

BEEST

Le macrobenthos en zone oligohaline dans les
grands estuaires de la façade Manche-Atlantique

- Rapport -



T. Ruellet, G. Bachelet,
A.L. Barillé, J.C. Dauvin
(coord.), N. Desroy,
J.P. ducrotoy
Août 2009

Projet BEEST : Vers une approche multicritère du
Bon Etat écologique des grands ESTuaires



Le macrobenthos en zone oligohaline dans les grands estuaires de la façade Manche-Atlantique

25 août 2009

Thierry Ruellet¹, Guy Bachelet², Anne-Laure Barillé³,
Jean-Claude Dauvin¹ (Coord.), Nicolas Desroy⁴, Jean-Paul Ducrotoy⁵

¹ Université Lille 1, UMR CNRS 8187 LOG, Station Marine de Wimereux, 28 avenue Foch, 62930 Wimereux

² Université Bordeaux 1, UMR CNRS 5805 EPOC, Station Marine d'Arcachon, 2 rue du Pr Jolyet, 33120 Arcachon

³ Bio-Littoral, 2 rue de la Houssinière, 44322 Nantes

⁴ IFREMER, LELRAFBN, CRESCO, 38 rue du Port Blanc, 35801 Dinard

⁵ Université de Hull, IECS, Hull, HU6 7RX (Royaume-Uni)

Sommaire

Introduction.....	4
I/ Les données	10
1/ Architecture de la base de données	10
2/ Nombre de données	16
3/ Richesse et composition spécifique	17
4/ Densité	20
5/ Diversité	21
II/ Les indicateurs	22
1/ Pourcentage de faune appartenant à une liste de référence.....	23
2/ AMBI.....	23
3/ M-AMBI	24
4/ BENTIX.....	25
5/ BQI.....	25
6/ APBI	26
7/ BCI	26
8/ BHQ.....	28
9/ BRI	28
10/ Biological Quality Index.....	29
11/ B-IBI	30
12/ mIBI	30
13/ ISI.....	31
14/ IEI	31
15/ ITI	31
16/ MMI.....	32
17/ OSI	32
18/ P-BAT	32
19/ PLI.....	33
20/ VPBI	33
21/ AvTD et VarTD.....	35
22/ Méthode ABC.....	35
23/ BOPA	36

24/ BO2A	37
25/ IOBS.....	38
26/ IBGN	38
27/ IBGA	38
28/ H'	39
29/ Score moyen	39
30/ Percentiles	40
III/ Recommendations	42
Conclusions.....	46
Références bibliographiques	46

Introduction

Le groupe « bio-benthos » a travaillé sur la macrofaune benthique au niveau des trois grands estuaires de la façade Manche-Atlantique : la Seine, la Loire et la Gironde. Ces derniers sont découpés en un nombre plus ou moins grand de masses d’eau de transition : trois pour la Seine, une seule pour la Loire et sept pour la Gironde (Figure 1).

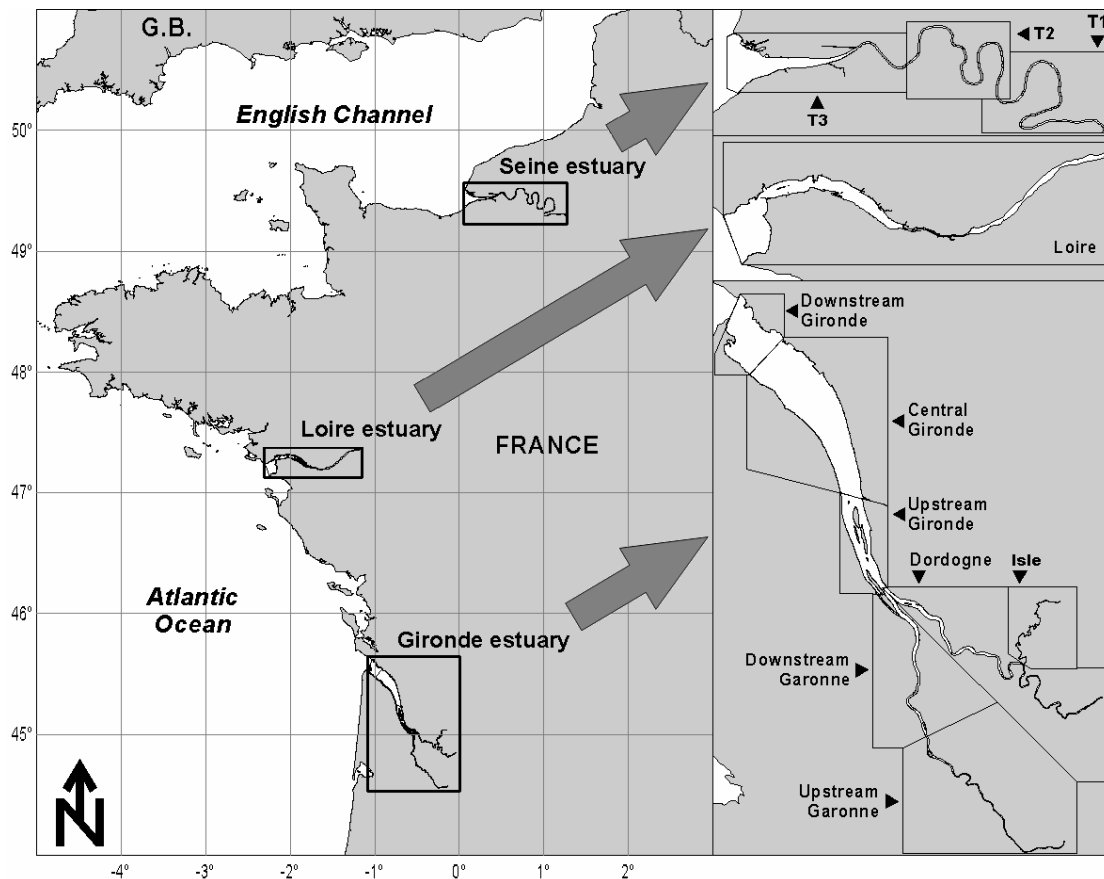


Figure 1 : Localisation des trois estuaires étudiés avec indication des masses d’eau de transition (in Dauvin et al. 2009).

Ils présentent des caractéristiques différentes : la Seine se distingue par un marnage plus élevé et un débit en moyenne plus faible que les deux autres estuaires, la Loire par une pénétration de la marée moins importante que dans les deux autres estuaires et la Gironde par une pénétration haline plus importante que dans les deux autres estuaires (Tableau 1).

Tableau 1 : Principales caractéristiques hydrologiques des trois estuaires étudiés (in Dauvin et al. 2009, d'après des données non publiées d'A. Romana).

estuary	tidal range (m)	tidal penetration (km)	salt marine intrusion (km)	mean flow ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	low flow ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	high flow ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
Seine	8	160	35	415	100	2300
Loire	6	90	55	825	100	6000
Gironde	5	170	100	818	180	2500

La première question qui s'est posée au groupe « bio-benthos » était de savoir quelles limites adopter pour les différents secteurs halins dans chaque estuaire, en particulier pour les zones oligohalines. Ce sont des limites figées, qui ne tiennent pas compte des éventuelles mesures de salinité effectuées lors des prélèvements, qui ont été adoptées.

- En Seine, on considère habituellement que les masses d'eau FRHT01 et FRHT02 sont dulcicoles, et qu'au niveau de la masse d'eau FRHT03, on rencontre une zone oligo-, puis méso- et enfin polyhaline. La partie oligohaline va de Vieux-Port (limite amont), qui est la limite entre les masses d'eau FRHT02 et FRHT03, à Tancarville (limite aval ; Figure 2). Cela correspond à des salinités de l'ordre de 0,2 à 5 (sans unité) la plupart du temps. La partie mésohaline s'étend jusqu'au niveau du cercle d'évitage de Port 2000. Cela n'est pas rigoureusement exact puisque les derniers aménagements dans l'estuaire ont amené à une augmentation de l'intrusion marine dans la fosse nord de l'estuaire, c'est-à-dire en zone dite mésohaline. Cette fosse représente néanmoins une faible superficie par rapport à l'ensemble de la zone.

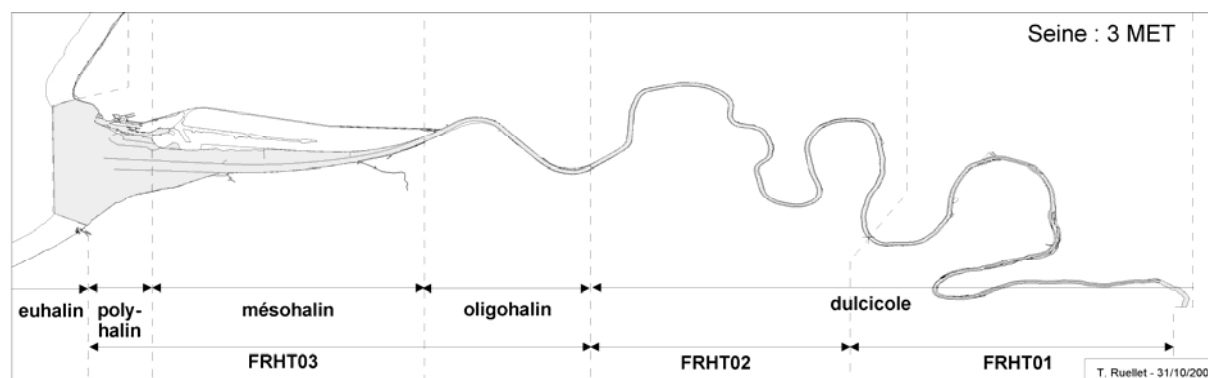


Figure 2 : Découpage en secteurs halins des trois masses d'eau de transition de l'estuaire de la Seine.

- En Loire, Robineau considérait en 1987 que la zone oligohaline allait en aval jusqu'à Bras du Mignon (rive gauche) - Etier de Vair (rive droite ; Figure 3). Cette limite correspondait à des salinités de 0,5 à 5 (sans unité) selon ses mesures de l'époque. Il n'y aurait pas de zone dulcicole dans la masse d'eau FRGT28.

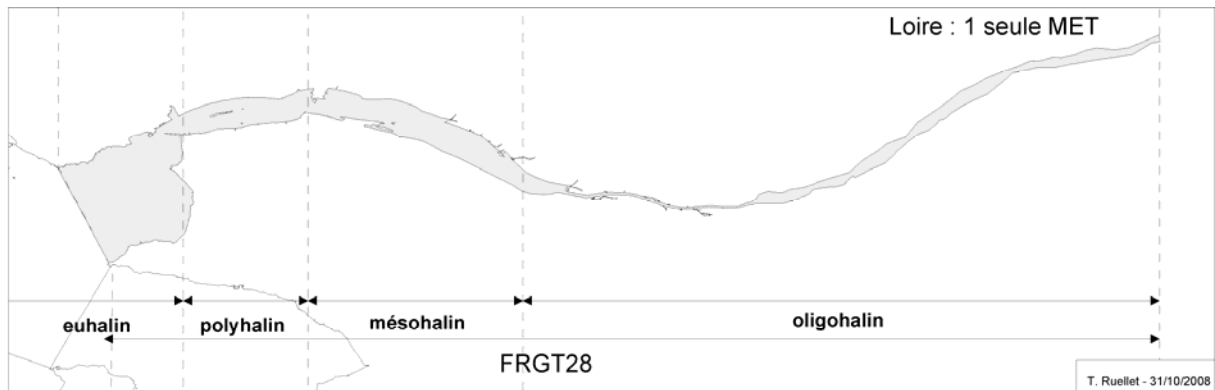


Figure 3 : Découpage en secteurs halins de la masse d'eau de transition de l'estuaire de la Loire.

- En Gironde, chaque masse d'eau de transition correspond à un seul secteur halin. Ainsi, la masse d'eau FRFT05 est polyhaline, la FRFT04 est mésohaline et les autres sont oligohalines (Figure 4). Aucune masse d'eau de transition n'est considérée pour la DCE comme dulcicole dans cet estuaire, bien que la masse d'eau FRFT34 et la partie aval de la masse d'eau FRFT32 ne soient qu'exceptionnellement oligohalines (en période estivale, lorsque le débit est faible) et que la partie amont de la masse d'eau FRFT32 et les masses d'eaux FRFT31 et FRFT33 soient franchement dulcicoles d'après les mesures de salinité effectuées.

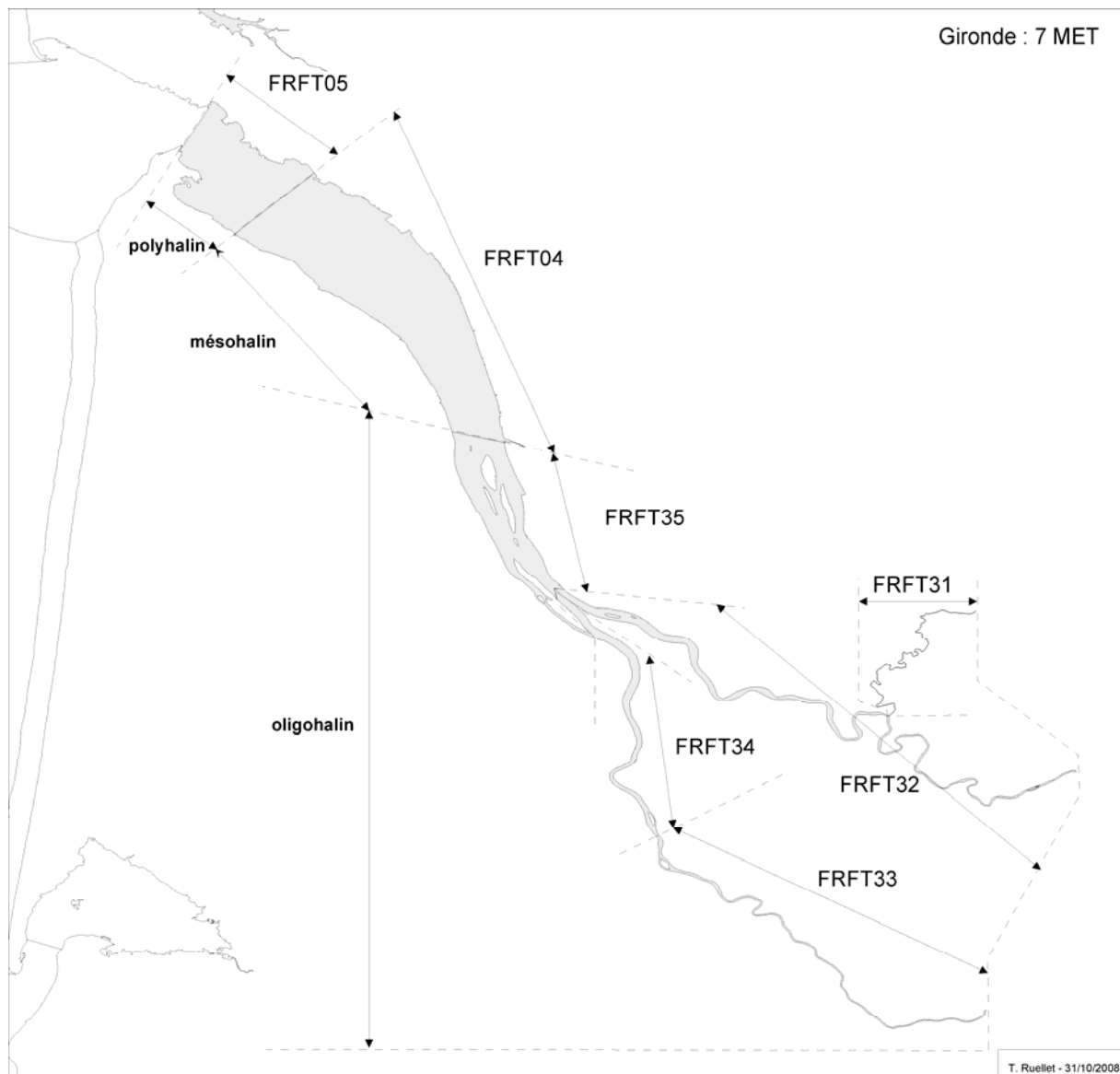


Figure 4 : Découpage en secteurs halins des trois masses d'eau de transition de l'estuaire de la Gironde.

La composition faunistique du benthos est différente selon les estuaires : seuls 16 des 183 taxa rencontrés dans le cadre de ce projet sont communs aux trois estuaires étudiés (Figure 5). Ces différences sont liées à des facteurs environnementaux tels que la température qui souvent influe sur le cycle de vie des espèces, notamment lors de leur reproduction, et qui par là-même structure la répartition biogéographique des espèces.

