

Avec le soutien financier de

**AGENCE FRANÇAISE
POUR LA BIODIVERSITÉ**

ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT



Sélection d'un indicateur DCE « faune benthique invertébrée » adapté aux estuaires

Rapport final

**Marie FOUET, Hugues BLANCHET, Michel LECONTE
& Valérie DAVID (Université de Bordeaux)
Mario LEPAGE (Irstea)**

Version finale - Octobre 2018

En partenariat avec :



- **AUTEURS**

Marie FOUET, ingénieur d'étude (Université de Bordeaux), marie.fouet@u-bordeaux.fr

Hugues BLANCHET, maître de conférences (Université de Bordeaux), hugues.blanchet@u-bordeaux.fr

Mario LEPAGE, ingénieur de recherche (Irstea), mario.lepage@irstea.fr

- **CONTRIBUTEURS**

Michel LECONTE, ingénieur d'étude (Université de Bordeaux), michel.leconte@u-bordeaux.fr

Valérie DAVID, maître de conférences (Université de Bordeaux), valerie.david@u-bordeaux.fr

- **CORRESPONDANTS**

Hugues BLANCHET, maître de conférences (Université de Bordeaux), hugues.blanchet@u-bordeaux.fr

Agence française pour la biodiversité : Maia AKOPIAN, chargée de mission « Littoral » (Département Recherche Développement Innovation), maia.akopian@afbiodiversite.fr

FR SCALE, Université de Rouen : Valérie FOUSSARD, animatrice de la Coordination inter-estuaires, valerie.foussard@univ-rouen.fr

Niveau géographique : national

Couverture géographique : France métropolitaine, façade Manche-Atlantique

Niveau de lecture : professionnels, experts

Sélection d'un indicateur DCE « faune benthique invertébrée » adapté aux estuaires français. M.Fouet et H.Blanchet.

• RESUME

La Directive Cadre européenne sur l'Eau (2000/60/EC) pose un cadre réglementaire visant à définir le statut écologique des masses d'eau par le biais d'indicateurs de qualité (biologiques, physico-chimiques, hydromorphologiques). A l'heure actuelle il n'existe pas d'indicateur officiellement utilisé par l'Etat français pour évaluer la qualité biologique des estuaires à partir des invertébrés benthiques. Afin de faciliter la phase d'intercalibration des indicateurs demandée par la DCE, cette étude a pour objectif de sélectionner un indicateur faune benthique adapté aux estuaires français parmi ceux proposés par les états membres. Ce travail a été réalisé à partir d'une base de données issue d'un échantillonnage de la faune benthique sur dix estuaires de la façade Manche-Atlantique réalisé en 2008.

Les résultats confirment que les estuaires sont des zones naturellement stressantes pour les organismes qui y vivent et qu'il est nécessaire d'établir des conditions de référence spécifiques à ces écosystèmes afin que les évaluations reflètent bien l'impact des activités anthropiques sur la faune benthique sans être biaisé par les conditions naturelles propres aux habitats benthiques estuariens. Les travaux ont ainsi montré que la définition des conditions de référence est une étape clé dans l'évaluation de la qualité écologique des estuaires par ces indicateurs. Plus particulièrement, l'utilisation de la typologie des habitats proposée par EUNIS semble constituer une première piste pour définir ces habitats et des conditions de référence adaptées. Afin de sélectionner l'indicateur le plus approprié, les valeurs des EQR (« ecological quality ratio ») des différents indicateurs ont été calculées.

Grâce à des données sur divers estuaires présentant des degrés de pressions anthropiques variables, la réponse de ces indicateurs face à des indicateurs de pressions mesurées à l'échelle de l'estuaire (pressions « globales ») et à plus petite échelles (pressions « locales ») a été déterminée. Les deux indicateurs ayant répondu à un plus grand nombre de pressions ou de manière plus marquée sont le BEQI2 (*Benthic Ecosystem Quality Index*) et le BAT (*Benthic Assessment Tool*). L'indicateur BAT a montré des résultats légèrement meilleurs dans les corrélations avec les pressions « micropolluant » et « perte en oxygène » mais l'indicateur BEQI2 s'est avéré bien plus facile d'utilisation car il n'utilise pas d'analyse factorielle. A ce stade nous ne pouvons pas départager ces deux indicateurs avec les tests sur les pressions. C'est pourquoi nous avons réunis plusieurs experts nationaux afin de départager ces deux indicateurs sur le plan méthodologique.

