port Maritime du Havre à Octeville.

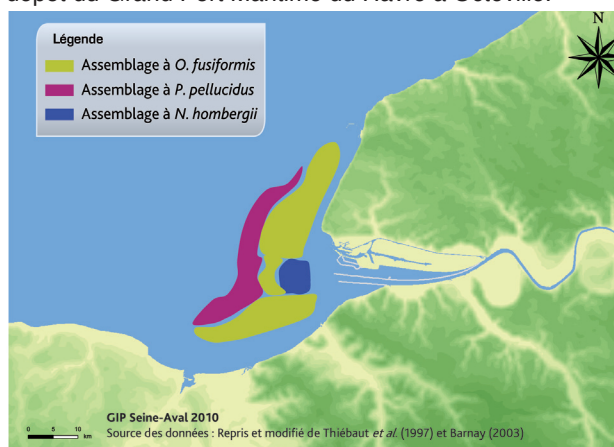


Figure 42. Assemblages macrobenthiques subtidaux du secteur baie de Seine orientale.

Le port du Havre, un domaine de transition

Les domaines portuaires sont représentés par les plans d'eaux littoraux qui constituent une transition entre le domaine marin franc et le domaine continental (Breton, 2005). Ils sont extrêmement diversifiés par leurs dimensions, leur morphologie ainsi que leurs conditions hydrologiques et climatiques mais les caractéristiques permettant d'identifier clairement ces milieux sont la communication avec le milieu marin, une production biologique importante - notamment au niveau du phytoplancton - et qu'ils constituent un réceptacle physique délimité qui a tendance à accumuler les apports extérieurs (sédiments, nutriments, ...) ; ils sont considérés comme des secteurs de confinement, comparables aux lagunes comme celles méditerranéennes.

Le port du Havre, situé dans le fond de la baie de Seine orientale, s'étend sur un substratum d'alluvions quaternaires et rejoint la Seine à Tancarville par le canal du même nom de 25 km, se terminant par une écluse. En plus des eaux de la Seine, ce canal reçoit les eaux d'une rivière, la Lézarde. Entre le canal de Tancarville et la Seine s'étend une large zone industrielle (pétrochimie, automobile, métallurgie, cimenterie...), elle-même desservie par un canal, le Grand Canal du Havre ou Canal Central Maritime, dont le projet de prolongement jusqu'au canal de Tancarville est actuellement en cours (Figure M).

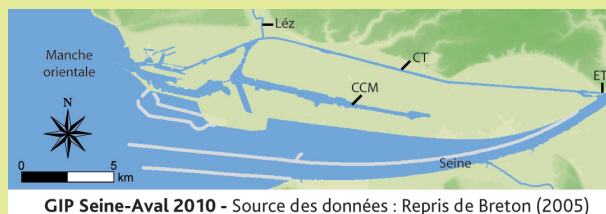


Figure M. Les plans d'eau du port du Havre. CT : Canal de Tancarville ; Léz : Lézarde ; CCM : canal central Maritime ; ET : Ecluse de Tancarville.

Le port du Havre se compose de trois types de bassins distribués d'aval en amont (Breton, 2005) :

- (i) les bassins à marée dans lesquels l'action de la marée est ressenti intégralement (mouvements d'eau bi-quotidien, marnage fluctuant de 2,2 à 8 m) ;
- (ii) les bassins à flots anciens dont l'accès et le maintien d'un haut niveau d'eau (marnage : 1,5 m) sont assurés par un système d'écluses ;
- (iii) les bassins à niveau constant dans lesquels le marnage est de 0,40 m grâce à une organisation complexe de pompage et/ou d'écoulement naturel des eaux par les canaux de chasse doublant toutes les écluses.

Cette organisation en bassin et écluses confère à ces secteurs des conditions particulières pour les communautés animales et végétales. Les habitats possibles sont d'une part les fonds meubles des bassins : sablons et/ou vase réductrice molle ou compacte avec parfois des dépôts coquilliers, mais aussi les supports solides verticaux tels que les quais de brique et de pierre de taille parfois calcaire, ou les épaves offrant des supports variés (bois, métal) (Breton, 2005). L'hydrodynamisme est nul ou modéré dans les bassins, à l'exception des périodes de vent fort qui peuvent être à l'origine de vagues courtes battant les quais et responsable de remise en suspension

sédimentaire à - 5 m ou - 6 m. Dans les écluses, au contraire, les courants unidirectionnels sont très violents à chaque utilisation. La luminosité dans les bassins décroît rapidement avec la profondeur en raison de la turbidité des eaux (matière en suspension ou remise en suspension lors des coups de vent, prolifération phytoplanctonique en été). La salinité, quant à elle couvre une large gamme de valeurs selon un gradient décroissant d'ouest en est, de 32 dans les bassins de marée à 4 au débouché de la Lézarde (Breton, 2005). Il n'est pas rare que des haloclines se mettent en place dans les bassins, de même que les variations de température sur la tranche d'eau superficielle des bassins induisent l'établissement de thermoclines localisées (Breton, 2005).

La distribution et la composition des communautés dans les plans d'eau du port du Havre est alors très irrégulière : sur un même point d'une saison à l'autre, d'une année à l'autre ; d'un quai à l'autre dans un même plan d'eau ; horizontalement ou verticalement sur un même quai. Cette irrégularité est à l'origine des études uniquement qualitatives de la composition des communautés animales et végétales du port du Havre. En outre, les observations sont empreintes de biais, inhérents à la méthode d'observation (plongée subaquatique) et/ou à la non-accessibilité à certains bassins. La connaissance des communautés de ce milieu portuaire est basée uniquement sur des inventaires.

La macroflore du port du Havre

L'éclaircissement est le paramètre déterminant dans la répartition verticale des algues, limitant leur établissement aux premiers décimètres dans les bassins à niveau constant.

Les algues ne font pas l'objet de relevés systématiques mais d'observations ponctuelles, rendant très éparées les informations disponibles. Toutefois, les synthèses de Breton (1981 ; 2005) permettent de dresser des listes de composition algale selon les secteurs d'étude dans l'enceinte portuaire. Ainsi, dans les bassins de marée, une douzaine d'espèces a été répertoriée, dont les plus abondantes (Figure N) sont les algues vertes *Ulva lactuca* et *U. compressa*, l'algue rouge *Chondrus crispus* et les algues brunes *Fucus vesiculosus*, *Undaria pinnatifida* et *Sargassum muticum*, ces deux dernières étant des espèces introduites.

Dans les bassins à flot ancien, des diatomées filamenteuses se développent en une importante population au printemps et côtoient une vingtaine d'autres espèces de macroalgues parmi lesquelles figurent les algues rouges *Antithamnion plumula*, *Ceramium nodulosum* et *Nitophyllum punctatum*, les vertes *Bryopsis plumosa*, *Cladophora* sp. (Figure N) et *Chaetomorpha linum*, et des espèces rencontrées dans les bassins de marée (Ulves, Sargasses).

Les bassins à niveau constant de l'arrière-port abrite une communauté algale moins diversifiée (huit espèces), composée essentiellement par les Ulves (*U. intestinalis*) mais aussi *B. plumosa* et *Ceramium siliquosum*.

Le macrozoobenthos du port du Havre

L'endobenthos n'a été que très peu étudié dans les bassins portuaires du Havre : en 1979 (Proniewsky, 1979) et aussi de 2000 à 2002 à l'occasion d'études commandées par EDF, la Ville du Havre et la Chambre de Commerce et d'Industrie du Havre (Breton, 2005). L'inventaire de l'endobenthos est ordonné selon les bassins.



Figure N. Principales espèces algales rencontrées dans le port du Havre.

Dans les bassins de marée, la faune endogée est composée d'une vingtaine d'espèces dont les densités sont spatialement très variables (de 194 à 2616 ind.m⁻²; Breton *et al.*, 2005). Certaines espèces telles les polychètes *Typosyllis prolifera* et *Pectinaria koreni*, et les bivalves *Nucula nitidosa* et *Cerastoderma edule* sont exclusivement présentes dans ces bassins. D'autres au contraire, colonisent les autres types de plan d'eau : les polychètes *Capitella capitata* (jusqu'à 2211 ind.m⁻²) et *Cirriformia tentaculata* (501 ind.m⁻² en moyenne), et les bivalves *Abra alba* et *Corbula gibba* (jusqu'à 42 et 68 ind.m⁻² respectivement).

Dans les bassins à flot anciens, l'endofaune est représentée par 14 taxons, variant de 4 à 12 espèces selon les sites de prospection. Les abondances sont aussi très variables d'un point à l'autre, s'échelonnant de 35 à 1470 ind.m⁻² (Breton *et al.*, 2005). Les espèces numériquement dominantes sont les bivalves *Venerupis aureus*, *Corbula gibba* et *Cerastoderma glaucum* et les polychètes *Capitella capitata*, *Cirriformia tentaculata* et *Hediste diversicolor* (Breton *et al.*, 2005 ; Breton, 2005). Enfin, dans les bassins à niveau constant, 22 taxons ont été recensés, variant de 5 à 13 espèces selon les sites de prospection. Les abondances sont aussi très

variables d'un point à l'autre, fluctuant entre 36 et 927 ind.m⁻² (Breton *et al.*, 2005). Elles sont majoritairement représentées par *C. gibba*, *C. capitata* et *H. diversicolor* (respectivement jusqu'à 633, 504 et 192 ind.m⁻²; Breton *et al.*, 2005).

L'épifaune

L'épibenthos a été étudié depuis la fin des années 1970 par les explorations des plongeurs du Muséum du Havre et des clubs normands ou de la région parisienne (Breton *et al.*, 2005). Ces plongées subaquatiques ont permis de préciser la composition qualitative de l'épibenthos dans les trois types de bassins.

Dans les bassins à marée, un total de 85 taxa a été identifié (Breton, 2005). Ils appartiennent majoritairement aux groupes des Crustacés (24,7% ; espèces telles *Balanus crenatus*, *Semibalanus balanoides*, *Galathea squamifera* et *Pagurus bernhardus*), des Spongiaires (16,5% ; telles *Haliclona oculata*, *H. rosea* et *Mycale contarenii*), des Cnidaires (12,9% ; telles *Sagartia troglodytes* et *Urticina felina*), des Mollusques (12,9% ; telles *Hinia reticulata*, *Littorina littorea*, *Mytilus edulis* et *Patella vulgata*) et des Ascidies (12,9% ; telles *Asciidiella aspersa*, *Botryllus schlosseri* et *Ciona intestinalis* ; Figure O).

Dans les bassins à flot anciens, 93 espèces y ont été recensées. De manière similaire aux bassins à marée, les taxa de l'épifaune se répartissent majoritairement dans les groupes des Crustacés (29%), des Spongiaires (15%), des Ascidies (12,9%) et des Cnidaires (10,8%) mais aussi des Polychètes (10,8% ; telles *Hydroides ezoensis*, *Sabella pavonina* et *Pomatoceros triqueter*).

Dans les bassins à niveau constant en revanche, le nombre de taxa dénombrés est près de 50% inférieur (45 taxons). Les groupes les mieux représentés sont de nouveaux les Crustacés (13 espèces), les Spongiaires (6 espèces) et les Cnidaires (6 espèces).

Les espèces introduites : allochtones mais de là à être invasives...

Comme le souligne Breton (2005), il est remarquable de constater l'importance du stock d'espèces allochtones dans le port du Havre. Leur origine est majoritairement le Pacifique Nord-Est, notamment le Japon alors que leur période d'introduction peut être très diverse. Ainsi a été introduit à la fin du 19^{ème} siècle le cnidaire *Haliplanella lineata*, puis les crustacés *Balanus amphitrite* et *Eriocher sinensis* dans les années 1930-1940. Depuis, d'autres se sont ajoutés à la liste (Breton, 2005 ; Figure O), notamment des mollusques *Crepidula fornicata*, les Ascidies *Styela clava* ou le crabe sanguin (*Hemigrapsus sanguineus*). Les communautés algales du port du Havre n'échappent pas non plus à l'arrivée de nouvelles espèces, comme la *Sargassum muticum* qui s'installe dans les années 1970 et *Undaria pinnatifida* dans les années 1990 (Breton, 2005).

Toutes les espèces introduites colonisant un nouveau territoire ne sont pas synonymes d'espèces invasives. Dans ce sens, l'espèce introduite ne provoque pas nécessairement de déséquilibre majeur apparent au sein de la communauté dans laquelle elle s'est installée. Cela a ainsi été le cas des crabes *Hemigrapsus takanoi* et *H. sanguineus* qui se retrouvent aujourd'hui dans tous les plans d'eau du port. Sympatriques de *Carcinus maenas* et *Polybius puber*, ces crabes introduits ne semblent pas avoir induit de baisse des densités des crabes autochtones (Breton, 2005).



Figure O. Quelques espèces macrobenthiques du port du Havre.

D'autres espèces en revanche sont réputées pour leur explosion démographique. Les bassins du port du Havre ont ainsi enregistré l'invasion de deux espèces à plus ou moins long terme :

- la serpule *Hydroides ezoensis* (Figure O) a été observée la première fois au cours de l'été 1996 (Breton & Vincent, 1999) avec une population composée d'individus rares et disséminés le long de quelques quais. Dans le courant de l'été 1997, l'espèce a connu un fort recrutement qui s'est transformé dès l'automne en une colonisation massive du quai déjà occupé mais aussi d'autres quais des bassins à flot (Breton & Vincent, 1999). Malgré son implantation et son développement soutenus, cette espèce ne

semble pas avoir concurrencé les taxa préexistants.

- la sinascidie *Didemnum vexillum* (ascidie coloniale encroûtante ; Figure O) a été rencontrée la première fois en décembre 1998 formant une population dense mais de petite taille ; dix mois plus tard, cette population recouvrait toute la hauteur d'un quai sur plus de 100 m de longueur, ne respectant que les siphons des ascidies, l'ouverture des moules et parfois, l'osculé d'une éponge. Bien qu'on l'observe encore dans tous les bassins à flot, cette invasion sévère s'est par la suite résorbée, les densités étant plus faibles depuis 2002 (Breton, 2005).

PARTIE II. LES FONCTIONNALITÉS ESTUARIENNES LIÉES AU BENTHOS

Chapitre 5. Rôle trophique du benthos

1. Réseaux trophiques

Caractériser les communautés macrobenthiques (richesse, structure) ainsi qu'étudier leurs évolutions temporelles permettent d'apprécier leurs fonctionnalités biologiques au sein d'un écosystème, notamment en terme de chaîne trophique. Le macrobenthos y est en effet un maillon indiscutable : puisant son énergie dans les maillons inférieurs, il est à son tour utilisé comme source par le ou les maillons supérieurs, l'ensemble constituant alors le réseau trophique.

Le macrobenthos est tout d'abord une ressource importante pour les poissons. L'estuaire de Seine est à ce titre considéré comme une nurricerie importante pour les juvéniles de nombreuses espèces de poissons (sole, plie, flet, bar...) car c'est un secteur où les conditions environnementales sont optimales pour leur développement. Zone d'abri ou de refuge contre les prédateurs, c'est une zone propice à la nutrition grâce à sa disponibilité en proies benthiques. Toutefois, chaque espèce de poisson va avoir des espèces-proies préférentielles : en estuaire de Seine, la sole *Solea solea* s'alimente plutôt d'annélides et de crustacés (65 et 23 % respectivement), le bar *Dicentrarchus labrax*, de crustacés (90 %), la plie *Pleuronectes platessa*, de mollusques et d'annélides (62 et 19 % respectivement) (Morin *et al.*, 1999). S'ajoutent aussi des variations comportementales au sein de chaque espèce qui peuvent être liées :

- à la saison, traduisant probablement la variabilité de la disponibilité des proies : le bar (*Dicentrarchus labrax*) consomme des annélides benthiques en hiver lorsque les crevettes grises *Crangon crangon* quittent l'estuaire ; mais aussi au rythme des marées, selon l'accessibilité à la ressource. Ainsi, les juvéniles se nourrissent du macrobenthos des vasières intertidales recouvertes à marée haute, et de celui du secteur subtidal mais avec tout de même une préférence pour le suprabenthos à marée basse (Figure 43) ;
- à la taille des poissons, chaque groupe de taille s'alimentant sur une typologie particulière de proies qui évoluera alors avec l'âge de l'individu. Ainsi, chez la plie (*Pleuronectes platessa*), les individus de moins de 13 cm consomment préférentiellement des polychètes (*Owenia fusiformis* et *Pectinaria koreni*) tandis que les individus de plus de 13 cm se nourrissent majoritairement de mollusques (*Abra alba*, *Phaxas pellucidus* et *Ensis* spp. ; Tous Rius, 2009).

Ces proies relativement variées colonisent des milieux différents (intertidal, subtidal ; substrat vaseux, sablo-vaseux) et les connaissances du régime trophique de certains poissons (notamment à valeur économique) couplées aux distributions spatiales des espèces-proies macrobenthiques pourraient alors expliquer la répartition

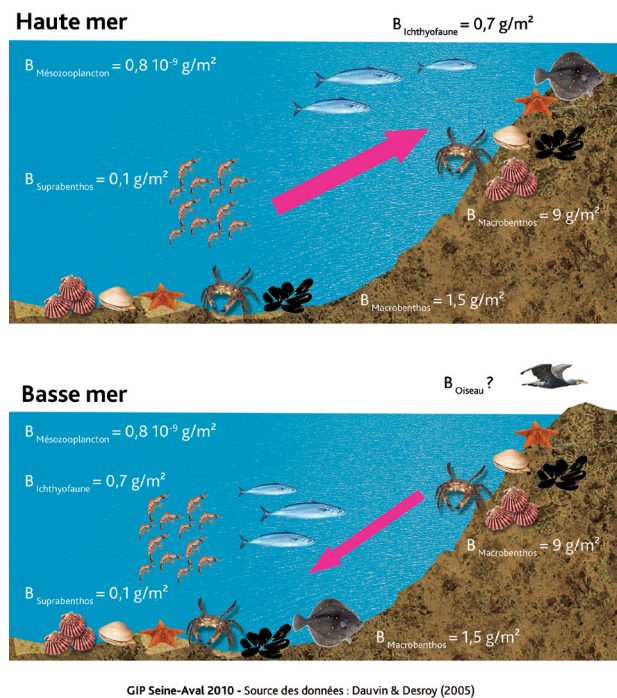


Figure 43. Représentation schématique de la chaîne trophique de la fosse nord dans l'estuaire aval de Seine.

spatiale de ces espèces d'ichtyofaune et/ou fournir des outils de compréhension si les secteurs de colonisation de ces espèces venaient à être modifiés.

Dans ce cadre, une étude récente (Tous Rius, 2009) intégrée au projet Seine Aval COLMATAGE, a été menée dans le but de comprendre la structuration des peuplements halieutiques en relation avec les habitats bio-sédimentaires et les peuplements macrobenthiques. Il s'agissait plus particulièrement d'évaluer les relations trophiques entre ces deux maillons trophiques. Cette étude s'est essentiellement concentrée sur les exigences alimentaires et la distribution spatiale des juvéniles de trois espèces de poissons plats séjournant dans l'estuaire : la sole commune *Solea solea*, la petite sole jaune (ou solenette) *Buglossidium luteum* et la plie *Pleuronectes platessa*. Le choix de ces trois espèces repose sur le fait que ce sont des poissons nectobenthiques bien représentés numériquement dans l'estuaire de la Seine, qu'ils ont un régime alimentaire basé sur le benthos endogé et que leurs juvéniles partagent la même zone de nurricerie. Cette étude s'est intéressée en outre à déterminer s'il existait d'éventuelles interactions entre les juvéniles de ces trois espèces de poisson plat, en terme de compétition pour l'espace ou la ressource trophique.

La distribution spatiale des juvéniles montrent que chaque population a des exigences écologiques : les juvéniles de la sole commune affectionnent la fosse nord où la dessa-

lure et les variations de salinité sont fortes et fréquentes, ceux de la petite sole jaune apprécient les fonds de plus de 10 m mais évitent les eaux de faible salinité (< 33), tandis que les juvéniles de la plie s'installent majoritairement sur les fonds sableux de la fosse sud et de la zone côtière du Pays d'Auge (Figure 44).

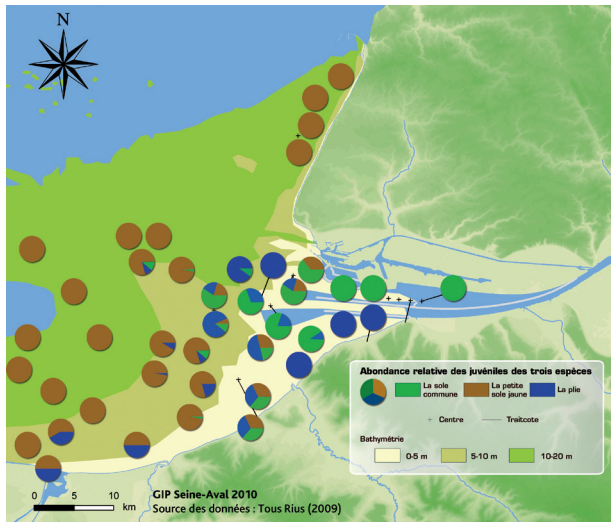


Figure 44. Carte des distributions spatiales et des abondances de juvéniles de trois espèces de poissons plats (*B. luteum*, *P. platessa* et *S. solea*) dans l'estuaire de la Seine.

Concernant leur régime trophique, les juvéniles de ces trois espèces ont leurs préférences alimentaires : la sole commune se restreint aux annélides (Figure 45-A), la petite sole jaune se nourrit préférentiellement de crustacés, d'annélides et de bivalves (Figure 45-B) tandis que la plie consomme plutôt des bivalves et des annélides (Figure 45-C).

Outre que cette étude a confirmé la nature du régime alimentaire des juvéniles de ces trois espèces de poissons en estuaire de Seine via l'analyse de leurs contenus stomacaux, elle a mis aussi en avant le caractère assez opportunistes des juvéniles. Les ressources alimentaires disponibles sont en effet partagées par les trois espèces. Les différences de distribution spatiale des juvéniles et des espèces-proies préférentielles de chaque espèce semblent limiter les éventuelles interactions qui peuvent exister entre ces espèces halieutiques. Mais selon la disponibilité et l'accessibilité des proies, elles sont capables d'adapter leurs régimes alimentaires. De la composition et de l'abondance des peuplements macrobenthiques dépend ainsi le régime trophique des poissons nectobenthiques de l'estuaire de la Seine. Il est donc indispensable d'intégrer tous les niveaux trophiques (sédiment, macrobenthos et ichtyofaune) pour comprendre le fonctionnement d'une nourricerie. La fonctionnalité de la nourricerie de l'estuaire de Seine repose donc sur la coexistence de différents milieux juxtaposés (chenaux, fosses nord, fosse sud et embouchure) et suffisamment productifs qui permettent aux jeunes poissons de satisfaire l'ensemble de leurs besoins dans un temps et un espace géographique limités.

Le macrobenthos est aussi une ressource trophique importante pour l'avifaune*. Cette fonctionnalité donne d'ailleurs à l'estuaire de Seine, situé sur la grande voie

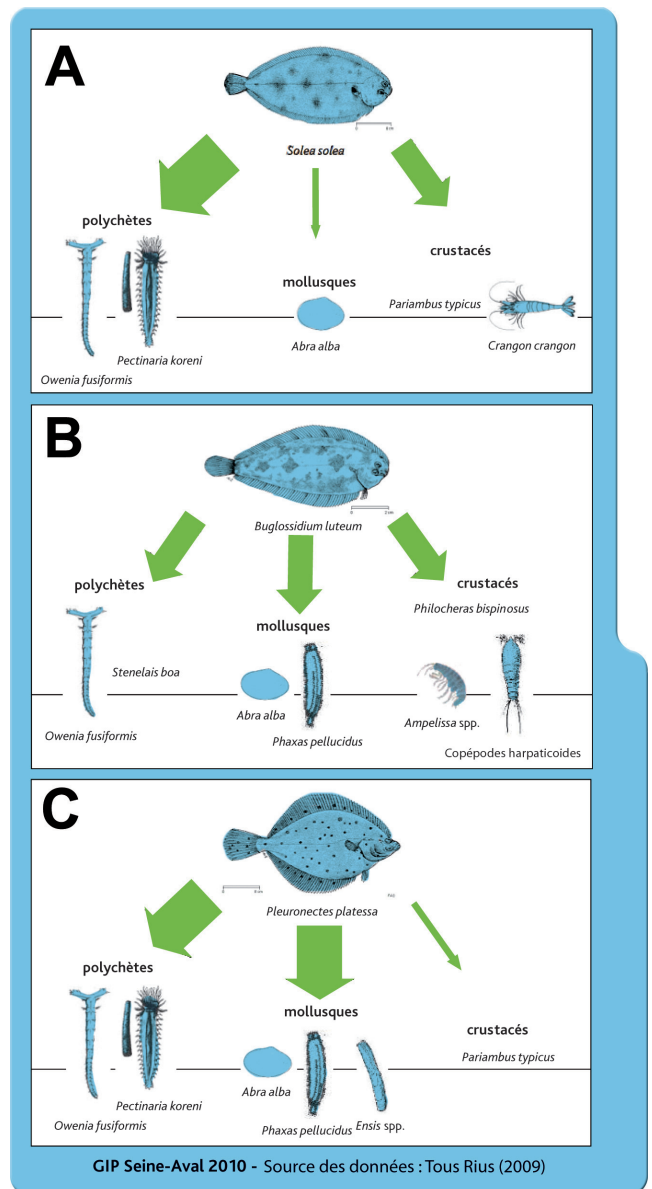


Figure 45. Régime alimentaire de la sole commune *Solea solea* (A), de la petite sole jaune *Buglossidium luteum* (B) et de la plie *Pleuronectes platessa* (C).

de migration reliant le nord-est au sud-ouest de l'Europe, une valeur d'étape migratoire essentielle dans les trajets pré- et post-nuptiaux de nombreux oiseaux d'eau (Plongeon catmarin, Grèbe huppé, Goéland brun). C'est aussi une zone d'hivernage pour diverses espèces de Limicoles (Avocette, Courlis cendré, Huitrier pie) et d'Anatidés (Tadorne de Belon, Canard pilet, Macreuse noire et brune), de même qu'une zone de refuge lors de vagues de froid sur le nord-est de l'Europe.

Ces populations ont aussi, comme l'ichtyofaune, des espèces-proies de prédilection, souvent en relation avec la forme et la longueur de leur bec. Ainsi, le courlis cendré *Numenius arquata* trouve grâce à son long bec courbé, une ressource trophique de choix auprès des polychètes *Arenicola marina* et *Nereis sp.* vivant dans des galeries ou en profondeur dans le sédiment. Les bécasseaux maubèche *Calidris canus* sont eux, restreints à se nourrir de proies situées dans les sédiments superficiels, telles que les bivalves *Macoma balthica* en raison de leur bec court.

Quant à l'huitrier-pie *Haematopus ostralegus*, au bec relativement court mais robuste, il se nourrit principalement de bivalves tels que *Cerastoderma edule* ; en estuaire de Seine, il n'est pas rare d'observer les populations d'huitrier-pie le long des bancs latéraux de la digue nord où les densités de *C. edule* sont élevées (C. Bessineton, com. pers.).

En revanche, même si l'espèce-proie de prédilection est présente dans le milieu, sa taille - et donc le gain d'énergie lié à sa consommation - est déterminante. Certaines espèces d'oiseaux vont en effet délaisser leurs proies préférentielles, trop petites, pour se diriger vers d'autres espèces plus grosses : la dépense d'énergie, liée à la recherche et à la capture de proie, doit être rentable.