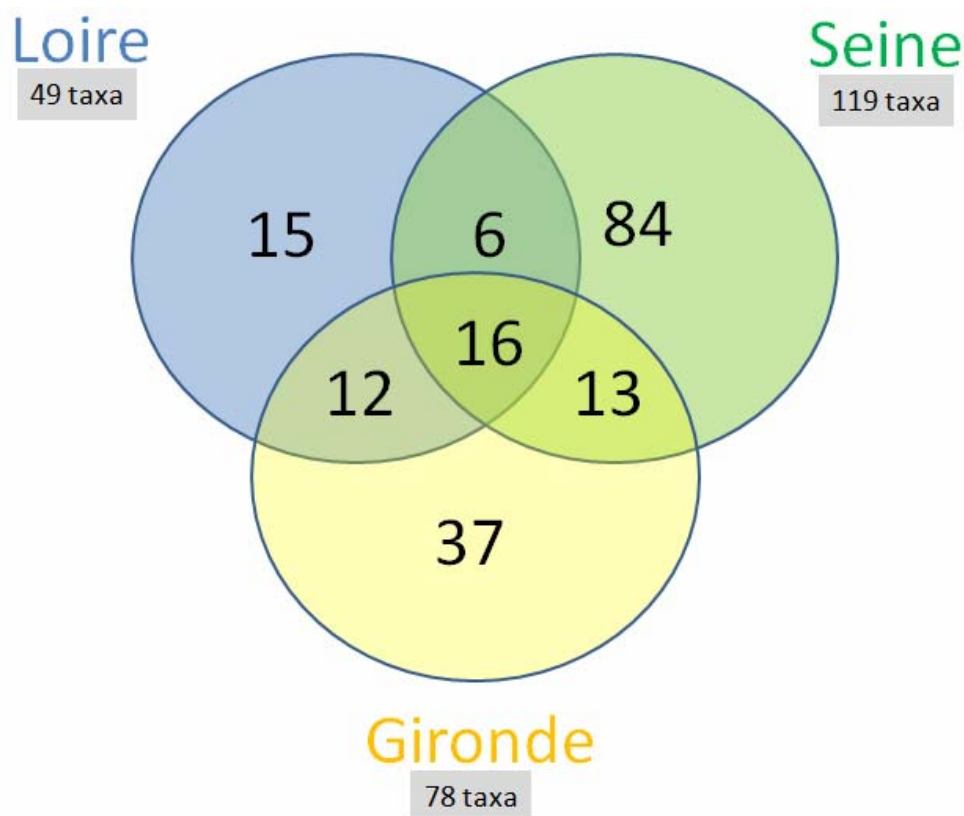


Figure 5 : Nombre de taxa macrobenthiques (>1 mm) rencontrés dans le projet BEEST (zones polyhalines et mésohalines : données acquises en septembre-octobre 2008 ; zones oligohalines : données historiques pour la Seine et la Gironde et données acquises en juillet et octobre 2008 pour la Loire).

La macrofaune benthique rencontrée au sein de chaque estuaire dépend également de la salinité, du substrat, de l'hydrodynamisme et de l'étage (intertidal ou subtidal) en ce qui concerne les facteurs naturels (Dauvin et al. 2009). A cela s'ajoutent des facteurs anthropiques qui peuvent aussi modifier la composition qualitative et quantitative du benthos (Figure 6).

Au sein de l'axe 1 du projet BEEST, le groupe « bio-benthos » s'est focalisé sur la zone oligohaline des trois grands estuaires de la façade Manche-Atlantique : ceux de la Gironde, de la Loire et de la Seine. En effet, les zones dulcicoles sont traitées en dehors de BEEST par le CEMAGREF et les zones mésohalines et polyhalines sont traitées dans le cadre d'un groupe de travail piloté par l'IFREMER (coordinateur : Nicolas Desroy) et constitué en partie de personnes impliquées dans le projet BEEST (Anne-Laure Barillé, Jean-Claude Dauvin et Thierry Ruellet). Ce groupe a acquis des données supplémentaires en septembre-octobre 2008 aussi bien au niveau intertidal qu'au niveau subtidal à raison de 40 stations par estuaire. Ces nouvelles données ont été intégrées dans une base de données nommée BET (pour Benthos des Eaux de transition) dont l'analyse n'a commencé que très récemment (juillet 2009). Les résultats acquis dans cet autre cadre feront l'objet d'un autre rapport.

NATURAL STRESSES			
SALINITY	SUBSTRATUM	HYDRODYNAMISM	TIDAL RANGE
Euhaline Polyhaline Mesohaline Oligohaline Freshwater	Clay / Mud Sand Pebble Wall	High Moderate Poor	Intertidal Shallow subtidal Deep subtidal
5 classes	4 new x 5 old = 20 classes	3 new x 20 old = 60 classes	3 new x 60 old = 180 classes
Sufficient Insufficient	None Extraction Deposit	High Good Moderate Poor Bad	High Good Moderate Poor Bad
2 new x 180 old = 360 classes	3 new x 360 old = 1080 classes	5 new x 1080 old = 5400 classes	5 new x 5400 old = 27000 classes
OXYGENATION	DREDGING ACTIVITY	CHEMICAL CONTAMINATION	NUTRIENTS
HUMAN ACTIVITIES			

Figure 6 : Illustration de la mosaïque de conditions qui peut se rencontrer dans un estuaire (in Dauvin et al., 2009).

Le présent rapport vise à préciser le travail accompli spécifiquement au niveau des zones oligohalines. Il se décompose en trois parties :

- tout d'abord, une description des données présentes dans la base de données nommée BOMET (pour Benthos Oligohalin des Masses d'Eau de Transition) qui a été créée pour ce projet et qui a terme doit être intégrée dans la base de données BET,
- ensuite, les analyses qui ont été effectuées ou qui avaient été envisagées à partir de ces données,
- et enfin des recommandations pour atteindre les objectifs visés.

Ce rapport se veut donc être une étape intermédiaire de la réflexion menée par le groupe « bio-benthos » de l'axe 1 de BEEST. Il sera complété par le rapport de Nicolas Desroy pour les eaux polyhalines et mésohalines des masses d'eau de transition.

I/ Les données

1/ Architecture de la base de données

La base de données BOMET (Benthos Oligohalin des Masses d'Eau de Transition) est au format Access 2003. Elle est fournie en annexe de ce rapport mais n'est pas libre de diffusion ni d'utilisation car les auteurs de ce rapport ne sont pas propriétaires des données qu'elle contient. Sa structure est inspirée de celle de MABES 2 (mais avec quelques champs en plus afin de pouvoir travailler à l'échelle du prélèvement ; Ruellet et Dauvin, 2007) et de BET (mais avec certaines tables et certains champs en moins, faute de renseignements). Le travail effectué par le groupe « bio-benthos » est donc parfaitement compatible avec les travaux antérieurs ou en cours. Afin d'éviter toute confusion par la suite, l'unité de prélèvement est appelée « Echantillon ». On nomme « Station », l'ensemble des échantillons prélevés un même jour en un même « Point » ; le « Point » étant un lieu caractérisé par ses coordonnées géographiques. BOMET comprend 17 tables liées entre elles dont neuf contiennent l'information de base (Figure 7).

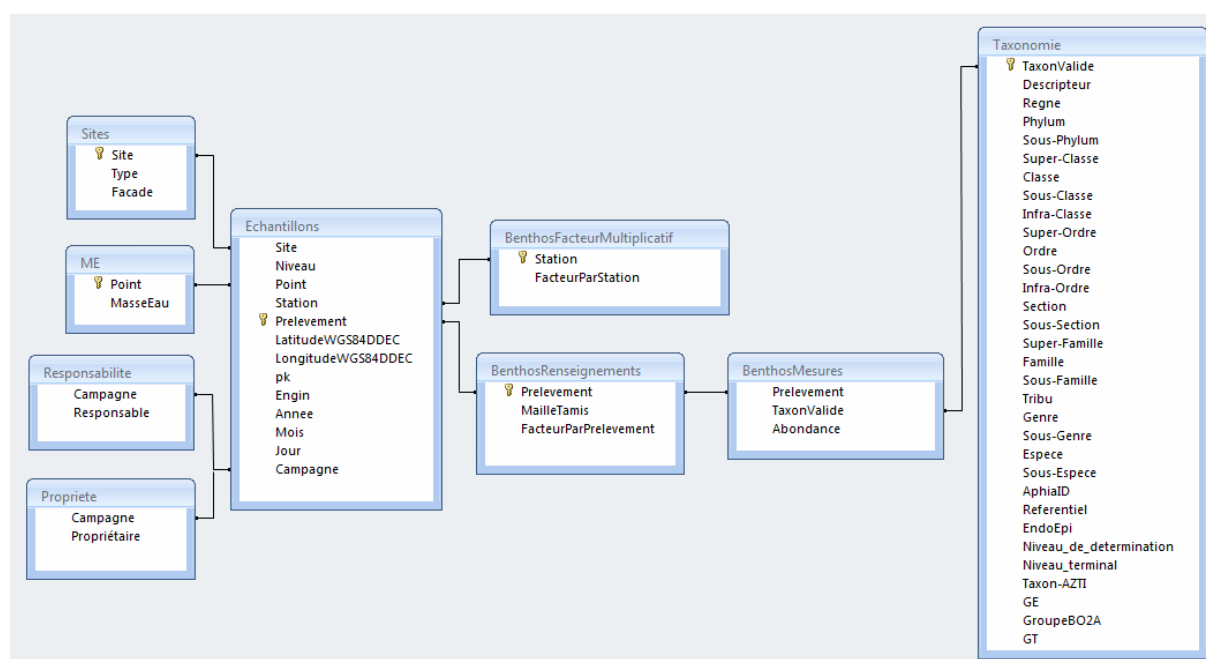


Figure 7 : Relations entre les principales tables de la base de données BOMET.

- 1- La table « Echantillons » comprend 13 champs (Tableau 2). Chaque enregistrement correspond à un prélèvement (clé primaire). Pour chacun d'eux, il est précisé où et quand il a eu lieu. Le champ « Site » ne peut prendre que trois valeurs dans BOMET : Seine, Loire ou Gironde. Le champ « Niveau » peut être laissé vide ou bien prendre deux valeurs : Intertidal ou Subtidal. Le champ « Point » peut prendre 51 valeurs différentes qui commencent toutes par le nom de l'estuaire étudié. Le champ « Station » peut prendre 152 valeurs différentes. Le champ « Prélèvement » peut prendre 952 valeurs différentes. Les champs « LatitudeWGS84DDEC », « LongitudeWGS84DDEC » et « pK » peuvent parfois être vides. Le champ « Engin » peut prendre sept valeurs : Benne Hamon (0.25m²), Benne Smith McIntyre (0.1m²), Carottier (0.00664m²), Carottier (0.05m²), Drague Rallier du Baty, Quadrat (0.04m²) et Suceuse. Le champ « Année » peut prendre les valeurs 1978, 1991, 1992, 1995, 1998, 2004, 2005, 2006, 2007 ou 2008. Le champ « Mois » peut prendre des valeurs entre 1 et 11 compris. Le champ jour peut parfois être vide. Le champ campagne peut prendre huit valeurs : Benthos Gironde, Blayais, EDF08, GIPLE automne08, GIPLE été08, SAUM 78, SEAV 95 et SEAV BEN 98.

Tableau 2 : Structure de la table « Echantillons ».

Echantillons		
Nom du champ	Type de données	Description
Site	Texte	Précise le nom du site correspondant à la station
Niveau	Texte	Précise à quel niveau le prélèvement a été effectué : Intertidal ou Subtidal
Point	Texte	Précise le nom du point correspondant au prélèvement
Station	Texte	Précise le nom de la station correspondant au prélèvement
Prelevement	Texte	Précise le nom du prélèvement
LatitudeWGS84DDEC	Numérique	Précise la latitude du prélèvement en degrés décimaux en WGS 84
LongitudeWGS84DDEC	Numérique	Précise la longitude du prélèvement en degrés décimaux en WGS 84
pk	Numérique	Précise le point kilométrique
Engin	Texte	Précise l'engin utilisé pour prélèvement
Annee	Numérique	Précise l'année de prélèvement
Mois	Numérique	Précise le mois de prélèvement
Jour	Numérique	Précise le jour de prélèvement
Campagne	Texte	Précise le nom de la campagne d'échantillonnage

- 2- La table « Sites » comprend trois champs (Tableau 3). Chaque enregistrement correspond à un site (clé primaire). Pour chacun d'eux, il est précisé le type (qui ne peut prendre dans BOMET que les valeurs T05 ou T07) et la façade (qui ne peut prendre dans BOMET que les valeurs Manche ou Atlantique).

Tableau 3 : Structure d la table « Sites ».

Sites		
Nom du champ	Type de données	Description
Site	Texte	Précise le nom du site
Type	Texte	Précise le type de Masse d'Eau de Transition du site : T01, T03, T05, T07, T08, T09, T10 ou T12
Facade	Texte	Précise la façade sur laquelle le site est situé : Manche, Atlantique ou Méditerranée

- 3- La table « ME » comprend deux champs. Chaque enregistrement correspond à un point (clé primaire) et il est précisé le nom de la masse d'eau pour chacun d'eux (Tableau 4). Ce ne sont pas les sites qui sont utilisés comme clé primaire car dans le cadre du travail mené sur le plan national, il peut y avoir plusieurs masses d'eau pour un même site. Dans BOMET, le champ « MasseEau » ne peut prendre que trois valeurs : FRTH03, FRGT28 et FRFT35.

Tableau 4 : Structure de la table « ME ».

ME		
Nom du champ	Type de données	Description
Point	Texte	Précise le nom du point correspondant au prélèvement
MasseEau	Texte	Précise l'identifiant de la masse d'eau dans laquelle se trouve la station

- 4- La table « Responsabilite » comprend deux champs (Tableau 5). Pour chaque campagne, elle précise le nom du ou des responsable(s) de l'acquisition des données et leur(s) organisme(s) de tutelle. Dans BOMET, il s'agit de : Anne-Laure BARILLE (Bio-Littoral), Guy BACHELET (Université Bordeaux 1), Katherine COSTIL (Université de Caen), Bernard ELKAIM (Université Paris 6) et Frédéric PRONIEWSKI (Ville Le Havre). Cette table n'a pas de clé primaire car une campagne peut s'être déroulée sous la responsabilité de plusieurs personnes et une même personne peut avoir eu la responsabilité de plusieurs campagnes.

Tableau 5 : Structure de la table « Responsabilite ».

Responsabilite		
Nom du champ	Type de données	Description
Campagne	Texte	Précise le nom de la campagne d'échantillonnage
Responsable	Texte	Précise le nom du ou des responsable(s) de la campagne ainsi que leur(s) organisme(s) de tutelle

- 5- La table « Propriete » comprend deux champs (Tableau 6). Pour chaque campagne, elle précise le nom du ou des propriétaire(s) des données. Dans BOMET, il s'agit de : Conseil Régional de Basse-Normandie, Conseil Régional de Haute-Normandie, Electricité de France, Groupement d'Intérêt Public Loire Estuaire, Groupement d'Intérêt Public Seine-Aval, Université de Bordeaux 1, Université de Caen et Université de Rouen. Cette table n'a pas de clé primaire car les données d'une campagne peuvent être la propriété de plusieurs organismes et un même organisme peut être le propriétaire de données acquises au cours de plusieurs campagnes.

Tableau 6 : Structure de la table « Propriete ».

Propriete		
Nom du champ	Type de données	Description
Campagne	Texte	Précise le nom de la campagne d'échantillonnage
Propriétaire	Texte	Précise le nom du ou des organisme(s) propriétaire(s) des données acquises lors de la campagne

- 6- La table « BenthosMesures » comprend trois champs. Chaque enregistrement correspond à un couple Prélèvement / Taxon valide. Pour chacun de ces couples, cette table donne l'abondance brute de ce dit taxon dans le dit prélèvement. Cette table n'a pas de clé primaire car bien entendu un prélèvement peut contenir différents taxa qui eux-mêmes peuvent être

dans différents prélèvements. Cette table contient 1319 enregistrements. Lorsqu'un prélèvement ne contenait aucun taxon, le champ « Taxon » a pris pour valeur Azoïque et le champ « Abondance » 0 afin de tenir compte de tous les prélèvements lors des calculs ultérieurs sans pour autant fausser les mesures d'abondance.

Tableau 7 : Structure de la table « BenthosMesures ».

BenthosMesures		
Nom du champ	Type de données	Description
Prelevement	Texte	Précise le nom du prélèvement
TaxonValide	Texte	Précise le nom du taxon sous sa forme valide
Abondance	Numérique	Précise l'abondance du taxon en nombre d'individus

7- La table « Taxonomie » comprend 32 champs (Tableau 8). Chaque enregistrement correspond à un taxon valide (clé primaire). Pour chacun d'eux, il est indiqué le référentiel taxonomique utilisé (l'ERMS pour les espèces d'affinité marine connues en Europe, WORMS pour les espèces d'affinité marine exotiques, Fauna Europaea pour les espèces d'affinité dulcicole connues en Europe) ainsi que les renseignements habituels sur la position taxonomique du taxon (du règne à la sous-espèce), le nom du descripteur (inventeur de l'espèce et date de description), l'AphiaID (numéro d'identification unique de chaque taxon dans les bases de données internationales), l'appartenance du taxon à l'endofaune, l'épifaune sessile ou vagile, le groupe écologique selon la dernière liste fournie par l'AZTI (décembre 2007) ainsi que le nom porté par le taxon dans cette liste, le groupe pour le calcul du BOPA et du BO2A (annélides opportunistes, clitellates opportunistes, amphipodes sensibles et « autres »), le groupe trophique (suspensivores strictes, dépositivores de surface et mixtes, dépositivores de subsurface, et puis tous les autres, essentiellement des carnivores ou des omnivores). Cette table comprend 41 enregistrements.

Tableau 8 : Structure de la table « Taxonomie ».