Le BEQI2 présente de sérieux avantages quant à la simplicité de son utilisation. Contrairement au BAT il n'utilise pas d'analyse factorielle (plus complexe à mettre en œuvre qu'un simple scoring), ceci lui confère l'avantage de permettre un calcul sans biais méthodologique. Dans le cadre d'un suivi régulier, il est important que l'indicateur choisi soit facile d'utilisation et opérationnel en termes de moyens à mobiliser. A l'issue de la présentation des résultats de ce travail à un groupe d'experts nationaux, il a été décidé d'adopter le BEQI2 pour l'évaluation de la qualité des masses d'eau de transition estuarienne de France métropolitaine.

La prochaine consiste à proposer des seuils pour l'interprétation de cet indicateur dans le cas des estuaires français dans le cadre d'un exercice d'intercalibration en cours.

• MOTS CLES (THEMATIQUE ET GEOGRAPHIQUE)

Directive Cadre sur l'Eau, indicateurs biologiques, macrofaune benthique, estuaires.

Sélection d'un indicateur DCE « faune benthique invertébrée » adapté aux estuaires français. M.Fouet et H.Blanchet.

• SYNTHÈSE POUR L'ACTION OPERATIONNELLE

Introduction

Dans le contexte des difficultés propres à la mise en œuvre des indicateurs DCE basés sur la macrofaune benthique dans les estuaires français, les principaux objectifs de la présente étude étaient :

- (1) **d'Adapter les indicateurs proposés** par les autres Etats membre, **aux conditions des estuaires français de la façade Manche-Atlantique**. Cette étape a nécessité de déterminer des conditions de référence propres aux principaux habitats benthiques estuariens identifiés dans les estuaires français.
- (2) Afin de sélectionner l'indicateur le mieux adapté en fonction de la réponse des différents indicateurs aux pressions mesurées dans les estuaires français.

1. Présentation des indicateurs

Six indicateurs sont présentés dans le rapport d'intercalibration. Ces six indicateurs sont :

- **QSB** : Méthode combinant le nombre d'espèces (S), le pourcentage d'espèces opportunistes (Op), l'excès et le déficit d'abondance (N+/N-) ainsi que l'écart à la communauté de référence en terme de structure (Bs) et de composition (Bc). Ces différentes métriques sont combinées par une méthode de scoring.
- **BEQI2** : Méthode combinant l'indice AMBI, le nombre d'espèce (S) et l'indice de Shannon (H'). Ces différentes métriques sont combinées par une méthode de scoring.
- **TaSBeM** : Méthode combinant l'indice BO2A et l'indice de Margalef calculé à l'échelle de la famille. Ces différentes métriques sont combinées par une méthode de type scoring.
- **IQI** : Méthode combinant l'indice AMBI, le nombre d'espèce (S) et l'indice de Simpson. Ces différentes métriques sont combinées par une méthode de type scoring.
- **BAT** : Méthode comprenant l'indice AMBI, l'indice de Margalef (d) et l'indice de Shannon (H'). Ces différentes métriques sont combinées par le biais d'une analyse factorielle.
- **M-AMBI** : Méthode comprenant l'indice AMBI, le nombre d'espèce (S) et l'indice de Shannon (H'). Ces différentes métriques sont combinées par le biais d'une analyse factorielle.

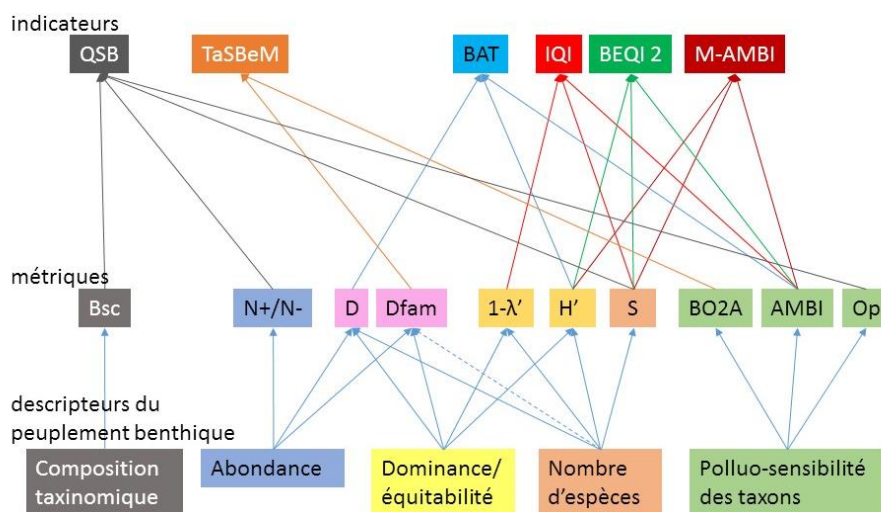


Figure A : Figure illustrant les similarités et les différences entre les indicateurs étudiés en fonction des métriques qu'ils utilisent.