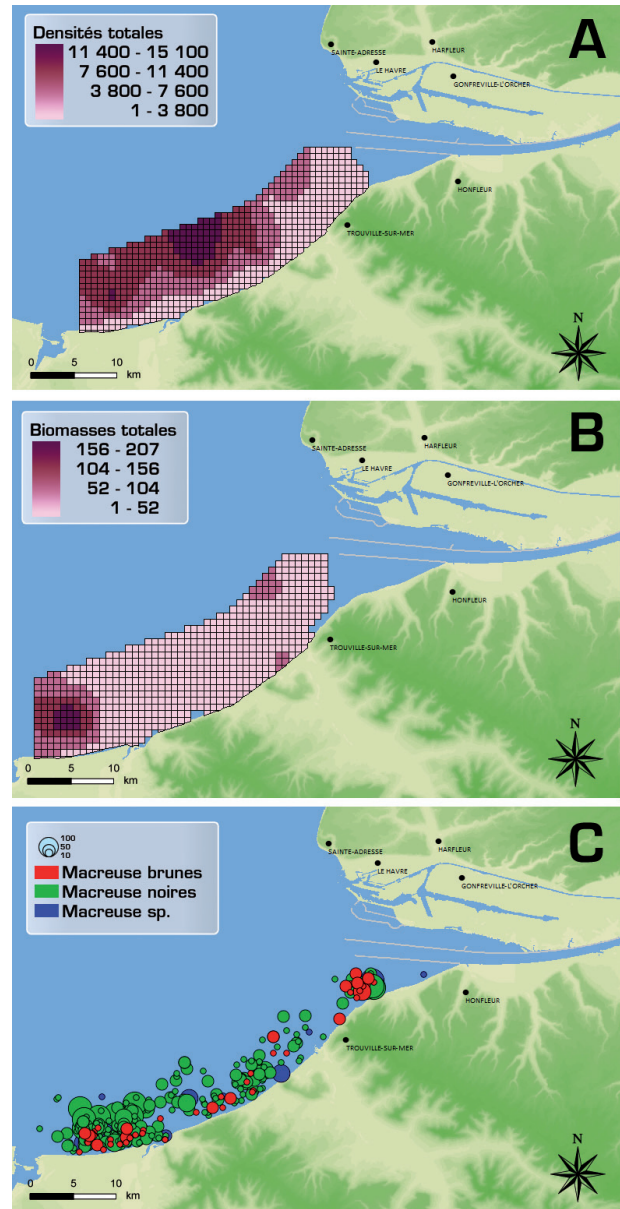
L'avifaune peut aussi s'orienter vers d'autres espèces macrobenthiques si celle de prédilection n'est plus en quantité suffisante ; elle peut aussi, et de manière plus radicale, changer de site. Dans ce cadre, les populations de Macreuses brunes *Melanitta fusca* et noires *M. nigra* sur le littoral augeron en sont une bonne illustration : depuis une décennie, leurs effectifs s'y sont effondrés, et l'étude de Massé & Aulert (2008) apporte des points d'explication. Sur cette portion du littoral, les sablons se sont progressivement envasés et sont aujourd'hui remplacés par des vases sableuses. Cette modification de la nature sédimentaire s'est accompagnée de changements au sein des cortèges de macrofaune benthique et notamment des mollusques qui sont la source principale d'alimentation de ces canards plongeurs. Parmi eux, le gastéropode *Euspira pulchella* n'est plus présent qu'à de faibles densités (16 ind.m⁻²) et le bivalve *Donax vittatus*, espèce affine des sables, a vu ses effectifs d'adultes et de juvéniles divisés par 10 et 50 respectivement. Cette baisse des densités macrobenthiques a eu pour conséquence de modifier la répartition spatiale des macreuses qui ont dû se déplacer vers une ressource alimentaire mieux représentée (meilleure valeur de biomasse ; Figure 46), ou à défaut, se reporter vers une autre ressource alimentaire. Les macreuses brunes (*Melanitta fusca*), par exemple, se sont concentrées sur les moules, très abondantes sur le platier de Villerville (Jourde *et al.*, 2009).

2. Compartimentation de l'écosystème : modèle ECOPATH

L'évaluation du rôle que présente le benthos au sein de la chaîne alimentaire peut être appréhendée au moyen de modèles écologiques. Ils apparaissent, en effet, comme des outils indispensables à la compréhension du fonctionnement d'un écosystème dans sa globalité. Les modèles écosystémiques, à l'instar de tous les modèles représentant des phénomènes naturels, ont pour objectifs de tenter de répondre à trois grandes problématiques (Barnsley, 2007) :

- comprendre les relations entre les différents composants d'un système ;
- envisager l'évolution du système à partir des informations disponibles ;
- évaluer les conséquences que pourrait avoir un événement extérieur au système, grâce aux simulations.

Le modèle ECOPATH (Christensen *et al.*, 2000) ainsi que tous les types de modèles de réseaux trophiques [comme celui de Vézina & Platt (1988) notamment utilisé

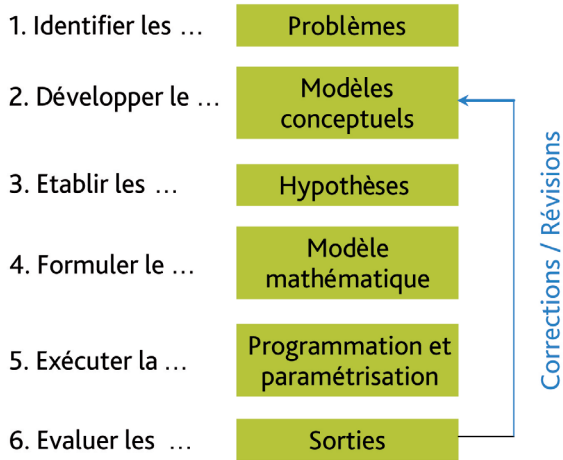


GIP Seine-Aval 2010 – Source des données : repris et modifié de Massé et Aulert (2008)
BD TOPO ©IGN 2005 – Reproduction interdite – licence N°2009/CIN034-29

Figure 46. Densité (ind.m⁻²) et biomasse (g.m⁻²) totales des espèces macrobenthiques (A et B respectivement) et répartition des macreuses sur le littoral augeron (Pays d'Auge), repris et modifié de Massé & Aulert (2008). Sur les figures A et B, le secteur Est noirci correspond au platier de Villerville dont la macrofaune benthique n'avait pas été échantillonnée au cours de l'étude de Massé & Aulert (2008).

par Chardy *et al.* (1993) pour la baie de Saint-Brieuc] sont de très bons outils pour évaluer le rôle et l'importance d'un ou plusieurs composants de l'écosystème, ou bien estimer l'impact d'un phénomène extérieur, en particulier anthropique (pêche ; aménagements portuaires...). Ce type de modèle écosystémique cherche à représenter les caractéristiques physiologiques (Production, Respiration, Mortalité...) des différentes espèces composant l'écosystème, regroupées au sein de compartiment de même fonction trophique, c'est-à-dire de même régime alimentaire, ainsi que les flux de biomasse entre les différents compartiments.

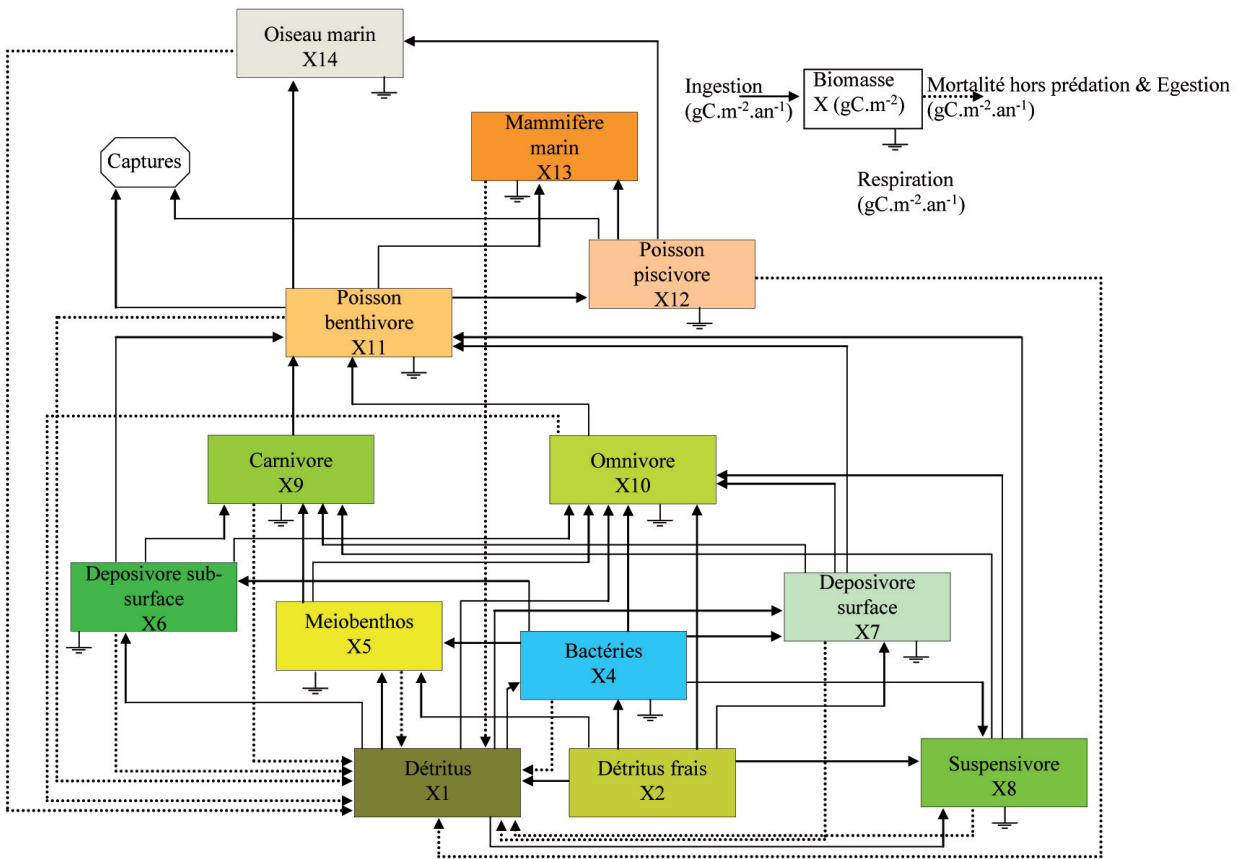
Une modélisation environnementale telle qu'ECOPATH se réalise à travers six étapes (Figure 47).



Source des données : Barnsley (2007)

Figure 47. Représentation schématique du processus de modélisation.

Un réseau trophique est classiquement représenté en compartiments ou boîtes correspondant à des unités fonctionnelles. Ainsi, dans le modèle ECOPATH, jusqu'à sept compartiments basés sur le régime trophique des espèces ont été identifiés : dépositore (de surface ou de subsurface), suspensivore, herbivore, carnivore, nécrophage et omnivore. A cela s'ajoute le compartiment « mixte » dans lequel sont placées les espèces au comportement alimentaire pouvant varier avec les conditions de l'environnement. Toutefois, la fonction trophique peut être associée à un critère taxonomique plus ou moins élevé (« poissons benthivores » pourra ainsi constituer un compartiment au même titre que « bivalves filtreurs »). Enfin la taille est aussi un critère courant de séparation des compartiments, entre la macrofaune (de 1 mm à 10 cm) et la méiofaune (de 40 μm à 1 mm) notamment. La figure 48 illustre les relations pouvant alors exister entre les différents compartiments du modèle. L'étape suivante (étape n°3) est de faire un certain nombre d'hypothèses relatives au fonctionnement global de la chaîne alimentaire. ECOPATH est un modèle à l'équilibre, il suppose un équilibre des masses : la production d'un compartiment va être égale à la somme des pertes de ce même compartiment dues à la mortalité (mortalité par prédation, capture par la pêche...), à l'accumulation et/ou l'exportation de biomasse.



Source des données : C. Garcia

Figure 48. Diagramme fonctionnel des compartiments benthiques resitués dans l'ensemble de leur chaîne trophique dans un écosystème subtidal.

ECOPATH suppose donc que (étape n°4) :

Production = mortalité par prédation + capture par pêche + accumulation de biomasse + migration nette + autres mortalités.

Chaque compartiment sera représentée par une équation équilibrée qui va nécessiter six catégories d'information : la biomasse (B), la productivité P/B, le taux de consommation (C/B), l'efficacité écotrophique (EE), le régime alimentaire (DC) et les captures (Y) ce dernier paramètre pouvant être égal à zéro pour tous les compartiments non exploités par les pêches. Les taux de mortalité hors prédation n'ont pas besoin d'être en paramètre d'entrée dans la mesure où ils sont estimés par le logiciel à partir de la productivité. L'algorithme du logiciel ne permet qu'une seule inconnue par équation, ce qui signifie la connaissance, pour chaque compartiment, des préférences alimentaires et d'au moins quatre des paramètres exposés.

En pratique (étape n°5), l'obtention de ces différents paramètres est essentiellement issue des connaissances acquises sur le terrain et de la bibliographie scientifique. La valeur des paramètres attribuée à chaque compartiment est la moyenne des valeurs des espèces présentes au sein du compartiment, pondérées par leur biomasse. La plupart du temps, c'est l'efficacité écotrophique qui reste inconnue pour chaque compartiment et que le modèle va calculer à partir des autres paramètres. L'efficacité écotrophique accompagnée de différents indices de routine calculable avec ECOPATH permet d'avoir une idée du fonctionnement global de l'écosystème (importance respective de ses composants, état de maturité, source de carbone principale etc.). Ainsi, Rybarczyk & Elkaïm (2003) dans leur étude du réseau trophique de l'estuaire de Seine, ont pu mettre en évidence l'importance du réseau trophique pélagique et en particulier le compartiment « zooplancton » dans le fonctionnement global de l'estuaire. Ils ont aussi pu montrer que le carbone d'origine détritique apporté par le fleuve semble être le plus utilisé dans le fonctionnement de l'écosystème, et ce malgré une production primaire importante.

Il faut cependant nuancer convenablement ces conclusions dans la mesure où le modèle dépend directement de sa construction et de ses paramètres d'entrées. Or, la pertinence d'un compartiment dépend directement de

son homogénéité en termes de groupe trophique, taux physiologiques et de cycle de vie pour les espèces qui le compose. Cependant, la réalisation des groupes fonctionnels dépend d'un mélange de critères qui relèvent de l'arbitraire (Warwick & Radford, 1989), il est nécessaire d'admettre cependant qu'une chaîne alimentaire est constituée d'un nombre limité de compartiment inévitablement hétérogène. Par exemple sur les 15 compartiments choisis par Rybarczyk & Elkaïm (2003), six ne représentent qu'une espèce (ce qui assurent une certaine homogénéité) et au moins trois compartiments vont rassembler des espèces très disparates. De même que beaucoup de paramètres physiologiques dont les valeurs sont trouvées dans la bibliographie ont une large incertitude associée due aux valeurs différentes d'un auteur à l'autre. De plus, certains compartiments sont très peu connus comme la méiofaune ou les bactéries benthiques. Ils représentent des véritables boîtes noires au sein du modèle trophique ce qui peut s'avérer très problématique dans la mesure où ils sont à la base de la chaîne alimentaire.

Rybarczyk & Elkaïm (2003) ont considéré l'ensemble de l'estuaire de la Seine comme une entité unique ; or il est bien connu que l'estuaire de la Seine est fortement compartimenté. Ainsi dans une étude préliminaire ultérieure, Vincent (2005) a découpé l'estuaire en sept unités fonctionnelles distinctes (embouchure, vasière nord, fosse nord, vasière sud, fosse sud, chenal polyhalin et chenal oligo-mésohalin) dans une approche du réseau trophique ECOPATH et la méthode de la « Network Analysis ». L'analyse spatiale réalisée par l'étude des unités fonctionnelles révèle une forte hétérogénéité entre les vasières, qui sont de fortes exportatrices et les unités fonctionnelles les moins matures, le chenal qui a la plus faible capacité de développement mais le degré de maturité le plus élevé, ainsi que des flux totaux très faibles. Les fosses et l'embouchure se révèlent être très proches des caractéristiques de l'estuaire dans sa globalité. La perte simulée de la Vasière Nord n'a montré que très peu de changements dans les indices. En revanche, les relations avec les compartiments trophiques subissent des changements importants. La disparition de la vasière nord révèle, de plus, une dépendance accrue du réseau trophique pélagique envers le réseau trophique benthique.

Chapitre 6. Rôle du benthos dans la minéralisation et la production de matière

1. Diagenèse précoce et rôle des microorganismes

En zone côtière, le couplage entre les domaines benthique et pélagique est intense, et une majeure partie de la matière organique particulaire transite à la surface des sédiments superficiels où se poursuit une dégradation souvent commencée dans la colonne d'eau. Ce processus de minéralisation permet de reconstituer les stocks d'éléments minéraux dissous dans l'eau à partir de la matière détritique. Les principaux acteurs de cette transformation sont les microorganismes, qui montrent à la fois une diversité importante expliquant leur présence dans des environnements très contrastés et un temps de génération extrêmement court (de quelques minutes à quelques jours) leur permettant d'utiliser rapidement des apports organiques souvent irréguliers. Lorsque la matière organique est intégrée dans les sédiments superficiels, la succession des réactions de minéralisation de la matière organique, ou séquence diagenétique, dégrade petit à petit la matière organique : les composants les plus labiles sont dégradés en priorité, alors que les éléments les plus réfractaires sont accumulés dans les sédiments. D'autre part, la minéralisation de la matière organique est effectuée graduellement par une succession de réactions d'oxydo-réduction, dont les plus efficaces sont accomplies en priorité grâce à l'avantage compétitif majeur qu'elles fournissent aux bactéries capables de les catalyser (Figure 10, chapitre II) : minéralisation oxydante, dénitrification, réduction des oxydes de fer, de manganèse, sulfatoréduction et méthanogenèse. Ces dernières réactions, les plus défavorables en terme de bilan énergétique, ne sont effectuées en profondeur que s'il reste de la matière organique disponible après la dégradation utilisant les autres mécanismes. Cependant, la quantification de la consommation d'oxygène par les sédiments superficiels permet de tenir compte non seulement de l'intensité de la minéralisation oxydante, mais aussi d'une majeure partie de la minéralisation anoxique, car les composés réduits formés lors des autres réactions de minéralisation sont partiellement réoxydés ce qui entretient le pompage de l'oxygène.

Ainsi, en raison du caractère ubiquiste des microorganismes, c'est généralement la qualité et la quantité des dépôts de matière organique dans les sédiments superficiels qui déterminent l'intensité de la minéralisation benthique ainsi que les voies de dégradation qui seront privilégiées.

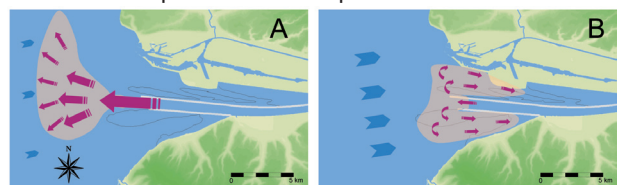
2. Influence de la macrofaune

Si l'activité physiologique des macroorganismes (respiration, excrétion...) intervient faiblement sur les bilans de composés dissous à l'interface eau-sédiment, leur rôle n'est pas pour autant négligeable, dans le sens où leur activité de bioturbation (Figure 5, chapitre I) exerce justement un impact majeur sur la répartition de la matière organique dans les sédiments superficiels. Ainsi, la macrofaune agit sur les caractéristiques biogéochimiques

des sédiments, ce qui contraint fortement l'activité des microorganismes (certains sont par exemple confinés dans la couche aérobie des sédiments, alors que d'autres sont anaérobies), donc les processus métaboliques. Des expérimentations en conditions contrôlées ont cependant montré que le rôle de la macrofaune, qu'elle soit étudiée à travers ses densités totales ou selon les groupes fonctionnels qu'elle constitue (Janson *et al.*, 2007), n'apparaît clairement jouer un rôle dans les processus de l'écosystème qu'à partir d'un certain seuil d'abondances qui dépend à la fois du peuplement en place, de la quantité et de la qualité de la matière organique disponible, et des caractéristiques physiques des sédiments superficiels (Janson, 2007). Des travaux de modélisation portant sur l'influence de la macrofaune dans les bilans de minéralisation (MEDIANS, Boust *et al.*, 2007) montrent que ce rôle est limité, en particulier lorsque la dynamique sédimentaire des sédiments superficiels est prise en compte (Denis *et al.*, 2009).

3. Distribution de la matière organique et intensité de minéralisation benthique

A proximité d'un estuaire, la distribution de la matière organique dans les sédiments superficiels suit généralement la répartition des particules fines. Or la dynamique bio-sédimentaire de l'embouchure de la Seine est caractérisée par deux périodes (Figure 49) : la première correspond à la période de crue (janvier-mai) pendant laquelle les organismes situés à proximité de l'embouchure subissent régulièrement des dépôts de particules fines d'origine terrigène, alors que la seconde correspond à la période d'étiage durant laquelle des dépôts sableux liés aux phénomènes de remise en suspension consécutifs aux tempêtes dominent. De plus, les débits assez modérés de la Seine, y compris lors des périodes de crues, s'opposent à un forçage tidal intense, qui ne permet pas une expulsion efficace des particules fines : ces particules restent en partie stockées à proximité de l'embouchure, où elles vont ensuite se répartir au gré des événements de remise en suspension et de dépôt.



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : Dupont *et al.* (2001)

Figure 49. Schématisation de la dynamique sédimentaire à l'embouchure de la Seine en période de crue (A) et en période d'étiage (B). Les flèches bleues représentent l'influence relative de la houle, et les flèches marron symbolisent la dispersion des particules d'origine terrigène.

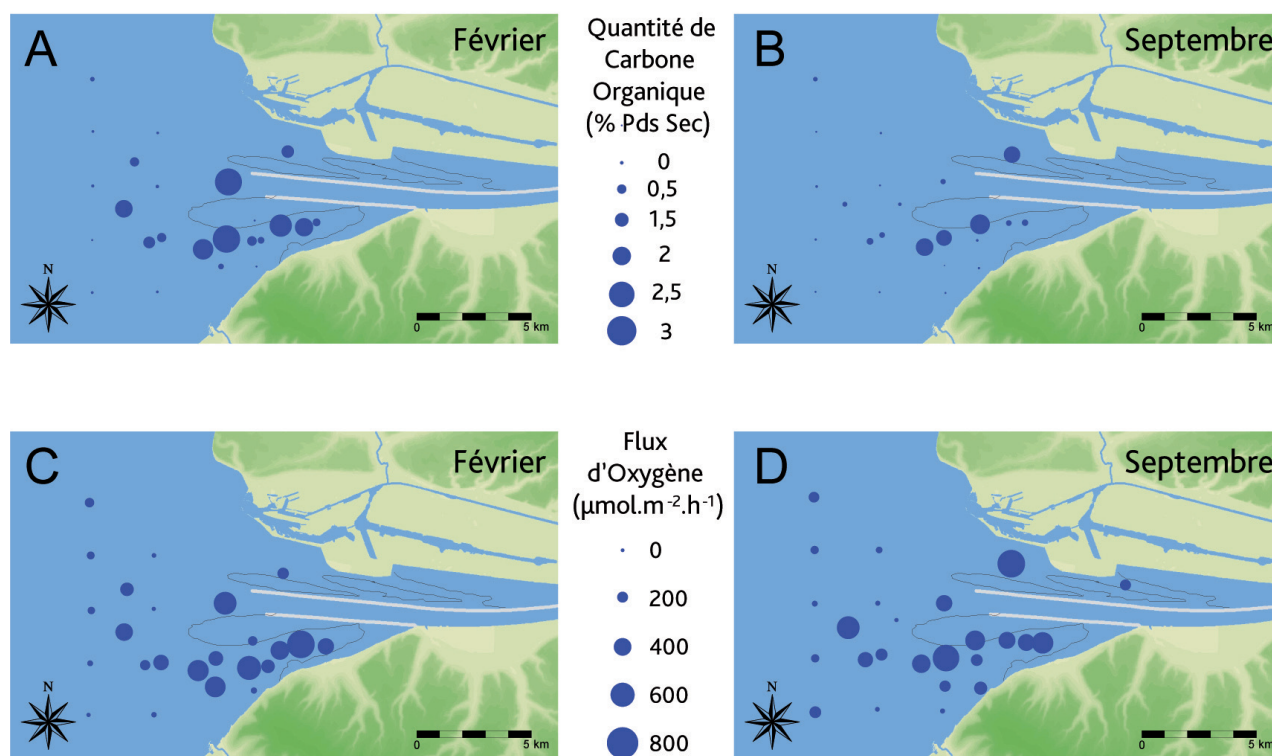
A l'embouchure de la Seine, la quantité de carbone organique présente dans les sédiments superficiels et l'intensité de la minéralisation benthique ont été mesurées en février et en septembre 2003, respectivement après une

période de crue et une période d'étiage. Les variations spatiales enregistrées suggèrent tout d'abord une dispersion extrêmement efficace dans la partie ouest de la zone étudiée puisque les teneurs en carbone organique sont très faibles (Figure 50). En revanche, une dynamique de redistribution de la matière organique se produit au niveau de l'embouchure plutôt qu'un processus d'expulsion, ce qui est conforme aux mécanismes décrits pour les particules fines. Le métabolisme benthique est nettement plus intense dans les fosses où s'accumulent les particules fines et la matière organique, cependant la variabilité spatiale et temporelle est importante puisque deux stations proches peuvent montrer des taux de minéralisation très différents, et une même station peut montrer des variations d'ampleur très marquée d'une date à l'autre (Denis, 2009).

Cependant, en dressant un bilan de la minéralisation de carbone sur l'ensemble de la zone étudiée, des valeurs sensiblement identiques sont obtenues en février et en septembre, dates qui correspondent pourtant aux deux situations extrêmes (période de crues, et à la fin de la période d'étiage estival). La diminution globale de la quantité de carbone organique entre février et septembre est compensée par un métabolisme plus efficace en raison de la température plus élevée (5°C en février, 20°C en septembre). Ce constat conforte l'hypothèse d'une redistribution de la matière organique à l'embouchure de l'estuaire, mais suggère aussi que toute modification d'origine naturelle ou anthropique peut avoir des conséquences majeures sur les caractéristiques et le fonctionnement des écosystèmes benthiques dans l'ensemble de cette zone, puisque celle-ci fonctionne comme un système de compartiments communicants.

4. Production de matière

A partir du début des années 1990, un certain nombre de programmes de recherche régionaux, nationaux et internationaux ont mis l'accent sur l'étude des zones côtières et plusieurs synthèses sur la biogéochimie de l'océan côtier ont été publiées (voir Gazeau *et al.*, 2004). Dans le contexte du changement global et de l'augmentation des concentrations atmosphériques en CO₂, ces synthèses visent à déterminer si la frange côtière se comporte comme une source ou un puits de carbone. Les écosystèmes côtiers supporteraient jusqu'à 30 % de la production primaire océanique (Wollast, 1991). Gattuso *et al.* (1998) ont déterminé la contribution des estuaires, des communautés à macrophytes, des mangroves, des récifs coralliens, et du reste du plateau continental au cycle du carbone. Seuls les estuaires peuvent apparaître comme hétérotrophes nets, *i.e.* ils sont dominés par les processus de respiration et sont donc des sources de CO₂. Alors que la production primaire en océan ouvert est assurée uniquement par le phytoplancton (exception faite de rares macrophytes flottantes), l'océan côtier présente une plus grande diversité de producteurs primaires : phytoplancton, macrophytes (herbiers, prés-salés et macroalgues) et microalgues benthiques (microphytobenthos). Un certain nombre d'études s'accordent pour reconnaître au microphytobenthos des substrats meubles une importance quantitative, tant en biomasse qu'en production, qui peut égaler, voire dépasser celle du phytoplancton des masses d'eau sus-jacentes, en particulier dans les zones intertidales (Cadée & Hegeman, 1974 ; Varela & Penas, 1985) qui sont *a priori* des habitats privilégiés pour la production microphytobenthique grâce aux conditions y régnant lors



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : Denis (2009)

Figure 50. Teneurs en carbone organique dans le premier centimètre des sédiments de l'embouchure de la Seine en février (A) et septembre 2003 (B). Les flux d'oxygène en direction des sédiments superficiels sont donnés pour les mêmes dates (respectivement C et D).

de l'exondation (lumière, température). Les substrats vaseux, par leurs caractéristiques sédimentaires et chimiques, sont considérés comme étant les milieux les plus productifs de la frange côtière et sont largement étudiés. Bien que la contribution du microphytobenthos à la production primaire mondiale n'ait été estimée que récemment, de nombreuses mesures de production microphytobenthique ont été réalisées en zone intertidale ces 40 dernières années (revues par McIntyre *et al.*, 1996 ; Cahoon, 1999 ; Underwood & Kromkamp, 1999). La production primaire résulte de l'ensemble des processus conduisant à la synthèse de matière organique à partir d'éléments minéraux et d'une source d'énergie. La photosynthèse est le mécanisme principal de cette production en zone intertidale et permet la formation de glucides à partir de carbone inorganique et d'eau en présence de lumière. La production primaire peut donc être mesurée, soit en estimant la fixation de CO₂, soit en estimant les flux d'oxygène, produit de la photosynthèse libéré par les cellules. Quelle que soit la méthode utilisée, les mesures effectuées à la lumière permettent de mesurer la production nette (bilan des flux d'origine photosynthétique et respiratoire) et les mesures à l'obscurité permettent d'estimer la respiration. La production brute est alors déduite en corrigeant la production nette par la respiration. Il n'existe pas aujourd'hui de méthode standardisée pour la mesure de la production microphytobenthique intertidale.