Taxonomie		
Nom du champ	Type de données	Description
TaxonValide	Texte	Précise le nom du taxon sous sa forme valide le 2 juillet 2009
Descripteur	Texte	Précise le nom de l'inventeur qui a décrit le taxon et la date de cette description
Règne	Texte	Précise le règne du taxon
Phylum	Texte	Précise le phylum du taxon
Sous-Phylum	Texte	Précise le sous-phylum du taxon
Super-Classe	Texte	Précise la super-classe du taxon
Classe	Texte	Précise la classe du taxon
Sous-Classe	Texte	Précise la sous-classe du taxon
Infra-Classe	Texte	Précise l'infra-classe du taxon
Super-Ordre	Texte	Précise le super-ordre du taxon
Ordre	Texte	Précise l'ordre du taxon
Sous-Ordre	Texte	Précise le sous-ordre du taxon
Infra-Ordre	Texte	Précise l'infra-ordre du taxon
Section	Texte	Précise la section du taxon
Sous-Section	Texte	Précise la sous-section du taxon
Super-Famille	Texte	Précise la super-famille du taxon
Famille	Texte	Précise la famille du taxon
Sous-Famille	Texte	Précise la sous-famille du taxon
Tribu	Texte	Précise la tribu du taxon
Genre	Texte	Précise le genre du taxon
Sous-Genre	Texte	Précise le sous-genre du taxon
Espèce	Texte	Précise l'épithète spécifique du taxon
Sous-Espèce	Texte	Précise l'épithète sub-spécifique du taxon
AphiaID	Numérique	Précise le numéro AphiaID du taxon
Referentiel	Texte	Précise le référentiel taxonomique utilisé pour remplir cette table
EndoEpi	Texte	Précise si le taxon fait partie de l'endofaune, l'épifaune vagile, l'épifaune sessile ou si il est pélagique ou parasite
Niveau_de_determination	Texte	Précise le niveau de détermination du taxon
Niveau_terminal	Texte	Précise si le taxon représente un niveau terminal d'identification dans la BDD
Taxon-AZTI	Texte	Précise le nom du taxon correspondant dans la liste de l'AZTI de décembre 2007
GE	Numérique	Précise le groupe écologique du taxon tel que défini par l'AZTI en décembre 2007 : 1, 2, 3, 4 ou 5
GroupeBO2A	Texte	Précise si le taxon doit être considéré comme AS = Amphipode, PO = Polychète opportuniste, CO = Clitellate opportuniste ou X = autre
GT	Texte	Précise le groupe trophique du taxon : S = Suspensivore, DSM = Dépositivore de Surface ou mixte, DSS = Dépositivore de Sub-Surface, CO = Carnivores, omnivores et autres

- 8- La table « BenthosRenseignements » comprend trois champs (Tableau 9). Chaque enregistrement correspond à un prélèvement (clé primaire). Le champ « MailleTamis » peut prendre quatre valeurs : maille 0,5 mm, maille 1 mm, maille 2 mm et maille carrée 1 mm. Le champ « FacteurParPrelevement » précise par quel facteur il faut multiplier les abondances pour obtenir des densités en individus par mètre carré au niveau de chaque prélèvement.

Tableau 9 : Structure de la table « BenthosRenseignements ».

BenthosRenseignements		
Nom du champ	Type de données	Description
Prelevement	Texte	Précise le nom du prélèvement
MailleTamis	Texte	Précise la maille de tamisage utilisée : taille et type (ronde ou carrée)
FacteurParPrelevement	Numérique	Indique le facteur par lequel il faut multiplier la somme des abondances pour obtenir la densité en individus par mètre carré pour chaque prélèvement

- 9- La table « BenthosFacteurMultiplicatif » comprend deux champs (Tableau 10). Chaque enregistrement correspond à une station (clé primaire). Pour chacune d'elles, il est indiqué la valeur du facteur par lequel il faut multiplier les abondances pour obtenir des densités en individus par mètre carré au niveau de chaque station.

Tableau 10 : Structure de la table « BenthosFacteurMultiplicatif ».

BenthosFacteurMultiplicatif		
Nom du champ	Type de données	Description
Station	Texte	Précise le nom de la station correspondant au prélèvement
FacteurParStation	Numérique	Indique le facteur par lequel il faut multiplier la somme des abondances pour obtenir la densité en individus par mètre carré pour chaque station

Viennent ensuite des tables fournissant les valeurs de certains indices ou aidant à les fournir. Ces tables seront détaillées au fur et à mesure des besoins dans la suite de ce rapport.

- 10- La table « IndicesParPrelevement » détaille les valeurs des différents indices de diversité que peut fournir Primer 6 et de certaines métriques retenues par le groupe « bio-benthos » au niveau de chaque prélèvement (clé primaire) ou de variables servant à les calculer. Cette table contient 43 champs (Tableau 11).
- 11- La table « IndicesParStation » fournit le même genre de renseignements que la table « IndicesParPrelevement » mais au niveau de la station (clé primaire). Cette table contient 45 champs (Tableau 12).
- 12- La table « BCI ».
- 13- La table « BiologicalQualityIndex ».
- 14- La table « mIBI ».
- 15- La table « VPBI ».
- 16- La table « ScoreMoyen ».
- 17- La table « ScorePercentiles ».

Tableau 11 : Structure de la table « IndicesParPrelevement ».

IndicesParPrelevement		
Nom du champ	Type de données	Description
Prelevement	Texte	Précise le nom du prélèvement
S	Numérique	Valeur de S, la richesse "spécifique", fournie par Primer 5 (en nombre de taxa)
N	Numérique	Valeur de N, la densité, fournie par Primer 6 (en individus par mètre carré)
d	Numérique	Valeur de d fournie par Primer 6
J'	Numérique	Valeur de J' fournie par Primer 6
Brillouin	Numérique	Valeur de Brillouin fournie par Primer 6
Fisher	Numérique	Valeur de Fisher fournie par Primer 6
ES(50)	Numérique	Valeur de ES(50) fournie par Primer 6 (toutes les valeurs acquises avec une densité inférieure à 50 individus ont été supprimées)
H'(loge)	Numérique	Valeur de H'(loge) fournie par Primer 6
H'(log2)	Numérique	Valeur de H'(log2) fournie par Primer 6
H'(log10)	Numérique	Valeur de H'(log10) fournie par Primer 6
Lambda	Numérique	Valeur de Lambda fournie par Primer 6
1-Lambda	Numérique	Valeur de 1-Lambda fournie par Primer 6
Lambda'	Numérique	Valeur de Lambda' fournie par Primer 6
1-Lambda'	Numérique	Valeur de 1-Lambda' fournie par Primer 6
N1	Numérique	Valeur de N1 fournie par Primer 6
N2	Numérique	Valeur de N2 fournie par Primer 6
Ninf	Numérique	Valeur de Ninf fournie par Primer 6
N10	Numérique	Valeur de N10 fournie par Primer 6
N10'	Numérique	Valeur de N10' fournie par Primer 6
N21	Numérique	Valeur de N21 fournie par Primer 6
N21'	Numérique	Valeur de N21' fournie par Primer 6
DensiteGE0	Numérique	Densité des individus de groupe écologique non défini (en individus par mètre carré)
DensiteGE1	Numérique	Densité des individus de groupe écologique 1 (en individus par mètre carré)
DensiteGE2	Numérique	Densité des individus de groupe écologique 2 (en individus par mètre carré)
DensiteGE3	Numérique	Densité des individus de groupe écologique 3 (en individus par mètre carré)
DensiteGE4	Numérique	Densité des individus de groupe écologique 4 (en individus par mètre carré)
DensiteGE5	Numérique	Densité des individus de groupe écologique 5 (en individus par mètre carré)
DensiteGT-nd	Numérique	Densité des individus de groupe trophique non défini (en individus par mètre carré)
DensiteGT-S	Numérique	Densité des individus suspensivores (en individus par mètre carré)
DensiteGT-DSM	Numérique	Densité des individus dépositivores de surface ou mixtes (en individus par mètre carré)
DensiteGT-DSS	Numérique	Densité des individus dépositivores de sub-surface (en individus par mètre carré)
DensiteGT-CO	Numérique	Densité des individus d'un autre groupe trophique, c'est-à-dire essentiellement carnivores ou omnivores (en individus par mètre carré)
DensiteAmphipodesSensibles	Numérique	Densité en Amphipodes sensibles (en individus par mètre carré)
DensiteClitellatesOpportunistes	Numérique	Densité en Clitellates opportunistes (en individus par mètre carré)
DensitePolychetesOpportunistes	Numérique	Densité en Polychètes opportunistes (en individus par mètre carré)
DensiteAutres	Numérique	Densité en autres organismes ni Amphipodes sensibles, ni Clitellates opportunistes, ni Polychètes opportunistes (en individus par mètre carré)
AMBI	Numérique	Valeur de l'AMBI (toutes les valeurs acquises avec moins de trois individus ont été supprimées)
BENTIX	Numérique	Valeur du BENTIX
BOPA	Numérique	Valeur du BOPA (toutes les valeurs acquises avec moins de 20 individus ont été supprimées)
BO2A	Numérique	Valeur du BO2A (toutes les valeurs acquises avec moins de 20 individus ont été supprimées)
ITI	Numérique	Valeur de l'ITI
AbondanceTotale	Numérique	Abondance totale (en individus)

Tableau 12 : Structure de la table « IndicesParStation ».

IndicesParStation		
Nom du champ	Type de données	Description
Station	Texte	Précise le nom de la station correspondant au prélèvement
S	Numérique	Valeur de S, la richesse "spécifique", fournie par Primer 6 (en nombre de taxa)
N	Numérique	Valeur de N, la densité, fournie par Primer 6 (en individus par mètre carré)
d	Numérique	Valeur de d fournie par Primer 6
J'	Numérique	Valeur de J' fournie par Primer 6
Brillouin	Numérique	Valeur de Brillouin fournie par Primer 6
Fisher	Numérique	Valeur de Fisher fournie par Primer 6
ES(50)	Numérique	Valeur de ES(50) fournie par Primer 6 (toutes les valeurs acquises avec une densité inférieure à 50 individus ont été supprimées)
H'(loge)	Numérique	Valeur de H'(loge) fournie par Primer 6
H'(log2)	Numérique	Valeur de H'(log2) fournie par Primer 6
H'(log10)	Numérique	Valeur de H'(log10) fournie par Primer 6
Lambda	Numérique	Valeur de Lambda fournie par Primer 6
1-Lambda	Numérique	Valeur de 1-Lambda fournie par Primer 6
Lambda'	Numérique	Valeur de Lambda' fournie par Primer 6
1-Lambda'	Numérique	Valeur de 1-Lambda' fournie par Primer 6
N1	Numérique	Valeur de N1 fournie par Primer 6
N2	Numérique	Valeur de N2 fournie par Primer 6
Ninf	Numérique	Valeur de Ninf fournie par Primer 6
N10	Numérique	Valeur de N10 fournie par Primer 6
N10'	Numérique	Valeur de N10' fournie par Primer 6
N21	Numérique	Valeur de N21 fournie par Primer 6
N21'	Numérique	Valeur de N21' fournie par Primer 6
DensitéGE0	Numérique	Densité des individus de groupe écologique non défini (en individus par mètre carré)
DensitéGE1	Numérique	Densité des individus de groupe écologique 1 (en individus par mètre carré)
DensitéGE2	Numérique	Densité des individus de groupe écologique 2 (en individus par mètre carré)
DensitéGE3	Numérique	Densité des individus de groupe écologique 3 (en individus par mètre carré)
DensitéGE4	Numérique	Densité des individus de groupe écologique 4 (en individus par mètre carré)
DensitéGE5	Numérique	Densité des individus de groupe écologique 5 (en individus par mètre carré)
DensitéGE345	Numérique	Densité des individus de groupe écologique 3, 4 ou 5 (en individus par mètre carré)
DensitéGT-nd	Numérique	Densité des individus de groupe trophique non défini (en individus par mètre carré)
DensitéGT-S	Numérique	Densité des individus suspensivores (en individus par mètre carré)
DensitéGT-DSM	Numérique	Densité des individus dépositives de surface ou mixtes (en individus par mètre carré)
DensitéGT-DSS	Numérique	Densité des individus dépositives de sub-surface (en individus par mètre carré)
DensitéGT-CO	Numérique	Densité des individus d'un autre groupe trophique, c'est-à-dire essentiellement carnivores ou omnivores (en individus par mètre carré)
DensitéAmphipodesSensibles	Numérique	Densité en Amphipodes sensibles (en individus par mètre carré)
DensitéClitellatesOpportunistes	Numérique	Densité en Clitellates opportunistes (en individus par mètre carré)
DensitéPolychètesOpportunistes	Numérique	Densité en Polychètes opportunistes (en individus par mètre carré)
DensitéAutres	Numérique	Densité en autres organismes ni Amphipodes sensibles, ni Clitellates opportunistes, ni Polychètes opportunistes (en individus par mètre carré)
AMBI	Numérique	Valeur de l'AMBI (toutes les valeurs acquises avec moins de trois individus ont été supprimées)
BENTIX	Numérique	Valeur du BENTIX
BOPA	Numérique	Valeur du BOPA (toutes les valeurs acquises avec moins de 20 individus ont été supprimées)
BO2A	Numérique	Valeur du BO2A (toutes les valeurs acquises avec moins de 20 individus ont été supprimées)
ITI	Numérique	Valeur de l'ITI
PourcentageGE0	Numérique	Densité relative des individus de groupe écologique non défini (en pourcentage)
ES(100)	Numérique	Valeur de ES(100) fournie par Primer 6 (toutes les valeurs acquises avec une densité inférieure à 100 individus ont été supprimées)

2/ Nombre de données

Au total, BOMET comprend :

- 23 prélèvements en Seine, correspondant à 18 stations et 16 points tous subtidiaux échantillonnés en 1978 (cinq prélèvements chacun en des stations différentes), 1995 (huit prélèvements correspondant à cinq stations) et 1998 (six prélèvements dont deux effectués en une même station).
- 182 prélèvements en Loire correspondant à 31 points (dont six en subtidal) suivis en général avec trois prélèvements à la fois en juillet et en octobre 2008, soit un total de 60 stations.
- 747 prélèvements en Gironde, correspondant à 74 stations et 5 points dont un en subtidal.

3/ Richesse et composition spécifique

Les zones oligohalines des trois estuaires étudiés se caractérisent par une très faible richesse spécifique, que l'on travaille à l'échelle du prélèvement ou bien même de la station (2,4 taxa en moyenne par station, jamais plus de sept ; Figure 8).

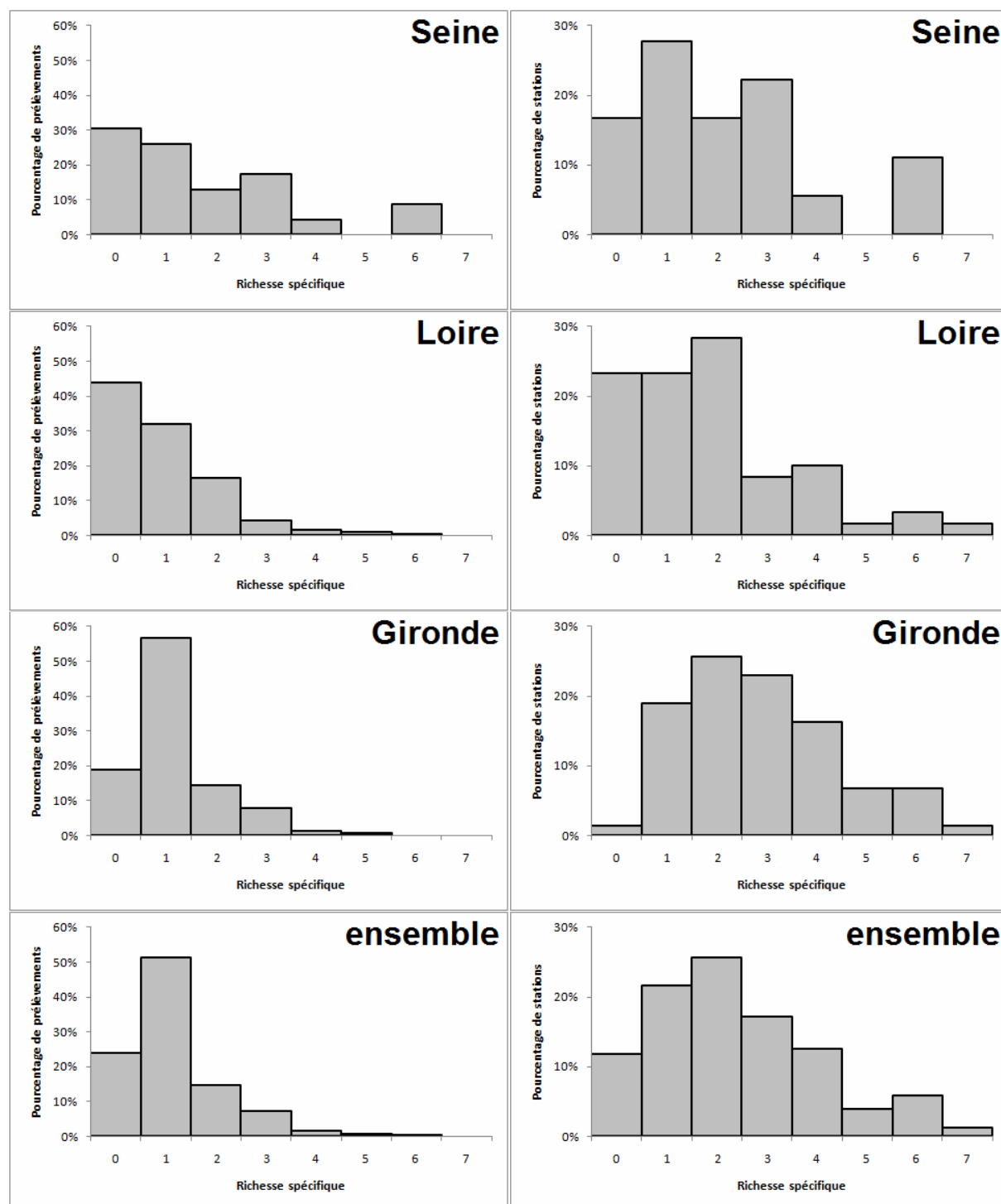


Figure 8 : Richesse spécifique au niveau des prélèvements et des stations échantillonnées en zone oligohaline en Seine, Loire et Gironde et les trois ensemble (toutes mailles de tamisage confondues).