Ces six indicateurs sont très similaires car basés, pour la majorité d'entre eux sur des métriques proches ou identiques et/ou sur une logique proche (Figure A). C'est particulièrement le cas des indicateurs M-AMBI, BEQI2, IQI et BAT. Seuls les indicateurs TaSBeM et QSB proposent une alternative à l'approche des quatre indicateurs précités.

Ces différentes méthodes prennent, en général, plus ou moins en compte les conditions des habitats estuariens en proposant des états de références différents en fonction du type d'habitat benthique. Le nombre d'habitats/états de référence proposé par les différents indicateurs est variable et compris entre 1 et 4 selon l'indicateur considéré. S'il existe une hétérogénéité non négligeable entre les types d'habitats considérés par les différentes méthodes, le gradient de salinité amont-aval ainsi que le caractère inter- ou subtidal des habitats sont les facteurs de l'environnement estuarien les plus souvent pris en compte.

2. Adaptation des indicateurs aux estuaires français

• Définition des habitats.

Afin de tenter d'obtenir une homogénéité dans la prise en compte des habitats pour la définition des états de références, nous avons fait le choix d'une typologie existante et en usage en Europe : la typologie EUNIS pour les habitats marins. En raison de la nécessité d'une certaine simplicité et de la nécessité d'être capable, pour un opérateur formé, et sur la base d'une information minimale sur le milieu à étudier, d'identifier à vue les différents habitats estuariens. Le choix a été porté sur le niveau 4 de cette typologie. Celle-ci est présentée dans le tableau ci-dessous (Tableau B).

Tableau B : Liste et principales caractéristiques des habitats prise en compte dans l'étude : MEst : estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, UEst : estrans vaseux en amont de l'estuaire, MuSa : sables vaseux intertidaux, FiSa : sables fins intertidaux, SMuVS : vases sublittorales, IMuSa : sables vaseux de la zone subtidale, SSaVS : sables sublittoraux.

CODE	NOM	GRANULOMETRIE	CARACTERISTIQUES
DOMAINE INTERTIDAL			
MoSa A2.22	<i>Barren or amphipod dominated mobile sand shores.</i>	Sables moyens.	- Fort hydrodynamisme. - Sables « propres » pratiquement dépourvus de matière organique et de particules fines (<63µm). - Faible densité d'espèces + principalement des amphipodes ainsi que d'autres crustacés mobiles ou aux bonnes capacités fouisseuses et natatoires. - Embouchure des estuaires/salinité souvent élevée et assez proche de celle de l'Océan.
FiSa A2.23	<i>Polychaete or amphipod-dominated fine sand shores</i>	Sables fins.	- Sables propres dominés par les sables fins. - Teneurs en particules fines et matière organique extrêmement faibles - Amphipodes et polychètes. - Milieus légèrement plus abrités que MoSa - Niveau de salinité élevé
MuSa A2.24	<i>Polychaete or bivalve-dominated muddy sand shores.</i>	Sables fins avec une fraction plus ou moins importante de particules fines.	- Niveau de salinité élevé - Sables vaseux (teneurs en particules fines typique : 3-33%, teneur typique en MO : 1-3%) - Polychètes et bivalves.
MEst A2.31	<i>Polychaete/bivalves-dominated mid estuarine mud shores.</i>	Particules < 63µm et sables fins.	- Sédiment vaseux. Il convient cependant de faire remarquer que la nature anthropisée de nombreuses zones estuariennes entraîne une modification artificielle de la granulométrie par ajout de blocs, de gravats etc... Le point clés est ici l'envasement important. - Dessalure marquée, en position intermédiaire dans l'estuaire. - Polychètes et bivalves typiquement abondants en milieu estuarien (<i>L. balthica</i>, <i>S.</i>

			<i>plana</i> , <i>C. edule</i> , <i>H. diversicolor</i> , <i>P. elegans</i> , <i>S. shrubsolii</i> , <i>C. volutator</i> , <i>C. carinata</i> , <i>P. ulvae</i>)
UEst A2.32	<i>Polychaete/oligochaete-dominated upper estuarine mud shores.</i>	Particules fines <63µm.	• vaseux. Là aussi, il convient de faire remarquer que la nature anthropisée de nombreuses zones estuariennes entraîne une modification artificielle de la granulométrie par ajout de blocs, de gravats etc... Le point clés est ici l'envasement important. • Forte influence de l'eau douce. Dessalure importante • Peu d'espèces + polychètes et oligochètes. une des caractéristiques de la faune de ces zones est la disparition des bivalves (notamment <i>S. plana</i>) l'espèce invasive <i>Corbicula fluminea</i>, espèce d'eau douce, peut cependant parfois y être rencontrée. • en amont de MEst dans un estuaire.
DOMAINE SUBTIDAL			
SMuVS A5.32	<i>Sublittoral mud in variable salinity.</i>	Particules fines et sables fins.	• Vaseux mais avec une teneur en particules fines extrêmement variable d'une benne à l'autre. • Oligochètes et polychètes.
SSaVS A5.22	<i>Sublittoral sand in variable salinity.</i>	Sables moyens.	• Habitats sableux • Amphipodes, polychètes et mysidacés.
IMuSa A5.24	<i>Infralittoral muddy-sand.</i>	Sables fins.	• Sédiment sablo-vaseux non cohésif. • Polychètes et bivalves. • Prolongement des habitats marins en domaine à salinité variable, limité à la partie la moins dessalées des estuaires.