Un protocole, mis en place en 2002 (Migné *et al.*, 2002 ; Figure 51), a été utilisé ces dernières années afin d'estimer la production microphytobenthique des principaux substrats meubles caractéristiques de la Manche (voir Davoult *et al.*, 2009). La production primaire et la respiration des communautés intertidales sont mesurées *in situ* à l'émersion en chambre benthique *via* la mesure des flux de CO₂ par analyse infrarouge. Un suivi réalisé dans le cadre du programme Seine-Aval 2 (Spilmont *et al.*, 2006) a permis d'estimer la production annuelle d'un faciès dit « vaseux » (environ 50 % de pélites) de la grande vasière nord de l'estuaire de Seine.



Figure 51. Chambre benthique (mesure de la production nette à la lumière) reliée au système de mesure de la concentration en CO₂, en place sur le faciès « vaseux » de la vasière Nord.

Alors que les variations saisonnières de la respiration des communautés benthiques intertidales dépendent principalement de la température (plus forte respiration estimée à la fin du mois de juillet ; Figure 52-A), la production

brute dépend essentiellement de l'éclairement (variations saisonnières de la durée du jour et de l'éclairement maximal ; maximum en juin (Figure 52-B) auquel se superpose le cycle des marées. D'autre part, les cycles de dépôts/érosion de sédiment dus aux variations des débits de la Seine semblent avoir une influence sur les peuplements microphytobenthiques, les variations de biomasse dans le premier cm du sédiment ne présentant pas de cycle caractéristique (Figure 52-C).

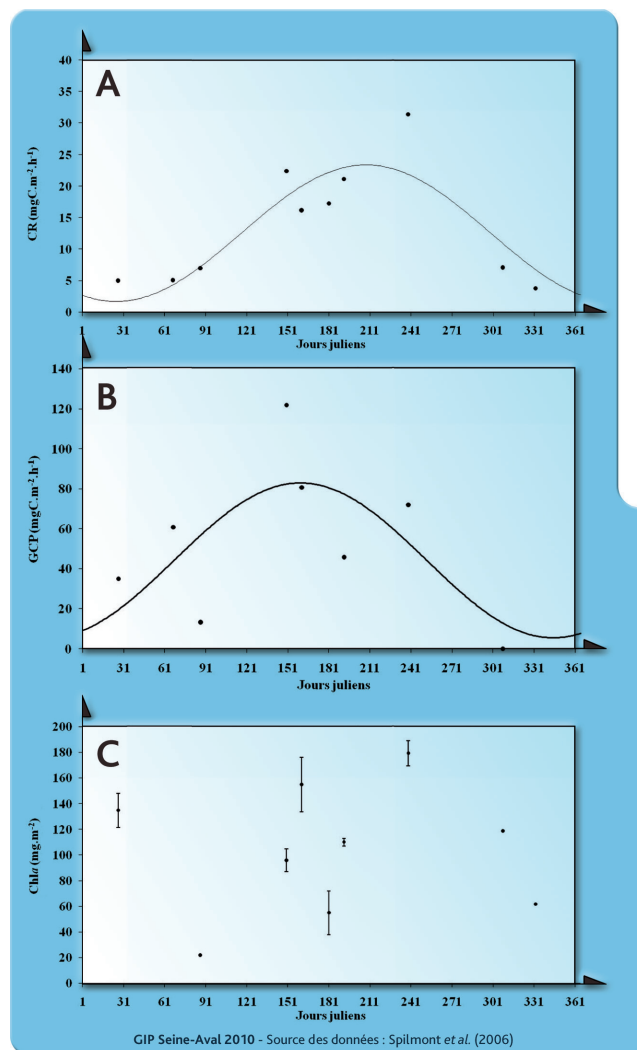


Figure 52. Variations saisonnières de la respiration (CR en mgC.m⁻².h⁻¹, A), de la production brute (GCP en mgC.m⁻².h⁻¹, B) de la communauté benthique intertidale, et variations de la biomasse microphytobenthique (Chla en mg.m⁻², C) au cours d'une année théorique (julian day : jour julien).

La production brute annuelle du site d'étude a été estimée à 135 gC.m⁻².an⁻¹ et la respiration à 110 gC.m⁻².an⁻¹. Le bilan annuel est donc dominé par les processus de production et est dit autotrophe (production nette annuelle de 25 gC.m⁻².an⁻¹). Ce site est donc un puits de CO₂ capable de fixer 92 g de CO₂ par m² et par an. A titre de comparaison, une voiture moyenne dégage environ 150 g de CO₂ par km.

Chapitre 7. Le benthos : témoin des variations naturelles et anthropiques de l'environnement

1. Le benthos : un indicateur des variations temporelles...

Il est bien admis actuellement que le compartiment benthique est un bon intégrateur des variations de son environnement. Il est néanmoins délicat de distinguer les variations dues à des influences naturelles de celles occasionnées par des influences anthropiques. Si les séries à long terme doivent permettre de faire cette distinction, elles sont encore trop rares actuellement dans le domaine des études benthiques compte tenu du coût et du temps qu'elles nécessitent.

Les variations naturelles de densité et de richesse spécifique du benthos sont influencées par les variations de nombreux facteurs environnementaux dépendant eux-mêmes les uns des autres (hydrodynamisme, sédimentologie, variations climatiques saisonnières et cycliques à plus ou moins long terme), mais également à des facteurs biotiques (relations proie-prédateur, compétition pour l'espace et la nourriture, espèces invasives, spectre de tolérance d'une espèce à un facteur donné, recrutements...). Si les réponses du benthos à ces facteurs biotiques et abiotiques sont souvent mises en évidence, la superposition de ces derniers rend difficile l'attribution d'une observation à un facteur précis (Dauvin, 1993). Il reste cependant indispensable de bien connaître les dynamiques locales si l'on veut chercher à comprendre la dynamique globale du compartiment benthique (Legay & Debouzie, 1985). Pour cela, deux grand types d'événements doivent être pris en compte : les facteurs locaux (différences de recrutement, changements sédimentaires...) qui sont responsables des variations observées à court terme, et les événements globaux (hydroclimat, conditions de températures...) qui causent les variabilités à long terme de ce compartiment (Van Hoey *et al.*, 2007).

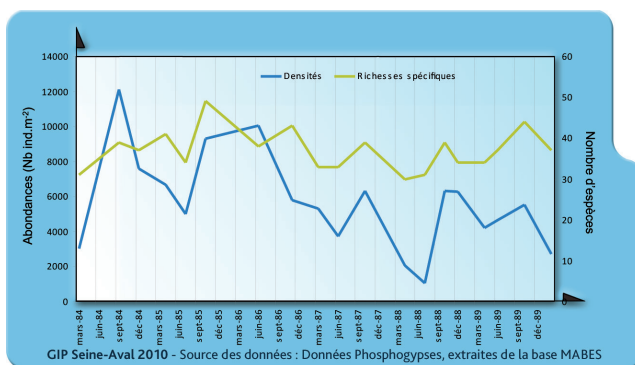


Figure 53. Evolution temporelle de mars 1984 à février 1990 de la richesse spécifique et des densités totales (exprimées en m²) de la macrofaune benthique de la communauté des sables fins à *Abra alba* – *Pectinaria koreni* en Baie de Seine orientale dans le secteur de la Carosse (données Phosphogypses, extraites de la base MABES).

Pour appréhender cette dynamique, l'évolution temporelle du nombre d'espèces et des densités par m² de la communauté des sables fins à *Abra alba* - *Pectinaria koreni* de

la partie orientale de la baie de Seine a été suivie régulièrement pendant une courte période de mars 1984 à février 1991 dans le secteur de la Carosse (données Phosphogypses, extraites de la base de données MABES). Le nombre d'espèces et les valeurs de densités totales (exprimées en m², toutes espèces confondues) montrent des fluctuations d'une année sur l'autre (Figure 53).

La courbe de richesse spécifique intègre bien la notion de variabilité saisonnière du compartiment benthique avec des valeurs plus fortes en automne et des valeurs plus faibles au printemps et en été. On remarque une certaine stabilité dans le temps de cet indice dont les valeurs oscillent en moyenne entre 33 ± 4 espèces aux printemps et étés, et 42 ± 3 espèces en automne pour la période étudiée. La courbe de densité totale quant à elle montre de plus grandes fluctuations saisonnières mais également interannuelles. Les maxima sont observés principalement à l'automne avec des valeurs qui oscillent entre 5526 ind.m⁻² et 12100 ind.m⁻² alors que les minima sont observés au printemps et en été avec des valeurs qui oscillent entre 1040 ind.m⁻² et 10070 ind.m⁻².

Si l'on s'intéresse aux cinq espèces représentant pour cette période plus de 75 % des densités totales, les variations interannuelles et saisonnières sont nombreuses et sont différentes d'une espèce à l'autre (Figure 54). Certaines espèces comme les annélides polychètes *Owenia fusiformis* et *Pectinaria koreni* présentent les densités les plus fortes principalement à l'automne, d'autres comme le mollusque bivalve *Kurtiella bidentata* et l'annélide polychète *Aphelochaeta marioni* présentent des densités plus fortes principalement au printemps et parfois à l'automne tandis que l'échinoderme *Acrocrida brachiata* présente des maximums de densité essentiellement au printemps.

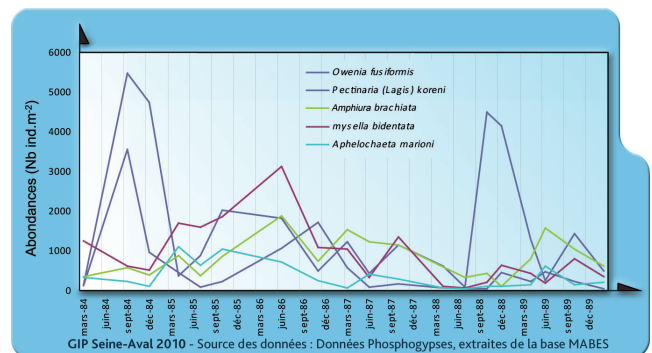


Figure 54. Evolution temporelle de mars 1984 à février 1990 des densités totales (exprimées en m²) pour les cinq espèces dominantes de la communauté benthiques des sables fins à *Abra alba* – *Pectinaria koreni* en baie de Seine orientale dans le secteur de la Carosse (données Phosphogypses, extraites de la base MABES).

Les deux pics de densités d'*Owenia fusiformis* relevés en septembre 1984 et en octobre 1988 (respectivement 5467 ind.m⁻² et 4500 ind.m⁻²) sont remarquables et peuvent être

induits par des recrutements massifs ces années-là. Des alternances entre des recrutements de forte intensité et des recrutements de faible intensité ont déjà été mises en avant en baie de Seine (Dauvin & Gillet, 1991) en évoquant des causes locales (compétitions avec *Pectinaria koreni* agissant à court terme sur le processus de fixation des larves, retard dans les pontes, mortalités larvaires exceptionnelles). Une approche plus globale a permis à Ibanez & Dauvin (1988) d'observer que des hivers doux avec des printemps et des étés relativement cléments seraient favorables à de bons recrutements pour certaines espèces comme *Abra alba* ou *Ampelisca tenuicornis* alors que des hivers rigoureux avec des printemps et été relativement médiocres seraient défavorables à de bons recrutements.

Il est important de souligner que l'observation de pics de densités des espèces macrobenthiques, souvent fugaces parce que liés à un recrutement massif, n'est pas toujours mise en évidence sur le site car elle dépend de la fréquence d'échantillonnage et de sa plus ou moins grande proximité avec l'arrivée des recrues. Les populations à la fin de l'hiver sont souvent beaucoup moins importantes. Les campagnes PECTOW qui se déroulent à la fin de l'hiver permettent ainsi de mieux quantifier le pool d'individus reproducteurs. Après un recrutement massif, des effondrements des densités d'*Owenia fusiformis* dus à des mortalités importantes et rapides des juvéniles après fixation larvaire ont été montrés en baie de Seine aussi bien pour *Pectinaria koreni* (Lambert, 1991) que pour *Owenia fusiformis* (Dauvin, 1992). Concernant cette dernière espèce d'annélide, l'auteur montre que suite à son recrutement, les juvéniles se maintiennent mieux sur des sables fins plus ou moins envasés que sur des sables moyens propre où les conditions nutritionnelles seraient mauvaises.

Si une telle série de données montre bien les cycles saisonniers, elle n'est cependant pas suffisamment longue pour mettre en évidence des cycles de plus grande périodicité. Sur une série de 15 années montrant l'évolution temporelle d'*Abra alba* de 1977 à 1991 en baie de Seine orientale, les auteurs ont identifié un cycle décennal, ce qui reste à confirmer par des observations sur une plus longue période (Dauvin *et al.*, 1993).

2. mais aussi de la qualité de l'habitat

Du fait de leur sédentarité (ou aire de dispersion réduite par une mobilité limitée), leur longévité (souvent supérieure à un an), ou la diversité de leurs réponses face aux différentes sources de perturbations (pollution, enrichissement organique...), les macro-invertébrés benthiques sont de bons indicateurs de l'état de leur milieu. La recherche et l'utilisation d'Indicateurs biologiques ainsi que l'établissement d'Indices biotiques permettent de répondre à une problématique essentiellement appliquée : la bio-évaluation des peuplements et le diagnostic prédictif de leur évolution spatio-temporelle (Bellan *et al.*, 2002). Les indicateurs biologiques, ou bio-indicateurs, correspondent à des organismes ou ensemble d'organismes qui - par référence à des variables biochimiques, physiologiques, écologiques...- permettent de façon pratique et sûre de caractériser l'état d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible ses modifications, naturelles ou provoquées. La notion d'Indicateur Biologique peut être rapprochée de la notion d'"espèce

sentinelle' qui, par sa seule présence ou mieux par sa présence et son abondance relative, aurait vocation d'avertissement, notamment vis-à-vis de déséquilibre du milieu ou de distorsion dans le fonctionnement du peuplement. Les Indices Biotiques quant à eux synthétisent la structure des peuplements (richesse en espèces, abondance, biomasse, appartenance à des groupes écologiques ou trophiques...) en réponse aux variations des paramètres physico-chimiques du milieu.

Évaluer la qualité des milieux aquatiques au moyen d'un seul indicateur biologique ou même d'un seul indice biotique s'avère être une démarche relativement subjective. De fait, l'approche multimétrique ou multicritère s'est rapidement développée afin de fournir des évaluations synthétiques plus pertinentes du statut des ressources aquatiques. Ainsi, plusieurs indicateurs biologiques peuvent être utilisés sur un même site pour rendre compte de l'état d'un milieu, aussi sont-ils combinés pour créer des indices. Par ailleurs, plusieurs indices ou indicateurs biologiques ont été regroupés sous les termes d'évaluations biologiques dans l'objectif de déterminer un critère biologique. Ces critères biologiques correspondent à des directives, adoptées initialement aux États Unis (Clean Water Act), puis en Europe (Directive Cadre sur l'Eau, DCE) pour évaluer une intégrité biologique des eaux de surface. Par définition, ce sont des «*expressions descriptives ou valeurs numériques qui décrivent l'intégrité biologiques des communautés aquatiques*» (Bellan *et al.*, 2002).

2.1. Principaux indices biotiques utilisés en estuaire et en baie de Seine

Trois grands types d'indices biotiques ont été utilisés : i) ceux basés sur la richesse en espèces et la diversité, ii) ceux basés sur le classement des espèces en groupe trophique, et enfin iii) ceux basés sur le classement des espèces en groupes écologiques

Indices basés sur la richesse en espèces et diversité

Des indicateurs spécifiques ont été proposés parmi plusieurs groupes floristiques ou faunistiques selon la caractérisation des espèces en trois groupes : espèces sensibles en milieu non pollué, espèces à large répartition écologique en zone subnormale et espèces opportunistes ou sentinelles en zone polluée. La seule présence des espèces indicatrices est donc susceptible de renseigner sur l'état plus ou moins dégradé de la communauté benthique. Le 'Benthic Quality Index' (BQI) développé par Rosenberg *et al.* (2004) dans le cadre de la DCE, se base sur la richesse spécifique et l'abondance relative des espèces. La méthode repose sur le calcul de la valeur de tolérance de chaque espèce à partir d'un indice de diversité (ES50*) qui représente la probabilité du nombre d'espèces dans un échantillon théorique de 50 individus, puis de déterminer l'ES50_{0,05}* : plus il y a d'espèces avec un ES50_{0,05} élevé, plus le milieu est considéré en bon état.

Indice basé sur la classification des espèces en groupe trophique

L'"Infaunal Trophic Index' (ITI ; Mearns & Word, 1982) est basé sur la classification des espèces en quatre principaux groupes trophiques, TG1 : suspensivores, TG3 : dépositivores de surface et mixtes (à la fois suspensivores et dépositivores), TG4 : dépositivores de sub-surface et TG2 : autres, carnivores, nécrophages, brouteurs et

omnivores. La dominance des suspensivores indique une communauté en bon état écologique alors que celle des dépositivores de sub-surface indique un état dégradé.

Les indices basés sur le classement des espèces en groupes écologiques

De nombreux indices ont été développés à partir du concept de réponse des espèces à un enrichissement en matière organique. Pearson & Rosenberg ont ainsi synthétisé en 1978 un modèle purement qualitatif selon l'évolution des trois paramètres synthétiques SAB (S, richesse en espèces ; A, abondance et B, Biomasse) sur un gradient de perturbation croissante (apport en matière organique) vers l'effluent (Figure 55). Au point d'apport, il n'y a plus de macrofaune, c'est une zone azoïque. En s'éloignant de l'effluent, quelques espèces apparaissent, puis prolifèrent (pics d'opportunistes caractérisés par une augmentation importante de A et plus modérée de B). Ensuite, il existe un point écotonal correspondant à une zone de transition caractérisée par la décroissance des SAB. Après cette écotone, S et B atteignent un deuxième maximum, alors que A continue de décroître, existe ensuite une zone de transition et de bio-stimulation par rapport à un état normal non perturbé des communautés benthiques.

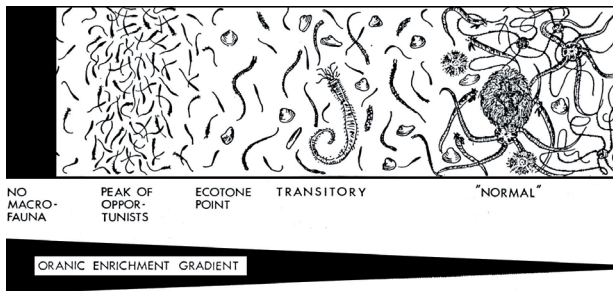


Figure 55. Représentation schématique des changements de l'abondance et des espèces le long d'un gradient d'enrichissement en matière organique d'une communauté macrobenthique.

Plusieurs auteurs ont par la suite proposé la classification des espèces en groupes écologiques tenant compte des changements de dominance entre différents groupes d'espèces le long d'un gradient croissant de pollution organique (Borja *et al.*, 2000). Les espèces sont ainsi regroupées en cinq groupes écologiques de polluo-sensibilité différente :

- Groupe I (GE I) : les espèces sensibles à une hyper-eutrophisation disparaissent les premières lorsqu'il y a un enrichissement du milieu et réapparaissent les dernières lorsque les conditions redeviennent normales ;
- Groupe II (GE II) : ce sont des espèces indifférentes à une hyper-eutrophisation ;
- Groupe III (GE III) : les espèces tolérantes à une hyper-eutrophisation sont naturellement présentes dans les vases, mais comme leur prolifération est stimulée par l'enrichissement du milieu, elles sont alors un signe du déséquilibre du système ;
- Groupe IV (GE IV) : les espèces opportunistes de second ordre sont des petites espèces à cycle court (< 1 an) proliférant dans les sédiments réduits, dans les zones polluées, parmi elles figurent notamment des dépositivores de sub-surface (polychètes cirratulidés) ;

- Groupe V (GE V) : les espèces opportunistes de premier ordre sont des dépositivores, proliférant dans les sédiments réduits sur l'ensemble de leur épaisseur jusqu'à la surface, comme les polychètes *Capitella capitata*, *Malacoceros fuliginosus* et des oligochètes.

AMBI

Le Coefficient biotique (CB : Biotic Index) appelé aussi AMBI pour 'AZTI Marine Biotix Index' (Borja *et al.*, 2000) traduit de façon quantitative la proportion des cinq groupes écologiques le long d'un gradient d'accroissement de matière organique (Figure 56).

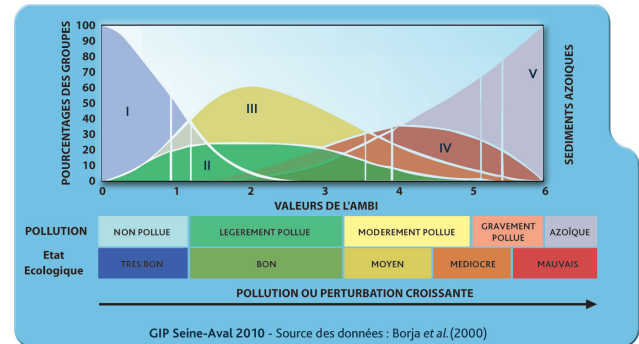


Figure 56. Proportions des cinq groupes écologiques et valeur du Coefficient Biotique (AMBI) le long d'un gradient de pollution. GE I, espèces sensibles à une hyper-eutrophisation ; GE II, espèces indifférentes à une hyper-eutrophisation ; GE III, espèces tolérantes à une hyper-eutrophisation ; GE IV, espèces opportunistes de second ordre et GE V, espèces opportunistes de premier ordre.

L'avantage de cette méthode est de fournir une variable continue de valeurs continues (de 0 à 6) qui, grâce à une équivalence écologique indique le statut écologique [de mauvais à très bon, Borja *et al.* (2003) ; Figure 56].

BOPA et BO2A

Le Benthic Opportunistic Polychaetes/ Amphipod ratio (BOPA) a été proposé sur le principe de la suffisance taxonomique (ST) par Dauvin & Ruellet (2007). Dans les études sur la macrofaune, les organismes doivent être identifiés avec le plus de précision possible, nécessitant une expertise élevée et induisant un certain coût des analyses. Aussi, considérant que les espèces appartenant au même genre ou famille ont une biologie similaire, leur identification à ce niveau taxonomique plus élevé (i.e. genre ou famille) présente de nombreux avantages (réduction des coûts, des risques d'erreur taxonomiques...). Elle peut s'avérer suffisante pour qualifier l'état d'une communauté benthique, d'autant plus que l'analyse de groupes taxonomiques, après agrégation à des niveaux taxonomiques supérieurs à celui de l'espèce, réduit l'effet des espèces dominantes qui concentrent trop d'informations ; les réponses d'une communauté à une pollution deviennent alors plus facilement interprétables. Cependant, l'utilisation de la ST conduit à des pertes d'informations écologiques considérées par certains auteurs comme inacceptables (Dauvin & Ruellet, 2007).

Les amphipodes sont des organismes très sensibles aux perturbations notamment aux pollutions par hydrocarbures. Au contraire, les annélides polychètes sont résistan-

tes à de fortes concentrations de matière organique ou d'hydrocarbures dans le sédiment. Le BOPA compare alors la fréquence des polychètes opportunistes (basée sur la liste de l'AZTI, www.azti.es) à celle des amphipodes, espèces considérées comme sensibles (à l'exception des *Jassa* spp.). Le BOPA a été calibré à partir des 5 classes de qualité écologique définies pour l'AMBI (Borja *et al.* 2000, 2003). Il est nul quand il n'y a pas d'opportunistes et atteint au maximum la valeur de $\log_{10}2$. Il n'est pas recommandé de calculer le BOPA lorsque l'abondance d'un échantillon est inférieure à 20.

Un des inconvénients du BOPA était de tenir compte uniquement des annélides polychètes qui ne sont pas les seuls organismes à être opportunistes dans les eaux estuariennes. Une adaptation du BOPA a ainsi été proposée par la suite (Dauvin & Ruellet, 2009) : le BO2A (Benthic Opportunistic Annelida Amphipods index) consiste à considérer l'ensemble des annélides opportunistes, c'est-à-dire les polychètes et les Clitellata (hirudinées - ou sangsues - et les oligochètes). Il se calcule et a les mêmes propriétés que le BOPA.

Les indices multicritères

A côté de ces indices portant sur un seul indicateur ou un seul critère se développent aujourd'hui des indices multicritères (Weisberg *et al.*, 1997) :

- le M-AMBI (Multivariate AMBI) développé par Muxika *et al.* (2007) a été retenu par la France pour qualifier l'état des masses d'eau côtière dans le cadre de la DCE. Le M-AMBI intègre l'AMBI, H' de Shannon-Wiever et la richesse en espèces pour caractériser le statut écologique d'une masse d'eau par rapport à d'une masse d'eau de référence à partir d'analyses factorielles et discriminantes.
- la synthèse par point ('scoring') proposée par Dauvin *et al.* (2007a) qui, à l'instar de ce qui a été pratiqué aux Etats-Unis avec les B-IBI (Benthic Index of Biological Integrity ; Weisberg *et al.*, 1997) attribue à chacune des 5 classes de la DCE un score (de 1 : excellent, à 5 : mauvais). Il est ensuite calculé une moyenne des scores obtenus avec divers indicateurs pour chaque prélèvement.
- l'indice MISS ('Macrobenthic Index of Sheltered Systems', Lavesque *et al.*, 2009) se réfère à 15 métriques, rassemblées en trois types de descripteurs (description de la communauté, composition trophique et indicateurs de pollution) pour décrire le statut écologique d'une communauté benthique (Figure 57).

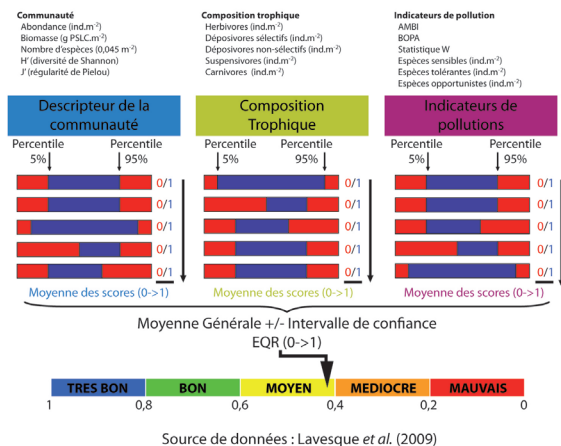
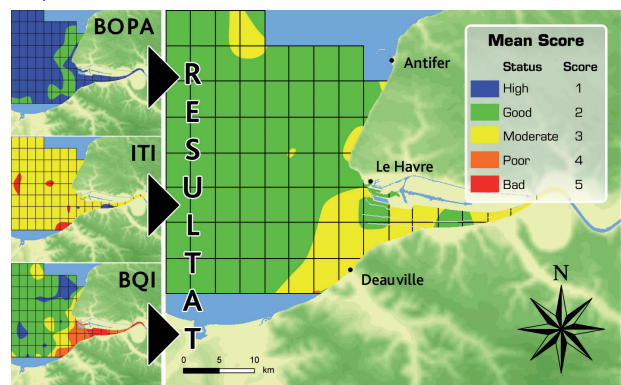


Figure 57. Principe de l'approche multimétrique développée sur les herbiers à *Z. noltii* du Bassin d'Arcachon (Indice MISS).