41 taxa seulement sont présents dans BOMET (Figure 9) dont trois seulement communs aux trois estuaires : *Hediste diversicolor*, *Palaemon longirostris* et la sous-classe des Oligochaeta. Ces derniers, qui représentent en moyenne 89 % des individus déterminés (97 % si l'on se rapporte aux densités par m² au lieu de l'abondance¹), ont été très rarement déterminés à un niveau plus poussé (moins de 3 % des cas ; Figure 10). Cette détermination n'a de plus concerné que très peu de taxa (famille des Tubificidae et deux espèces : *Limnodrilus hoffmeisteri* et *Tubifex tubifex*) alors que rien que dans l'estuaire de Seine, 26 espèces d'oligochètes différentes ont été recensées dans CISA (Ruellet et Dauvin, 2006). Toutefois, la plupart étaient trouvées dans la zone dulcicole (six seulement dans la zone oligohaline de la masse d'eau FRHT03 qui est celle étudiée ici). Toujours en nombre d'individus déterminés, les oligochètes représentent 94 % de la faune en Gironde, 51 % en Loire et seulement 30 % en Seine. Il faut préciser de suite que bon nombre des prélèvements effectués en Gironde l'ont été sur une maille de tamisage de 0,5 mm au lieu de 1 mm comme dans les deux autres estuaires, mais que cette différence de maille ne joue pas : il y a tout de même 84 % d'oligochètes en prenant une maille de 1 mm. Mais la maille de tamisage a malgré cela une grande importance car 99 % de la faune est collectée dans la fraction 0,5 à 1 mm en Gironde. Il se pose néanmoins la question de savoir si cette fraction prépondérante de la faune, inférieure à 1 mm, doit être considérée comme de la macrofaune ou de la méiofaune. Cette dernière ne fait pas l'objet de demande de suivi dans le cadre de la DCE.

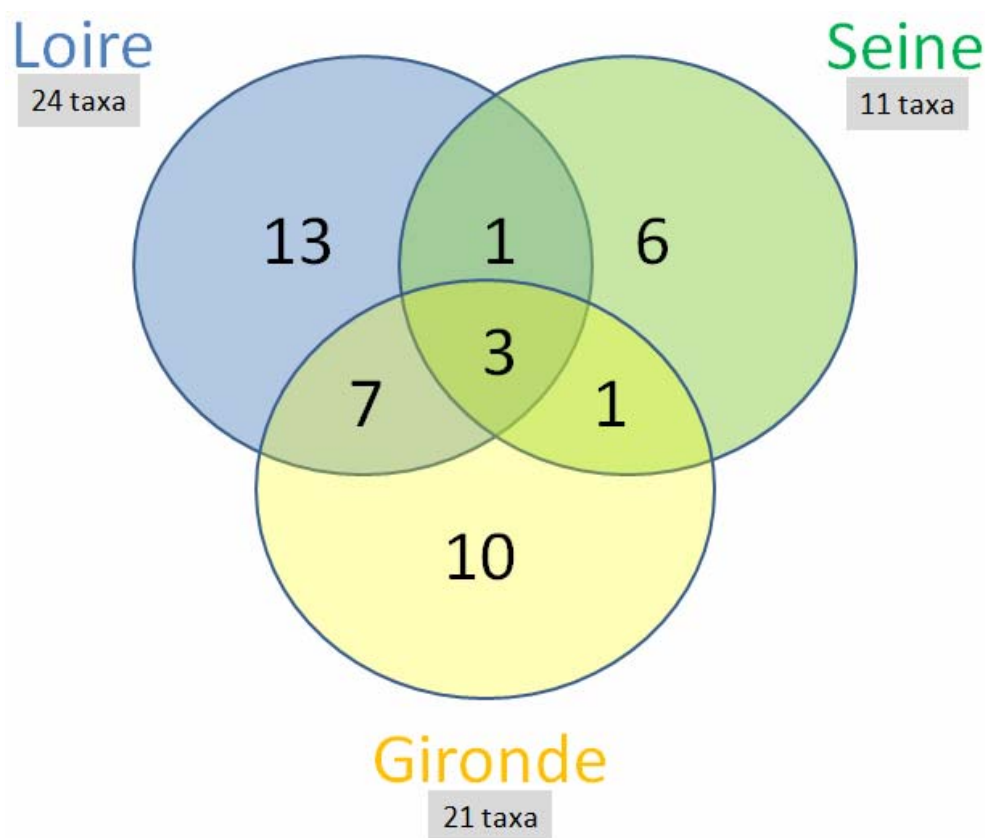


Figure 9 : Nombre de taxa macrobenthiques dans la base de données BOMET.

¹ L'abondance correspond au nombre d'individus comptés, quelque soit la surface d'échantillonnage considérée (celle-ci peut varier d'un prélèvement à un autre), alors que la densité correspond à cet effectif standardisé par unité de surface.

Les membres du groupe « bio-benthos » n'ont pas à ce jour la capacité de déterminer les oligochètes qui sont davantage typiques des eaux douces que des eaux marines dans lesquelles ils travaillent habituellement.

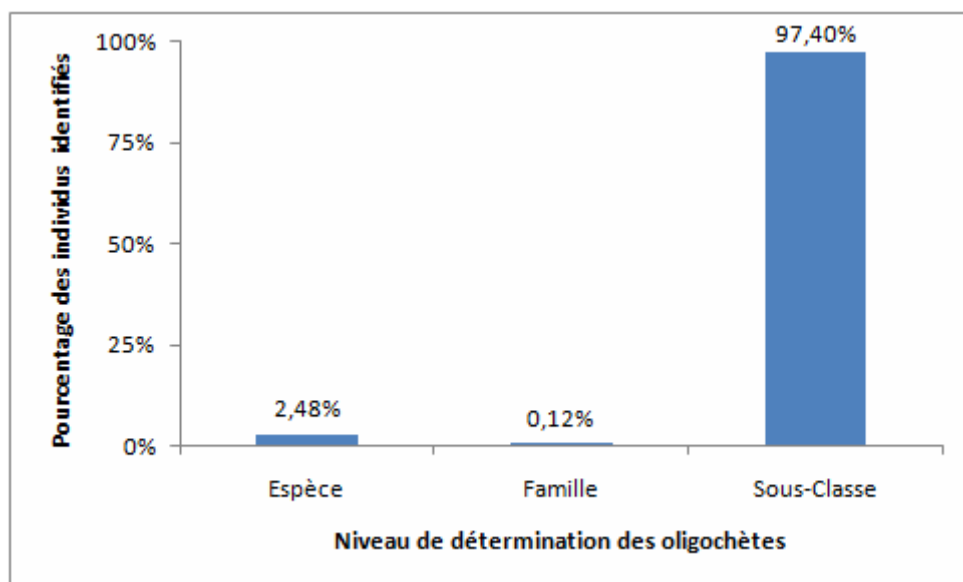


Figure 10 : Niveau d'identification des oligochètes dans la base de données BOMET.

Mis à part les oligochètes, le reste de la faune est constitué à 30 % d'autres annélides (essentiellement des polychètes), à 26 % d'insectes, à 16 % d'amphipodes, à 14 % de mollusques (presque autant de bivalves que de gastéropodes), à 8 % de mysidacés, à 4 % de décapodes et à 1 % d'isopodes.

Le groupe « bio-benthos » n'a pas la capacité de déterminer les insectes, qui représentent un groupe zoologique important en densité dans les zones oligohalines. En effet, aucun n'a curieusement été déterminé en Seine (peut-être ont-ils été écartés d'office des résultats lors des déterminations, tout comme il est d'usage de ne pas considérer les nématodes par exemple dans cet estuaire) et la détermination s'est arrêtée au niveau « insectes » en Gironde tandis que seuls les ordres Diptera (69 % des individus) et Ephemeroptera (30 % des individus) ont parfois été déterminés en Loire. A titre d'exemple, 257 espèces d'insectes appartenant à 70 familles différentes ont été recensées en estuaire de Seine dans CISA (Ruellet et Dauvin, 2006) mais très peu ont été trouvés dans la zone oligohaline de la masse d'eau FRHT03 : des individus du genre *Aclypea*, des diptères de la famille des Chironomidae, ainsi que des diptères et des insectes qui n'ont jamais été identifiés au-delà. C'est une portion de l'estuaire qui est peu sujette à des observations, dans laquelle les biologistes marins ne sont pas compétents pour l'identification de la faune et dans laquelle les hydrobiologistes ne viennent pas.

4/ Densité

Le pourcentage de prélèvements et même de stations azoïques n'est pas négligeable en Loire et en Seine (Figure 8). L'effet de la maille de tamisage n'est pas manifeste pour la Gironde au niveau du pourcentage de stations azoïques : une seule station s'est révélée azoïque sur 74 échantillonnées avec un tamis de 0,5 mm et c'est toujours cette même station qui s'est révélée être la seule azoïque parmi les 33 échantillonnées avec un tamis de 1 mm. La Gironde se distingue donc clairement des deux autres estuaires de ce point de vue là. Une station peut être azoïque parce que le milieu est d'une si mauvaise qualité physico-chimique qu'elle ne permet pas l'installation ou le maintien de la vie, ou bien parce que le milieu est si instable qu'aucune faune ne peut s'y maintenir en place.

La densité des organismes benthiques n'est en revanche pas forcément faible lorsqu'elle n'est pas nulle mais elle est très variable à l'échelle intra-station, c'est-à-dire entre les prélèvements effectués en une même station, du moins en Loire et en Gironde, où le nombre de données permet d'évaluer cette variabilité. Ainsi le coefficient de variation de l'abondance (c'est-à-dire le rapport de l'écart-type par la moyenne) y est en moyenne de 86 % à ce niveau. Cela est véritablement problématique pour juger a priori de la pertinence de la surface échantillonnée.

A l'échelle inter-stations, cette variabilité est bien entendu encore plus importante mais cela peut révéler l'existence de structures spatiales comme dans tout écosystème. En moyenne, le coefficient de variation est à ce niveau de 123 % en Seine (mais attention, il y a très peu de stations), 257 % en Loire et 158 % en Gironde. Les trois estuaires se distinguent les uns des autres par des abondances très différentes en moyenne : 68 ind.m⁻² pour la Seine, 129 ind.m⁻² pour la Loire et 963 ind.m⁻² pour la Gironde en gardant uniquement les données acquises sur une maille de 1 mm (3613 ind.m⁻² sur une maille de 0,5 mm, soit quasiment quatre fois plus qu'avec une de 1 mm).

La maille de tamisage influe de façon notable sur la densité qui peut être jusqu'à 68 fois plus grande quand on l'estime avec un tamis de 0,5 mm qu'avec un tamis de 1 mm si l'on considère le jeu de données des 33 stations où les deux tamis ont été utilisés en même temps en Gironde. Le problème est que cet apport d'un tamisage sur une maille plus fine n'est pas proportionnel à la densité estimée avec une maille de 1 mm (Figure 11).

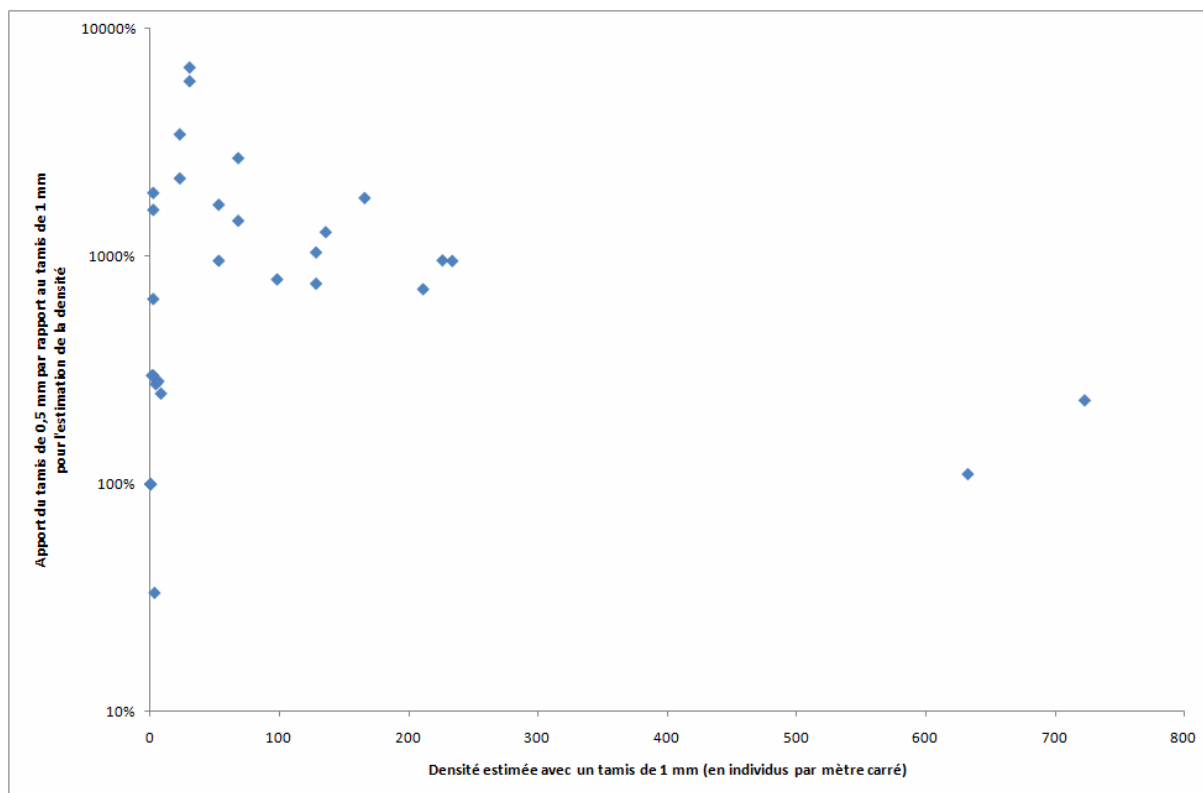


Figure 11 : Apport du tamis de 0,5 mm par rapport au tamis de 1 mm pour l'étude de la densité pour les 33 stations où les deux mailles de tamisage ont été utilisées en même temps en Gironde. L'échelle des apports est logarithmique.

5/ Diversité

Les zones oligohalines des trois estuaires étudiés se caractérisent toutes par une très faible diversité (H' en moyenne inférieure à 1 bit ; Tableau 13). Certes, cette diversité présente des coefficients de variations légèrement supérieurs à 100 % à l'échelle inter-stations, mais compte-tenu des faibles valeurs (jamais H' ne dépasse 2,52 bits dans le jeu de données utilisé) on peut considérer que cette variabilité est faible.

Tableau 13 : Indice de diversité de Shannon dans les trois estuaires (en log de base 2). CV = coefficient de variation.

H'	minimum	moyenne	maximum	ecart-type	CV
Seine	0,00	0,75	2,04	0,76	101%
Loire	0,00	0,47	2,52	0,61	130%
Gironde	0,00	0,57	2,24	0,70	121%

A l'échelle intra-station, H' varie également peu (CV de 1,73 en Seine, 1,42 en Loire et 1,75 en Gironde). Les valeurs moyennes des principaux autres indices de diversité qui sont présents dans BOMET sont présentées dans le Tableau 14. Ces indices varient peu quelque soit l'estuaire considéré.

Tableau 14 : Variabilité des principaux indices de diversité. CV = coefficient de variation.