-
- Définition des états de référence.

Pour chaque habitat, les conditions de références ont été définies à partir du percentile 95 des résultats des métriques dont, en théorie, la valeur décroît sur un gradient de perturbation croissant (indice de Margalef, indice de Shannon, richesse spécifique, abondance) ; et du percentile 5 pour les métriques dont la valeur croît en théorie selon un gradient de pollution croissant (AMBI).

Tableau C : Conditions de références pour chaque métrique et chaque habitat. Métriques considérées : AMBI, H' (indice de Shannon), S (nombre d'espèces), d (indice de Margalef), dfam (indice de Margalef à l'échelle de la famille), 1-λ' (indice de Simpson), BO2A.

Types d'habitat : MEst : estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, UEst : estrans vaseux en amont de l'estuaire, MuSa : sables vaseux intertidaux, FiSa : sables fins intertidaux, SMuVS : vases sublittorales, IMuSa : sables vaseux de la zone subtidale, SSaVS : sables sublittoraux.

Les références proposées sont basées sur une surface de prélèvement de 0,087m² (3 carottiers) pour les habitats intertidaux et de 0,3m² pour les habitats subtidaux (3 bennes).

	AMBI	H'	S	d	dfam	1-λ'	BO2A
DOMAINE INTERTIDAL							
MEst	2,5	2,9	14	2,6	2,3	0,8	0
UEst	2,8	1,6	8	1,2	0,9	0,6	0
MuSa	1,4	3,7	26	5,0	4,2	0,9	0
FiSa	0,1	2,2	13	1,8	1,3	0,5	0
DOMAINE SUBTIDAL							
SMuVS	1,9	2,5	10	3,0	2,8	0,8	0
IMuSa	1,0	3,8	33	5,8	4,7	0,9	0,005
SSaVS	0,3	2,7	9	2,8	2,5	0,9	0

Types d'habitat : MEst : estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, UEst : estrans vaseux en amont de l'estuaire, MuSa : sables vaseux intertidaux, FiSa : sables fins intertidaux, SMuVS : vases sublittorales, IMuSa : sables vaseux de la zone subtidale, SSaVS : sables sublittoraux.

Il est important de noter que les références proposées sont basées sur la méthode d'échantillonnage utilisée pour les masses d'eau côtières et formalisées dans le rapport AQUAREF (Garcia *et al.*, 2014). En effet, les métriques S et, dans une moindre mesure, les métriques H', D et d fam sont sensibles au changement de protocoles, notamment à la surface échantillon et au nombre d'échantillon prélevés. Plus précisément, les valeurs de ce tableau correspondent à une surface de prélèvement de 0,087m² (somme de 3 carotties) pour les habitats intertidaux et de 0,3m² pour les habitats subtidaux (somme de 3 bennes).

- Calcul des indicateurs pour les estuaires français.

Les données utilisées dans cette étude proviennent d'un échantillonnage automnal réalisé en 2008 (Gouilleux *et al.*, 2009). Les estuaires étudiés sont ceux de la Somme, la Seine, l'Orne, le Trieux, le Belon, la Loire, la baie de l'Aiguillon, la Charente, la Gironde et la Bidassoa.