2.2. Application en estuaire et dans la partie orientale de la baie de Seine

Les travaux des benthologues sur les indicateurs benthiques en estuaire et baie de Seine ont été menés dans quatre principales actions : le programme Seine-Aval (constitution de la base MABES), le programme LITEAU (projet QUALIF, coordonné par X. de Montaudouin, Arcachon et projet BEEST, coordonné par C. Lévêque, GIP Seine-Aval) et le groupe 'bio-benthos' du projet ONEMA-Ifrémer coordonné par N. Desroy, Ifremer-Dinard.

Selon le BOPA, les communautés benthiques de la partie orientale de la baie et l'estuaire de Seine (Zone T3) sont en bon ou excellent état sans gradient estuarien (Figure 58).



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : Dauvin *et al.* (2009)

Figure 58. Qualité des communautés benthiques de la partie aval de l'estuaire et de la partie orientale de la baie de Seine estimée par les indices BOPA, ITI et BQI puis synthèse par points donnant un état moyen des communautés.

Avec le BQI, les résultats sont plus contrastés : tous les états sont observés avec un gradient présent au niveau de l'estuaire de Seine, passant d'un mauvais état à un bon état au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la Seine. Pour l'ITI (uniquement trois états : bon, modéré ou mauvais), l'essentiel des sites apparaissent en état modéré à l'exception de quelques sites externes en mauvais état et quelques sites estuariens en bon état. Il apparaît donc des diagnostics différents selon les indices utilisés. L'état moyen (score des trois indices) révèle le gradient de dégradation vers l'aval (état modéré) alors que la partie externe est en bon état écologique (Figure 58). La figure 59 illustre pour la zone T3 le pourcentage des cinq classes de la DCE pour six indices. Comme précédemment, il existe une divergence dans les diagnostics : le BOPA est le plus optimiste, le BQI est le plus pessimiste, la plupart des échantillons étant de moyen à mauvais. Le M-AMBI intégrant trois indices est également pessimiste sur la qualité de la zone T3 (Figure 59).

Une comparaison des états écologiques selon le M-AMBI entre la baie de Seine et la zone de transition T3 (Figure 60) montre cependant un état écologique plus dégradé en estuaire avec seulement 17 % des échantillons présentant un bon ou excellent état écologique contre 60 % pour la baie de Seine.

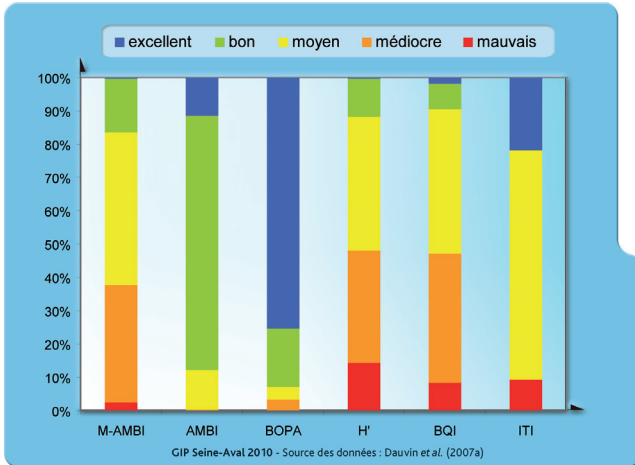


Figure 59. Répartition des prélèvements de la zone T3 de l'estuaire de la Seine dans chacune des 5 classes reconnues par la DCE avec les indicateurs sélectionnés.

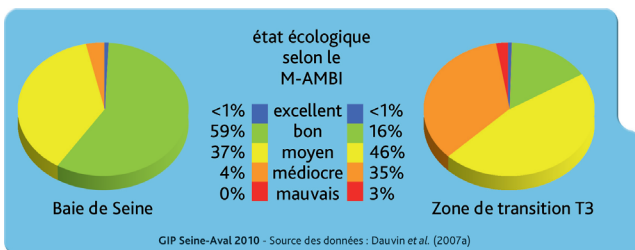


Figure 60. Comparaison de l'état des communautés benthiques de la Baie de Seine et de la zone de transition T3 de l'estuaire de la Seine à l'aide du M-AMBI.

La recherche d'un indicateur ou indice permettant de décrire l'état écologique des eaux de transition, notamment pour les zones T2 et T1 totalement incluses en eau douce, est un sujet d'actualité. Le groupe 'bio-benthos, ONAMA-Ifremer' a échantillonné en septembre-octobre 2008 la macrofaune benthique au niveau de l'ensemble des eaux de transition de la façade Atlantique dont celle des trois grands estuaires de la façade Manche-Atlantique : la Seine, la Loire et la Gironde qui sont d'ailleurs découpés en un nombre plus ou moins grand de masses d'eaux de transition : trois pour la Seine, une seule pour la Loire et sept pour la Gironde.

De plus, au sein de l'axe 1 du projet BEEST, le groupe bio-benthos s'est focalisé sur la zone oligohaline de ces mêmes trois grands estuaires. Les eaux oligohalines estuariennes sont naturellement des milieux où le maintien de la vie est très difficile, où la richesse spécifique en organismes benthiques est faible et où survivent seulement quelques espèces dulcicoles ou marines. Les seuls groupes zoologiques qu'il serait intéressant de suivre (oligochètes et insectes) sont ceux pour lesquels nous ne disposons pas de capacité d'expertise parmi la communauté des biologistes marins et pour lesquels nous n'avons pas de données de référence. Le macrozoobenthos n'apparaît peut être pas comme un élément à suivre dans le cadre de la DCE pour les parties oligohalines des masses d'eau de transition.

Le BO2A par rapport au BOPA prend en compte les oligochètes et les hirudinées, il peut donc être calculé sur l'ensemble du continuum eau-douce-eau salée dans les trois masses d'eau de transition (Figure 61).

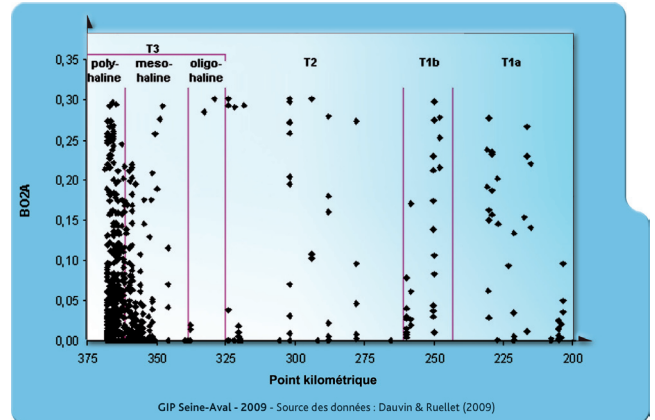


Figure 61. Valeurs de BO2A (968 échantillons dont l'abondance ≥ 20 ind. m^{-2}) le long du continuum amont (Poses) aval (limite ouest de la zone T3) dans les six sous-zones des trois masses d'eau de transition de l'estuaire de la Seine.

Les 968 échantillons (abondance ≥ 20 ind. m^{-2}) sont beaucoup plus nombreux dans la zone T3 que plus en amont, et en zone polyhaline et mésohaline qu'ailleurs. Cependant quelque soit la zone, le BO2A couvre une très grande gamme de valeurs avec un diagnostic allant d'excellent à mauvais. Il apparaît donc difficile de donner un diagnostic fiable et unique pour de telles zones complexes et hétérogènes (Dauvin & Ruellet, 2009). En effet, dans ces zones naturellement enrichies en apports organiques, il est difficile de faire la part des réponses des espèces benthiques à cet enrichissement naturel de celui lié à l'anthropisation, c'est le concept de 'Estuarine Quality Paradox' (Dauvin, 2007).

Dans l'estuaire dulcicole (T1 et T2), l'IQBP (Indice de Qualité Biologique Potentielle) utilisant des prélèvements de macrofaune benthique réalisés par immersion de substrats artificiels (remplaçant le protocole IGBA, Indice Biologique Global Adapté aux grands cours d'eau et aux rivières profondes) permet de définir selon la composition des taxons relevés sur le terrain (prélèvements sur les berges, au milieu du lit par des dragages et à l'aide des substrats artificiels) une qualité biologique des cours d'eau (GIP Seine-Aval, 2008). Cet indice noté de 0 (valeur la plus pénalisante) à 20 (valeur la plus forte) répond aux spécificités des rivières larges et profondes pour lesquelles le protocole de l'IGBN (Indice Biologique Global Normalisé), régi par la norme AFNOR NF T900350 (mars 2004), nécessite notamment l'identification des insectes au niveau de la famille et ne peut pas être utilisé dans les eaux de transition. Un suivi annuel sur un nombre réduit de stations représentatives des différents secteurs est cependant suffisant pour constater une amélioration de la qualité du milieu (Figure 62). Toutefois, la qualité de cette zone dulcicole est loin d'être satisfaisante puisque le meilleur état écologique n'a jamais dépassé la qualité moyenne (GIP Seine-Aval, 2008).

L'IOBS (Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments) a été développé pour les eaux douces (Lafont *et al.*, 2002). Il est basé, comme son nom l'indique, sur les oligochètes qui représentent l'essentiel de la faune trouvée en eau douce dans les estuaires. Cet indicateur est donc d'un point de vue théorique le plus intéressant parmi tous ceux vus jusqu'à présent pour cette partie dulcicole. Il est simple à calculer et est donc facile à comprendre

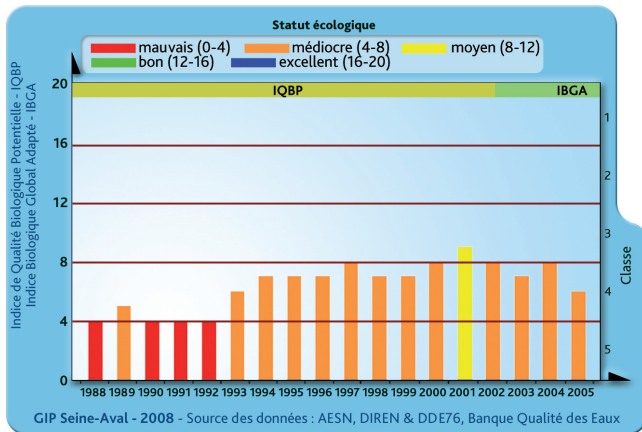


Figure 62. Etat des communautés benthiques dulcicoles dans l'estuaire fluvial de la Seine (IQBP-INGA) (GIP Seine-Aval, 2008).

(IOBS = 0 en l'absence d'oligochètes, sinon IOBS = 10 x nombre de taxa parmi 100 oligochètes / % du groupe dominant de Tubificidae) mais il nécessite l'identification des oligochètes. C'est un indicateur sensible par construction au niveau de détermination. Sa formulation montre que la communauté des hydrobiologistes considère que les Tubificidae ont une signification écologique différente des autres oligochètes contrairement à ce que les écologues marins considèrent puisque tous les oligochètes sont classés comme opportunistes (GE IV et GE V, de la liste de l'AZTI).

La recrudescence des travaux sur les indicateurs et indices biotiques au cours de ces dernières années montre que c'est un véritable sujet d'actualité internationale pour répondre aux exigences de la DCE. Cependant, les eaux de transition (estuaires) présentent une forte hétérogénéité des systèmes benthiques qui aboutit à une grande variabilité dans les diagnostics donnés par des indicateurs et indices développés dans les écosystèmes côtiers. Ce constat démontre la nécessité d'adapter les indices développés dans les eaux côtières pour les eaux de transition (continuum eaux douces – eaux à salinité variable et eaux marines) afin de traduire les multiples conditions et difficultés à caractériser l'état global d'un écosystème. Ceci se traduira probablement par des choix des communautés benthiques à suivre notamment des vasières et à exclure du diagnostic la zone oligohaline. En revanche, il apparaît indispensable de développer des efforts de la taxonomie dans les eaux douces chez les oligochètes et insectes. Face à la nécessité de proposer un outil opérationnel utilisable par des non spécialistes, la suffisance taxonomique entraînant une simplification de l'expertise taxonomique est une voie à promouvoir. Enfin, il apparaît nécessaire de promouvoir les approches multicritères dans le futur.

3. *Melinna palmata* ou l'expression de l'envasement de zones subtidales marines

L'observation régulière sur le long terme des communautés macrobenthiques apporte de nombreuses informations sur les variations saisonnières et pluriannuelles des espèces benthiques. Ces variations bien connues des écologues marins peuvent être reliées avec les changements climatiques (par exemple, l'alternance d'hivers rigoureux et cléments ; les printemps précoces ou tardifs ;

les tempêtes catastrophiques décapant les sédiments...) ou des changements anthropiques : dragages, dépôts de dragage notamment. Dans la partie orientale de la baie de Seine, les sédiments subtidiaux s'envasent ; c'est le cas notamment de ceux qui abritent la communauté des sables fins plus ou moins envasés à *Abra alba*, faciès à *Pectinaria koreni*. Cette zone a fait l'objet de nombreuses campagnes d'échantillonnage quantitatif depuis le début des années 1980, en une, quelques unes voire tout un ensemble de stations notamment pendant les campagnes 'PECTOW' organisées dans le cadre du Programme National sur le Déterminisme du Recrutement (PNDR) puis Seine-Aval. S'ajoutent à ces campagnes hivernales régulières, qui s'échelonnent aujourd'hui de 1986 à 2006, plusieurs autres campagnes qui ont été réalisées pour les deux ports maritimes de Rouen et du Havre dans plusieurs études : dépôts de dragage du Kannik, Port 2000... Cette série d'observations est très riche en enseignements sur les évolutions du benthos d'autant que l'ensemble des données sont maintenant réunies dans la base de données MABES qui permet d'extraire rapidement les informations souhaitées.

Présente dans plusieurs stations au cours de la campagne PECTOW 2006, l'espèce d'annélide polychète *Melinna palmata* était absente de toutes les campagnes PECTOW précédentes (de 1986 à 2001). Cette espèce tubicole, déposivore de surface, a une très forte affinité pour les vases et les sables vaseux car elle a la particularité de construire son tube par agglomération de fines particules de vase, donnant ainsi l'aspect d'un tube 'caoutchouteux' de plusieurs centimètres de longueur (Figure 63).

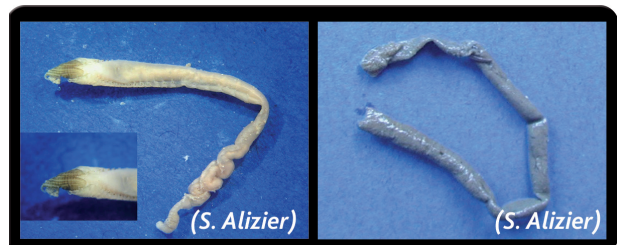


Figure 63. L'annélide *Melinna palmata* et son tube caoutchouteux

C'est une espèce facilement identifiable, qui ne pose pas de problème de synonymie et dont la présence ne peut passer inaperçue. Sa récolte est donc significative d'autant qu'elle s'implante rapidement. Une analyse des relevés existant dans MABES entre 2001 et 2006, montre que ce n'est qu'à partir de 2002 que *Melinna palmata* est recensée en baie de Seine orientale et notamment en face de l'entrée du Port du Havre (Figure 64). En effet, lors d'une mission Seine-Aval en mai 2002, les deux premiers individus sont récoltés en une station face à l'embouchure de la Seine ; elle est également recensée dans la même zone en seule station en 2003. Elle est ensuite très présente depuis l'embouchure de la Seine jusqu'au Port d'Antifer en 2004 et 2005 (campagnes Octeville et Port 2000, Cellule du Suivi du Littoral Normand). La campagne hivernale 2006 confirme sa présence sur l'ensemble de la communauté à *Abra alba*-*Pectinaria koreni* à l'exception des zones sous influence de dessalure (Figure 64). La densité maximale atteint déjà 280 ind.m⁻² en septembre 2006, témoin des capacités colonisatrices de cette espèce.

Les foraminifères benthiques comme bio-indicateur

Les foraminifères sont des protozoaires apparus au Cambrien ; leur test, comprenant une ou plusieurs chambres (ou *loculus* ou *loges*), est muni d'un ou plusieurs foramen (orifice). Ils ont un mode de vie benthique (sur et dans le sédiment, les plus nombreux avec 5000 espèces actuelles) ou planctonique (seulement une quarantaine d'espèces connues plus ou moins cosmopolites). Leur taille varie de 38 μm à 1 mm mais certains peuvent mesurer plus de 10 cm. La coquille appelée aussi test permet de distinguer trois principaux types de foraminifères : espèces agglutinées, espèces porcelanées et espèces hyalines (Figure P).

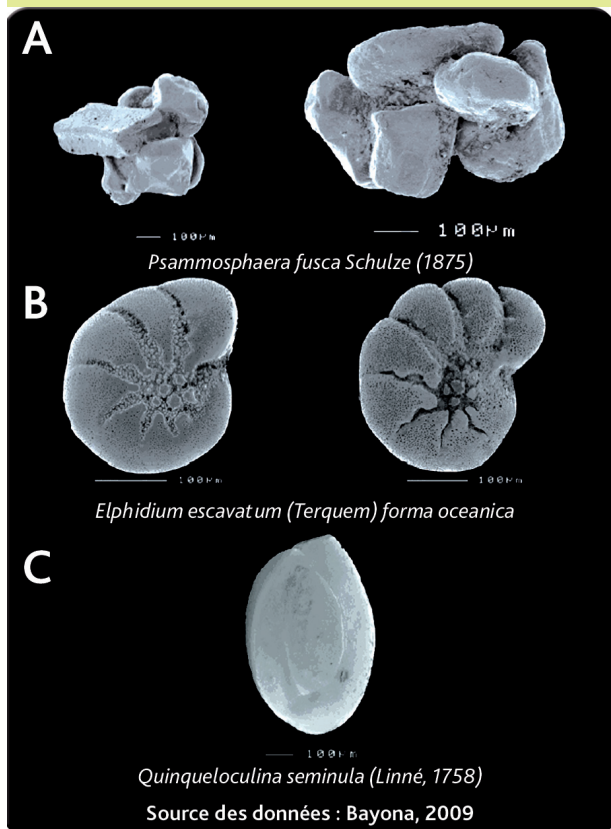


Figure P. Illustrations photographiques 1- de formes agglutinées, 2- d'espèces porcelanées et 3- d'espèces hyalines.

Leur régime alimentaire est constitué de bactéries, d'algues, de larves de mollusques, de crustacés, de déchets variés ; leur mode de vie varie selon les espèces considérées : sessile épilithe, semi-sessile épiphyte ou épilithe, vagile (Debenay *et al.*, 1996). Les foraminifères benthiques possèdent des caractéristiques permettant d'en faire de bons bio-indicateurs de l'état écologique des communautés benthiques. Ils ont été utilisés pour détecter les effets d'une pollution pétrolière ou d'un enrichissement en matière organique ; à ce titre, ils présentent beaucoup de points communs avec les organismes de la macrofaune (Debenay *et al.*, 1996). La formalisation d'indices biotiques basés sur les foraminifères est encore en cours d'élaboration. Plusieurs indices ont été testés sur la faune actuelle et fossile par rapport à certains types de pollution anthropique telle que l'hypoxie due à l'eutrophisation des eaux (en raison de l'activité agricole humaine) par un rapport *Ammonia/Elphidium* ou par le pourcentage de

foraminifères agglutinés et porcelanés présents dans un échantillon.

Les foraminifères benthiques possèdent les traits d'histoire de vie correspondant aux cinq critères suivants :

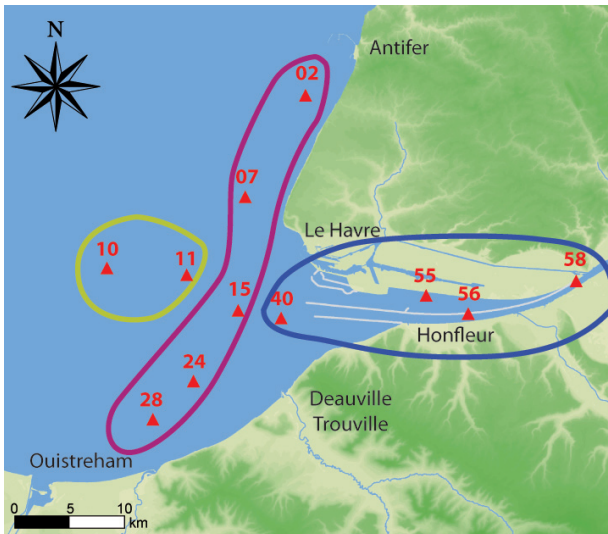
- une capacité d'intégration des paramètres physico-chimiques du milieu par leur sédentarité ;
- une forte biodiversité ;
- un cycle de vie permettant une bonne intégration des variations de l'état du milieu ;
- une abondance élevée permettant d'avoir une pertinence statistique conséquente ;
- un caractère ubiquiste permettant de généraliser les observations en un site à une zone géographique plus étendue.

Cependant, la principale difficulté d'utiliser les foraminifères benthiques en tant que bio-indicateurs réside dans le caractère extrêmement ubiquiste de certaines espèces, ainsi qu'en la difficile compréhension de leur écologie tant au niveau du microhabitat qu'à l'échelle d'un écosystème global. L'étude des foraminifères benthiques en milieu estuarien a démontré l'influence des apports fluviaux sur la qualité de la matière organique et la salinité agissant eux-mêmes sur la répartition des espèces et des peuplements. La réponse des foraminifères à un environnement dégradé (Firth of Clyde en Ecosse) a déjà été comparée à celle de la macrofaune (Mojtahid *et al.*, 2008). Il est ressorti de cette comparaison que l'étude des foraminifères dans un site pollué permet d'appréhender la réaction du milieu à une échelle plus fine que la macrofaune. L'étude des interactions macrofaune/foraminifères au niveau de l'habitat dans le sédiment a également mis en évidence l'importance de la macrofaune bioturbatrice sur la répartition verticale des foraminifères. L'activité des bioturbateurs permet d'améliorer la pénétration de l'oxygène et de la matière organique, et favorise ainsi la pénétration des assemblages de foraminifères.

A l'occasion de la campagne de prélèvements COLMATAGE 2008, les foraminifères benthiques ont été échantillonnés dans 11 stations selon deux radiales (est-ouest, gradient salin) et nord-sud afin de comparer leur distribution et leur pertinence à décrire les gradients de salinité et sédimentaire par rapport à la macrofaune benthique (Figure Q).

Un total de 25 espèces vivantes a été recensé avec une dominance de neuf espèces qui représentent plus de 1 % des effectifs totaux. Trois groupes de stations peuvent être distinguées selon l'abondance des principales espèces (Tableau 1) :

- groupe 1 : les deux stations 10 et 11 situées au large de l'estuaire, entre 10 et 15 m de profondeur sur des sables fins à moyens propres composée d'espèces de type agglutiné (*Psammospaera fusca*, *Hemmisphaerammina* sp.), se distinguent par l'absence totale de l'espèce dominante dans les autres stations, *Elphidium excavatum*.
- groupe 2 : les cinq stations (2, 7, 15, 24, 28) de la radiale nord-sud à des profondeurs entre 7 à 22 m sur des fonds de sables fins plus ou moins envasés sont caractérisées par une forte richesse spécifique et une forte densité de foraminifères comparées aux autres stations, et sont dominées par *Elphidium excavatum* et *Ammonia beccarii*.
- groupe 3 : il est composé des quatre stations du chenal de navigation du Port de Rouen (40, 55, 56, 58), entre 3 et 6 m de profondeur sur des sédiments variés fins à plus ou moins grossiers plus ou moins riches en vases et surtout



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : Bayona (2009)

Figure Q. Répartition spatiale des trois groupes de Foraminifères (groupe 1 : vert ; groupe 2 : rouge ; groupe 3 : bleu).

en zone poly- mésohaline. Ces stations sont très pauvres, tant en densité qu'en richesse spécifique.

Tableau 1. Nombre d'individus des espèces composant les groupes 1, 2 et 3 (repris de Bayona, 2009).

Espèces	C1	C2	C3
<i>Ammonia becarii</i>	12	644	3
<i>Eggerella scabra</i>	1	60	0
<i>Elphidium excavatum</i>	0	2297	74
<i>E. excavatum forma clavata</i>	6	136	1
<i>Elphidium magellanicum</i>	11	67	0
<i>Hemmisphaerammina sp.</i>	93	4	0
<i>Psammosphaera bowmanni</i>	3	82	0
<i>Psammosphaera fusca</i>	108	149	0
<i>Quinqueloculna seminula</i>	7	241	0

Les foraminifères permettent ainsi de mettre en exergue les relations fortes que présente ce groupe faunistique avec à la fois le sédiment et la salinité. Une analyse plus fine de la corrélation avec la macrofaune est nécessaire ; de même, il sera nécessaire d'étudier les variations temporelles au moins de type saisonnier pour voir le caractère permanent ou saisonnier de ces premières observations.

Melinna palmata est une espèce qui présente une distribution boréo-méditerranéenne et qui est présente en Atlantique Nord-est, des côtes du Maroc à celles de Norvège. Elle est commune tout autour des îles britanniques et recensée dans toutes les baies et rias en Manche occidentale armoricaine ; elle est également signalée dans la faune marine de Wimereux (Côte d'Opale) où sa présence mériterait d'être confirmée (Dauvin *et al.*, 2007b).

Il se pose la question de connaître la cause de cette introduction. C'est une espèce avec de faibles capacités de dispersion larvaire, la larve ne vivant dans le plancton qu'au maximum une semaine ce qui est peu compatible avec une arrivée de larves passives venant de Cherbourg ou Southampton par les courants. Il est plus probable que ce soit une introduction de larves provenant du Solent via le trafic maritime entre Southampton et Le Havre qui serait à l'origine de cette introduction.

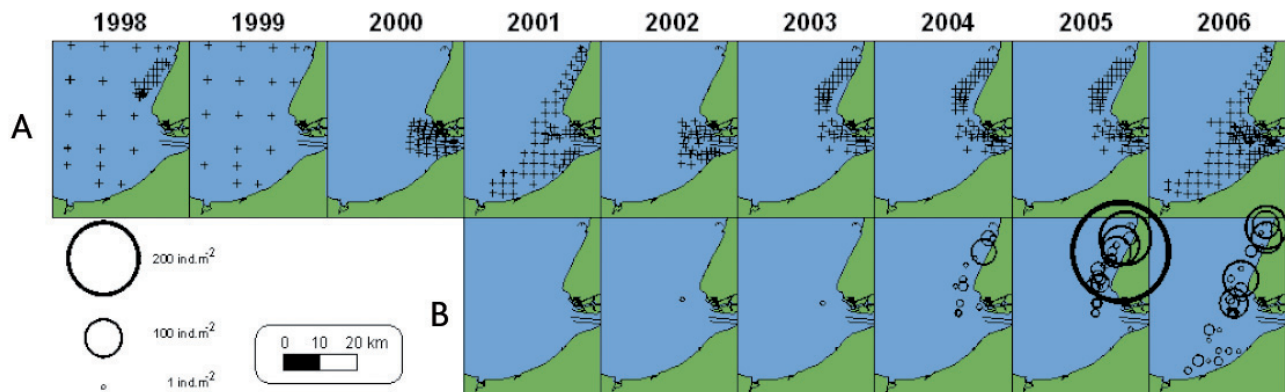
Espèce vasicole, son implantation révèle sans aucun doute un accroissement de la teneur en particules fines des sédiments comme espèce sentinelle de l'envasement. Deux phénomènes récents peuvent être évoqués

dans ces changements sédimentaires.

i) La dynamique morpho-sédimentaire a été modifiée depuis le début des années 2000 en relation avec Port 2000 : la réduction de la vase nord intertidale et des expulsions en dehors du chenal de navigation de la Zone de Turbidité Maximale ont conduit à un envasement accru de la zone subtidale de la partie orientale de la baie.

ii) Le site de dépôt de dragages d'Octeville accueille chaque année environ 3 millions de m³ de sédiment provenant des bassins du Port du Havre auxquels se sont ajoutés de façon exceptionnelle les 45 millions de m³ dragués entre 2001 et 2003 pour construire le chenal d'accès du nouveau Port 2000. Ces sédiments étaient toutefois un mélange de graviers, sables et vases. Cet accroissement des dépôts vaseux pourrait être favorable à l'implantation des *Melinna* qui montrent d'ailleurs des abondances plus fortes le long des côtes du Pays de Caux au nord du dépôt d'Octeville qu'ailleurs en baie de Seine (Figure 64).