	Seine					Loire					Gironde				
	minimum	moyenne	maximum	ecart-type	CV	minimum	moyenne	maximum	ecart-type	CV	minimum	moyenne	maximum	ecart-type	CV
d	0,00	0,41	1,10	0,40	98%	0,00	0,35	1,59	0,36	102%	0,00	0,39	1,40	0,37	95%
J'	0,38	0,85	1,00	0,20	24%	0,05	0,60	1,00	0,30	50%	0,00	0,39	0,99	0,34	87%
Brillouin	0,00	0,58	1,33	0,48	84%	0,00	0,38	1,48	0,39	101%	0,00	0,37	1,41	0,44	120%
Fisher	0,18	0,77	3,64	0,88	115%	0,11	0,61	2,61	0,44	72%	0,08	0,57	2,47	0,52	92%
Lambda	0,29	0,63	1,00	0,29	47%	0,18	0,76	1,00	0,24	31%	0,24	0,79	1,00	0,26	34%
Lambda'	0,20	0,60	1,00	0,32	52%	0,15	0,75	1,00	0,25	33%	0,23	0,78	1,00	0,27	35%
N1	1,00	1,91	4,10	1,01	53%	1,00	1,54	5,74	0,89	58%	1,00	1,70	4,71	0,99	59%
N2	1,00	1,95	3,51	0,86	44%	1,00	1,54	5,44	0,86	56%	1,00	1,53	4,13	0,83	54%
Ninf	1,00	1,70	2,61	0,60	36%	1,00	1,34	3,50	0,55	41%	1,00	1,33	3,04	0,54	41%
N10	0,51	0,89	1,00	0,18	20%	0,22	0,79	1,00	0,23	29%	0,25	0,64	1,00	0,25	39%
N21	0,82	0,95	1,00	0,07	7%	0,72	0,92	1,00	0,08	9%	0,68	0,92	1,00	0,07	8%

II/ Les indicateurs

Le groupe « bio-benthos » a recensé les indicateurs benthiques qui pourraient être potentiellement appliqués aux eaux oligohalines avant même d'avoir collecté les données des uns et des autres dans les trois estuaires. Tous les indices signalés par Pinto et al. (2009) et par Mazik et al. (2008a, b) pour les eaux marines ou polyhalines à mésohalines sont ici repris, ainsi que certains travaux développés pour les eaux douces. Les métriques et démarches testées par le groupe de travail piloté par l'IFREMER pour les eaux polyhalines et mésohalines ont également été envisagées. Rien à notre connaissance n'a été développé spécifiquement pour les eaux oligohalines estuariennes. Celles-ci présentent l'inconvénient de n'être souvent étudiées par personne car trop dessalées pour les biologistes marins et beaucoup trop sous l'influence de la marée pour les hydrobiologistes. Cet environnement représente un inconvénient pour leur étude mais aussi pour l'implantation d'organismes vivants.

Au regard des données, il convient d'avertir que la faible richesse spécifique rencontrée dans les eaux oligohalines des masses d'eau de transition rend difficile l'interprétation des valeurs des indicateurs benthiques. De plus, la plupart des indicateurs ne peuvent être calculés pour les prélèvements ou stations azoïques. Enfin, un autre frein important à l'interprétation et souvent même au calcul des indicateurs tient au fait déjà souligné dans ce rapport que l'immense majorité des individus collectés correspondent à des taxa (oligochètes et insectes) qu'aucun des biologistes marins présents dans le groupe « bio-benthos » ou dans le groupe national sur le benthos des masses d'eau de transition ne sait identifier au niveau spécifique ni même au niveau de la famille. De plus, le rôle écologique de ces taxa est fort mal connu. Aujourd'hui, tous les oligochètes sont placés dans le groupe écologique 5 (opportunistes de 1^{er} ordre) et les diptères dans le groupe 4 (opportunistes de 2nd ordre) par défaut mais personne ne peut attester de cette nature opportuniste de toutes les espèces. Pour les autres insectes, ils ne peuvent même pas servir au calcul des indicateurs basés sur les groupes écologiques (AMBI, BENTIX et M-AMBI pour les plus connus).

L'ordre dans lequel sont ici présentés les indicateurs ne reflète en rien leur importance.

1/ Pourcentage de faune appartenant à une liste de référence

Un temps envisagé, l'établissement d'une liste faunistique de référence des taxa qui doivent se trouver dans les eaux oligohalines des estuaires a été vite oublié. L'idée était de se servir de cette liste pour calculer le pourcentage de la faune (en nombre de taxa ou en abondance) qui avait réussi à se maintenir sur place dans chaque estuaire. Plus ce pourcentage aurait été élevé, meilleure aurait été jugée la qualité du milieu. Mais le nombre de taxa communs aux trois estuaires est ridiculement faible (trois ; et encore il s'agit de deux espèces et d'une sous-classe ; Figure 9) et notre incapacité à déterminer les principaux taxa nous aurait amené à ne travailler que sur une très faible part de la faune. Il resterait l'idée de savoir à dire d'expert pourquoi les taxa rencontrés dans un estuaire ne le sont pas ou plus dans un autre mais cela pose d'autres difficultés qui ne nous semblent pas pour le moment surmontables. Seul l'estuaire de Seine bénéficie de l'inventaire bibliographique nécessaire (CISA) pour juger de la disparition de tel ou tel taxon au cours du temps, à ceci près que la partie oligohaline a été très peu prospectée et qu'elle est incluse dans une zone plus large : la masse d'eau FRHT03 (Ruellet et Dauvin, 2008). A titre d'exemple, 17 % des taxa d'invertébrés inventoriés dans cette masse d'eau n'ont pas été revus dans l'estuaire ou dans la baie de Seine depuis plus de 10 ans. Difficile dans ces conditions d'effectuer des comparaisons.

2/ AMBI

Le calcul de l'AMBI (AZTI Marine Biological Index ; Borja et al. 2000) est basé sur l'utilisation d'une liste de cinq groupes écologiques. Il est nécessaire pour le calculer que l'abondance totale ne soit pas nulle et que la plupart des taxa aient un groupe écologique d'assigné. Borja et Muxika (2005) préconisent de faire très attention quand le pourcentage d'espèce sans groupe écologique est supérieur à 20 % et de ne pas calculer l'AMBI quand il est supérieur à 50 %. L'AMBI n'est ainsi pas calculable pour 40 des 152 stations étudiées et il n'est pas recommandé de l'interpréter pour 14 autres stations. Il y a donc environ un tiers des stations qui ne peuvent être évaluées correctement à l'aide de cet indicateur selon ce critère. Borja et Muxika (2005) précisent également que cet indice n'est pas robuste quand le nombre de taxa est très réduit (ce qui est justement le cas des eaux oligohalines), c'est-à-dire, disent-ils, quand il n'y a que 1 à 3 taxa. Ce critère réduit drastiquement les possibilités d'utilisation de cet indice qui ne peut alors être correctement interprété que pour 20 des 152 stations étudiées (Tableau 15). Cela nous amène à penser que l'AMBI n'est pas adéquat pour les eaux oligohalines estuariennes.

Ils précisent également que le nombre d'individus ne doit pas être trop réduit (moins de trois). Cette exigence ne limite pas ici les possibilités du calcul de l'AMBI.

Nous n'avons en revanche pas retiré du jeu de données, contrairement à leurs recommandations, toutes les espèces typiques des eaux douces (autant dire beaucoup quand on est en zone oligohaline) dans le cadre du travail exploratoire mené ici.

Tableau 15 : Valeurs de la richesse spécifique (S) et de l'AMBI pour les 20 stations où il est calculable et interprétable. Les couleurs sont celles adoptées par la DCE (bleu = excellent, vert = bon, jaune = moyen, orange = médiocre et rouge = mauvais).

Station	S	AMBI
Gironde-PK30-Point K-2004-7-16	4	1,28
Gironde-PK30-Point K-2005-7-15	4	1,69
Gironde-PK30-Point K-2005-8-31	5	1,57
Gironde-PK30-Point K-2006-11-16	4	1,83
Gironde-PK30-Point K-2006-8-29	6	2,44
Gironde-PK34D_Plassac-1991-10-25	4	5,94
Gironde-PK34D_Plassac-1991-4-2	7	4,98
Gironde-PK35G_Lamarque-2005-1-24	4	5,96
Gironde-PK35G_Lamarque-2006-8-21	5	5,89
Gironde-PK35G_Lamarque-2006-9-18	5	5,95
Loire-Automne-P104	4	5,99
Loire-Automne-P113	6	2,79
Loire-Automne-P117	7	3,02
Loire-Automne-P119	4	3,17
Loire-Automne-P124	4	5,73
Loire-Eté-P127	4	5,83
Loire-Eté-P132	4	5,69
Seine-PT1-oct95	6	1,48
Seine-PT2-oct95	6	1,11
Seine-PT5-mai95	4	1,50

3/ M-AMBI

Le M-AMBI (Muxika et al., 2007) fait appel à l'AMBI pour son calcul. Comme ce dernier n'est pas opérationnel pour les eaux oligohalines des masses d'eau de transition, le M-AMBI est de fait inapplicable lui aussi.

4/ BENTIX

Le BENTIX (Simboura et Zenetos, 2002) est basé sur le même principe que l'AMBI mais les groupes écologiques utilisés sont différents : les groupes écologiques 1 et 2 de Borja forment un groupe I et les trois autres groupes de Borja forment un groupe II. Le BENTIX prend la valeur de zéro pour les prélèvements azoïques et est donc un des rares indicateurs calculable dans ce cas (18 stations). Même si les auteurs de cet indicateur n'ont pas évoqué de restriction quand à l'utilisation de leur indice avec des prélèvements à la faible richesse spécifique, il est communément admis que les restrictions d'utilisation de cet indice sont les mêmes que celles de l'AMBI. Par conséquent cet indice n'est pas non plus recommandable pour les eaux oligohalines des masses d'eau de transition. Il n'est interprétable que pour 38 stations (Tableau 16).

Tableau 16 : Valeurs du BENTIX pour les 20 stations où il est calculable, interprétable et non nul. Les couleurs sont celles adoptées par la DCE (bleu = excellent, vert = bon, jaune = moyen, orange = médiocre et rouge = mauvais).

Station	BENTIX
Gironde-PK30-Point K-2004-7-16	4,34
Gironde-PK30-Point K-2005-7-15	5,25
Gironde-PK30-Point K-2005-8-31	5,82
Gironde-PK30-Point K-2006-11-16	5,11
Gironde-PK30-Point K-2006-8-29	4,50
Gironde-PK34D_Plassac-1991-10-25	2,00
Gironde-PK34D_Plassac-1991-4-2	2,00
Gironde-PK35G_Lamarque-2005-1-24	2,00
Gironde-PK35G_Lamarque-2006-8-21	2,00
Gironde-PK35G_Lamarque-2006-9-18	2,00
Loire-Automne-P104	2,00
Loire-Automne-P113	3,14
Loire-Automne-P117	2,00
Loire-Automne-P119	2,00
Loire-Automne-P124	2,12
Loire-Eté-P127	2,00
Loire-Eté-P132	2,00
Seine-PT1-oct95	4,58
Seine-PT2-oct95	5,58
Seine-PT5-mai95	4,00

5/ BQI

Le BQI (Benthic Quality Index ; Rosenberg et al., 2004) nécessite des valeurs d' $ES(50)_{0.05}$ pour les taxa rencontrés dans un type de milieu donné. Il n'existe pas aujourd'hui de liste de référence d' $ES(50)_{0.05}$

pour les eaux oligohalines des estuaires européens. Il faut donc calculer ces $ES(50)_{0.05}$ pour le plus de taxa possible. Pour chacun d'eux, il faut au moins 20 stations avec des valeurs d' $ES(50)$ pour mener correctement le calcul ($ES(50)$ = nombre d'espèces attendues parmi 50 individus). Ce calcul n'est faisable que pour deux taxa avec BOMET : Oligochaeta et Insecta. Ces taxa sont loin d'être des espèces et il n'est donc pas recommandé de mener ce calcul. Par conséquent, il n'est pas possible de calculer le BQI en l'état de nos capacités de détermination de ces taxa. Rien ne garantit d'ailleurs que les $ES(50)_{0.05}$ seraient calculables si nous disposions d'identification au niveau spécifique voire du genre car il faudrait tout de même avoir plus de 20 stations où un $ES(50)$ a été calculé (donc avec plus de 50 individus), donc un très gros jeu de données.

6/ APBI

L'APBI (Acadian Province Biotic Index ; Hale et Heltshe, 2008) nécessite aussi des $ES(50)_{0.05}$ et qui plus est pour la plupart des taxa car il faut avec cet indice calculer l' $ES(50)_{0.05}$ moyen des taxa présents dans chaque station. Cet indicateur n'est donc pas non plus calculable.

7/ BCI

Le BCI (Benthic Condition Index ; Engle et Summers, 1999) fait intervenir la valeur de la salinité pour calculer une valeur de H' attendue :

$$\text{Valeur de } H' \text{ attendue} = 2,618426 - 0,044795 \times \text{salinité} + 0,007278 \times \text{salinité}^2 - 0,000119 \times \text{salinité}^3.$$

Nous ne disposons pas de la mesure de salinité pour la Seine et la Loire. Mais, si l'on prend toute la gamme de variation possible de la salinité en zone oligohaline (salinité entre 0,2 et 5), la valeur attendue de H' varie peu et est comprise entre 2,54 et 2,61 bits (Figure 12). Toutes les valeurs de H' calculées dans BOMET sont inférieures à cette valeur attendue. En toute rigueur, il faudrait étudier à partir de notre jeu de données l'équation qui lie H' à la salinité en utilisant uniquement des sites de référence. Cela n'est pas faisable d'une part parce que nous ne disposons pas de la salinité et d'autre part parce que nous sommes dans l'impossibilité de définir des sites de référence. On pourrait remplacer cette valeur de H' attendue par une valeur à dire d'expert si besoin était.

Il faut ensuite connaître l'abondance des Tubificidae, donc identifier au moins au niveau de la famille tous les oligochètes, ce qui n'est le cas ici que pour trois stations (deux en Gironde et une en Seine). A cela s'ajoutent les 68 stations sans oligochète où on peut affirmer que l'abondance des Tubificidae est nulle, soit un total de 71 stations sur 152. Une table dédiée au calcul du BCI (Tableau 17) a été rajoutée dans BOMET. Elle reprend les valeurs des différentes variables nécessaires à son calcul. L'objectif n'est pas ici de réexpliquer la publication d'Engle et Summers (1999) mais il faut tout de même signaler que les explications fournies par Pinto et al. (2009) à propos de cet indicateur peuvent induire en erreur. En effet, l'équation qu'ils fournissent du BCI n'est valable qu'avec le jeu de données de la publication d'Engle et Summers (1999) et comporte qui plus est une grossière erreur dans sa formulation. Il faut pour tout autre jeu de données utiliser l'équation suivante :

BCI = 10 x (Score discriminant – valeur minimale du Score discriminant)/ (valeur maximale du Score discriminant - valeur minimale du Score discriminant).

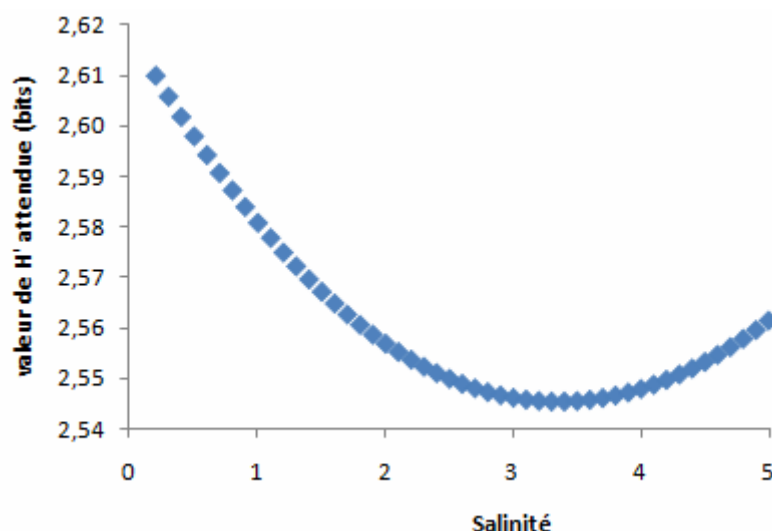


Figure 12 : Valeurs de H' attendues selon Engle et Summers (2002) en fonction de la salinité.

Tableau 17 : Structure de la table « BCI ».

BCI			
	Nom du champ	Type de données	Description
🔑	Station	Texte	Précise le nom de la station correspondant au prélèvement
	BCIfaisable	Texte	Faisabilité du calcul du BCI de Engle et Summers (1999)
	PED	Numérique	Proportion of Expected Diversity
	ArcSinPropAmphipoda	Numérique	ArcSin de la proportion des Amphipoda
	ArcSinPropBivalvia	Numérique	ArcSin de la proportion des Bivalvia
	ArcSinPropCapitellidae	Numérique	ArcSin de la proportion des Capitellidae
	DensTransfTubificidae	Numérique	log (1 + densité des Tubificidae rapportée à 440 cm2)
	VStdAmphipoda	Numérique	Valeur standardisée (moyenne = 0 et écart-type = 1) de ArcSinPropAmphipoda
	VStdBivalvia	Numérique	Valeur standardisée (moyenne = 0 et écart-type = 1) de ArcSinPropBivalvia
	VStdCapitellidae	Numérique	Valeur standardisée (moyenne = 0 et écart-type = 1) de ArcSinPropCapitellidae
	VStdTubificidae	Numérique	Valeur standardisée (moyenne = 0 et écart-type = 1) de DensTransfTubificidae
	VStdPED	Numérique	Valeur standardisée (moyenne = 0 et écart-type = 1) de PED
	ScoreDiscriminant	Numérique	Score discriminant de Engle et Summers (1999)
	BCI	Numérique	BCI de Engle et Summers (1999)

Le BCI est donc un indicateur qui varie entre 0 (très mauvais) et 10 (excellent). Comme le BQI, c'est un indicateur qui, par construction, considère qu'il y a forcément des stations en mauvais état et des stations en excellent état. L'échelle d'interprétation est actuellement la suivante : BCI < 3 pour les situations dégradées, BCI compris entre 3 et 5 pour les situations dites de transition et BCI > 5 pour les situations non dégradées. Cet indicateur permet donc un classement relatif des sites les uns par rapport aux autres. Pour avoir un classement absolu, il faudrait posséder un très gros jeu de données faisant intervenir des eaux oligohalines d'autres estuaires non étudiés.