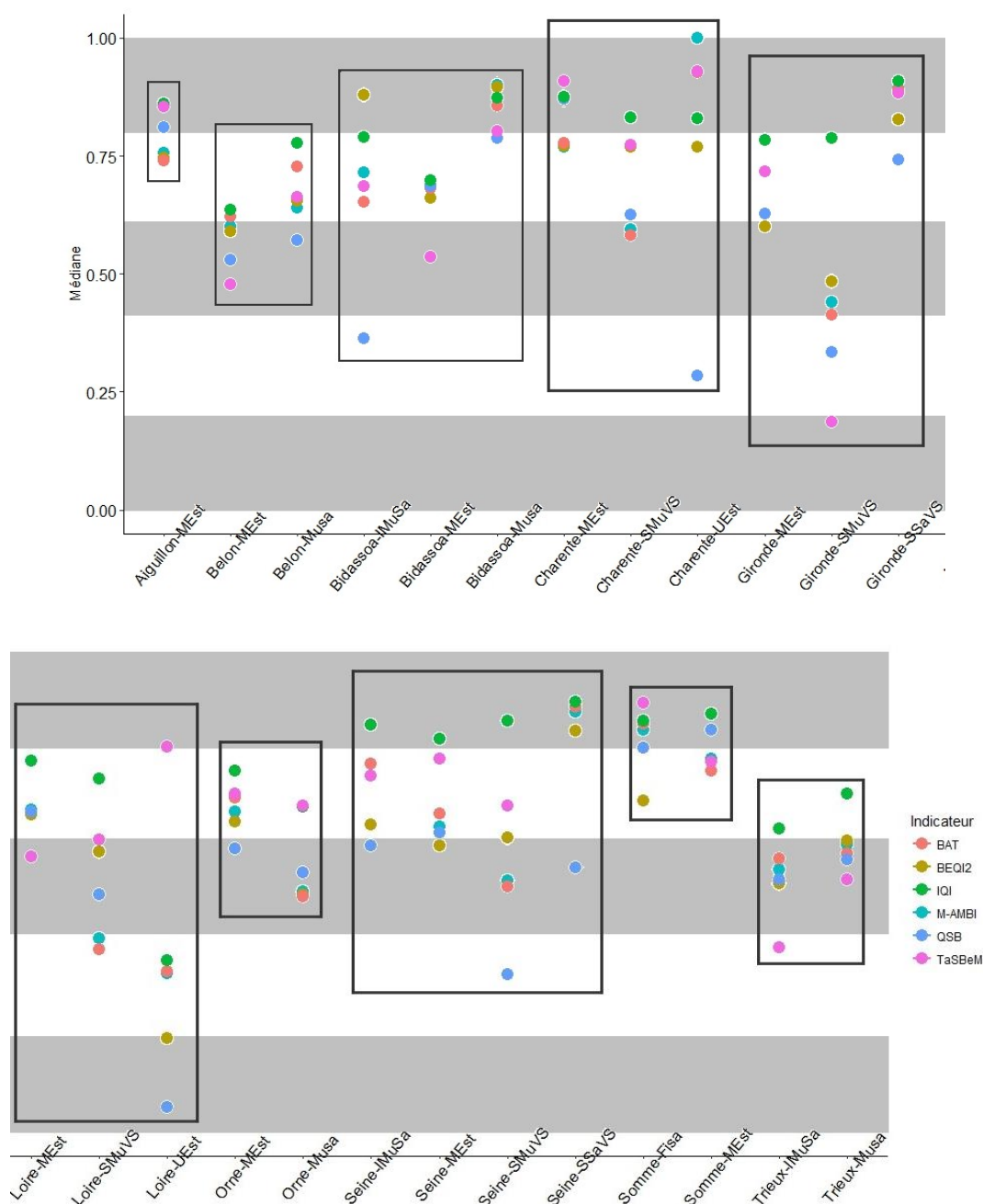


Figure B : Boîtes à moustaches Représentation de la dispersion des médianes des EQR des différents indicateurs au sein des estuaires pour chaque habitat.

(1) De manière générale, les six indicateurs classent (dans le sens « ordonnent » ou « rangent ») l'état écologique des différents estuaires de manière à peu près similaire mais les valeurs absolues des EQR sont différentes.

(2) Le classement des estuaires ainsi obtenus avec les indicateurs BEQI2, M-AMBI et BAT sont cependant très similaires. Mais l'indicateur IQI donne une image en général plus optimiste que les autres indicateurs. Selon les habitats, le TaSBeM tend à donner une image souvent plus contrastée de l'état écologique des différents estuaires.

(3) Globalement les indicateurs expriment des tendances assez similaires dans le classement des habitats et des masses d'eau, et sont tous plus ou moins corrélés entre eux en raison du fait qu'ils sont basés sur des logiques similaires et des métriques très proches. Il en découle que l'indicateur QSB présente les moins étroites corrélations avec les autres indicateurs.

3. Etude des relations indicateur-pressions

▪ Indicateur de pression globale.

Un indicateur de « pression globale » a été développé par l'IRSTEA (Lepage *et al.*, 2016). L'indicateur de pression est basé sur 7 pressions, auxquelles ont été assignées un score en fonction de l'ampleur de chaque pression.

1. Perte d'habitats intertidaux, changements dans la bathymétrie et la topographie.
2. Interférences avec le régime hydrographique.
3. Côte affectée par les activités anthropiques.
4. Qualité chimique de l'eau.
5. Effets biologiques de la qualité de l'eau.
6. Perte en oxygène (saturation dans le temps).
7. Perte en oxygène (saturation dans l'espace).