Des installations comparables d'espèces de polychètes notamment *Sternapis scutata*, espèce commune des va-



GIP Seine-Aval - 2009 - Source des données : Dauvin *et al.* (2007b)

Figure 64. Stations benthiques échantillonnées de 2000 à 2006 (A) et abondances (B, ind.m-2) de *Melinna palmata*

sières subtidales du Golfe de Gascogne ou du Golfe du Lion indicatrices de vasières, ont également été signalées le long des côtes anglaises en Manche en relation avec des dépôts de dragages. L'introduction serait également inféodée au transport maritime. Il reste aujourd'hui à confirmer l'implantation pérenne de la population de *Merlinna palmata* en baie de Seine orientale et en mesurer

l'ampleur des abondances. Les campagnes d'échantillonnage benthique des automnes 2008, 2009 et 2010 réalisées dans le projet COLMATAGE devraient y contribuer.

La base de données MABES

La base de données MABES centralise les informations quantitatives disponibles sur le macrozoobenthos dans une zone comprise entre l'écluse de Poses, le Cotentin et la latitude du Cap d'Antifer afin de permettre une évaluation de l'état des peuplements benthiques qui y vivent. MABES est l'acronyme de « MACrobenthos de la Baie et de l'Estuaire de Seine ». Elle regroupe sous Access (Figure R) des données d'abondances standardisées et géoréférencées du macrozoobenthos pour plus de 2000 prélèvements réalisés entre 1978 et aujourd'hui. La base de données, dans sa version de base, est composée de neuf tables dont une consacrée à l'information taxonomique et écologique, une à la localisation des prélèvements, une aux relevés d'abondances, une aux calculs d'indicateurs de diversité et d'état écologique selon les indicateurs pressentis dans le cadre de la DCE, et bien entendu une table dédiée à la propriété des données et une autre à la responsabilité de l'acquisition des données. Contrairement aux simples banques de données, le travail sous forme d'une base de données relationnelle permet d'effectuer des requêtes par masse d'eau, par saison, selon les méthodologies mises en œuvre ...

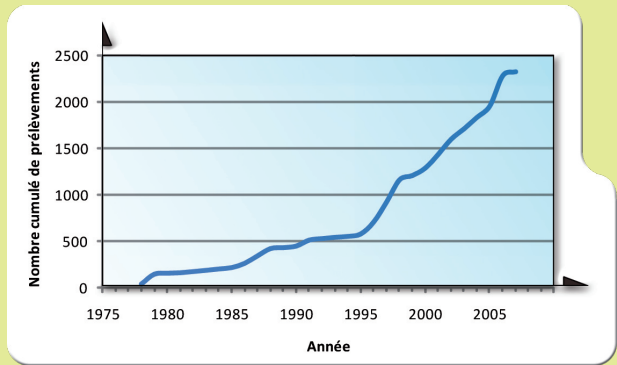


Figure S. MABES : une accumulation de prélèvements au cours du temps.

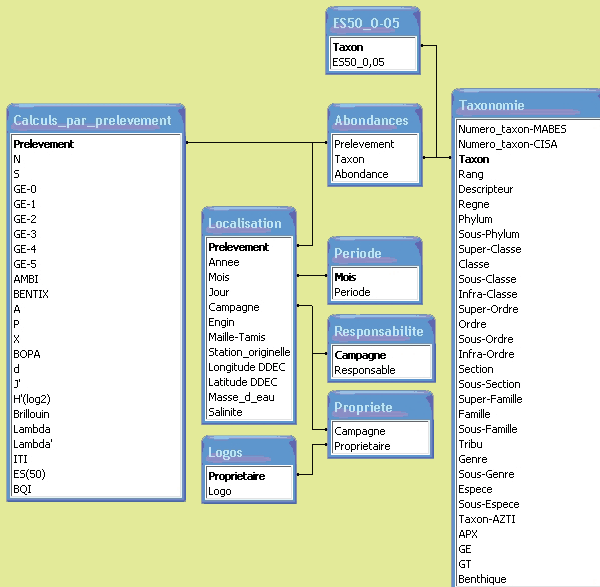


Figure R. Relations entre les tables de la base de données MABES.

L'essentiel de l'information a été acquis depuis la création du programme scientifique Seine-Aval en 1995 (Figure S) et provient de la baie de Seine orientale et de l'embouchure de l'estuaire (masse d'eau de transition T3 ; Figure T). Peu de prélèvements sont réalisés régulièrement au même endroit et selon une même méthodologie, mais la compilation des données standardisées permet de suivre l'évolution de l'état des peuplements benthiques (Dauvin et al., 2007).

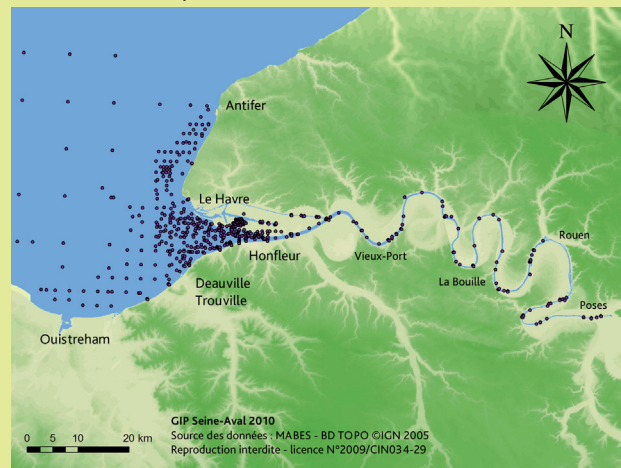


Figure T. Répartition géographique des prélèvements présents dans MABES.

Propriétaires des données MABES : Carrières et Sablières de la Seine ; CEMEX ; Chambre de Commerce et d'Industrie Le Havre ; Conseil Régional de Basse-Normandie ; Conseil Régional de Haute-Normandie ; Eurovia ; GIE Granulats Marins de Normandie ; Grand Port Maritime de Rouen ; Grand Port Maritime du Havre ; GRECO Manche ; Groupement d'Intérêt Public Seine-Aval ; Ifremer ; Maison de l'Estuaire ; Millenium Chemicals Le Havre SAS ; Muséum National d'Histoire Naturelle ; SODEGRAVE ; Station Biologique de Roscoff ; Station Marine de Wimereux ; Union Européenne ; Université de Caen ; Université de Rouen ; Université des Sciences et Technologies de Lille ; Université Pierre et Marie Curie ; Yara France.

4. Evolution à long terme de la fosse nord

Depuis 1993 et la construction du Pont de Normandie, l'estuaire de la Seine a vu sa morphologie de nouveau modifiée avec l'extension du port du Havre. L'estuaire a en effet fait l'objet d'une série d'aménagements liés à la construction de Port 2000 engagée en 2001.

Ces aménagements (Figure 65) peuvent être différenciés en trois catégories :

- la construction du port : mise en place de nouvelles digues, poldérisation, dragages, création du chenal d'accès ;
- les mesures d'accompagnement : prolongement vers l'ouest de la digue basse nord du chenal de la Seine, dragages d'accompagnement ;
- les mesures environnementales : création d'un épi dans la Fosse Nord, transversalement à la digue basse nord au droit d'Honfleur (été 2003), rehaussement de la digue basse nord en amont de l'épi (2004-2005), aménagement d'un îlot dans la Fosse Sud (2004-2005), creusement d'un nouveau méandre sur la grande vasière (2005), rehaussement de la brèche dans la digue basse nord à l'amont de l'épi (2005).

Tous ces aménagements ont provoqué des modifications de la bathymétrie, des courants et de la granulométrie des sédiments dans l'ensemble de la fosse nord.

Après la mise en place de l'épi en aval du Pont de Nor-

mandie, fin 2003, une encoche de flot est apparue à son extrémité Nord. En septembre 2005, à la fin des dragages, le chenal amont présente une cote bathymétrique moyenne de +1,50 m CMH et des fonds constitués de sables (granulométrie de 80 à 110 μm). Au Nord de celui-ci la vasière est constituée de vases et de silts plastiques (mode entre 4 et 40 μm) peu consolidés et légèrement sableux. Sous le pont, les enrochements de protection affleurent à la cote +2 m.

Le méandre aval a une cote négative (-2 m CMH) et entaille la vasière Nord constituée de vases consolidées et de chenaux secondaires très envasés. Au sud de ce méandre, le Banc de la Passe culmine à +3 m CMH. Il est constitué de sables fins (180 μm) comportant une petite fraction coquillée plus grossière (400 μm).

Cette situation initiale va évoluer rapidement. En août 2008, on constate les éléments suivants (Figure 66) :

- le méandre amont est à la cote +3 m et a perdu la moitié de son volume initial. Sous le Pont de Normandie, s'est constitué un banc de sable culminant à +4,50 m CMH ;
- l'encoche de flot au Nord de l'épi aval s'est stabilisée ;
- le banc de la Passe culmine à + 4,50 m et sa surface augmente de façon importante en amont de l'épi. Cette sédimentation, prévue par les modèles, ne s'accompagne pas de l'envasement attendu. La partie nord du banc est au contraire constituée de mégarides témoignant d'un hydrodynamisme important ;
- le méandre aval situé au nord du banc de la Passe s'en-sable également et passe de la cote -2 m CMH à la cote +3 m CMH soit un dépôt de 5 m de sable fin.

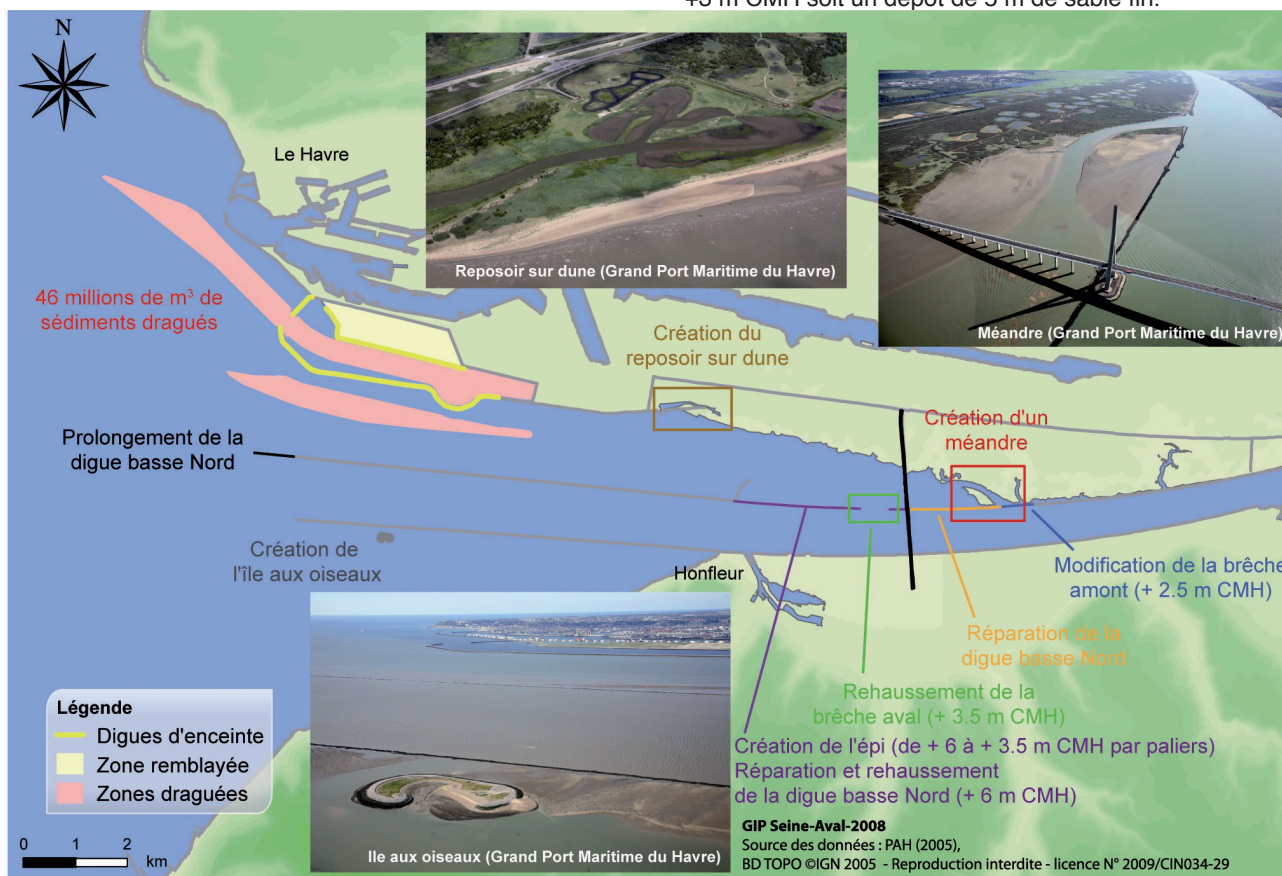


Figure 65. Localisation des principaux aménagements A - dans l'estuaire de la Seine depuis le XIXe siècle [1 : réhabilitation des vasières, aménagement d'un épi en deux phases (2003 et 2004) ; 2 : allongement de la digue basse nord de 750 m (2003) ; 3 : aménagement de l'extension « Port 2000 » (digue extérieure et quai) (2003-2005) ; 4 : aménagement d'un îlot reposoir de pleine mer (hiver 2004 – printemps 2005) ; 5 : réhabilitation des vasières : creusement d'un nouveau méandre (printemps et été 2005)], B- dans la partie amont de la fosse nord.

Un ensablement important de la fosse Nord de l'estuaire a donc lieu.

En aval du Pont de Normandie, la granulométrie des sables est de $180 \mu\text{m}$, identique aux bancs d'embouchure de l'estuaire. En amont du Pont, elle est de $100 \mu\text{m}$, comme dans le chenal de navigation de la Seine. Ces sables sont dépourvus de toute fraction vaseuse.

Cependant, une fraction vaseuse de granulométrie inférieure à $45 \mu\text{m}$ apparaît de part et d'autre de l'épi ainsi que le long de la digue basse Nord, en amont du Pont de Normandie, sur une surface d'environ 45 ha.

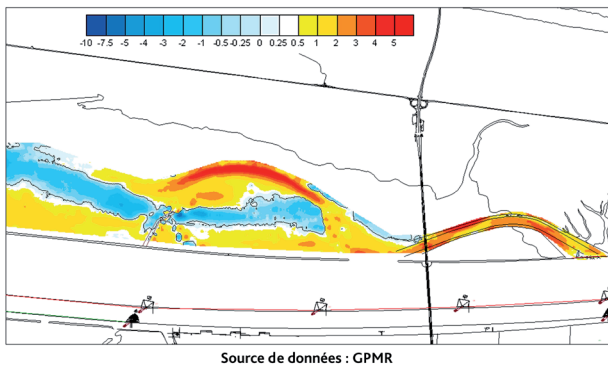


Figure 66. Différentiel bathymétrique et topographique (Nov 2005/ Fév 2009) du chenal Nord au voisinage de l'épi et du banc de la passe. Entre 2005 et 2007 un comblement des méandres amont et aval se produit, ainsi qu'un engraissement du banc de la Passe par du sable. De part et d'autre de l'épi ainsi que sur le banc amont la fraction vaseuse augmente dans le sédiment.

Le benthos, naturellement sensible à ces paramètres réagit en réponse à ces modifications de son environnement.

Les peuplements macrobenthiques subtidiaux de la fosse nord, de même que les paramètres sédimentologiques, ont été suivis par la CSLN depuis septembre 2000, avec deux campagnes annuelles d'observation depuis 2003 (en mars et septembre) sur un réseau d'une trentaine de stations. La structuration de la faune macrobenthique présente toujours les communautés classiquement rencontrées en estuaire de Seine, agencées selon la nature granulométrique du sédiment mais aussi le degré de marinisation des habitats : au large, la communauté des sables fins envasés à *A. alba* – *P. koreni*, dans l'embouchure, la communauté des sables moyens dunaires à *N. cirrosa*, et dans les fosses nord et sud, des faciès d'appauvrissement de la communauté à *A. alba* – *P. koreni*

et la communauté des vases estuariennes à *M. balthica* (Jourde, 2009).

Depuis la fin des dragages d'accompagnement, une tendance globale à la diminution des particules fines est observée au profit des sables fins à grossiers propres à l'aval de la fosse nord mais ce changement granulométrique est difficilement imputable aux travaux d'extension du port du Havre en raison du contexte hydrologique des moindres débits de la Seine depuis 2001, et par conséquent des moindres apports de particules fines. D'ailleurs, dans leur synthèse, Jourde *et al.* (2009) indiquent que les vases présentes au sud des nouvelles digues sont des vases anciennes, dites indurées, mises à jour par les courants forts et peut-être également par les dragages. D'un point de vue biologique, le secteur aval de la fosse Nord constitue une zone de transition entre les communautés de l'estuaire : la partie sud est colonisée par la communauté des sables mobiles (*Nephtys cirrosa*, *Donax vittatus*) très appauvrie (moins de 10 espèces, moins de 200 ind. $0,5 \text{ m}^{-2}$; Jourde, 2009), tandis que plus en amont, au plus près des travaux d'aménagement, les espèces marines telles *A. alba* côtoient *M. balthica*, et les espèces opportunistes (oligochètes, Capitellidae) sont bien présentes (Jourde, 2009).

Dans la partie aval de la Fosse Nord, les dragages d'accompagnement ont également mis à nu des substrats de galets plus ou moins envasés. Ils hébergent un cortège faunistique comparable mais très appauvri à celui observé au niveau des « Hauts de la Rade » (espèces sessiles - balanes, hydrozoaires et bancs de moule -, des étoiles de mers, de nombreux crustacés vagiles et des polychètes telles *Cirriformia tentaculata* ; Jourde, com. pers.). Ensablements, extension du banc de la Passe, réduction du banc d'Amfard, avancé du Kannick vers l'ouest (uniquement liée aux activités de clapages du Port de Rouen), marinisation du système (i.e. pénétration de la communauté à *A. alba* – *P. koreni* dans la Fosse Nord, et remontée vers l'amont de celle à *M. balthica* en parallèle) sont les événements majeurs remarquables dans la Fosse Nord et à son débouché. L'intensité des interventions humaines ayant eu prise sur la Fosse Nord entre 2001 et 2006 associée au contexte hydrologique particulier de la Seine depuis 2003 (absence de véritable crue, étiages prolongés) rendent difficile la traduction des fluctuations observées en terme de tendances évolutives, d'autant plus que le système n'est pas encore stabilisé. Cette difficulté fait d'ailleurs l'objet d'un travail mené en partenariat entre le GPMH, SOGREAH et la CSLN (Jourde, com. pers.) afin de mettre en exergue les réponses de la faune et individualiser les signaux biologiques suite aux derniers aménagements.

Evolution de la Vasière Nord

La vasière nord de l'estuaire de Seine est située sur la rive droite de la Seine entre la crique à Tignol et le cercle d'évitage du port du Havre. C'est une zone mésohaline macrotidale dont la surface à dramatiquement diminué (Hamm *et al.*, 2001), passant de 761 ha en 1978 à 289 ha en 2005, malgré la création en 2005 d'une vasière intertidale en amont du Pont de Normandie (plus de 60 ha en 2007 ; en compensation des derniers grands aménagements sur l'estuaire de Seine) pour contre balancer la diminution à long-terme de la zone intertidale de l'estuaire qui a perdu plus de 100 km² entre 1850 et aujourd'hui (Avoine, 1994 ; Cuvilliez *et al.*, 2009). Malgré cela, cette vasière continue de jouer un rôle important de par sa forte production benthique (Dauvin & Desroy 2005) et le transfert de biomasse vers les poissons (Le Pape *et al.*, 2007) et les oiseaux (Le V. Dit Durell *et al.*, 2004). C'est une nurserie pour plusieurs espèces commerciales de poissons de la Manche, en particulier la sole commune (*Solea solea* ; Riou *et al.*, 2001) et le bar (*Dicentrarchus labrax* ; Parlier, 2006). Elle joue aussi un rôle dans la migration de diverses espèces de limicoles et d'anatidés qui se nourrissent et se reposent dans cette zone (Blaize *et al.*, 2003 ; Morel, 2003 ; Triplet *et al.*, 2003 ; Aulert & Hémerly, 2007). Le macrozoobenthos, les poissons et les oiseaux ont été suivis depuis la fin des années 1970 dans le cadre de diverses études d'observation à court-terme. Les autres compartiments biologiques (méiofaune, microphytobenthos, végétation halophile...) n'ont pas fait l'objet de suivi quantitatif à cette échelle d'observation. Ainsi, plus de 400 échantillons macrozoobenthiques ont été collectés entre 1978 et 2007 (18 années disponibles) avec un effort d'échantillonnage variant de 1 à 51 échantillons par an en mettant en œuvre des méthodologies très différentes parfois les unes des autres : maille de tamisage, engin de prélèvement, période de prélèvement, techniques de tri et de comptage... Le seul point commun entre ces données issues de MABES et du suivi de la Réserve Naturelle de l'Estuaire de la Seine est leur localisation géographique sur la vasière nord. Quarante taxa ont été collectés. Les données halieutiques disponibles sont moins nombreuses (12 années) et seules les données automnales ont été considérées pour la vasière. Elles-aussi ont été acquises selon des méthodologies différentes (type, ouverture verticale et maille des chaluts, taxa pris en compte) et avec un effort d'échantillonnage variable mais toujours faible (de 2 à 5 traits par an). La crevette grise et 14 poissons représentaient plus de 98 % de l'abondance totale dans les échantillons. Les données ornithologiques (effectifs hivernaux et effectifs maximaux observés chaque année) proviennent du Groupe Ornithologique Normand. Cinq limicoles (l'avocette élégante, le courlis cendré, le bécasseau variable, la barge rousse et le grand gravelot) et deux anatidés (le canard pilet et la tadorne de Belon) ont été sélectionnés pour leur lien fort avec la vasière. Les données sont disponibles pour chaque année entre 1978 et 2006 et ont été acquises selon une même méthodologie au cours du temps, excepté les observateurs qui ont bien entendu changé sur une telle durée d'observation. Malgré les grandes différences méthodologiques entre les campagnes d'échantillonnage, les données éparses accumulées de 1978 à 2007 sur les différents compartiments biologiques ont été agglomérées à l'échelle de l'année civile et ont été comparées à l'évolution de la sur-

face de la vasière en aval du Pont de Normandie (estimée par analyse de photographies aériennes ; Cuvilliez *et al.*, 2009) et à certains paramètres abiotiques comme la température de l'eau en surface et le débit de la Seine afin de comprendre les effets biologiques de la diminution de la surface de la vasière nord. C'est la technique des sommes cumulées (Ibanez *et al.*, 1993) qui a été utilisée pour détecter les changements significatifs dans les séries de données.

De cette étude, il ressort que l'eau s'est réchauffée de façon continue au cours des trois dernières décennies avec une température en surface toujours inférieure à une valeur moyenne de 12,78 °C avant 1988 et toujours supérieure après. Le débit de la Seine présente une alternance tous les trois à cinq ans de périodes de forts débits (jusqu'à 904 m³.s⁻¹ de moyenne annuelle) et de bas débits (jusqu'à 289 m³.s⁻¹) et ne montre pas de tendance à l'augmentation ou à la diminution sur le long terme (valeur moyenne de 500 m³.s⁻¹ entre 1980 et 2007).

La richesse spécifique macrozoobenthique variait de 1 à 12 espèces par échantillon. Les taxa les plus fréquents (dans plus de 10 % des échantillons chaque année) étaient les polychètes *Hediste diversicolor* et *Manayunkia aestuarina*, les mollusques bivalves *Macoma balthica*, *Cerastoderma edule* et *Scrobicularia plana*, les mollusques gastéropodes (principalement *Hydrobia ulvae*), le crustacé *Corophium volutator*, et les oligochètes de la famille des Tubificidae. Les autres espèces représentaient moins de 13 % de la densité moyenne totale par année. La composition spécifique du macrobenthos est donc relativement stable sur la vasière nord. Afin d'estimer la quantité de proies disponibles pour les oiseaux et les poissons, les densités ont été multipliées par la surface de la vasière pour obtenir l'abondance de chaque espèce et par la biomasse individuelle moyenne des taxa pour obtenir la biomasse totale. Seules trois espèces (*H. diversicolor*, *M. balthica* et *C. volutator*) étaient présentes dans tous les échantillons. Elles présentent une forte variabilité inter-annuelle avec un coefficient de variation de 110 % pour la première, 148 % pour la seconde et 177 % pour la troisième. Cependant, la diminution de la surface de la vasière est tellement élevée que l'abondance de *H. diversicolor* a diminué de façon continue et significative depuis 1987. Aucune tendance claire n'a pu être mise en évidence pour *M. balthica*. Pour *C. volutator*, l'abondance a diminué de 1987 à 1998 et est restée stable depuis avec de faibles valeurs. Pour les autres espèces, la variabilité inter-annuelle est très élevée. Par exemple, *M. aestuarina* n'a été détectée que durant trois années (1980, 1987 et 1997) avec, qui plus est, un coefficient de variation intra-annuel de son abondance de 450 %. La seule espèce qui présente un signal qui puisse être relié à une variable environnementale est *S. plana* qui semble avoir besoin d'une température supérieure à 19,5 °C pour que son recrutement soit important.

Pour l'ichtyofaune, la crevette grise est l'espèce la plus abondante (445 ind.1000 m⁻²), suivie du tacaud (35 ind.1000 m⁻²), du hareng (20 ind.1000 m⁻²), des gobies (12 ind.1000 m⁻²) et du flet (10 ind.1000 m⁻²). La composition faunistique est relativement stable mais les données présentent de très grandes variations et ne sont pas homogènes (données manquantes certaines années pour certaines espèces). En fait, les intervalles de confiance à

80 % sont toujours proches des valeurs moyennes et les données sont donc rarement significativement différentes de zéro, ce qui pose de gros problèmes pour les interpréter. Mis à part ces problèmes, les données dégagent rarement des tendances claires.

Pour les oiseaux, leur période de présence sur la vasière dépend du climat, des conditions météorologiques et des conditions d'accueil sur d'autres sites. Les effectifs maximums sont donc un bon critère qui permet de s'affranchir de ce biais. Mais les effectifs hivernaux sont le seul critère qui puisse être comparé avec les données internationales qui montrent que parmi les espèces sélectionnées, seuls les effectifs de l'avocette élégante et des deux anatidés ne diminuent pas. Pour les autres espèces, les diminutions d'effectifs observées peuvent donc être liées à des facteurs extérieurs à l'estuaire. Cependant, les effectifs d'avocette, de tadorne de Belon et de courlis cendré ont diminué en estuaire de Seine ces trente dernières années. Deux mêmes périodes peuvent être distinguées pour les deux premières espèces et deux autres légèrement différentes pour la dernière :

- pour l'avocette élégante : 1975-1988 avec une moyenne de l'effectif maximum annuel de 2515 individus et 1989-2006 avec 1048 individus ;
- pour la tadorne de Belon : 1282 puis 547 individus durant ces mêmes périodes ;
- pour le courlis cendré : 1975-1991 avec 1609 individus et 1992-2006 avec 1027 individus.

Ces changements correspondent à des surfaces de vasière d'environ 530 ha et 500 ha respectivement, sans que cela puisse être relié à la température ou à la biomasse benthique disponible.

Pour le bécasseau variable, deux périodes peuvent également être distinguées mais avec une augmentation au cours du temps : 5277 individus pour 1975-1994 et 9033 ensuite. Ce changement correspond probablement à un seuil thermique.

Le nombre de barges rousses et de grands gravelots varie beaucoup avec plusieurs pics qui ne correspondent pas à des changements pour les autres paramètres étudiés. Le maximum annuel de canard pilet fluctue quant à lui autour de 903 individus sans changement notable au cours du temps.