Avec cette échelle, la Seine (14 stations avec une valeur de BCI) n'apparaît jamais comme dégradée (Tableau 18) et est même considérée dans 93 % des cas (13 des 14 stations) comme étant non

dégradée. Pour la Loire (30 stations avec une valeur de BCI) et la Gironde (27 stations avec une valeur de BCI), tous les états sont rencontrés (la meilleure et la pire des situations se rencontrent en Gironde) mais ces estuaires paraissent eux aussi en moyenne comme non dégradés. La variabilité de cet indice est faible (CV de l'ordre de 25 à 27 %) mais les stations utilisées sont tout de même particulières : ce sont celles en grande majorité (à l'exception de trois stations) qui n'ont pas d'oligochètes, organismes typiques du milieu étudié.

Tableau 18 : Variabilité du BCI dans les trois estuaires. CV = coefficient de variation.

	minimum	moyenne	maximum	écart-type	CV
Seine	3,43	6,89	9,23	1,74	25%
Loire	1,31	5,63	9,92	1,50	27%
Gironde	0,00	7,49	10,00	2,03	27%

La technique du BCI est applicable en zone oligohaline dans les estuaires. Mais il conviendrait peut être de retenir plus la méthodologie que l'indicateur lui-même car celui-ci a été construit en sélectionnant les variables les plus pertinentes pour un jeu de données déterminé.

8/ BHQ

Le BHQ (Benthic Habitat Quality ; Nilsson et Rosenberg, 1997) nécessite l'analyse de profils acquis avec une caméra SPI. Nous ne disposons pas de tels profils. Ce matériel est disponible en France dans certains laboratoires de biologie marine (à Banyuls notamment). Aucun profil n'a à notre connaissance été réalisé à ce jour dans les eaux oligohalines des trois estuaires étudiés.

9/ BRI

Le BRI (Benthic Response Index ; Smith et al., 2001) fait appel à des valeurs de tolérance des taxa le long d'un gradient de pollution. Ces valeurs, différentes selon le niveau bathymétrique, sont fournies uniquement pour des zones à plus de 10 m de profondeur en annexe de l'article de Smith et al. (2001) pour 519 taxa mais seuls quatre d'entre eux font partie de la liste des taxa présents dans BOMET : il s'agit des genres *Aphelochaeta*, *Corophium*, *Eteone* et *Synidotea*. Cela est trop peu pour mener à bien le calcul de cet indicateur. La mise en place d'un tel indicateur suppose d'établir a priori le gradient de pollution, ce qui ne nous semble pas possible pour l'instant.

10/ Biological Quality Index

Le Biological Quality Index (Jeffrey et al., 1985) a été développé pour un estuaire. Il ne peut pas statuer de l'état d'une station mais uniquement d'un site, c'est-à-dire d'un estuaire dans sa globalité car il utilise la proportion des surfaces abiotiques et des surfaces avec une communauté opportuniste.

Nous nous sommes permis, à titre exploratoire, d'utiliser les pourcentages de stations abiotiques et colonisées par des opportunistes à la place de ces paramètres. Cela suppose que chaque station représente une part égale de la surface de l'estuaire, ce qui ne peut pas être vérifié en l'absence d'une cartographie des peuplements de ces estuaires, ce qui nécessiterait beaucoup plus de stations. D'autre part, cela suppose que les communautés opportunistes (c'est-à-dire qu'on ne trouve habituellement pas dans le type de milieu étudié) sont celles où on trouve des espèces opportunistes, ce qui n'est pas rigoureusement exact. Les paramètres servant au calcul de cet indicateur sont dans la table « BiologicalQualityIndex ».

Cet indicateur peut théoriquement varier de 0,1 (abiotique) à 10 (non pollué). Ici, il est très faible (Tableau 19) puisque sa valeur maximale est de 1,36 (Gironde). La Loire apparaît avec ce calcul être l'estuaire le plus pollué, ce qui ne correspond pas à l'idée que l'on se faisait de la situation.

Tableau 19 : Calcul du Biological Quality Index pour la partie oligohaline des trois estuaires. A = proportion de stations abiotiques, B = proportion de stations avec des opportunistes, C = proportion de stations non abiotiques et sans opportunistes.

	A	B	C	A+B+C	C-A	Biological Quality Index
Seine	0,17	0,50	0,33	1,00	0,17	1,18
Loire	0,23	0,60	0,17	1,00	-0,07	0,94
Gironde	0,01	0,66	0,32	1,00	0,31	1,36

Si l'idée d'utiliser la proportion de situations azoïques est séduisante, cet indicateur pose de toute façon plusieurs problèmes. D'une part, il est difficile d'affirmer qu'une zone est réellement azoïque (on considère souvent qu'en fait elle présente des densités trop faibles pour être détectées ou bien que la faune qui vit là est de trop petite taille pour être collectée), et d'autre part le caractère opportuniste d'une communauté reste à définir pour les milieux étudiés. Cela revient au même que lorsque nous avons voulu établir une liste faunistique de référence : qui vit là en principe ?

De plus, cet indicateur ne répond pas pleinement à la demande de la DCE qui souhaite qu'un calcul d'intervalle de confiance puisse se faire avec les indicateurs retenus pour le suivi des masses d'eau. Ici, ce n'est pas l'état de prélèvements ou de stations qui est défini mais uniquement l'état de la masse d'eau directement, donc sans calcul possible d'une quelconque variabilité sauf à imaginer des calculs d'incertitude sur les surfaces. Bien que partant d'une idée très simple, cette technique serait beaucoup trop complexe à mettre en œuvre dans le cadre de la DCE.

11/ B-IBI

Le B-IBI (Benthic Index of Biotic Integrity ; Weisberg et al., 1997) fait intervenir les biomasses dans son calcul. Nous ne possédons pas ce type de données. De plus, il nécessite de pouvoir établir le ratio Tanipodinae / Chironomidae et donc de déterminer les insectes de l'ordre des Diptera jusqu'au niveau de la sous-famille (les Tanipodinae étant une sous-famille de Chironomidae). Cela est en dehors des compétences du groupe de travail « bio-benthos ».

12/ mIBI

Le mIBI (Macrobenthic Index of Biotic Integrity ; Carr et Gaston, 2002) a été développé pour un estuaire. Il utilise quatre métriques faciles à obtenir :

- la densité des organismes sensibles à la pollution,
- la densité des organismes tolérants à la pollution,
- la densité totale,
- la richesse spécifique.

Nous n'avons pas utilisé la liste de sensibilité à la pollution établie par Rakocinski et al. (1997) qui sert normalement à ce calcul car cette liste a été établie pour le Golfe du Mexique et ne contient donc pas les taxa étudiés ici. Nous avons utilisé à la place les groupes écologiques établis par Angel Borja pour le calcul de l'AMBI en considérant comme sensibles à la pollution les taxa du groupe 1 et tolérants à la pollution ceux des groupes 3, 4 et 5. Le mIBI a donc pu être calculé pour toutes les stations de BOMET. Le mIBI utilise les rangs que l'on attribue aux valeurs pour chaque métrique : les stations sont jugées en meilleur état si la densité des organismes sensibles à la pollution est élevée, si la densité des organismes tolérants à la pollution est faible, si la densité totale est élevée et si la richesse spécifique est élevée. Cet indice considère, comme le BQI, qu'il y a toujours une station en excellent état (mIBI = 1) et une station en mauvais état (mIBI = 0) dans le jeu de données. Ces variables sont présentes dans la table « mIBI ».

Avec cet indicateur, l'estuaire de la Loire est celui en plus mauvais état et celui de la Gironde est celui en meilleur état (Tableau 20).

Tableau 20 : Variabilité du mIBI dans les trois estuaires. CV = coefficient de variation.

	minimum	moyenne	maximum	écart-type	CV
Seine	0,00	0,36	0,85	0,33	91%
Loire	0,02	0,26	0,66	0,20	76%
Gironde	0,04	0,45	1,00	0,25	54%

13/ ISI

L'ISI (Indicator Species Index ; Rygg, 2002) nécessite le calcul d'ES(100), c'est-à-dire du nombre d'espèces attendues parmi 100 individus. Seules 74 stations présentent les densités suffisantes (100 ind.m⁻²) pour effectuer ce calcul. Ensuite, il faut pour chaque taxon faire la moyenne des cinq plus petites valeurs d'ES(100) correspondant aux stations dans lesquels le taxon a été trouvé. Il faut donc au moins six valeurs d'ES(100), ce qui n'est le cas que pour 12 taxa, et il est même raisonnable de travailler comme pour le BQI avec au moins 20 valeurs d'ES(100) pour établir correctement la valeur de sensibilité de chaque taxon. Il ne reste alors plus que deux taxa : les Oligochaeta et les Insecta. Ces taxa sont loin d'être des espèces et il n'est donc pas recommandé de mener ce calcul. Par conséquent, il n'est pas possible de calculer l'ISI en l'état de nos capacités de détermination de ces taxa.

14/ IEI

L'IEI (Index of Environmental Integrity ; Paul, 2003) nécessite de sélectionner des facteurs naturels ou anthropiques et de leur attribuer un poids et un score compris entre 1 (mauvais) et 5 (excellent). Cet indicateur, signalé dans la publication de Pinto et al. (2009) n'est en réalité pas un indicateur benthique mais une formalisation du dire d'expert quant aux pressions que subit le milieu. Cet indice n'a donc pas été calculé.

15/ ITI

L'ITI (Infaunal Trophic Index ; Word, 1978) est basé sur les régimes alimentaires du benthos. Il se base donc sur la fonction jouée par les organismes benthiques plutôt que sur leur identité. En cela, les comparaisons entre estuaires sont plus faciles. Il ne peut être calculé comme beaucoup d'indices que si la densité n'est pas nulle, soit pour 129 des 152 stations dans BOMET.

Cet indicateur varie de 0 à 100. Entre 0 et 30, le milieu est considéré comme dégradé, entre 30 et 60 comme perturbé et entre 60 et 100 comme normal. Avec l'ITI, les zones oligohalines des trois estuaires connaissent toutes des situations dégradées et des situations normales (Tableau 21). En moyenne, l'estuaire de la Gironde est considéré dégradé et ceux de la Seine et de la Loire perturbés.

Tableau 21 : Variabilité de l'ITI dans les trois estuaires. CV = coefficient de variation.

	minimum	moyenne	maximum	écart-type	CV
Seine	0,10	38,58	66,70	25,59	66%
Loire	0,10	32,11	100,00	34,28	107%
Gironde	0,10	18,46	66,70	22,91	124%

La variabilité intra-station n'a pas pu être évaluée en Seine. Le CV est en moyenne de 64 % en Loire et 63 % en Gironde, ce qui n'est pas très élevé. Il est inférieur à 100 % dans 69 % des cas en Loire et dans 77 % des cas en Gironde. C'est donc un indice relativement stable.

16/ MMI

Le MMI (Macrofauna Monitoring Index ; Roberts et al., 1998) utilise une liste définie d'espèces indicatrices faciles à identifier. Son principe est quelque peu semblable à celui de l'AMBI, aux coefficients près. Dans BOMET, les taxa les plus abondants ne correspondent pas à des espèces faciles à identifier (du moins, cela est en dehors du champ de compétences des membres du groupe bio-benthos). L'utilisation d'une liste commune aux trois estuaires est impossible pour les raisons évoquées dans la première partie de ce rapport. Cet indicateur n'a donc pas été calculé.

17/ OSI

L'OSI (Organism Sediment Index ; Rhoads et Germano, 1986) utilise des métriques pour lesquels nous n'avons pas de mesure telles que la présence ou l'absence de sédiment riche en méthane, les conditions en oxygène dissous, la profondeur de sédiment bien oxygéné. Cet indice n'a donc pas pu être calculé. Il suppose la mesure de paramètres qui ne nous semble pas facile à mettre en œuvre en routine.

18/ P-BAT

Le P-BAT (Portuguese-Benthic Assessment Tool), présenté par Pinto et al. (2009), fait intervenir les valeurs de H', de d et de l'AMBI dans une analyse factorielle avec des valeurs de référence pour ces trois variables. D'une part, nous n'avons pas de valeurs de référence pour ces trois variables puisque les eaux oligohalines des estuaires ont été très peu étudiées et d'autre part nous avons pu constater que l'AMBI n'était interprétable que pour 20 des 152 stations étudiées (Tableau 15), ce qui est très peu. Cela nous amène à penser que le P-BAT n'est pas utilisable pour les eaux oligohalines estuariennes.

19/ PLI

Le PLI (Pollution Load Index ; Jeffrey et al., 1985) fait intervenir dans son calcul les concentrations en polluants dans l'eau et dans le sédiment. Nous ne possédons pas ce type de données et il nous semble peu envisageable de les mesurer en routine en tant que paramètre d'accompagnement. Cet indicateur n'a donc pas été calculé.

20/ VPBI

Le VPBI (Virginia Province Benthic Index ; Paul et al., 2001) utilise notamment la densité des Tubificidae. Tout comme pour le calcul du BCI, il n'est donc possible d'utiliser que les 3 stations où les Tubificidae ont été identifiés et les 68 stations sans oligochètes (donc sans Tubificidae), soit un total de 71 stations sur 152.

Le VPBI fait intervenir l'indice de Gleason ($D = S / \ln$ abondance avec S la richesse spécifique) qui n'est calculable que si l'abondance totale est strictement supérieure à 1 (nous avons utilisé pour le calcul de l'indice de Gleason l'abondance totale par station et non pas la densité afin de ne pas fausser les résultats). Il ne reste donc plus avec ce critère que 46 stations sur 152 pour lesquelles le VPBI est calculable.

Tout comme le BCI, le VPBI fait également intervenir la salinité, afin cette fois-ci de normaliser les variables utilisées. Nous ne disposons pas de la mesure de salinité pour la Seine et la Loire. Mais si l'on prend les salinités minimales (0,2) et maximales (5) de la zone oligohaline, nous pouvons alors calculer les valeurs minimales et maximales du VPBI pour chaque station.

Une table dédiée au calcul des VPBI dans ces deux situations extrêmes a été rajoutée dans BOMET. Elle reprend les valeurs des différentes variables nécessaires à leur calcul (Tableau 22).

Pour une salinité de 0,2, l'indice normalisé de Gleason est de $100 \times D / 4,18556$ et l'abondance normalisée des Tubificidae est de $\text{Densité des Tubificidae} \times 0,132 - 500 \times \exp^{-3}$.

Pour une salinité de 5, l'indice normalisé de Gleason est de $100 \times D / 3,01925$ et l'abondance normalisée des Tubificidae est de $\text{Densité des Tubificidae} \times 0,132 - 500 \times \exp^{-75}$.

L'abondance normalisée des Spionidae est de $\text{Densité des Spionidae} \times 0,132$.

Tableau 22 : Structure de la table « VPBI ».

VPBI		
Nom du champ	Type de données	Description
Station	Texte	Précise le nom de la station correspondant au prélèvement
VPBIfaisable	Texte	Faisabilité du calcul du VPBI de Paul et al. (2009)
AbondanceTotale	Numérique	Indique la valeur de l'abondance totale (sur la maille la plus fine)
Gleason	Numérique	Indique la valeur de l'indice de Gleason en utilisant l'abondance et non pas la densité (S / ln abondance)
GleasonNormSalFaible	Numérique	Indique la valeur normalisée (cf Pinto et al., 2009) de l'indice de Gleason pour une salinité de 0,2
GleasonNormSalForte	Numérique	Indique la valeur normalisée (cf Pinto et al., 2009) de l'indice de Gleason pour une salinité de 5
AbTubificidaeNormSalFaible	Numérique	Indique la valeur normalisée (cf Paul et al., 2001) de l'abondance des Tubificidae pour 3x440 cm2=0,132 m2 pour une salinité de 0,2
AbTubificidaeNormSalForte	Numérique	Indique la valeur normalisée (cf Paul et al., 2001) de l'abondance des Tubificidae pour 3x440 cm2=0,132 m2 pour une salinité de 5
AbSpionidaeNorm	Numérique	Indique la valeur normalisée (cf Paul et al., 2001) de l'abondance des Spionidae pour 3x440 cm2=0,13 m2
VPBISalFaible	Numérique	Indique la valeur du VPBI pour une salinité de 0,2
VPBISalForte	Numérique	Indique la valeur du VPBI pour une salinité de 5

Les valeurs de VPBI obtenues pour une salinité de 0,2 sont parfaitement corrélées ($r^2 = 0,984$) avec celles obtenues pour une salinité de 5 (Figure 13).