Des tests de corrélation ont été effectués entre chacune des pressions et les résultats des indicateurs, ainsi qu'entre la note globale de pression et les résultats des indicateurs. Les tests ont montré que la plupart des corrélations n'étaient pas significatives. Seule la corrélation entre la pression « perte en oxygène » et l'indice BEQI2 est significative.

*Classement des indicateurs selon leur sensibilité à l'indicateur de pression global. Les indicateurs sont classés selon celui qui répond le mieux (6) à celui qui répond le moins bien (1).

Classement *

M-AMBI	3
BEQI2	6
BAT	3
QSB	3
IQI	3
TaSBeM	3

▪ Relations pression par pression-Indicateurs

Une deuxième approche consiste à comparer les résultats des indicateurs benthiques à des pressions particulières à l'échelle de l'estuaire. Les données exploitées proviennent de la « base de données pression » développées dans le cadre de projets financés par l'Onema/AFB. Les pressions étudiées sont : micropolluants (argent, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc) ; apports diffus ; navigation ; apports fluviaux ; rejets industriels ; aquaculture ; dragage ; station d'épuration urbaine ; pêche.

Excepté les métriques « MES » et « apports diffus » il n'y a pas de corrélation significative entre les pressions étudiées et les résultats des indicateurs.

Classement

M-AMBI	1,5
BEQI2	4,5
BAT	4,5
QSB	3
IQI	1,5
TaSBeM	6

▪Relations pressions locales-Indicateurs

▪Relations micropolluants - indicateurs.

L'hypothèse à tester est que plus la concentration en polluants sera élevée, plus les résultats des indicateurs indiqueront un mauvais état. Les résultats des EQR des différents indicateurs sont comparés aux concentrations des polluants. L'indicateur donnant le maximum de réponses attendues est le BAT. A un moindre degré, les indicateurs M-AMBI et BEQI, semblent également répondre aux concentrations en PCB, Cd et Hg dans le sédiment. Les autres indicateurs ne répondent que peu aux pressions testées.

Classement

M-AMBI	4,5
BEQI2	4,5
BAT	6
QSB	3
IQI	1
TaSBeM	2

▪Relation indicateurs-hypoxie.

L'hypoxie correspond à un phénomène de déficit en oxygène dissous. Ces déficits sont liés à une consommation de l'oxygène due à la dégradation de grandes quantités de matière organique. L'hypothèse est de vérifier s'il existe une relation entre les mesures d'oxygène et les résultats des indicateurs. Les indicateurs BAT et M-AMBI sont ceux qui ont le mieux répondu à cette pression.

Classement

M-AMBI	5
BEQI2	2,5
BAT	6
QSB	1
IQI	2,5
TaSBeM	4

▪Relation indicateurs-hydrocarbures.

Le 16 mars 2008, à Donges, une fuite sur une canalisation d'une raffinerie provoque un important épandage dans l'estuaire de la Loire. L'hypothèse testée est d'observer une amélioration des scores des indicateurs au cours du temps. Excepté le QSB les indicateurs réagissent de manière significative bien que faible à cette pression.

Classement

M-AMBI	4
BEQI2	4
BAT	4
QSB	1
IQI	4
TaSBeM	4

▪Relation indicateurs-rejets thermiques.

La centrale thermique de Cordemais est installée sur la rive droite de la Loire. Les centrales, à fonctionnement en circuit ouvert, utilisent pour le refroidissement de leurs condenseurs d'importants débits d'eau prélevés et restitués dans leur environnement proche. L'hypothèse est de tester si les résultats des indicateurs s'améliorent en s'éloignant de la zone de rejet d'eaux chaudes. Les indicateurs testés ne permettent pas de mettre en évidence un impact significatif des rejets thermiques sur la faune benthique. Néanmoins graphiquement, plus on s'éloigne de la zone de rejet, meilleurs sont les résultats des indicateurs BEQI2, QSB, IQI et TaSBeM.

Classement

M-AMBI	1,5
BEQI2	4,5
BAT	1,5
QSB	4,5
IQI	4,5
TaSBeM	4,5

4. Choix de l'indicateur.

Tableau D: Classement des indicateurs selon les pressions étudiées.

	M-AMBI	BEQI2	BAT	QSB	IQI	TaSBeM
Pressions globales	3	6	3	3	3	3
Pressions à l'échelle de l'estuaire.	1,5	4,5	4,5	3	1,5	6
Micropolluants	4,5	4,5	6	3	1	2
Hypoxie	5	2,5	6	1	2,5	4
Rejets hydrocarbures	4	4	4	1	4	4
Rejets thermiques	1,5	4,5	1,5	4,5	4,5	4,5
TOTAL	19,5	26	25	15,5	16,5	23,5

Les indicateurs sont classés du plus performant au moins performant (6 à 1) pour chacune des pressions étudiées. Le score total indique que les indicateurs BEQI2 et BAT seraient les plus performants pour répondre aux différentes pressions étudiées.