Toute la difficulté qu'il y a aujourd'hui à interpréter les évolutions biologiques sur la vasière tient au fait que les suivis ont été réalisés avec des méthodologies très différentes les uns des autres, entraînant de fait une grande variabilité dans les résultats et que ces suivis ne se sont pas faits de façon conjointe entre les différents compartiments. A titre d'exemple, les biomasses benthiques ne sont disponibles que pour 6 des 12 années de suivi halieutique qui sont complètes. Mener des analyses avec autant de variables et si peu d'années n'apporte que peu d'informations. Avec cette restriction sur les années utilisables, le débit du fleuve apparaît ainsi artificiellement corrélé aux années et à la surface de la vasière. Il n'est donc pas possible de discriminer la part de chacun de ces facteurs. Seules des relations proies-prédateurs connues apparaissent clairement dans les analyses.

Pour mieux comprendre le fonctionnement de la vasière, il faut désormais mettre en œuvre des suivis conjoints des différents compartiments biologiques et physiques selon des méthodologies standardisées et suffisamment détaillées pour permettre une exploitation croisée de l'ensemble des données.

Chapitre 8. Biodiversité et richesse patrimoniale

1. Introductions d'espèces et effets des introductions sur les communautés benthiques et pélagiques

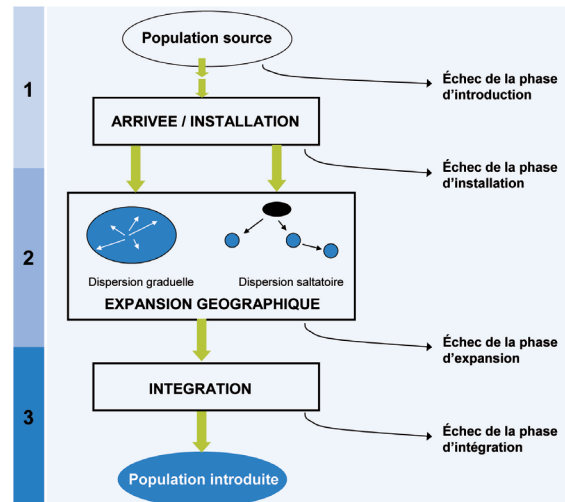
Souvent désigné par bio-invasif, les espèces étrangères (ou allochtones*, exotiques) qui s'introduisent, s'établissent et envahissent un nouvel environnement présentent des caractéristiques similaires : peu d'exigences écologiques, développement rapide et forte compétitivité. Certaines espèces locales (indigènes) peuvent aussi devenir envahissantes, mais il s'agit là d'un tout autre phénomène : leur multiplication rapide est liée à un déséquilibre écologique du milieu dont elles tirent parti, telle les algues vertes du genre *Ulva* en Bretagne nord dont la prolifération est la résultante de l'enrichissement du milieu par les pratiques agricoles.

Toutes les espèces invasives n'induisent pas systématiquement d'effets nocifs sur les biocénoses et/ou le milieu qu'elles colonisent. Certaines vont en effet puiser une ressource non-utilisée par les espèces locales ou s'installer dans des niches écologiques libres. En revanche, d'autres viennent menacer l'organisation des écosystèmes.

Dans leur environnement d'origine, chaque espèce est contrôlée et régulée, non seulement par les facteurs abiotiques (température, force du courant, nature du sédiment...) mais aussi par les interactions avec les autres espèces (prédation, concurrence pour la ressource, compétition spatiale). En dehors de cet environnement, l'espèce se trouve libérée de ces mécanismes de régulation et représente alors un danger potentiel pour les espèces allochtones et leur habitat.

Les mécanismes d'introduction d'espèces correspondent à une véritable histoire d'invasion qui se déroule en trois étapes (Figure 67) : si l'arrivée d'une espèce dans un nouveau territoire ne se solde pas par sa disparition rapide, celle-ci s'implante, ses effectifs augmentent et sa population devient viable et permanente ; dans ce cas, elle colonise alors l'espace, par dispersion progressive ou saltatoire avant de s'intégrer à ce nouvel écosystème. C'est à cette dernière étape que se posent alors les questions sur les conséquences à long terme pour l'écosystème de l'introduction d'une espèce : modifie-t-elle le milieu ? Sous quelle forme et de quelle ampleur ? Quels risques induit-elle sur la pérennité des espèces indigènes ? Quelles sont les menaces pour la biodiversité locale et régionale ? pour le fonctionnement du système ?

Bien qu'ayant toujours existé, les introductions d'espèces et les invasions qui s'en suivent sont aujourd'hui plus fréquentes et plus nombreuses. En milieu marin et estuarien, les introductions d'espèces ont pu être volontaires, tel que dans le domaine de l'aquaculture. Ainsi, pour pallier à l'effondrement des stocks d'huîtres des deux espèces cultivées en France (la souche portugaise de l'huître creuse, *Crassostrea angulata*, et l'huître plate *Ostrea edulis*), la souche pacifique de l'huître creuse *Crassostrea gigas* a été introduite à la fin des années soixante dans le bassin de Marennes-Oléron et ne cesse depuis de coloniser de nouveaux rivages, bien au-delà de son aire de répartition initiale. Les introductions d'espèces, involontaires cette



Source des données : D'après Williamson (1996), repris de Richard (2005)

Figure 67. Les différentes étapes du processus d'invasion.

fois-ci, sont intrinsèquement plus fugaces à détecter, et trouvent leur origine dans l'augmentation du commerce fluvial et maritime international : individus adultes fixés sur les coques des bateaux, larves dans les eaux de ballast des navires.

En estuaire de Seine, la population de la moule zébrée d'eau douce *Dreissena polymorpha* (Figure 68 A) espèce invasive originaire du sud de la Russie, est maintenant bien développée. Son succès écologique s'explique par sa fécondité élevée, des stades larvaires planctoniques mobiles, une durée de vie jusqu'à cinq ans et surtout, son adaptation à une large gamme de conditions du milieu. Malgré son impact sur l'environnement (chute brutale du phytoplancton, désoxygénation), la moule zébrée est utilisée comme une espèce sentinelle de la qualité du milieu.

Dans le secteur amont de l'estuaire en eau douce, deux autres bivalves - de la famille de Corbiculidae - s'implantent progressivement : *Corbicula fluminalis* (Figure 68 B) et *C. fluminea*. Toutes deux originaires de l'est de l'Asie, elles ont cependant une progression et une emprise spatiale différente en estuaire de Seine : la première a été repérée dès octobre 2000 aux abords de Rouen et progresse rapidement vers l'aval (Brancotte & Vincent, 2002). Elle a ainsi été récoltée dans les secteurs T1 et T2 de l'estuaire avec des densités maximales enregistrées en amont de La Bouille (600 ind.0,25 m⁻² ; bij de Vaate *et al.*, 2007). *Corbicula fluminea* a quant à elle, été observée pour la première fois en juin 2006 par Thierry Vincent du Muséum d'Histoire Naturelle du Havre. Cette espèce reste pour l'instant cantonnée au secteur de Poses et sur les 30 km plus en aval, à des densités faibles (inférieures à 6 ind.0,25 m⁻² ; bij de Vaate *et al.*, 2007). Provoqués par la mise en connexion des bassins hydrographiques via le canal de navigation de la Marne au Rhin et le canal de Briare qui relie la Seine et la Loire, l'arrivée puis le développement de ces deux populations dans l'estuaire

amont de la Seine se sont effectués non seulement par les stades larvaires, transportés par les navires et/ou les courants, mais aussi probablement par les juvéniles grâce à la sécrétion d'un mucus filamenteux leur assurant un retour dans la colonne d'eau (Brancotte & Vincent, 2002). Les répercussions potentielles de *C. fluminalis* et *C. fluminea* pourraient, selon Brancotte & Vincent (2002), s'exprimer à trois niveaux : sur les autres espèces filtrantes avec qui elles sont directement en compétition trophique, sur l'eutrophisation des eaux, et sur des préoccupations industrio-économiques (engorgement des circuits d'eau).

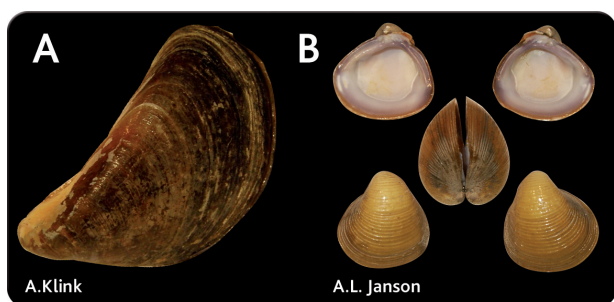


Figure 68. Deux bivalves invasifs en estuaire de Seine : *Dreissena polymorpha* (A) et *Corbicula fluminalis* (B)

En domaine marin cette fois-ci, le couteau américain *Ensis directus* (Figure 69) colonise les petits fonds de la baie de Seine orientale depuis sa première récolte en 1998 entre Le Havre et Antifer (5 et 15 ind.m⁻² ; Dauvin *et al.*, 2007b).

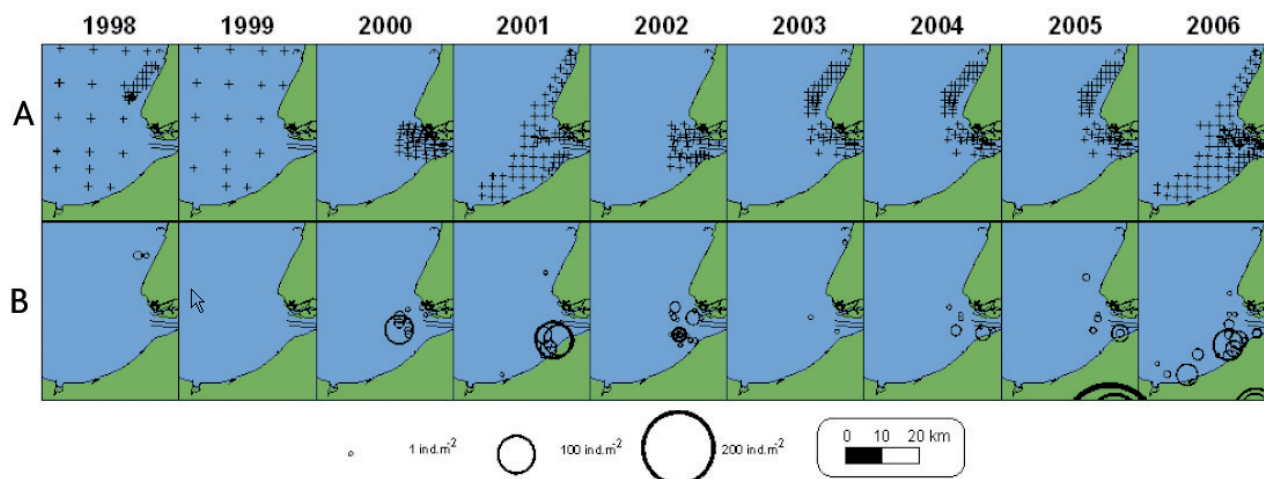
Depuis, l'espèce a été régulièrement récoltée, à des densités pouvant atteindre près de 100 ind.m⁻². Bien qu'*E. directus* semble préférer les secteurs situés face à l'estuaire et le long des côtes du Pays d'Auge dans des zones franchement marines (Figure 70), l'expansion de son aire géographique ne semble pas liée aux changements des descripteurs sédimentaires (Dauvin *et al.*, 2007b).

Signalé pour la première fois au sud de la mer du Nord en 1991 à Gravelines (Luczak *et al.*, 1993), *E. directus* a progressivement colonisé les côtes de la Manche orientale : Boulogne-sur-mer, Hardelot puis la baie de Somme, avant d'atteindre la baie de Seine en 1998 et les côtes du Pays d'Auge en 2000 (Figure 71). Les densités crois-



Figure 69. Le couteau américain *Ensis directus*

santes d'*E. directus* selon ce gradient géographique (> 1000 ind.m⁻² à Gravelines, < 100 ind.m⁻² en baie de Seine) soulignent son invasion spatiale progressive mais pose la question des mécanismes d'invasion : paradoxale, la direction de cette progression est en effet opposée aux courants de marée dominants. Dauvin *et al.* (2007b) proposent deux hypothèses afin d'expliquer la présence d'*E. directus* en baie de Seine. La première serait strictement anthropique : les larves d'*E. directus* seraient transportées par les eaux de ballast des navires en provenance de Belgique ou des Pays-Bas, et relarguées directement dans le milieu lors des escales des navires dans les ports normands. L'autre hypothèse serait le transport des larves *via* les courants induits par les vents dominants de secteur nord-est pendant la période de reproduction d'*E. directus* et de ses phases larvaires, ces vents favoriseraient alors la dispersion des larves vers le sud-ouest en provenance de la côte d'Opale et de la baie de Somme en direction de la baie de Seine.



GIP Seine-Aval - 2009 - Source des données : Dauvin *et al.* (2007b)

Figure 70. Localisation des stations échantillonnées entre 1998 et 2006 (A) et abondances du couteau américain *Ensis directus* (B ; ind.m⁻²).

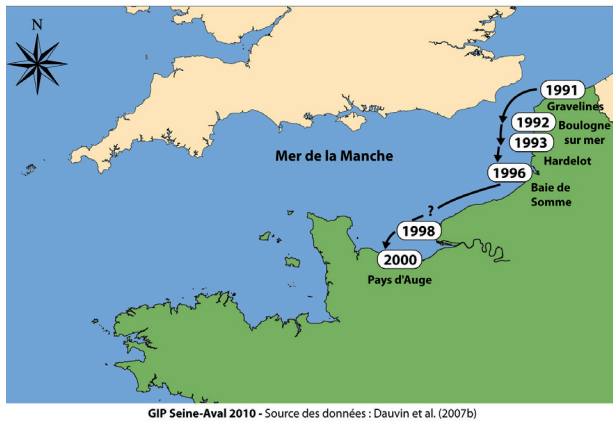


Figure 71. Localisation d'*Ensis directus* dans la mer de la Manche.

2. Le patrimoine biologique : définition et implication

Comme le précisent Videment *et al.* (2002), la notion de patrimoine naturel, qui concerne les espèces et les espaces, est d'utilisation récente. Le terme d'espèce patrimoniale est couramment utilisé pour désigner les espèces tant végétales qu'animales qui présentent un intérêt régional, national ou international du fait de leur répartition ou de leur rareté. Les espaces d'intérêt patrimonial quant à eux désignent un milieu soit rare, soit abritant une ou plusieurs espèces patrimoniales qui lui sont inféodées, soit particulièrement important pour le maintien de l'équilibre global d'un écosystème.

Dans le contexte grandissant de la prise de conscience de l'érosion de la biodiversité, les actions de préservation des espèces et des habitats se multiplient. En domaine marin, ces actions se traduisent au travers de différents programmes de conservation, de gestion ou d'inventaire de biodiversité : ZNIEFF, Natura 2000, Conventions internationales telles OSPAR... Si ces actions, réglementaires ou non, ont chacune leur propre niveau de portée (national, européen, international), elles s'appuient toutes sur la notion d'habitats. Elles possèdent néanmoins chacune leur typologie d'habitat* si bien qu'*in fine*, les typologies existantes sont très peu compatibles entre elles.

ZNIEFF et ZNIEFF-Mer : l'inventaire des ZNIEFF (Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique faunistique et Floristique) et ZNIEFF-Mer a été lancé en 1982 à l'initiative du Ministère chargé de l'Environnement avec l'appui méthodologique du Service du Patrimoine Naturel du Muséum National d'Histoire Naturelle. Définissant des secteurs présentant de fortes capacités biologiques et un bon état de conservation, les ZNIEFF dont les ZNIEFF-Mer se déclinent en deux grands types : celles de type I qui abritent obligatoirement au moins une espèce ou un habitat remarquable ou rare, et celles de type II qui se distinguent du reste du territoire par la richesse du patrimoine qu'elles renferment (Bellan-Santini, 2004). Si l'intérêt patrimonial est illustré par les espèces déterminantes (définies selon leur rareté, leur statut de protection...), il repose aussi sur la présence d'habitats déterminants : ceux-ci assurent une fonctionnalité biologique et physique qui contribue au maintien d'une certaine qualité de l'environnement. Selon la typologie des ZNIEFF-Mer, les habitats benthiques sont classés en quatre niveaux hiérarchiquement emboîtés :

la zonation (supra-, médio-, infra- et circalittoral), le type de milieu (estuarien, lagunaire, mer ouverte...), la nature du substrat (dur, meuble, sable...) et enfin, les caractéristiques de la biocénose (Dauvin *et al.*, 1993). Dans cette typologie, le terme habitat n'est pas évoqué bien que les descripteurs utilisés pour identifier les biocénoses sont à la fois physiques et biologiques. Comme le rappelle Lozach (2008), cette typologie a stimulé le besoin de reproduire un tel travail à l'échelle européenne.

Natura 2000 : en 1992, la Commission Européenne publie la Directive Habitat Faune-Flore (DHFF ; 92/43/CEE) qui oblige les états de l'Union Européenne à définir des zones prioritaires pour la conservation de la biodiversité (Sites d'Intérêt Communautaire déclinés en Zone de Protection Spéciale et Zone Spéciale de Conservation). Le programme Natura 2000 répond à la mise en œuvre de la Directive Habitat Faune-Flore et de la Directive Oiseaux (DO ; 79/409/CEE), c'est-à-dire préserver les habitats naturels et les espèces reconnues d'importance communautaire. Ces derniers sont listés dans les annexes I et II des Directives et le document de référence les accompagnant, nommé « Manuel d'interprétation des habitats de l'Union Européenne version EUR12 », décrit clairement les habitats génériques (courte description des habitats, des espèces caractéristiques, bibliographie de référence et système de classification numérique). Plusieurs versions de ce référentiel ont vu progressivement le jour afin de tenir compte des habitats spécifiques des nouveaux États membres. Les versions EUR 15, 25 et l'actuelle version EUR 27 se sont ainsi succédées. En parallèle ont été développés les Cahiers d'Habitats, notamment les Cahiers d'Habitats Côtiers pour le milieu marin (Bensettiti *et al.*, 2004) : insérés dans le réseau Natura 2000, ils constituent sous forme de fiche une synthèse des connaissances scientifiques (identification, synthèse écologique) et technique (cadre de gestion) pour chaque habitat élémentaire. Ils ont pour vocation de guider la rédaction des documents d'objectifs (DOCOB). Ceux-ci, établis pour chaque site Natura 2000, consistent en la réalisation d'un bilan écologique mais aussi socio-économique du site concerné. Ils s'attachent à analyser l'état de conservation du milieu et à définir des objectifs de conservation, les moyens pour y parvenir et les coûts des mesures envisagées. Les documents d'objectifs cherchent ainsi à définir les mesures de gestion pour rendre compatibles la préservation des habitats naturels avec les activités humaines existantes (pêche, dragages et clapages...) sans pour autant les interdire.

La classification des Cahiers d'Habitats comporte trois niveaux : le premier correspond à des caractéristiques physiographiques (eaux marines et milieux à marée / falaise maritimes et plage de galets...), le second – ou habitats génériques – se présente sous forme d'une clé qui propose des choix basés sur la variabilité de la salinité, les conditions de substrat et la notion d'étage. Le troisième niveau quant à lui correspond à la déclinaison des habitats élémentaires.

En estuaire de Seine, quatre habitats génériques inscrits à la DHFF, avec chacun des habitats élémentaires (Figure 72), ont été définis dans la partie maritime du site Natura 2000 « Estuaire de Seine » (Maison de l'Estuaire, 2004) :

- les estuaires (code Natura 2000 : H1130) occupant la majeure partie du secteur maritime, représenté par l'habitat élémentaire « slikke en

- mer à marée » (H1130-1) ;
- les replats boueux ou sableux exondés à marée basse (code Nature 2000 : H1140) présents au niveau des franges médiolittorale et supralittorale de la fosse sud ; trois habitats élémentaires y sont signalés : « sables de hauts de plage à Talitre » (H1140-1), « galets et cailloutis des hauts de plage à *Orchestia* » (H1140-2) et « estran de sable fin » (H1140-3) ;
- les récifs (code Natura 2000 : H1170)

correspondant au platier rocheux de Villerville et de Hennequeville, au sein desquels sont distingués deux habitats élémentaires : « roche médiolittorale en mode exposé » (H1170-3) et « champ de blocs » (H1170-9) ;

- les bancs de sable à faible couverture permanente d'eau marine (code Natura 2000 : H1110) sous l'habitat élémentaire « sables mal triés » (H1140-4), situé dans les zones les plus profondes de la fosse sud.

La pêche récréative

La pêche récréative ou de loisir se définit comme l'ensemble des pratiques ne donnant lieu à aucune commercialisation des captures. S'opposant à la pêche professionnelle, elle s'effectue en eau douce comme en mer et selon un rapport de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, près de 450000 personnes s'adonneraient régulièrement (*i.e.* plus de cinq sorties par an) à cette activité dans le bassin Seine Normandie dont le but principal est de se divertir, et non plus comme dans le passé, de se nourrir (Agence de l'Eau Seine-Normandie, 2005). Sortie familiale et/ou amicale, la pêche de loisir combine aujourd'hui plaisir de la consommation de produits frais et promenade au contact du milieu aquatique.

Si la pêche de loisir en eau douce compte davantage de pratiquants (360000 pêcheurs à la ligne), celle pratiquée en mer est plus diversifiée : pêche à pied, à la ligne à partir du bord ou d'une embarcation, en plongée (Figure U).

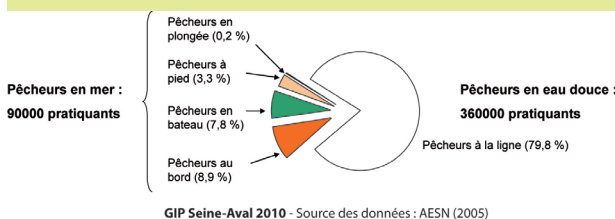


Figure U. Répartition de l'activité de pêche de loisir selon le type de pêche pratiquée dans le bassin de la Seine.

La pêche en plongée, également qualifiée de chasse ou pêche sous-marine, est peu répandue en estuaire de Seine en raison des conditions inhérentes au site (turbidité et forts courants). Elle n'est autorisée qu'en apnée (sans l'aide d'un appareil respiratoire de quelque sorte que ce soit) et au moyen d'une arbalète.

Les épaves immergées sont la cible de la pêche aux casiers à crustacés.

La pêche à pied est pratiquée sur la frange littorale par les populations locales riveraines et les visiteurs, vacanciers et touristes. Les périodes les plus propices sont bien sûr les grandes marées de vives-eaux et en particulier d'équinoxe (février-mars et septembre-octobre) lorsque les surfaces découvertes sont maximales. La zone intertidale entre Pennedepie et Trouville-sur-Mer, large estran à faible pente, est favorable au développement de gisements coquilliers tels que les coques, les palourdes, les huîtres mais aussi aux crustacés. Elle fait ainsi l'objet d'une pêche de loisir à la crevette grise au moyen d'un haveneau. Au platier rocheux de Villerville, ce sont plutôt les pêches au bouquet et aux tourteaux. Bien que ces secteurs abritent une faune faisant le bonheur des pêcheurs à pied, ils sont classés en zone insalubre (classement D de la réglementation) interdisant la pêche à pied des coquillages filtreurs (Maison de l'Estuaire, 2004 ; Figure V).

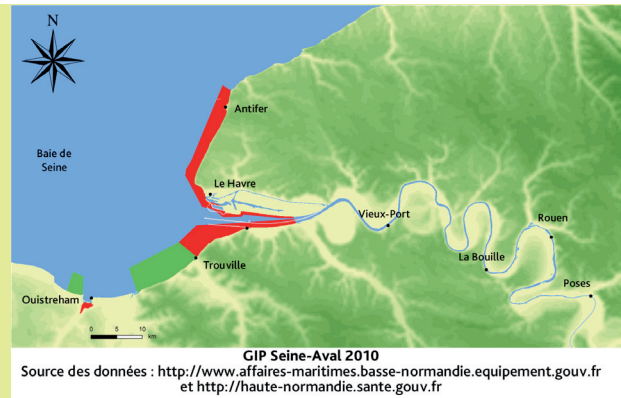
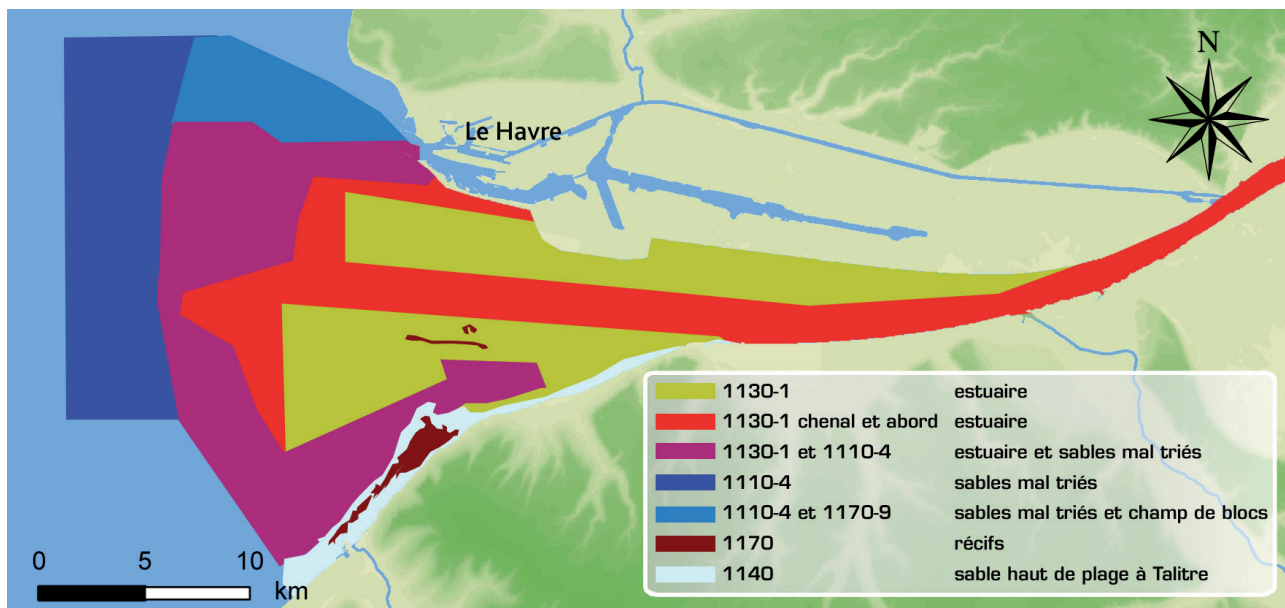


Figure V. Localisation des zones de pêches de loisir de coquillages autorisées (en vert) et interdites pour raison sanitaire (en rouge).

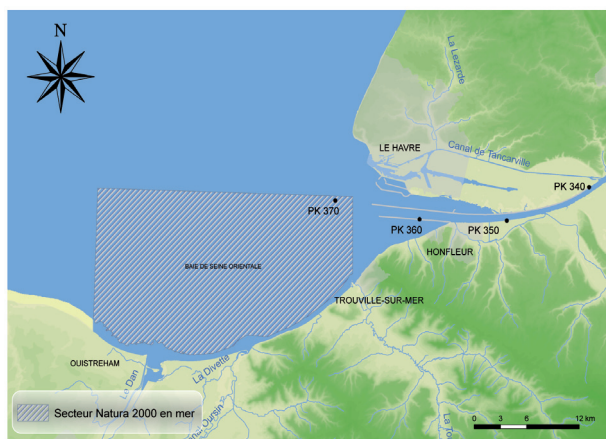
Si le domaine littoral et le domaine maritime sont propriété exclusive de l'Etat qui en concède l'usage (par exemple pour les parcs d'élevages marins), il y existe néanmoins une réglementation des activités de pêche en mer, visant à la bonne gestion des ressources. Quel que soit le type de pêche pratiquée, une taille minimale de capture est à respecter ; en estuaire de Seine, les coques et les moules par exemple doivent mesurer au minimum 3 et 4 cm respectivement. Un nombre ou poids de capture doit aussi ne pas être dépassé (par exemple, 10 kg pour les moules, 5 kg pour les autres coquillages). Une réglementation concernant les engins de pêche est aussi en vigueur. Ainsi, à bord des embarcations, sont entre autre autorisés deux casiers à crustacés, tandis qu'au cours de la pêche à pied, les « engins » tels que râteau manié à la main ou griffe à dents doivent respecter des conditions de taille (largeur, longueur, écartement des dents). Une autre forme de réglementation, selon les risques sanitaires, est aussi appliquée et peut aboutir à des interdictions de pêche des coquillages. Celles-ci peuvent alors être permanentes : il est ainsi interdit de récolter les coquillages dans les zones portuaires, dans une zone de 300 m à l'entrée des ports... (arrêté préfectoral du 5 janvier 2004 ; Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales de Seine-Maritime, 2007). Les interdictions peuvent aussi être temporaires comme cela a été le cas entre le 14 août et le 18 septembre 2009 sur les côtes bas-normandes suite à des risques élevés de contamination des coquillages par l'algue toxique *Dinophysis* (<http://www.affaires-maritimes.basse-normandie.equipement.gouv.fr>).