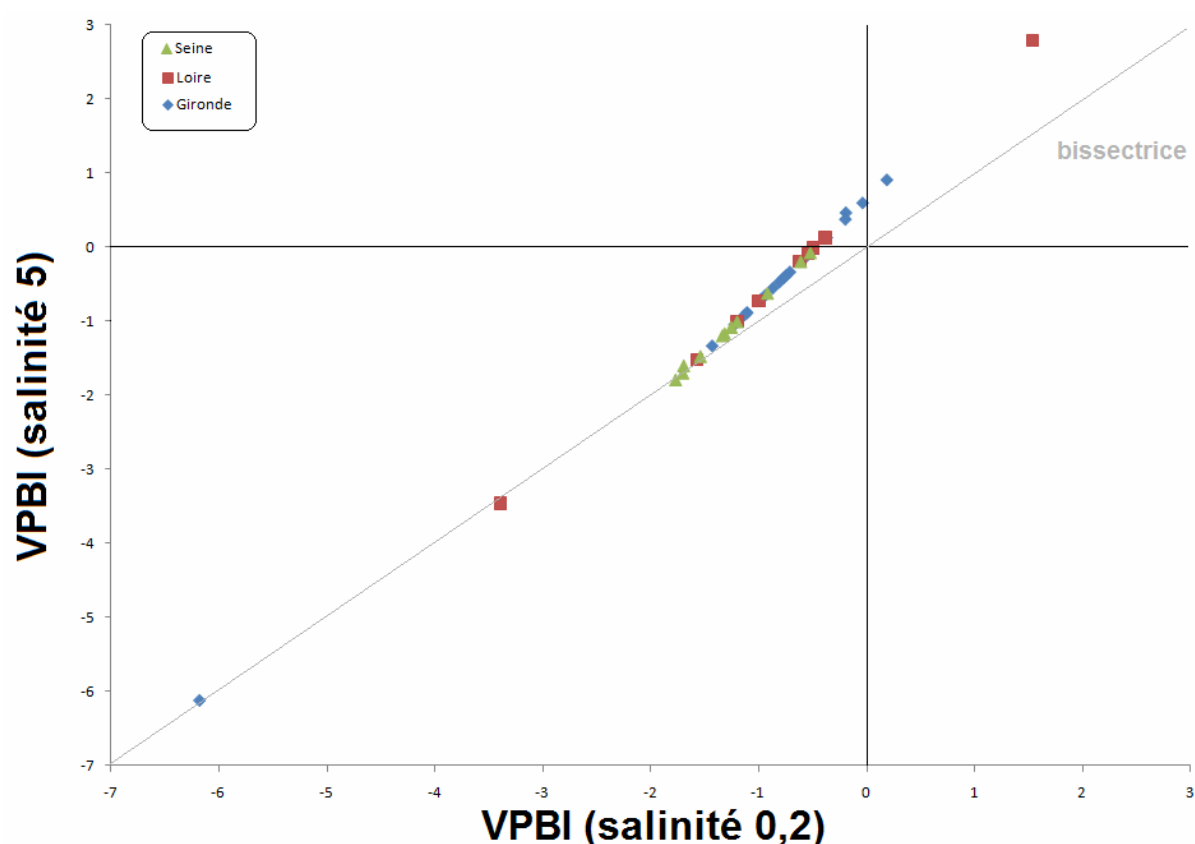


Figure 13 : Valeurs du VPBI pour les 3 estuaires étudiés en considérant une salinité de 0,2 et de 5. La bissectrice VPBI (salinité 0,2) = VPBI (salinité 5) a été dessinée.

Il aurait donc été possible d'utiliser à titre exploratoire une valeur moyenne de salinité au lieu des extrema de salinité de la zone oligohaline. Mais cela n'aurait pas permis de voir si la valeur de la salinité influe de façon significative sur la valeur du VPBI. En effet, si le VPBI est négatif ou nul, alors le milieu est considéré comme étant dégradé et si le VPBI est positif, alors le milieu est considéré comme étant en bon état. Dans le cas présent, certes particulier puisque ne sélectionnant quasiment que des stations sans Tubificidae (à l'exception de trois d'entre elles) alors que c'est l'une des trois métriques de cet indicateur, la salinité ne modifie pas de façon significative notre jugement sur l'état

de la masse d'eau mais modifie bien entendu la valeur de l'indicateur lui-même. Dans BOMET, la plupart des stations sont jugées en mauvais état avec cet indicateur. Pour disposer de valeurs de référence correctes, il faudrait disposer de mesures de salinité pour chacun des secteurs étudiés. La variabilité de cet indicateur est présentée dans le Tableau 23 en utilisant la valeur moyenne des deux VPBI calculées pour chaque station. Puisque le benthos intègre les variations de l'environnement au cours de son cycle de vie et que les individus ne migrent pas en fonction de la salinité, il nous semblerait plus juste d'utiliser des valeurs de salinité moyennes (différentes pour chaque station) plutôt que des valeurs issues de mesures effectuées lors des prélèvements car celles-ci ne reflètent pas nécessairement la salinité à laquelle sont soumis les organismes prélevés.

Tableau 23 : Variabilité du VPBI dans les trois estuaires. CV = coefficient de variation.

	minimum	moyenne	maximum	écart-type	CV	Valeurs > 0
Seine	-1,78	-1,17	-0,30	0,50	43%	0%
Loire	-3,43	-0,63	2,16	1,39	221%	10%
Gironde	-6,15	-0,74	0,55	1,23	166%	16%

21/ AvTD et VarTD

L'AvTD (Average Taxonomic Distinctness) et la VarTD (Variation in Taxonomic Distinctness) proposés par Warwick et Clarke (1995) pourraient techniquement être calculés pour l'ensemble des stations mais leur interprétation semble difficile d'une part parce que nous ne disposons pas de situations de référence auxquelles les comparer mais aussi d'autre part parce que le niveau de détermination est loin d'être le même pour tous les taxa en chaque station, ce qui biaise très fortement les valeurs de ce type d'indice. Par conséquent, ces indicateurs n'ont pas été employés ici. Il paraît difficile de mettre en œuvre en routine ce type d'analyse et encore plus de pouvoir communiquer sur les résultats qu'il produit.

22/ Méthode ABC

La méthode ABC (Abundance-Biomass Comparison) nécessite des mesures de biomasse, valeurs dont nous ne disposons pas. Mazik et al. (2008a, b) ne recommandaient pas son utilisation dans les zones estuariennes car les individus de faible biomasse peuvent être présents naturellement en grande quantité dans les estuaires. Cela est particulièrement vrai dans la zone oligohaline où nous avons constaté une dominance des oligochètes qui sont des taxa ayant une très faible biomasse individuelle. Cette méthode n'a donc pas été employée dans BOMET.

23/ BOPA

Le BOPA (Benthic Opportunistic Polychaete/Amphipod ratio ; Dauvin et Ruellet, 2007) ne doit être interprété que si au moins 20 individus ont été observés à la station étudiée. Ce n'est le cas que pour 266 des 952 prélèvements étudiés et 90 des 152 stations étudiées. Nous pensons que ce critère est d'ailleurs valable pour tous les indices, ce qui fait qu'il faudrait envisager de prélever sur de plus grandes surfaces dans les eaux oligohalines des estuaires pour statuer correctement sur l'état écologique des peuplements benthiques.

Il est difficile de juger de la variabilité intra-station du BOPA car une seule station sur les 152 que contient BOMET correspond à plusieurs prélèvements avec des polychètes opportunistes ($BOPA > 0$) avec au moins 20 individus observés dans chaque prélèvement.

En ce qui concerne la variabilité inter-stations, c'est-à-dire intra-estuarienne, le nombre de stations où $BOPA > 0$ est également très faible (Tableau 24) : il n'est que de 4 stations seulement. Cet indicateur ne semble donc pas adapté aux eaux oligohalines car il ne prend pas en compte l'élément essentiel de cette zone : les oligochètes (Figure 14).

Tableau 24 : Variabilité du BOPA dans les trois estuaires. CV = coefficient de variation, n = nombre de stations.

BOPA	minimum	moyenne	maximum	écart-type	CV	n BOPA	n BOPA >0
Seine	0,00000	0,00336	0,02020	0,00726	216%	10	2
Loire	0,00000	0,00012	0,00199	0,00048	412%	17	1
Gironde	0,00000	0,00027	0,01671	0,00210	794%	63	1

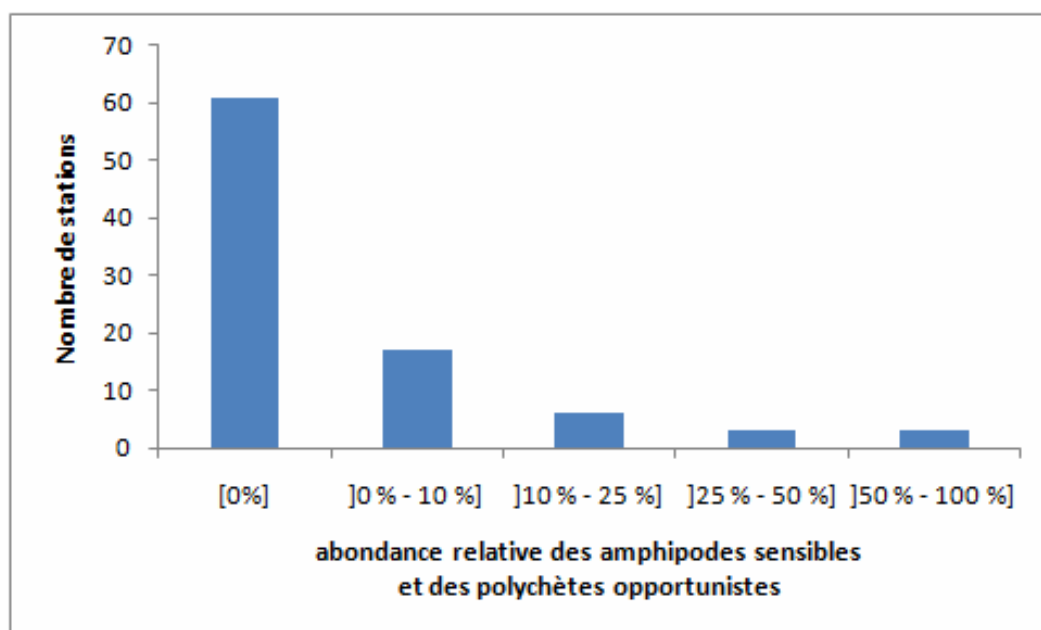


Figure 14 : Importance des taxa utilisés dans le calcul du BOPA.

24/ BO2A

Le BO2A (Benthic Opportunistic Annelid/Amphipod ratio ; Dauvin et Ruellet, 2009) doit être interprété dans les mêmes conditions que le BOPA. Il a l'avantage par rapport au BOPA de prendre en compte les oligochètes. Il prend donc en compte une part beaucoup plus importante de la faune prélevée (Figure 15).

Le BO2A est donc positif beaucoup plus souvent que le BOPA (Tableau 25) : 68 stations au lieu de 4. Chaque estuaire possède au moins une station avec la valeur théorique minimale du BO2A et une autre avec la valeur théorique maximale du BO2A. Avec cet indicateur, la Seine semble en meilleur état (bon état si on utilise l'échelle fournie dans l'article qui le décrit) que les deux autres estuaires (état médiocre). Il faudrait comme pour tous les indicateurs des valeurs de référence pour calculer un EQR et donc statuer réellement sur l'état écologique des peuplements benthiques.

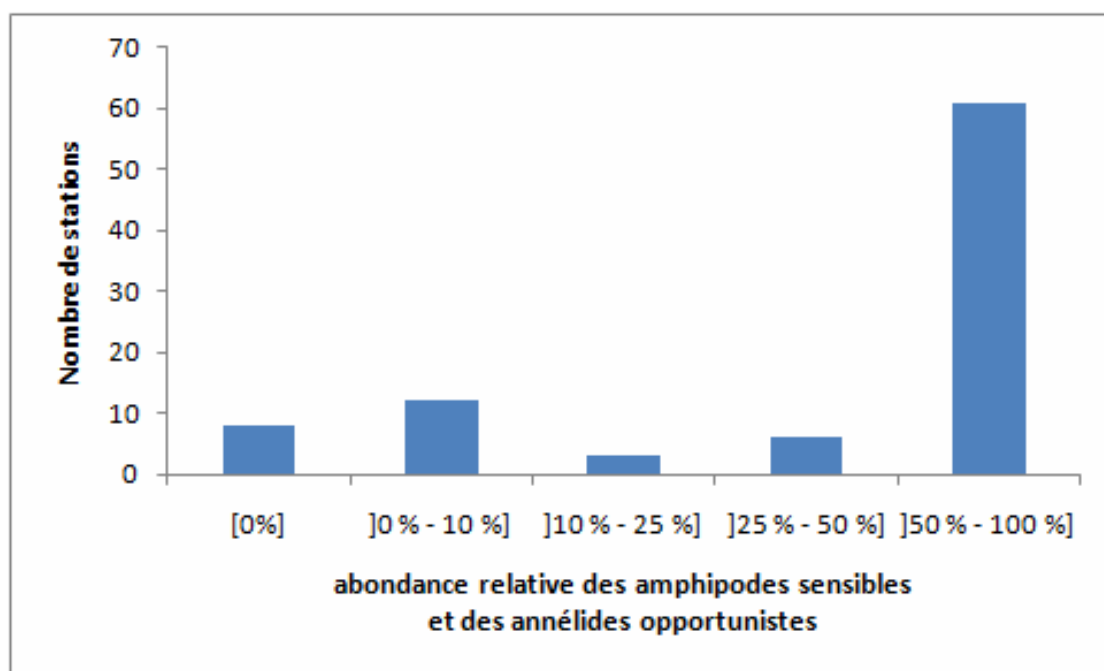


Figure 15 : Importance des taxa utilisés dans le calcul du BO2A.

La variabilité intra-station de cet indicateur est faible : CV moyen = 16 %. Cette valeur est même tirée vers le haut par 4 stations pour lesquelles le CV va de 138 à 200 %. Pour toutes les autres, le CV est inférieur ou égal à 22 %.

Tout comme l'AMBI ou le BENTIX, cet indicateur considère tous les oligochètes comme opportunistes et donc comme témoin d'une perturbation, ce qui n'est pas forcément le cas.

Tableau 25 : Variabilité du BO2A dans les trois estuaires. CV = coefficient de variation, n = nombre de stations.

BO2A	minimum	moyenne	maximum	écart-type	CV	n BO2A	n BO2A >0
Seine	0,00000	0,06194	0,30103	0,12199	197%	10	4
Loire	0,00000	0,20979	0,30103	0,12425	59%	17	15
Gironde	0,00000	0,20482	0,30103	0,13509	66%	63	49

25/ IOBS

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

IOBS = 0 en l'absence d'oligochètes,

sinon

IOBS = 10 x nombre de taxa parmi 100 oligochètes / % du groupe dominant de Tubificidae.

Il nécessite l'identification des oligochètes, ce dont nous ne disposons pas. Il n'a donc pas pu être calculé. C'est un indicateur sensible par construction au niveau de détermination. Sa formulation montre bien que la communauté des hydrobiologistes considère que les Tubificidae ont une signification écologique différente des autres oligochètes.

26/ IBGN

L'IBGN (Indice Biologique Normal Globalisé) est régi par la norme AFNOR NF T900350 (mars 2004). Il nécessite notamment l'identification des insectes au niveau de la famille. Nous ne disposons pas de cette information et n'avons donc pas pu le calculer.

27/ IBGA

L'IBGA (Indice Biologique Global Adapté) nécessite le même effort d'identification que l'IBGN, ce qui rend son calcul impossible dans BOMET.

28/ H'

Nous avons vu dans la partie I de ce rapport que les eaux oligohalines estuariennes étaient caractérisées par une faible diversité spécifique ($H' < 3$; Tableau 13).

Certains utilisent l'indice de diversité H' comme une mesure de la qualité écologique du milieu. Vincent et al. (2002) utilisent une échelle qui ne permet pas aux eaux oligohalines estuariennes d'être considérées en bon ou en excellent état car pour eux :

Etat mauvais = H' inférieur à 1

Etat médiocre = H' entre 1 et 2

Etat moyen = H' entre 2 et 3

Etat bon = H' entre 3 et 4

Etat excellent = H' supérieur à 4

Avec cette grille de lecture, les trois estuaires sont de fait considérés en mauvais état (Tableau 26). L'idée d'utiliser H' nous semble bonne, mais pas suffisante pour statuer sur l'état écologique des peuplements. En revanche, les valeurs seuils de Vincent et al. (2002) ne nous semblent pas adaptées aux eaux oligohalines estuariennes mais il nous serait bien difficile en l'absence d'un véritable gradient de perturbation (au moins une dizaine d'estuaires avec des perturbations plus ou moins prononcées) de définir correctement de nouvelles valeurs seuils.

Tableau 26 : Etat écologique des estuaires selon les valeurs seuils de H' de Vincent et al. (2002).

Nombre de stations ayant un Score Moyen	Moyen	Médiocre	Mauvais	Total
Seine	1	8	9	18
Loire	2	9	49	60
Gironde	3	16	55	74
Total	6	33	113	152

29/ Score moyen

La technique des scores moyens consiste à sélectionner certains indicateurs et à leur attribuer un score (de 1 à 5) en se basant sur leurs propres seuils pour en déduire de façon simple l'état écologique de la station étudiée (Dauvin et al., 2009). Cela permet de prendre en compte plusieurs critères tels que la diversité spécifique, la composition trophique et le statut écologique des taxa rencontrés car le milieu échantillonné peut très bien ne pas avoir d'espèces opportunistes mais avoir un déséquilibre dans sa composition trophique. Il ne doit donc pas dans ce cas être considéré comme en excellent état.