Conclusions

A l'issue de ce travail, il apparaît difficile de relier de manière claire les résultats de ces différents indicateurs à des pressions s'exerçant de manière globale à l'échelle de l'ensemble d'un estuaire ou à des perturbations localisées. Il existe plusieurs raisons expliquant ce manque de performance de ces indicateurs : la première réside dans les données disponibles et la seconde dans les caractéristiques naturelles des estuaires et les caractéristiques des activités humaines dans ces zones. Les données disponibles sont rarement adaptées à une étude claire de l'impact d'une pollution donnée sur la faune benthique, les données utilisables ne permettent en général qu'une mise en évidence très indirecte d'un impact potentiel, par exemple, en observant une possible succession secondaire dans un peuplement potentiellement perturbé, souvent sur un secteur et non sur une même station ; ou bien les données de perturbations ou les données biologiques dont on dispose présentent une résolution trop différente pour être reliées (pressions à l'échelle d'un estuaire vs données stationnelles pour la faune benthique), enfin, des données sur des perturbations aux effets sublétaux n'ayant pas d'impact détectable à l'échelle des communautés. Enfin, la variabilité spatiale et temporelle naturelle des peuplements benthiques combinée à la multiplicité des pressions s'exerçant de manière chronique ou accidentelle dans un même estuaire sur les organismes rendent l'interprétation des résultats complexe et incertaine.

Malgré ces sévères limitations (qui ne sont pas toutes spécifiques aux estuaires), un choix se dessine autour de deux indicateurs, le BAT et le BEQI2 qui semblent présenter des résultats légèrement plus satisfaisants que les autres. Le premier indicateur, le BAT (*Benthic Assessment Tool*), présente des résultats sensiblement meilleurs que les autres, notamment pour des pressions particulières telles que les micropolluants et l'hypoxie. Par contre, le deuxième indicateur, le BEQI2 (*Benthic Ecosystem Quality Index*) présente de sérieux avantages quant à la simplicité de son utilisation ce qui en fait un bon candidat dans le cadre d'évaluations récurrentes sur de nombreux systèmes. Contrairement aux

indicateurs M-AMBI et BAT basés sur des analyses factorielles plus complexes à mettre en oeuvre, le BEQI2 utilise un simple scoring qui permet d'obtenir une EQR qui ne change pas en fonction du contexte des autres données avec lesquelles il est utilisé. Dans le cadre d'un suivi régulier, il est important que l'indicateur choisi soit facile d'utilisation et opérationnel en termes de moyens à mobiliser. A l'issue de la présentation des résultats de ce travail à un groupe d'experts nationaux, il a été décidé d'adopter le BEQI2 pour l'évaluation de la qualité des masses d'eau de transition estuarienne de France métropolitaine.

La prochaine consiste à proposer des seuils pour l'interprétation de cet indicateur dans le cas des estuaires français dans le cadre d'un exercice d'intercalibration en cours.

Tableau E : Rappel des conditions de références à utiliser pour l'indicateur BEQI2 pour chaque métrique et chaque habitat ainsi que de la formule de calcul de cet indicateur. Métriques considérées : AMBI, H' (indice de Shannon), S (nombre d'espèces).

Types d'habitat : MEst : estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, UEst : estrans vaseux en amont de l'estuaire, MuSa : sables vaseux intertidaux, FiSa : sables fins intertidaux, SMuVS : vases sublittorales, IMuSa : sables vaseux de la zone subtidale, SSaVS : sables sublittoraux.

Les références proposées sont basées sur une surface de prélèvement de 0,087m² (3 carottiers) pour les habitats intertidaux et de 0,3m² pour les habitats subtidaux (3 bennes).

	AMBI	H'	S
INTERTIDAL			
MEst	2,5	2,9	14
UEst	2,8	1,6	8
MuSa	1,4	3,7	26
FiSa	0,1	2,2	13
SUBTIDAL			
SMuVS	1,9	2,5	10
IMuSa	1,0	3,8	33
SSaVS	0,3	2,7	9
Formule de calcul			
$BEQI2 = \frac{\frac{S_{obs}}{S_{ref}} + \frac{H'_{obs}}{H'_{ref}} + \frac{(AMBI_{obs} - 7)}{(AMBI_{ref} - 7)}}{3}$			