GIP Seine-Aval 2010 - Source des données : Maison de l'estuaire

Figure 72. Localisation des habitats génériques et élémentaires du réseau Natura 2000 « estuaire de Seine ».

La désignation en juin 2008 du secteur marin bas-normand au titre de Natura 2000 a entraîné l'augmentation de la surface de l'habitat H1110 en tant qu'espace remarquable qui fera l'objet d'une gestion particulière au titre de cette désignation par la France (Figure 73). Ce secteur abrite essentiellement la communauté à *A. alba* – *P. koreni*, dont la richesse contribue à l'alimentation des nurseries de poissons plats (plie, soles turbot).



GIP Seine-Aval - 2009
Sources des données : DREAL Basse-Normandie © BD-TOPO IGN Reproduction Interdite licence N°2009/CIN034-29

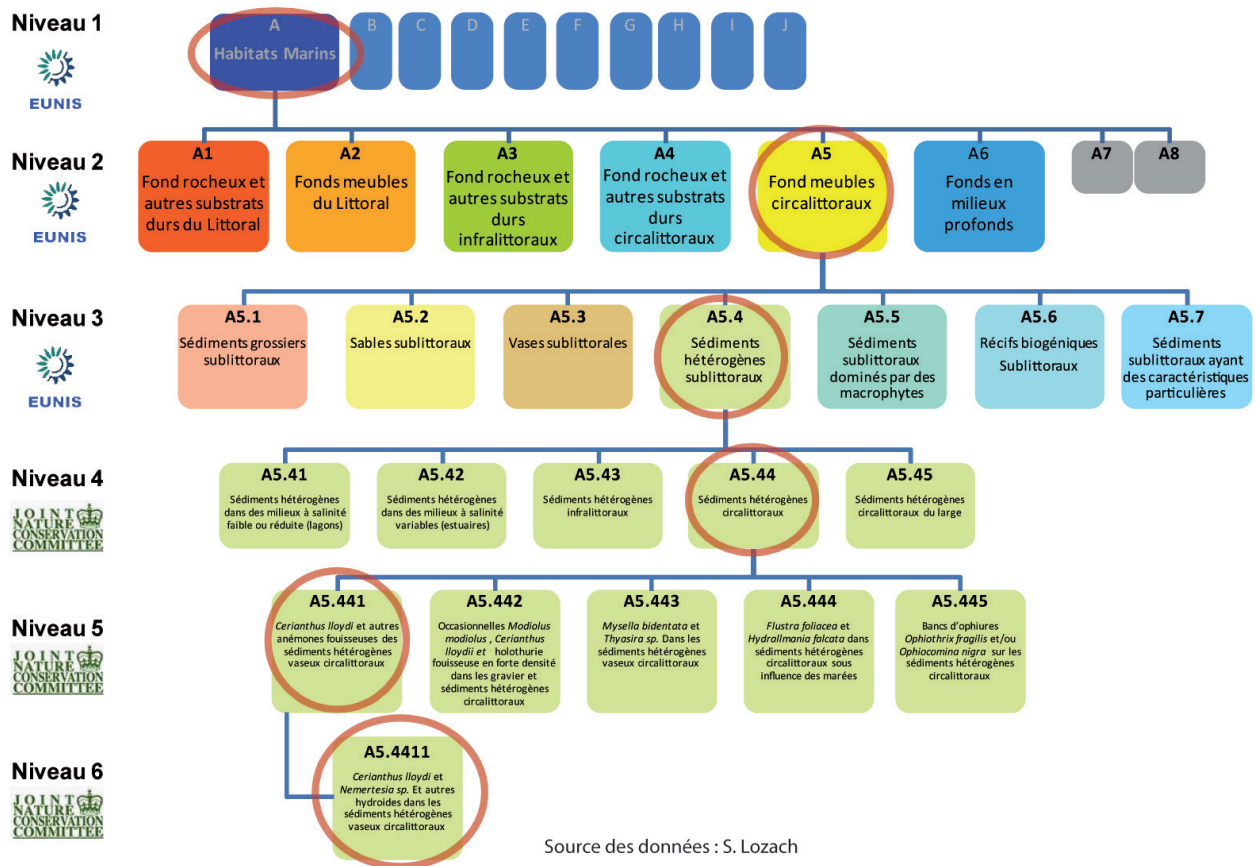
Figure 73. Localisation de l'extension de Natura 2000 en mer dans le secteur bas-normand en juin 2008.

Classification EUNIS des habitats: comme le précise Lozach (2008), le dernier niveau de résolution de la classification des Cahiers d'Habitat est décliné par souci de précision, dans le but de faciliter l'identification sur le terrain et affiner les connaissances scientifiques sur les habitats génériques qui sont la réelle unité de gestion de référence. Lozach (2008) souligne aussi qu'il y a un réel effort d'harmonisation des classifications des habitats marins : le but des typologies est en effet de pouvoir les comparer à celles utilisées dans d'autres pays de l'Union

Européenne (ou de pays appartenant à ces conventions internationales telles OSPAR ou Barcelone) afin d'optimiser les outils de préservation de l'environnement à l'échelle européenne. Dans ce contexte, le système EUNIS (EUropean Nature Information System), développé et géré par l'ETC/NPB (European Topic Center for Nature Protection and Biodiversity) a pour vocation de produire un langage commun européen. C'est en effet le seul système de classification des habitats marins couvrant toutes les eaux européennes et fournissant une typologie unique, générale et valable pour l'ensemble de l'Union Européenne. Comme tous les autres systèmes de classification, le système EUNIS permet de hiérarchiser l'information environnementale.

EUNIS est composé de six niveaux hiérarchiquement emboîtés, chaque niveau de classement correspondant à des données spécifiques. Le cheminement, balisé par une suite de questions ou « critères de décision » (Davies *et al.*, 2004), permet d'identifier un habitat à différents niveaux selon les données que l'on possède (Figure 74) :

- le premier niveau de la hiérarchie (habitats de niveau 1) permet de distinguer les habitats aquatiques marins (codés A) des habitats terrestres (Davies *et al.*, 2004) ;
- le second niveau des habitats marins (habitats de niveau 2) fait référence à l'étagement (ou zone biologique) et à la présence ou l'absence de rochers comme critère de classification. Huit catégories sont définies en mer, celles des habitats benthiques correspondant aux catégories A1 à A6, celles du pélagos aux catégories A7 et A8 ;
- au niveau 3 sont introduits l'influence de l'hydrodynamisme dans la description des milieux de substrats durs (rocheux) et la notion de type sédimentaire dans la description des substrats meubles. Ce niveau de classification est basé sur les attributs physiques, l'apparence externe du milieu, et sur certains caractères floristiques (présence de macrophytes par exemple).



Source des données : S. Lozach

Figure 74. Exemple de développement de la hiérarchie des habitats EUNIS. A gauche, le niveau ainsi que le document de référence pour les descriptions des habitats.

- au niveau 4, la biologie devient un descripteur principal. Le niveau de détail correspond aux communautés animales reconnaissables visuellement par des non-spécialistes (balanes, moules, algues vertes, polychètes, bivalves...). A ce niveau sont introduits également de nouveaux descripteurs comme la salinité (faible, variable, normale), des types sédimentaires plus précis (vase sableuse, vase fine, matériel allochtone...), la topographie des zones subtidales (dorsale, canyon...), l'oxygénation du sédiment (réduit, hypoxique, anoxique) et les forçages sur les communautés (mobilité du substrat, balayage par les vagues...);
- les habitats de niveau 5 sont typiquement distingués par les différences dans leurs espèces dominantes ou les suites d'espèces remarquables, liées aux caractéristiques des habitats définis aux niveaux supérieurs;
- les habitats de niveau 6 sont définis sur la base de différences moins faciles à appréhender dans la composition des espèces et ils sont caractérisés par des variations géographiques mineures. C'est

un niveau d'observation important dans le cas de pollution ou de perturbation du milieu. Il nécessite par ailleurs un plus gros effort d'expertise et de levée de données pour identifier ces sous-assemblages d'espèces.

Le système de classification EUNIS est un travail collaboratif qui profite de l'expérience de différentes nations européenne (ICES, 2002). Cette pertinence est d'ailleurs renforcée par son approche intégrative des autres initiatives de typologie des habitats marins : elle produit en effet un cadre donnant la possibilité à des classifications locales et nationales d'être intégrées dans une perspective européenne. EUNIS est un système encore transitoire (Davies *et al.*, 2004) et un groupe de travail a été mis en place pour vérifier l'absence de redondance, de chevauchement ou d'oublis dans les unités d'habitats déjà recensés (ICES, 2002). La récolte des données pour produire une classification à grande échelle est un processus relativement long. Sa validation devrait être effective dans les années à venir grâce aux efforts conjoints des différents pays soutenus par une coordination internationale.

Conclusion

En dépit des travaux récents de Bij de Vaate *et al.* (2007) sur les communautés macrobenthiques et ceux de Cornier & Hendoux (2006) et Cornier & Morat (2007) sur les phytocénoses dulcicoles, le niveau actuel des connaissances en estuaire de Seine sur les communautés benthiques demeure encore parcellaire pour l'amont par rapport à l'aval de l'estuaire où les données sont très nombreuses. De même, peu d'informations récentes portant sur les communautés algales existent ou sont accessibles. Malgré ces lacunes, les informations présentées dans ce fascicule illustrent l'importance des connaissances acquises sur le benthos en général et celui de l'estuaire de la Seine en particulier, depuis le début des années 1970 puis plus récemment grâce notamment à l'émergence en 1995 du programme de recherche scientifique pluridisciplinaire Seine Aval.

Les premiers travaux à l'échelle de la baie de Seine se sont focalisés sur l'étude de la distribution des espèces et des communautés benthiques afin d'en connaître la répartition en relation avec les sédiments eux-mêmes sous la dépendance des courants de marée. Après cette phase d'étude descriptive, ont été réalisées de nombreuses opérations liées à la recherche des impacts des activités humaines (dépôts de phosphogypse, extraction de granulats marins, dragage et dépôts de dragage des deux ports du Havre et de Rouen...) ; enfin des études sur les mécanismes benthopélagiques et le rôle du benthos dans les réseaux trophiques ont été entrepris. De la description où des liens forts ont été mis en exergue entre la sédimentologie, la salinité et les teneurs en oxygène, les recherches se sont élargies vers des études de fonctionnement puis notamment en lien avec la DCE sur l'utilisation du benthos en tant qu'indicateur de la qualité du milieu.

Les usages anthropiques de l'estuaire ont provoqué le morcellement des unités biologiques, le développement industriel une dégradation de la qualité physico-chimique du milieu, les développements portuaires un remodelage morphologique de l'estuaire et de nouveaux fonctionnements hydro-sédimentaires. De plus les introductions d'espèces venant soit de l'amont par la connexion entre la Seine et les autres bassins versants européens par les systèmes de canaux fluviaux pour les espèces dulcicoles, soit de l'aval avec les introductions accidentelle via le Port du Havre ont modifié à la fois la diversité et donc le patrimoine naturel du système mais aussi son fonctionnement (par exemple accroissement des filtreurs avec la *Dreissena*) Avec la prise de conscience croissante de ces modifications responsables pro parte de la dégradation de l'estuaire, le programme Seine Aval s'est attaché à procurer les connaissances nécessaires à la compréhension du fonctionnement de l'écosystème estuarien afin de pouvoir par la suite fournir des outils de réflexion et de décisions aux acteurs locaux dans l'optique d'une restauration de la qualité des eaux de la Seine et d'une préservation des milieux de la vallée. Ce programme s'est orienté davantage vers l'opérationnalité depuis la création en 2003 du Groupement d'Intérêt Public Seine-Aval, réelle structure de coordination et d'interface entre les acteurs de la recherche et les décideurs-aménageurs de l'estuaire de la

Seine. Le volet 'édifices biologiques' y tient une place importante, particulièrement dans l'ambition d'une gestion globale de cet espace estuarien et du maintien des fonctionnalités estuariennes dont le rôle des communautés benthiques comme zone de nourriceries. Composante de ce volet, le benthos est en effet un maillon indiscutable des réseaux trophiques et intervient de manière non-négligeable dans les processus de minéralisation de la matière organique (échanges de substances dissoutes à l'interface eau-sédiment) tout comme de la production de matière. Par ses caractéristiques intrinsèques (longévité, faible mobilité), le macrobenthos constitue aussi un véritable outil d'évaluation de la qualité de l'environnement et donc de l'observation de l'évolution de cette qualité. Le désir d'une vision globale du fonctionnement de l'estuaire de la Seine, couplé aux exigences des réglementations nationale et internationale en matière de protection (DCE, DHFF), mettent en avant le besoin d'une réelle stratégie d'observation à long terme des systèmes estuariens. En effet, malgré les très nombreuses observations faites sur le compartiment benthique depuis 30 ans maintenant notamment dans la partie orientale de la baie de Seine et dans la zone T3 de la DCE, force est de constater qu'il n'y a jamais eu de véritable stratégie d'observation sur le long terme du benthos : séries chronologiques en quelques stations ou cartographie générale du benthos de tout le continuum estuarien depuis Poses jusqu'à la mer.

Lors d'un récent séminaire à Rouen sur ce sujet (21-22 octobre 2009, organisé par le GIP Seine-Aval), la communauté scientifique s'est accordée à souligner le paradoxe que représente la multitude de données obtenues en estuaire de Seine face à la multitude des méthodes et protocoles d'obtention de ces données qui se diversifie encore aujourd'hui avec des utilisations de nouveaux engins d'observation (ROV) ou d'observation (SPI), rendant difficile, voire même impossible dans certains cas, la comparaison et/ou la mise en commun de ces jeux de données. Le défi est de taille mais est aujourd'hui incontournable : harmoniser, normaliser, mutualiser et coordonner les réseaux d'observation afin qu'une véritable et efficace stratégie estuarienne puisse s'appliquer en estuaire de Seine. En outre, la mise en place de moyens d'observation s'intégrant dans une démarche à l'échelle nationale ciblée au moins sur les trois grands estuaires de la façade (Seine, Loire et Gironde) se doit d'être prioritaire, surtout dans les questionnements scientifiques majeurs actuels tels que les effets du changement climatique sur la biodiversité et sa dynamique au sein des écosystèmes estuariens en y intégrant l'empreinte anthropique qui ne cesse de s'accroître : extraction de granulats, nouveaux sites d'immersion des sédiments de dragage, installation d'éoliennes en mer... A ce mitage de l'espace marin et estuarien conduisant à la compartimentation de l'écosystème benthique, il faudra veiller à mettre en place de façon aussi efficace que possible les trames bleues voire les trames bleues marines de façon à assurer les interconnexions indispensables entre les divers maillons de l'édifice biologique.

Références bibliographiques

- Agence de l'Eau Seine-Normandie**, 2005. Etude socio-économique de la pêche de loisir. Rapport de synthèse. 96 p.
- Attrill M.J.**, 1998. A rehabilitated estuarine ecosystem: the environment and ecology of the Thames estuary. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, 254 p.
- Attrill M.J. & Rundle S.D.**, 2002. Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55, 929-936.
- Aulert C. & Hémerly D.**, 2007. L'avocette élégante *Recurvirostra avosetta* dans l'estuaire de la Seine : historique de l'hivernage et de la nidification. *Alauda*, 75, 63-70.
- Avoine J.**, 1994. Synthèse des connaissances sur l'estuaire de la Seine. Partie 2 : Sédimentologie. Rapport Ifremer / Port Autonome du Havre, 159 p.
- Bachelet G.**, 1987. Processus de recrutement et rôle des stades juvéniles d'invertébrés dans le fonctionnement des systèmes benthiques de substrat meuble en milieu intertidal estuarien. Thèse d'Etat, Université de Bordeaux I, 478 p.
- Bachelet G., Castel J., Desprez M. & Marchand J.**, 1997. Biocénoses des milieux estuariens. *In*: Les biocénoses marines et littorales française des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord. Synthèse, menaces et perspectives, J.C. Dauvin (Ed), MNHN/IEGB/SPN, Paris, Patrimoines Naturels, 28, 130-140.
- Barnay A.S.**, 2003. Structure des peuplements de sables fins plus ou moins envasés en Manche : échelles spatiales et biodiversité. Thèse de Doctorat, Université de Paris VI, 143 p + annexes.
- Barnsley M.J.**, 2007. Environmental modeling: a practical introduction. Taylor & Francis Group, Boca Raton, 406 p.
- Bayona, Y.**, 2009. Les foraminifères de l'estuaire de la Seine. Mémoire de Master 2 Altération des Systèmes Biologiques, Université d'Angers, 35 pp + 6 planches.
- Bellan G., Bellan-Santini D. & Dauvin J.C.**, 2002. Indicateurs et indices de qualité des milieux. *In*: Dauvin J.C. (coordinateur). Gestion intégrée des zones côtières : outils et perspectives pour la réservation du patrimoine naturels. Patrimoines Naturels, 57 : 158-163.
- Bellan-Santini D.**, 2004. Les ZNIEFF-Mer en région Provence-Alpes-Côte d'Azur, un outil de connaissance indispensable dans le processus de gestion intégrée des zones côtières. *Océanis*, 30, 115-127.
- Bensettiti F., Bioret F. & Roland J.**, 2004. Cahiers d'Habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 2 - Habitats côtiers. MEDD, MAAPAR, MNHN & La Documentation française (Éd), Paris, 399 p. + cédérom.
- bij de Vaate B., Klink A. & Paalvast P.**, 2007. Macrozoobenthos in the Lower Seine: a survey from the perspective of the European Water Framework Directive. Rapport d'étude pour le GIP Seine Aval, 59 p. + annexes.
- Blaize C., Bretagnolle V. & Schricke V.**, 2003. Premiers résultats sur l'hivernage des anatidés dans l'estuaire de la Seine. *Le Cormoran*, 13, 9-12.
- Blanchard G.F. & Cariou-Le Gall V.**, 1994. Photosynthetic characteristics of microphytobenthos in Marennes-Oléron Bay, France: preliminary results. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 182: 1-14.
- Bodin P., Boucher G. & Gourbault N.**, 1997. Méiofaune. *in*: Les biocénoses marines et littorales française des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord. Synthèse, menaces et perspectives, J.C. Dauvin (Ed), MNHN/IEGB/SPN, Paris, Patrimoines Naturels, 28, 96-103.
- Borja A., Franco J. & Perez V.**, 2000. A marine biotic index to the establish ecology quality of soft-bottom benthos within european estuarine coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 1100-1114
- Borja A., Muxika I, Franco J.**, 2003. The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along the European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 835-845.
- Boust D., Denis L. & Thouvenin B.**, 2007. Thème I. Modélisation de l'Evolution Diagenétique des vasières en régime Non Stationnaire (MEDIANS). Rapport Seine-Aval 2007, 20 p.
- Brancotte V. & Vincent T.**, 2002. L'invasion du réseau hydrographique français par les mollusques *Corbicula* spp. Modalité de colonisation et rôle prépondérant des canaux de navigation. *Bulletin français de la Pêche et de la Pisciculture*, 365-366, 325-337.
- Breton G.**, 1981. Observations sur l'écologie et les peuplements des bassins du port du Havre (France). *Bulletin trimestriel de la Société Géologique de Normandie et des Amis du Muséum du Havre*, tome LXVIII, fasc. 4, 4ème trimestre, 45-58.
- Breton G. & Vincent T.**, 1999. Invasion du port du Havre (France, Manche) par *Hydroides ezoensis* (Polychaeta, Serpulidae), espèce d'origine japonaise. *Bulletin trimestriel de la Société Géologique de Normandie et des Amis du Muséum du Havre*, 82, 33-43.
- Breton G.**, 2005. Le port du Havre (Manche orientale, France) et ses peuplements : un exemple de domaine paraliq en climat tempéré. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 130, 381-423.
- Breton G., Vincent T., Painblanc A. & Duchemin A.**, 2005. L'endofaune des bassins du port du Havre (Manche orientale). *Bulletin de la Société Géologique de Normandie et des Amis du Muséum du Havre*, 92, 5-18.
- Brunel P., Besner M., Messier D., Poirier L., Granger D. & Weinstein M.**, 1978. Le traîneau Macer-GIROQ : appareil amélioré pour l'échantillonnage quantitatif de la petite faune nageuse au voisinage du fond. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 63, 815-829.
- Cabioch L. & Gentil F.**, 1975. Distribution des peuplements benthiques dans la partie orientale de la baie de Seine. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, 280, 571-574.
- Cadée G.C. & Hegeman J.**, 1974. Primary production of the benthic microflora living on tidal flats. *Netherlands Journal of Sea Research*, 8, 260-291.
- Cahoon L.B.**, 1999. The role of benthic microalgae in neritic ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 37, 47-86.
- Chapin F.S., III, Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C. & Diaz S.**, 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234-242.
- Chardy P., Gros P., Mercier H. & Monbet Y.**, 1993. Benthic carbon budget for the Bay of Saint Brieuc (Western Channel). Application of the inverse method. *Oceanologica Acta*, 16, 687-694.
- Chaudon A.**, 2005. Les crises d'anoxie dans l'estuaire de la Loire : caractérisation et approche de leur incidence sur la transparence migratoire. Rapport Groupement d'Intérêt Public Loire Estuaire, 34 p.

- Christensen V., Walter C.J. & Pauly D.**, 2000. ECOPATH with ECOSIM: a user's guide. University of British Columbia Vancouver Fisheries Centre, Canada and ICLARM, Penang, 130 p.
- Cornier T. & Hendoux F.**, 2006. Caractérisation phytoécologique des communautés de macrophytes de la partie amont de l'estuaire de la Seine : identification et hiérarchisation des facteurs écologiques structurant ces communautés et quantification de la productivité en biomasse. Rapport scientifique Seine-Aval 3, 62 p.
- Cornier T. & Mora F.**, 2007. Caractérisation phytoécologique des communautés de macrophytes de la partie amont de l'estuaire de la Seine - Estimation de la productivité en biomasse. Rapport Scientifique Seine-Aval 3, 73 p.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. & van den Belt M.**, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Cuvilliez A., Deloffre J., Lafite R., & Bessineton C.**, 2009. Morphological responses of an estuarine intertidal mudflat to constructions since 1978 to 2005: the Seine estuary (France). *Geomorphology*, 104, 165-174.
- Dancié C.**, 2009. Suivi du macrozoobenthos intertidal de la Réserve Naturelle de l'estuaire de la Seine - Campagne annuelle : septembre - octobre 2008. Rapport d'étude de la Cellule de Suivi du Littoral Normand pour la Maison de l'Estuaire, 40 p. + annexes.
- Dauvin J.C. & Gillet P.**, 1991. Spatio-temporal variability in population structure of *Owenia fusiformis* Delle Chiaje (Annelida : Polychaeta) from the Bay of Seine (eastern English Channel). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 152, 105-122.
- Dauvin J.C.**, 1992. Cinétique du recrutement d'*Owenia fusiformis* en baie de Seine. *Oceanologica Acta*, 15, 187-196.
- Dauvin J.C.**, 1993. Le benthos : témoin des variations de l'environnement. *Océanis*, 19, 25-53.
- Dauvin J.C., Bellan G., Bellan-Santini D., Castric A., Francour P., Gentil F., Girard A., Gofas S., Mahe C., Noël P. & de Rivières B.**, 1993. Typologie des ZNIEFF-mer, liste des paramètres et des biocénoses des côtes françaises métropolitaines. *Patrimoines Naturels*, 13, 1-70.
- Dauvin J.C., Dewarumez J.M., Elkaim B., Bernardo D., Fromentin J.M. & Ibanez F.**, 1993. Cinétique de *Abra alba* (mollusque bivalve) de 1977 à 1991 en Manche-Mer du Nord, relation avec les facteurs climatiques. *Oceanologica Acta*, 16, 413-422.
- Dauvin J.C.**, 1999. Mise à jour de la liste des espèces d'Amphipodes (Crustacea : Pecarida) présents en Manche. *Cahiers de Biologie Marine*, 40, 165-183.
- Dauvin J.C., Vallet C., Mouny P. & Zouhri S.**, 2000. Main characteristics of the boundary layer macrofauna in the English Channel. *Hydrobiologia*, 426, 139-156.
- Dauvin J.C., Costil K., Duhamel S., Hocdé R., Mouny P. & de Roton G.**, 2002. Patrimoine biologique et chaîne alimentaire. Fascicule Seine Aval, 46 p.
- Dauvin J.C., Dewarumez J.M. & Gentil F.**, 2003. Liste actualisée des espèces d'Annélides Polychètes présentes en Manche. *Cahiers de Biologie Marine*, 44, 67-95.
- Dauvin J.C. & Desroy N.**, 2005. The food web in the lower part of the Seine estuary: a synthesis of existing knowledge. *Hydrobiologia*, 540, 13-27.
- Dauvin J.C., Desroy N., Janson A.L., Vallet C. & Duhamel S.**, 2006. Recent changes of estuarine benthic and suprabenthic communities in response to harbour infrastructural development. *Marine Pollution Bulletin*, 53, 80-90.
- Dauvin J.C. & Vallet C.**, 2006. The near bottom layer as an ecological boundary in marine ecosystems: diversity, taxonomic composition and community definitions. *Hydrobiologia*, 555, 49-58.
- Dauvin J.C.**, 2007. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 271-281.
- Dauvin J.C. & Ruellet T.**, 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 215-224.
- Dauvin J.C., Ruellet T., Desroy N. & Janson A.L.**, 2007a. The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: use of biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 241-257.
- Dauvin J.C., Ruellet T., Thiébaud E., Gentil F., Desroy N., Janson A.L., Duhamel S., Jourde J. & Simon S.**, 2007b. The presence of *Melinna palmata* (Annelida: Polychaeta) and *Ensis directus* (Mollusca: Bivalvia) related to sedimentary changes in the Bay of Seine (English Channel, France). *Cahiers de Biologie Marine*, 48, 391-401.
- Dauvin J.C.**, 2008. Effects of heavy metal contamination on the macrobenthic fauna in estuaries: the case of the Seine estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 57, 160-169.
- Dauvin J.C., Bellan G. & Bellan-Santini D.**, 2008. The need for clear and comparable terminology in benthic ecology. Part I. Ecological concepts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18, 432-455.
- Dauvin J.C. & Ruellet T.**, 2009. The Estuarine Quality Paradox: is it possible to define an Ecological Quality Status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, 59, 38-47.
- Dauvin J.C., Bachelet G., Barillé A.L., Blanchet H., de Montaudouin X., Lavesque N. & Ruellet T.**, 2009. Benthic indicators and index approaches in the three main estuaries along the French Atlantic coast (Seine, Loire and Gironde). *Marine Ecology*, 30, 228-240.
- Dauvin J.C., Alizier S., Vallet C. & Ruellet T.**, 2010. Does the Port 2000 harbour construction have an effect on the Seine estuary suprabenthic community? *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 86, 42-50.
- Davies C.E., Moss D. & Hill M.O.**, 2004. EUNIS habitat classification revised 2004. Rapport pour l'Agence Européenne de l'Environnement, 307 p.
- Davout D., Dewarumez J.M., Prygiel J. & Richard A.**, 1988. Carte des peuplements benthiques de la partie française de la Mer du Nord. Station Marine de Wimereux & Ifremer, 30 p.
- Davout D., Migné A., Créach A., Gevaert F., Hubas C., Spilmont N., Boucher G.**, 2009. Spatio-temporal variability of intertidal benthic primary production and respiration in the western part of the Mont Saint-Michel Bay (Western English Channel, France). *Hydrobiologia*, 620, 163-172.
- Debenay, J.P., Pawloski, J. & Decrouez, D.**, 1996. Les foraminifères actuels. Masson, 329 p.
- Denis L.**, 1999. Dynamique des flux d'oxygène et de sels nutritifs à l'interface eau-sédiment sur la marge continentale du Golfe du Lion (Méditerranée Nord-Occidentale). Thèse de Doctorat, Université de la Méditerranée, 191 p + annexes.
- Denis L.**, 2009. Le couplage benthopélagique et la minéralisation dans les sédiments superficiels côtiers : exemples de la Méditerranée nord-occidentale et du bassin de la Manche. Mémoire d'Habilitation à Diriger les Recherches, Université des Sciences et Technologies de Lille, 121 p. + annexes.
- Denis L., Boust D., Thouvenin B., Le Hir P., Deloffre J., Gonzalez J.L. & Gillet P.**, 2009. Dynamic diagenetic modelling and

the impact of biota. *in*: Environmental assessment of estuarine ecosystems: a case study, C. Amiard-Triquet & P.S. Rainbow (Ed), CRC Press & Taylor and Francis, London, 299-319.