La faisabilité technique du calcul d'un tel score ne dépend que de celle des indicateurs choisis pour son calcul. Nous avons utilisé cette technique en prenant comme métrique H' (en log de base 2), l'ITI et le BO2A. Le calcul a donc pu être mené pour les 89 stations pour lesquelles nous disposions de ces trois métriques à la fois (Tableau 27 ; table « ScoreMoyen »). Selon cette technique, chacun des estuaires aurait des stations allant du bon au mauvais état. Il est à noter que les valeurs de H' handicapent chaque station. Dans les estuaires de la Loire et de la Gironde, le mauvais état représenterait environ 65 % des stations. En Seine, les stations dans un état moyen seraient majoritaires (mais le nombre de stations étudiées y est faible, il est donc difficile d'apprécier correctement la variabilité du score moyen).

Tableau 27 : Etat écologique des estuaires selon la technique du Score Moyen (utilisant H', l'ITI et le BO2A).

Nombre de stations ayant un Score Moyen	Excellent	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais	Total
Seine	0	2	5	1	1	9
Loire	0	2	3	1	11	17
Gironde	0	6	13	2	42	63
Total	0	10	21	4	54	89

30/ Percentiles

La technique des scores retenue par le groupe de travail national sur le benthos dans les eaux de transition est différente de la version précédente. Il s'agit de sélectionner là aussi certaines métriques et ensuite de leur attribuer un score mais qui ne peut être que de 0 ou 1 selon que la valeur calculée est en dehors (0) ou en dedans (1) de l'enveloppe des percentiles 5 et 95 %. Cette technique considère donc toute déviation à la moyenne comme étant signe d'une perturbation. Ainsi, si la diversité augmente de façon notable, la station sera alors considérée en mauvais état, contrairement à la technique précédente qui considérerait cela comme une amélioration du milieu. Nous avons appliqué cette technique, comme au niveau national pour les eaux polyhalines et mésahalines sur :

- J' et ES(50) plutôt que S afin d'éviter le biais lié à l'effort d'échantillonnage en termes de surface échantillonnée,
- AMBI,
- Densités des différents groupes trophiques.

Dans BOMET, il n'y a que 71 des 152 stations pour lesquelles nous avons tous ces renseignements. Les percentiles de ces variables dans BOMET sont présentés au Tableau 28.

Ensuite, la moyenne des trois scores est effectuée (table « ScorePercentiles »). Cette moyenne ne peut par définition ne prendre que 4 valeurs : 0, 1/3, 2/3 et 1 (Tableau 29).

Tableau 28 : Percentiles des variables utilisées.

Variable	Percentile 5 %	Percentile 95 %
J'	0,02	0,94
ES(50)	1,11	5,42
DensiteGT-S	0,00	35,00
DensiteGT-DSM	0,00	157,83
DensiteGT-DSS	0,00	16909,76
DensiteGT-CO	0,00	76,00
AMBI	1,03	6,00

Tableau 29 : Etat écologique des estuaires selon la technique du score basé sur les percentiles 5 et 95 %.

Nombre de stations où le score est de	0	1/3	2/3	1	Total
Seine	0	2	2	4	8
Loire	0	0	6	11	17
Gironde	0	0	17	29	46
Total	0	2	25	44	71

Avec cette méthodologie, il faut que tous les paramètres mesurés soient en dehors de l'enveloppe des 5-95 % pour qu'une station soit considérée comme en mauvais état. Cette technique suppose que la majorité de stations sont en bon état écologique. C'est une vision beaucoup plus optimiste que celle des scores moyens qui considérerait que les valeurs de tous les paramètres doivent être bonnes pour que la station soit dite en bon état. Ainsi, la technique des scores basée sur les percentiles classe obligatoirement la majorité des stations en excellent état. Ce qui est intéressant avec cette technique, c'est de regarder si il y a des stations très atypiques. Ce n'est pas le cas dans le jeu de données présent dans BOMET. Seules 2 stations de l'estuaire de Seine (Tableau 29) ont deux critères sur les 3 étudiés qui ont des valeurs très différentes des autres stations : la station Seine-PT3-mai95 a une valeur de J' plus élevée et une valeur d'AMBI plus faible que la plupart des station (une faible valeur d'AMBI est pourtant en général associée à un excellent état) et la station Seine-PT1-oct95 a une valeur d'ES(50) plus élevée et une densité en carnivores et omnivores plus élevée que la plupart des station (une forte valeur d'ES(50) est pourtant en général associée à un excellent état).

En se basant sur des densités, cette technique est de fait sensible aux recrutements qu'elle peut alors détecter comme étant une anomalie. Si cette technique est capable de repérer efficacement les stations atypiques et donc celles qui sont éventuellement perturbées, elle ne permet pas à notre sens de détecter l'état écologique des stations.

III/ Recommendations

Parmi les 30 indicateurs que nous avons recensés, peu ont pu être calculés sur l'ensemble des 152 stations présentes dans BOMET et peu sont véritablement interprétables. Aucun n'est utilisable en l'état de nos connaissances sur le jeu de données que nous avons dans BOMET pour les eaux oligohalines des masses d'eau de transition (Tableau 30). Un effort de détermination des principaux taxa (oligochètes et insectes) est indispensable si l'on veut utiliser un indicateur benthique dans ces milieux.

La DCE prévoit d'établir des EQR (Ecological Quality Ratio) en standardisant systématiquement la valeur calculée d'un indicateur à un temps t par la valeur de référence de cet indicateur. Nous sommes dans l'incapacité de produire des valeurs de référence pour les indicateurs étudiés et pourtant nous avons dans BOMET quasiment toutes les données disponibles, c'est-à-dire très peu. Il reste des données historiques en Loire qui n'ont pas été intégrées à BOMET mais le niveau de détermination utilisé dans ces données ne permettrait pas non plus de définir des valeurs de référence. Tout cela reflète le manque de connaissance que l'on a des eaux oligohalines estuariennes.

Tableau 30 : Limitations techniques et d'interprétation des indicateurs et besoins pour les utiliser dans les eaux oligohalines des masses d'eau de transition.

Indicateur	Limitations techniques	Limitations dans l'interprétation	Utilisation de l'indicateur
Liste de référence faunistique	Sensible à l'effort d'échantillonnage et de détermination	Peu de taxa communs	Nécessiterait l'identification des taxa les plus fréquents (oligochètes et insectes) pour être utilisé
AMBI	Classification des oligochètes et des insectes à revoir	Inadapté aux milieux à faible richesse spécifique	Inutilisable en l'état
M-AMBI	Classification des oligochètes et des insectes à revoir	Inadapté aux milieux à faible richesse spécifique	Inutilisable en l'état
BENTIX	Classification des oligochètes et des insectes à revoir	Inadapté aux milieux à faible richesse spécifique	Inutilisable en l'état
BQI	Nécessite le calcul d' $ES(50)_{0,05}$ pour les principaux taxa donc un gros jeu de données Sensible à l'effort de détermination	Suppose l'existence de stations en excellent et en mauvais état dans tout jeu de données	Nécessiterait l'identification des taxa les plus fréquents (oligochètes et insectes) au niveau spécifique sur un plus gros jeu de données pour éventuellement être utilisé

APBI	Nécessite le calcul d' $ES(50)_{0,05}$ pour quasiment tous les taxa donc un très gros jeu de données Sensible à l'effort de détermination	--	Nécessiterait l'identification de tous les taxa au niveau spécifique sur un plus gros jeu de données pour être utilisé
BCI	Nécessite l'identification des oligochètes au niveau de la famille Nécessite la mesure de la salinité	Suppose l'existence de stations en excellent et en mauvais état dans tout jeu de données	Nécessiterait l'identification des oligochètes au niveau de la famille pour être utilisé
BHQ	Nécessite l'utilisation de profils réalisés avec une caméra SPI	Subjectivité pour déterminer les stades de succession des communautés	Nécessiterait l'utilisation d'un matériel lourd pour être utilisé
BRI	Nécessite d'établir des valeurs de tolérance à la pollution pour les principaux taxa	Etablissement a priori d'un gradient de pollution	Nécessiterait une bonne connaissance des niveaux de pollution à l'échelle des stations pour être utilisé
Biological Quality Index	Suppose la préexistence d'une cartographie des communautés benthiques Sensible à l'effort d'échantillonnage	Subjectivité dans la définition d'une communauté opportuniste	Nécessiterait de prélever sur de plus grandes surfaces selon un plan d'échantillonnage basé sur une cartographie des peuplements benthiques pour être utilisé
B-IBI	Nécessite des biomasses Nécessite l'identification des diptères au niveau de la sous-famille	--	Nécessiterait l'identification des diptères au niveau de la sous-famille et l'acquisition des biomasses pour être utilisé
mIBI	Classification des oligochètes et des insectes à revoir	Suppose l'existence de stations en excellent et en mauvais état dans tout jeu de données	Nécessiterait l'identification des taxa les plus fréquents (oligochètes et insectes) pour être utilisé
ISI	Nécessite le calcul d' $ES(100)$ pour au moins 20 stations par taxon donc un très gros jeu de données Sensible à l'effort de détermination	--	Nécessiterait l'identification de tous les taxa au niveau spécifique sur un plus gros jeu de données pour être utilisé
IEI	Subjectivité du choix des facteurs utilisés et des poids accordés à chacun	--	Indicateur de pression subjectif qui ne peut être assimilé à un indicateur benthique

ITI	--	Composition trophique "normale" des eaux oligohalines estuariennes inconnue	Nécessiterait de connaître la composition trophique "normale" d'eaux oligohalines d'estuaires non soumis à des perturbations pour redéfinir l'échelle d'interprétation afin de l'utiliser
MMI	Sensible à l'effort d'échantillonnage Classification des oligochètes et des insectes à revoir	Peu de taxa communs	Nécessiterait l'identification des taxa les plus fréquents (oligochètes et insectes) pour être utilisé
OSI	Nécessite la mesure de nombreux paramètres physico-chimiques	Subjectivité pour déterminer les stades de succession des communautés	Nécessiterait l'utilisation d'un matériel lourd pour être utilisé
P-BAT	Classification des oligochètes et des insectes à revoir Sensible à l'effort de détermination	Inadapté aux milieux à faible richesse spécifique Valeurs de référence inconnues pour les métriques utilisées	Inutilisable en l'état
PLI	Nécessite la mesure de concentration de polluants	--	Indicateur de qualité chimique qui ne peut être assimilé à un indicateur benthique
VPBI	Nécessite l'identification des oligochètes au niveau de la famille Nécessite la mesure de la salinité	--	Nécessiterait l'identification des oligochètes au niveau de la famille pour être utilisé
AvTD et VarTD	Sensible à l'effort de détermination	Très difficile à interpréter	Nécessiterait l'identification de tous les taxa à un même niveau (spécifique si possible) pour être utilisé
Méthode ABC	Nécessite des biomasses	Inadapté aux milieux riches en individus de faible biomasse individuelle (oligochètes par exemple)	Inutilisable en l'état
BOPA	--	Inadapté aux milieux où les oligochètes dominent	Inutilisable en l'état
BO2A	Classification des oligochètes à revoir	--	Nécessiterait l'identification des oligochètes pour être utilisé

IOBS	Nécessite l'identification des oligochètes au niveau spécifique	--	Nécessiterait l'identification des oligochètes au niveau spécifique pour être utilisé
IBGN	Nécessite l'identification des insectes au niveau de la famille	--	Nécessiterait l'identification des insectes au niveau de la famille pour être utilisé
IBGA	Nécessite l'identification des insectes au niveau de la famille	--	Nécessiterait l'identification des insectes au niveau de la famille pour être utilisé
H'	Sensible à l'effort de détermination	Diversité "normale" des eaux oligohalines estuariennes inconnue pour un niveau de détermination plus poussé Non interprétable avec un faible niveau de détermination des principaux taxa	Nécessiterait l'identification de tous les taxa au niveau spécifique et nécessiterait de connaître la diversité "normale" d'eaux oligohalines d'estuaires non soumis à des perturbations pour redéfinir l'échelle d'interprétation afin de l'utiliser
Score Moyen	Limites des métriques employées	Limites des métriques employées	Mêmes nécessités que pour les métriques employées pour être utilisé
Percentiles	Limites des métriques employées	Limites des métriques employées Suppose que la plupart des stations sont en bon état Suppose que toute déviation importante à la moyenne est synonyme d'un mauvais état Très optimiste par construction	Mêmes nécessités que pour les métriques employées et besoin de définir les percentiles à partir d'un ensemble d'estuaires non soumis à des perturbations pour être utilisé

Conclusions

Les eaux oligohalines estuariennes sont naturellement des milieux où le maintien de la vie est très difficile, d'où la faible richesse spécifique en organismes benthiques constatée dans le jeu de données présent dans BOMET. 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'aurons pas de données de référence. Le macrozoobenthos n'est donc peut être pas un élément à suivre dans le cadre de la DCE pour les parties oligohalines des masses d'eau de transition de la Seine, de la Loire et de la Gironde.

Références bibliographiques

Borja A., Franco J., Pérez V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40 : 1100–1114.

Borja A., Muxika I. (2005). Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) I the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin* 50 : 787-789.

Carr R.S., Gaston G.R. (2002). Calcasieu Estuary Remedial Investigation/Feasibility Study (RI/FS): Baseline Ecological Risk Assessment (BERA). Document control no. 3282-941-RTZ-RISKZ-14858.

Dauvin J.-C., Ruellet T. (2007). Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin* 55 : 215–224.

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.

Engle V.D., Summers J.K. (1999). Refinement, validation, and application of a benthic condition index for Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries* 22 : 624–635.

Hale S.S., Heltshe J.F. (2008). Signals from the benthos: development and evaluation of a benthic index for the nearshore Gulf of Maine. *Ecological Indicators* 8 : 338–350.

Jeffrey D.W., Wilson J.G., Harris C.R., Tomlinson D.L. (1985). The application of two simple indices to Irish estuary pollution status. in Wilson J.G., Halcrow W. (Eds.), *Estuarine Management and Quality Assessment*. Plenum Press, London.

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*.

Mazik K., Ducrotoy J.-P., Culhane F., Elliott M. (2008a). A marine assessment and monitoring framework for application by UKMMAS and OSPAR: Review of indicators and identification of gaps for intertidal sediment habitats, March 2008. *Rapport IECS YBB122-F-2008 pour le JNCC*.

Mazik K., Ducrotoy J.-P., Culhane F., McManus E., Rogers S., Elliott M. (2008b). A marine assessment and monitoring framework for application by UKMMAS and OSPAR: Review of indicators and identification of gaps for subtidal sediment habitats, March 2008. *Rapport IECS / CEFAS pour le JNCC*.

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.

Nilsson H.C., Rosenberg R. (1997). Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *Journal of Marine Systems* 11 : 249–264.

Paul J.F. (2003). Developing and applying an index of environmental integrity for the US Mid-Atlantic region. *Journal of Environmental Management* 67 : 175–185.

Paul J.F., Scott K.J., Campbell D.E., Gentile J.H., Strobel C.S., Valente R.M., Weisberg S.B., Holland A.F., Ranasinghe J.A. (2001). Developing and applying a benthic index of estuarine condition for the Virginian biogeographic province. *Ecological Indicators* 1 : 83–99.

Pinto R., Patricio J., Baeta A., Fath B.D., Neto J.M., Marques J.C. (2009). Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators* 9 : 1-25.

Rhoads D.C., Germano J.C. (1986). Interpreting long-term changes in benthic community structure: a new protocol. *Hydrobiologia* 142 : 291–308.

Roberts R.D., Gregory M.R., Foster B.A. (1998). Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study—a dredge spoil example. *Marine Pollution Bulletin* 36 : 231–235.

Robineau B. (1987). Caractérisation des peuplements macrozoobenthiques de l'estuaire de la Loire. *Vie et Milieu* 37 : 67-76.

Rosenberg R., Blomquist M., Nilsson H.C., Cederwall H., Dimming A. (2004). Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distribution: a proposed new protocol within the European Union Water framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49 : 728–739.

Ruellet T., Dauvin J.-C. (2006). Catalogue des Invertébrés en Seine-Aval. Document d'accompagnement de la BDD CISA. *Rapport USTL* pour le GIP Seine-Aval. (Disponible à l'adresse suivante : <http://seine-aval.crihan.fr/web/page.jsp?currentBlocId=5¤tNodeId=38>).

Ruellet T., Dauvin J.-C. (2007). Rapport de réalisation de l'étude "Mise à jour de la base MABES". *Rapport USTL* pour le GIP Seine-Aval.

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.

Rygg B. (2002). Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. *Rapport NIWR* 40114.

Simboura N., Zenetos A. (2002). Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science* 3 : 77-111.

Smith R.W., Bergen M., Weisberg S.B., Cadien D., Dankey A., Montagne D., Stull J.K., Velarde R.G. (2001). Benthic response index for assessing infaunal communities on the Mainland Shelf of Southern California. *Ecological Applications* 11 : 1073–1087.

Vincent C., Heinrich H., Edwards A., Nygaard K., Haythornthwaite J. (2002). Guidance on typology, reference conditions and classification systems for transitional and coastal waters, CIS Working Group 2.4 (Coast) Common Implementation Strategy of the Water Framework Directive, European Commission.

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

Warwick R.M., Clarke K.R. (1995). New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series* 129 : 301-305.

Word J.Q. (1978). The infaunal trophic index. *Southern California Coastal Water Research Project, Annual Report* 1978 : 19–39.