Dernie K.M., Kaiser M.J., Richardson E.A. & Warwick R.M., 2003. Recovery of soft sediment communities and habitats following physical disturbances. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 285-286, 415-434.

Desprez M., 1981. Etude du macrozoobenthos intertidal de l'estuaire de la Seine. Thèse de 3ème cycle, Université de Rouen, 177 p.

Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales de Seine-Maritime, 2007. Pêche à pied de loisirs. Suivi sanitaire de gisement naturels de coquillages de Seine-Maritime - Années 2004 à 2006. 10 p.

Dupont J.P., Guézennec L., Lafite R., Le Hir P. & Lesueur P., 2001. Matériaux fins : le cheminement des particules en suspension. Fascicule Seine Aval, 39 p.

Edgar G.J. & Barrett N.S., 2002. Benthic macrofauna in Tasmanian estuaries: scales of distribution and relationships with environmental variables. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 270, 1-24.

Feldmann J., 1963 - Les algues. *In*: Précis de Botanique. 1. Végétaux inférieurs. *In*: Précis de Sciences Biologiques (publiés sous la direction du Pr. Pierre-P. Grassé), H. des Abbayes, M. Chadeffaud, de Y. Ferré, J. Feldmann, H. Gaussen, P.P. Grassé, M.C. Leredde, P. Ozenda & A.R. Prévot. Paris, Masson, 83-249.

François F., Poggiale J.C., Durbec J.P. & Stora G., 1997. A new approach for the modelling of sediment reworking induced by a macrobenthic community. *Acta Biotheoretica*, 45, 295-319.

François F., 1999. Mise au point d'un nouveau modèle de bioturbation pour une approche fonctionnelle du remaniement sédimentaire lié à l'activité des communautés macro-benthiques. Thèse de Doctorat, Université de la Méditerranée, 110 p. + annexes.

Frid C.L.J., Harwood K.G., Hall S.J. & Hall J.A., 2000. Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. *Journal of Marine Science*, 57, 1303-1309.

Froelich P.N., Klinkhammer G.P., Bender M.L., Luedke N.A., Heath G.R., Cullen D., Dauphin P., Hammond D., Hartman B. & Maynard V., 1979. Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the Eastern Equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43, 1075-1090.

Fromentin J.M., Ibanez F., Dauvin J.C., Dewarumez J.M. & Elkaïm B., 1996. Long-term variations of four macrobenthic communities on the north-west French coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 77, 287-310.

Gattuso J.-P., Frankignoulle M. & Wollast R., 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 405-434.

Gazeau F., Smith F.V., Gentili B., Frankignoulle M. & Gattuso J.-P., 2004. The European coastal zone: characterization and first assessment of ecosystem metabolism. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 60, 673-694.

Gentil F., Irlinger J.P., Elkaïm B. & Proniewsky F., 1986. Premières données sur la dynamique du peuplement macrobenthique des sables fins envasés à *Abra alba-Pectinaria koreni* de la Baie de Seine orientale. La Baie de Seine (Greco-Manche), Ifremer, Acte de colloques 4, 409-420.

Gentil, F. & Cabioch, L., 1997. Carte des peuplements macrobenthiques de la Baie de Seine et Manche centrale sud. Carte et notice explicative de la carte. Editions de la Station Biologique de Roscoff, 18 p.

Ghertsov K., 2002. Structure spatio-temporelle des peuplements macrobenthiques de la Baie de Seine à plusieurs échelles d'observation. Thèse de Doctorat, Université des Sciences et Technologies de Lille, 129 p. + annexes.

GIP Seine-Aval, 2008. Etat des ressources biologique : peuplements d'invertébrés benthiques dans l'estuaire de la Seine. Plaque, 6 p.

Gourbault N. & Dauvin J.C., 1997. Les biocénoses benthiques. Définitions de la méiofaune et de la macrofaune. *in* : Les biocénoses marines et littorales française des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord. Synthèse, menaces et perspectives. J.C. Dauvin (Ed), MNHN/IEGB/SPN, Paris, Patrimoines Naturels, 28, 47-48.

Hamm L., Romana L.A. & Lerat F., 2001. Maintien des fonctionnalités biologiques de la vasière nord de l'estuaire de la Seine. Actes de Colloques Ifremer, 29, 157-167.

Heckman C.W., 1985. The development of vertical migration patterns in the sediments of estuaries as a strategy for algae to resist drift with tidal currents. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 70, 151-164.

Higgins R.P. & Thiel H., 1988. Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press, 488 p.

Hooper D.U., Chapin F.S., Ewel J.J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J.H., Lodge D.M., Loreau M., Naeem S., Schmid B., Setälä H., Symstad A.J., Vandermeer J. & Wardle D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75, 3-35.

Ibanez F. & Dauvin J.C., 1988. Long-term changes in a muddy fine sand *Abra alba - Melinna palmata* community from the Western English Channel. Multivariate time-series analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 49, 65-81.

Ibanez F., Fromentin J.M. & Castel J., 1993. Application de la méthode des sommes cumulées à l'analyse des séries chronologiques en océanographie. *Comptes-Rendus de l'Académie des Sciences. Série 3, Sciences de la Vie*, 316, 745-748.

ICES, 2002. Working group on marine habitat mapping. International Council for the Exploration of the Sea, 69 p.

Jahnke R., Richards A., Nelson J., Robertson C., Rao A. & Jahnke D., 2005. Organic matter remineralization and porewater exchange rates in permeable South Atlantic Bight continental shelf sediments. *Continental Shelf Research*, 25, 1433-1452.

Janson A.L. & Dauvin J.C., 2006. Suivi des sédiments et des peuplements benthiques du chenal de navigation du Port de Rouen. Rapport d'étude de la Station Marine de Wimereux pour le Port Autonome de Rouen, 15 p. + annexes.

Janson A.L., 2007. Evolution de la biodiversité benthique des vasières subtidales de l'estuaire de la Seine en réponse à la dynamique sédimentaire. De l'approche descriptive à l'approche fonctionnelle. Thèse de Doctorat, Université de Rouen, 282 p + annexes.

Jourde J., 2008. Suivi des sédiments et des peuplements benthiques dans l'estuaire de la Seine. Synthèse des trois zones : estuaire et dragages d'accompagnement, chenal environnemental, épi et banc de la Passe. Campagnes de l'automne 2007. Rapport d'étude de la Cellule de Suivi du Littoral Normand, 35 p.

Jourde J., 2009. Suivi des sédiments et des peuplements benthiques dans l'estuaire de la Seine - Rapport de synthèse automne 2007-printemps 2008. Rapport d'étude de la Cellule de Suivi du Littoral Normand - Maison de l'Estuaire, 55 p. + annexes.

Jourde J., Dancié C. & Hanin C., 2009. Inventaire de la faune et de la flore intertidales des roches de Villerville - Campagne d'octobre 2007. Rapport d'étude de la Cellule de Suivi du Littoral Normand - Maison de l'Estuaire, 27 p. + annexes.

- Kromkamp J., Barranguet C. & Peene J.**, 1998. Determination of microphytobenthos PSII quantum efficiency and photosynthetic activity by means of variable chlorophyll fluorescence. *Marine Ecology Progress Series*, 162, 45-55.
- Lafont M., Bernoud S., Rosso-Darmet A.**, 2002. Indice oligochètes de bioidentification des sédiments (IOBS) NF T 90-390. Guide méthodologique. Rapport CEMAGREF / BURGEAP pour l'Inter-Agences de l'Eau.
- Lambert R.**, 1991. Recrutement d'espèces à larves pélagiques en régime mégatidal. Cas de *Pectinaria koreni* Malmgren (Annélide, Polychète). Thèse de Doctorat, Université de Rennes, 176 p.
- Lavesque N., Blanchet H., de Montaudouin X.**, 2009. Development of a multimetric approach to assess perturbation of benthic macrofauna in *Zostera noltii* beds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 368, 101-112.
- Legay J.M. & Debouzie D.**, 1985. Introduction à une biologie des populations. Masson (Ed.), 149 p.
- Le Pape O., Gilliers C., Riou P., Morin J., Amara R. & Désauvay Y.**, 2007. Convergent signs of degradation in both the capacity and the quality of an essential fish habitat: state of the Seine estuary (France) flatfish nursery. *Hydrobiologia*, 588, 225-229.
- Lesourd S., Lesueur P., Brun-Cottant J.C., Auffret J.P., Poupinet N. & Laignel B.**, 2001. Morphosedimentary evolution of the macrotidal Seine estuary subjected to human impact. *Estuaries*, 24, 940-949.
- Lesourd S., Lesueur P., Brun-Cottant J.C., Garnaud S. & Poupinet N.**, 2003. Seasonal variations in the characteristics of superficial sediments in a macrotidal estuary (the Seine inlet, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, 3-16.
- Lesueur P. & Lesourd S.**, 1999. Sables, chenaux, vasières : dynamique des sédiments et évolution morphologique. Fascicule Seine Aval, 39 p.
- Le V. Dit Durell S.E.A., Stillman R.A., Triplet P., Aulert C., Onodit Biot D., Boucher A., Duhamel S., Mayot S. & Goss-Cussard J.D.**, 2004. Modelling the efficacy of proposed mitigation areas for shorebirds: a case study on the Seine estuary, France. *Biological Conservation*, 123, 67-77.
- Libes S.M.**, 1992. An introduction to marine biochemistry. John Wiley & Sons, New-York, 734 p.
- Lozach S.**, 2008. Communautés benthiques en Manche : typologie des habitats et variations biogéographiques de la communauté de graviers dans son bassin oriental. Diplôme Supérieur de Recherche, Université des Sciences et Technologies de Lille, 108 p. + annexes.
- Lu L. & Wu R.S.S.**, 2000. An experimental study on recolonisation and succession of marine macrobenthos in defaunated sediment. *Marine Biology*, 136, 291-302.
- Luczak C., Dewarumez J.M. & Essink K.**, 1993. First record of the American jack knife clam *Ensis directus* on the French coast of the North Sea (short communication). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 73, 233-235.
- Maison de l'Estuaire**, 2004. Document d'objectifs provisoire Natura 2000. Partie maritime du site Estuaire de Seine n° FR 2300121. 120 p.
- Massé A. & Aulert C.**, 2008. Etude des stationnements des macroalgues (*Melanitta* spp.) sur la zone de protection spéciale du littoral Augeron. Observatoire de la ZPS Estuaire et marais de Basse-Seine-DIREN, 61 p. + annexes.
- McIntyre H.L., Geider R.J. & Miller D.C.**, 1996. Microphytobenthos : the ecological role of the "secret garden" of unvegetated, shallow-water marine habitats. I. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries*, 19, 186-201.
- Mearns A.J. & Word, J.Q.**, 1982. Forecasting effects of sewage solids on marine benthic communities. In: *Ecological stress and the New York Bight: science and management*, G.F. Mayer (Ed.), Columbia, Estuarine Research Federation: 495-512.
- Merle B.**, 2007. L'estuaire de la Seine : un passé en commun, un avenir en construction. Les conférences de l'estuaire, Editions des Falaises, 171 p.
- Migné A., Davout D., Spilmont N., Menu D., Boucher G., Gattuso J.-P. & Rybarczyk H.**, 2002. A closed-chamber CO₂-flux method for estimating intertidal primary production and respiration under emersed conditions. *Marine Biology*, 140, 865-869.
- Mojtahid M., Jorissen F. & Pearson T.H.**, 2008. Comparison of benthic foraminiferal and macrofaunal responses to organic pollution in the Firth of Clyde (Scotland). *Marine Pollution Bulletin*, 56, 42-76.
- Morel F.**, 2003. L'utilisation de l'estuaire de la Seine par le Tadorne de Belon *Tadorna tadorna* est-elle liée à la population en invertébrés de ses vasières ? *Le Cormoran*, 13, 75-82.
- Morin J., Riou P., Bessineton C., Védieu C., Lemoine M., Simon S. & Le Pape O.**, 1999. Etude des nourriceries de la Baie de Seine orientale et de l'estuaire de la Seine. Synthèse des connaissances. Ifremer, 74 p.
- Morrisey D.J., Howitt L., Underwood A.J. & Stark J.S.**, 1992. Spatial variation in soft-sediment benthos. *Marine Ecology Progress Series*, 81, 197-204.
- Mouny P.**, 1998. Structure spatio-temporelle du zooplancton et du suprabenthos de l'estuaire de la Seine. Dynamique et rôle des principales espèces dans la chaîne trophique pélagique. Thèse de Doctorat, Muséum National d'Histoire Naturelle, 256 p. + annexes.
- Mouny P., Dauvin J.C. & Zouhiri S.**, 2000. Benthic Boundary Layer fauna from the Seine estuary (eastern English Channel): spatial distribution and seasonal changes. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 80, 959-968.
- Muxika I., Borja A. & Bald J.**, 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 16-29.
- Nealson K.H. & Stahl D.A.**, 1997. Microorganisms and biogeochemical cycles: what can we learn from layered microbial communities? *Reviews in Mineralogy*, 35, 5-34.
- Parlier E.P.**, 2006. Approche quantitative de la fonction de nourricerie des systèmes estuariens-vasières. Cas du bar européen (*Dicentrarchus labrax*, L. 1758 ; a.k.a *Morone labrax*) dans cinq nourriceries du Ponant : estuaire de la Seine, estuaire de la Loire, baie du Mont Saint-Michel, baie de Saint-Brieuc et baie de l'Aiguillon. Thèse de doctorat, Université de La Rochelle, 273 p. + annexes.
- Pearson T.H. & Rosenberg R.**, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology : an Annual Review*, 16, 229-311.
- Petersen C.G.**, 1913. Valuation for the sea. The animal communities of the bottom sea and their importance for marine zoogeography. Report of the Danish Biological Station, 21, 1-44.
- Petersen C.G.**, 1918. The sea-bottom and its production of fish food. Report of the Danish Biological Station, 25, 1-62.
- Proniewsky F.**, 1979. Faune benthique des bassins du port autonome du Havre. Rapport dactylographié inédit, 3 p., 1 Tabl., annexes, 1 carte.
- Proniewsky F. & Elkaim B.**, 1980. Benthos subtidal de l'estuaire de la Seine. Résultats préliminaires. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences et des Lettres de Paris, 300, 1-10.

démie des Sciences de Paris, 291, 545-547.

Rasmussen M.B., Henriksen K. & Jensen A., 1983. Possible causes of temporal fluctuations in primary production of the microphytobenthos in the Danish Wadden Sea. *Marine Biology*, 73, 109-114.

Remane A., 1934. Die Brackwasserfauna. *Zoologischer Anzeiger*, 7, 34-74.

Riaux-Gobin C., 1997. Microphytobenthos. In : Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et mer du Nord, J.C. Dauvin (Ed), MNHN/IEGB/SPN, Paris, Patrimoines Naturels, 103-111.

Richard J., 2005. *Crepidula fornicata* : un modèle biologique pour l'étude du rôle de la variabilité des caractères phénotypiques (reproduction, croissance et nutrition) sur les processus de colonisation en milieu marin. Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 127 p. + annexes.

Riou P., Le Pape O. & Rogers S.I., 2001. Relative contributions of different sole and place nurseries to the adult population in the Eastern English Channel: application of a combined method using generalized linear models and a geographic information system. *Aquatic Living Resources*, 14, 125-135.

Rosenberg R., Blomqvist M., Nilsson H.C., Cederwall H. & Dimming A., 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 49, 728-739.

Ruellet T. & Dauvin J.C., 2008. Biodiversité des invertébrés aquatiques de la partie orientale de la baie et de l'estuaire de Seine : la base de données CISA, deux siècles d'observations. *Comptes Rendus Biologies*, 331, 481-488.

Rybarczyk H. & Elkaim B., 2003. An analysis of the trophic network of a macrotidal estuary: the Seine Estuary (Eastern Channel, Normandy, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, 775-791.

Scherrer B., 2007. Biostatistique. Gaëtan Morin (Ed), Boucherville, 816 p.

Southward E.C. & Campbell A.C., 2006. Echinoderms. Synopsis of the British Fauna (New series), J.H. Crothers & P.J. Hayward (Eds), Shrewsbury, 272 p.

Spilmont N., Migné A. & Davoult D., 2006. Benthic primary production during emersion: in situ measurements and potential primary production in the Seine Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 53, 49-55.

Sylvestre F., 2009. Microphytobenthos. In: Environmental Assessment of Estuarine Ecosystems: A Case Study, C. Amiard-Triquet & P.S. Rainbow (Ed), 235-248.

Thiébaud E., Dauvin J.C. & Lagadeuc Y., 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. *Marine Ecology Progress Series*, 80, 29-39.

Thiébaud E., 1994. Dynamique du recrutement et dispersion larvaire de deux Annelides Polychètes *Owenia fusiformis* et *Pectinaria koreni* en régime mégatidal (baie de Seine orientale, Manche). Thèse de Doctorat, Université Paris VI, 152 p.

Thiébaud E., 1996. Distribution of *Pectinaria koreni* larvae (Annelida: Polychaeta) in relation to the Seine river plume front (eastern English Channel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43, 383-397.

Thiébaud E., Cabioch L., Dauvin J.C., Retière C. & Gentil F., 1997. Spatio-temporal persistence of the *Abra alba* - *Pectinaria koreni* muddy-fine sand community of the eastern bay of Seine. *Journal of the Marine Biological Association of the United King-*

dom, 77, 1165-1185.

Tous Rius A., 2009. La répartition des ressources alimentaires entre les juvéniles de poissons plats (Pleuronectiformes) de l'estuaire de la Seine : étude par analyses des contenus stomacaux. Rapport de stage Master 2 ; Université des Sciences et Technologies de Lille, 35 p. + annexes.

Triplet P., Urban M., Aulert C. & Boucher A., 2003. Exploitation des ressources alimentaires par trois espèces de limicoles, l'huitrier-pie *Haematopus ostralegus*, le courlis cendré *Numenius arquata* et le bécasseau variable *Calidris alpina* dans l'estuaire de la Seine. *Le Cormoran*, 13, 37-42.

Tuck I.A., Hall S.J., Robertson M.R., Armstrong E. & Basford D.J., 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Marine Ecology Progress Series*, 162, 227-242

Underwood G.J.C. & Kromkamp J., 1999. Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. *Advances in Ecological Research*, 29, 93-153.

Van Hoey G., Vincx M. & Degraer S., 2007. Temporal variability in the *Abra alba* community determined by global and local events. *Journal of Sea Research*, 58, 144-155.

Varela M. & Penas E., 1985. Primary production of benthic microalgae in an intertidal sandflat of the Ria de Arosa, NW Spain. *Marine Ecology Progress Series*, 25, 111-119.

Vézina A.F. & Platt T., 1988. Food web dynamics in the ocean. I. Best-estimates of flow networks using inverse methods. *Marine Ecology Progress Series* 42, 269-287.

Videment L., Bellan-Santini D., Bellan G. & Dauvin J.C., 2002. Eléments du patrimoine biologique et écologique. In : Gestion intégrée des zones côtières : outils et perspectives pour la préservation du patrimoine naturel, J.C. Dauvin (Ed), Patrimoines Naturels, 57, 143-152.

Vincent L., 2005. Analyse du fonctionnement du réseau trophique de l'estuaire de la Seine. Rapport de stage niveau Master 2, Université Pierre et Marie Curie-Paris.

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. *Cahiers de Biologie Marine*, 35, 135-155.

Warwick R. & Radford M.P.J., 1989. Analysis of the flow network in an estuarine benthic community. In : Network Analysis in Marine Ecology: Methods and Applications, F. Wulff, J.G. Field & K.H. Mann (Ed), Springer-Verlag, New-York, 220-231.

Weisberg S.B., Ranasinghe J.A., Schaffner L.C., Diaz R.J., Dauer D.M. & Frithsen J.B., 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20, 149-158.

Williamson M., 1996. Biological invasion. Chapman et Hall, London, 243 p.

Wollast R., 1991. The coastal organic carbon cycle: fluxes, sources and sinks. In : Ocean Margin Processes in Global Change, R.F.C. Mantoura, J.M. Martin & R. Wollast (Eds.). Wiley & Sons, Chichester, 365-381.

Zouhri S., Vallet C., Mouny P. & Dauvin J.C., 1998. Spatial distribution and biological rhythms of suprabenthic mysids from the English Channel. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 78, 1181-1202.

Glossaire

Advection : un transport est dit d'advection lorsque le transfert de composés, particuliers ou dissous, résulte d'un mouvement horizontal ou vertical. Il fait majoritairement référence à l'hydrodynamisme. S'opposant à la diffusion moléculaire, ce type de transport est beaucoup plus rapide, Jahnke *et al.* (2005) l'estimant en moyenne, à des taux 34 fois supérieurs à la diffusion moléculaire.

Avifaune : se réfère aux oiseaux.

Autotrophie : mode de nutrition des êtres vivants qui fabriquent leur matière organique à partir d'une alimentation exclusivement minérale. Les organismes autotrophes sont le plus souvent phototrophes, c'est-à-dire qu'ils utilisent l'énergie lumineuse afin de transformer les composés inorganiques en organiques. S'oppose à hétérotrophie.

Batillage : houle ou vagues provoquées lors du passage d'un bateau et dont le caractère d'onde de choc provoque la dégradation des berges.

Cuve de Dollfus : cuve rectangulaire (10 cm x 5 cm) dont le fond permet de séparer les organismes en cent cases unitaires.

Eau interstitielle : eau incluse dans le sédiment ; sa vitesse de circulation dépend de la nature granulométrique du substrat : rapide dans les sédiments perméables tels que les sables, son renouvellement est limité dans les vases en raison du faible espace entre les grains sédimentaires.

ES50 : nombre estimé d'espèces pour 50 individus d'un ensemble de stations dans lesquelles l'espèce X est présente. La distribution de l'ensemble des ES50 où l'espèce X est présente (distribution +/- normale) permet d'identifier la valeur d'ES50 correspondant aux cinq premiers pour cent des stations (ES50_{0,05}).

Espèce autochtone : espèce animale ou végétale se trouvant à l'intérieur de son aire de répartition naturelle ou de son aire de dispersion potentielle. Selon l'Union International pour la Conservation de la Nature (IUCN), les espèces augmentant leur aire de répartition naturelle sans intervention de l'Homme sont considérées comme autochtones, même si cette expansion est favorisée par les activités humaines.

Espèce allochtone : se dit d'une espèce se trouvant à l'extérieur de son aire de répartition naturelle ou de son aire de dispersion potentielle.

Habitat : il correspond à l'ensemble des caractéristiques du milieu - ou abiotiques - (topographie, climat, nature de substrat contraintes physico-chimiques telles la salinité, l'oxygénation, la turbidité...) où vit une espèce, une population, une communauté. Ce terme a pris un nouveau sens dans le contexte de la Directive Habitat Faune Flore puisqu'il est souvent observé qu'un ensemble d'espèces est présent en même temps dans une même

zone géographique, en raison de leurs préférences pour des conditions environnementales similaires. Un habitat désigne ainsi un ensemble de facteurs abiotiques et biotiques nécessaires à l'établissement des communautés benthiques.

Hétérotrophie : mode de nutrition des êtres vivants qui ingèrent ou absorbent la matière organique préalablement fabriquée par d'autres organismes. Les organismes hétérotrophes sont incapables de synthétiser les composés organiques à partir d'élément minéraux. S'oppose à autotrophie.

Ichtyofaune : se réfère aux poissons.

Itéropare : se dit d'une espèce qui présente plusieurs cycles annuels de reproduction ; s'oppose à sémelpare.

Infralittoral : zone subtidale (inaccessible à marée basse) et zone de la frange littorale accessible à marée basse, où les laminaires et autres macroalgues dressées sont encore présentes avant de disparaître dans le circalittoral.

Macrophytes : végétaux aquatiques de grande taille.

Macrotidal : se dit d'un système où la marée présente un très fort marnage (> 8 mètres).

Marnage : hauteur d'eau entre le niveau de la basse mer et celui de la pleine mer.

Mégabenthos : renvoie à la faune vivant en relation avec le fond et dont la taille est supérieure à 10 cm.

Mégafaune : faune benthique dont la taille est supérieure à 2 cm)

Mégatidal : se dit d'un système où la marée présente un très fort marnage (> 8 mètres)

Nectobenthique : se dit d'un organisme nageant à proximité du fond et se nourrissant essentiellement de benthos.

Nycthémeral : se réfère à un cycle d'une durée de 24 heures.

Slikke : zone vaseuse de la zone intertidale estuarienne où en estuaire de Seine se développe le peuplement à *Macoma balthica*, *Corophium volutator* et *Hediste diversicolor*.

Schorre : zone des prés salés ou des herbues rencontrée dans les estuaires et les petits havres côtiers.

Sémelpare : se dit d'une espèce qui n'a qu'un seul cycle de reproduction ; s'oppose à itéropare.

Sociabilité : faculté des espèces à se regrouper en peuplements plus ou moins denses.



Le Benthos

de l'estuaire de la Seine

Fascicules Seine-Aval

- 1.1 Seine-Aval : un estuaire et ses problèmes
- 1.2 Courants, vagues et marées : les mouvements de l'eau
- 1.3 Sables, chenaux et vasières : dynamique des sédiments et évolution morphologique
- 1.4 Matériaux fins : le cheminement des particules en suspension
- 1.5 L'oxygène : un témoin du fonctionnement microbologique
- 1.6 Contaminations bactérienne et virale
- 1.7 Patrimoine biologique et chaînes alimentaires
- 1.8 La contamination métallique
- 1.9 Fer et manganèse : réactivités et recyclages
- 1.10 Le cadmium: comportement d'un contaminant métallique en estuaire
- 1.11 La dynamique du mercure
- 1.12 Les contaminants organiques qui laissent des traces : sources, transport et devenir
- 1.13 Les contaminants organiques : quels risques pour le monde vivant?
- 1.14 Des organismes sous stress
- 1.15 Zones humides de la basse vallée de la Seine
- 1.16 Les modèles : outils de connaissance et de gestion
- 2.1 Le Programme Seine-Aval 3 : contexte, bilan et enjeux
- 2.2 La génotoxicité : quel risque pour les espèces aquatiques ?
- 2.3 Evolution morphologique d'un estuaire anthropisé de 1800 à nos jours
- 2.4 Le Benthos de l'estuaire de la Seine

Réalisation	: GIP Seine-Aval 12 Avenue Aristide Briand 76 000 Rouen www.seine-aval.fr
Conception - Edition	: AAZ Consultants
Infographie	: Quai 24
Impression sur papier recyclé	: IB4
ISBN	:
Crédits photos (couverture)	: A-L Janson
Date d'édition	: Juin 2010



Seine-Aval
GROUPEMENT D'INTÉRÊT PUBLIC