- **SOMMAIRE**

I. Introduction	14
II. Présentation des indicateurs pressentis.....	16
II.1. Indicateurs concernés par l'intercalibration et testés dans l'étude.....	16
II.2. Description des métriques utilisées par les indicateurs.....	18
II.2.1. Métriques mesurant la diversité	18
II.2.2. Métriques basées sur la proportion d'espèces sensibles et opportunistes.....	19
II.2.3. Métriques mesurant un changement de l'abondance et la composition d'une communauté	21
II.2.4. Métriques basées sur l'abondance de la faune.....	21
II.3. Définition des états de référence	22
III. Adaptation des indicateurs pressentis aux estuaires français	23
III.1. Prétraitement des données exploitées.....	23
III.1.1. Données utilisées	23
III.1.2. Traitement des données	23
III.2. Définition des « habitats types » sur la base de la typologie EUNIS	24
III.3. Définition d'états de référence adaptés aux habitats estuariens français	28
III.3.1. Méthodologie d'élaboration des conditions de référence.	28
III.3.2. Résultats.....	29
III.4. Correspondance avec les états de référence proposés dans le rapport de l'exercice d'intercalibration.....	32
IV. Calcul des indicateurs pour les estuaires français.	37
IV.1. M-AMBI	37
IV.2. BEQI2.....	38
IV.3. BAT	38
IV.4. QSB.....	39
IV.5. IQI.....	40
IV.6. TaSBem	41
IV.7. Conclusions.....	42
V. Etude des relations indicateur-pressions	44
V.1. Synthèse des bases théoriques des indicateurs et métriques utilisées.....	44
V.2. Etude des relations Pressions-Indicateurs	45
V.2.1. Relations pressions globales-Indicateurs.....	45
V.2.2. Relations pression par pression (à l'échelle d'un estuaire) – Indicateurs.....	47
V.2.3. Relations pressions locales - Indicateurs	50
V.2.3.1. Relations entre micropolluants et indicateurs à l'échelle stationnelle.	50
V.2.3.2. Réponse de la faune benthique face au phénomène d'hypoxie	53
▪ Test des indicateurs sur des données d'oxygène provenant du site SURVAL.....	53
▪ Tests relatifs à la saisonnalité des phénomènes hypoxiques à partir des données d'oxygène du réseau SYVEL Loire.	58
V.2.3.3. Capacité des indicateurs à mettre en évidence un accident de déversement d'hydrocarbures (cas de la raffinerie TOTAL de Donges).	60
V.2.3.4 Capacité des indicateurs à mettre en évidence une réaction de la macrofaune sur une zone de rejets thermiques.....	63
VI. Choix de l'indicateur.	65
VII. Synthèse et Conclusions	67
1. Glossaire	70
2. Bibliographie	72
3. Table des illustrations.....	75
4. Remerciements.....	77

I. Introduction

La Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/ EC) vise à protéger, améliorer et restaurer toutes les masses d'eau de surface et souterraines. Pour les systèmes jugés dégradés, l'objectif est de restaurer les masses d'eau dans le but d'atteindre un bon état écologique et chimique, de manière à ce que les espèces animales et végétales qui occupaient naturellement ces milieux y soient de nouveau présentes (Paz *et al*, 2008 ; Auby *et al.*, 2008).

Pour répondre à la DCE, des outils d'évaluation de l'état écologique des masses d'eau doivent être développés au travers d'indicateurs biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques. Le développement de ces indicateurs est à la charge de chaque Etat Membre (Directive 2000/60/CE) mais ils doivent être intercalibrés entre Etats afin de rendre comparables les diagnostics menés sur l'ensemble des masses d'eau de transition par exemple, au niveau européen.

L'utilisation de ces indicateurs pour décrire l'état écologique d'une masse d'eau permet (Aubry et Elliott, 2006) :

- Simplifier : parmi les diverses composantes d'un écosystème, quelques indices sont sélectionnés et permettraient de caractériser l'état global d'un écosystème ;
- Quantifier : la valeur de l'indicateur est comparée à une valeur de référence qui correspond à la valeur de l'indice en conditions de références, c'est-à-dire à l'état d'un écosystème semblable qui ne serait pas soumis à des pressions anthropiques. La valeur finale représentant donc l'écart à la référence et permet de caractériser l'état de l'écosystème.
- Communiquer : L'utilisation d'indicateurs facilite la communication grâce à un système de notation allant du « bon état » au « mauvais état », ceci permet d'établir un suivi spatial et temporel de la masse d'eau et de prendre des décisions quant à sa gestion.

Néanmoins, les indicateurs correspondent à une simplification extrême de l'information recueillie sur le terrain. Leur interprétation correcte en termes d'évaluation de l'état écologique d'une masse d'eau ne peut être réalisé qu'en prenant en compte les conditions naturelles et les contraintes qu'elles peuvent exercer sur le vivant.

La qualité des masses d'eau estuariennes (en tant que masses d'eau de transition) est évaluée à partir de quatre paramètres biologiques :

- composition, abondance et biomasse du phytoplancton ;
- composition et abondance de la flore aquatique ;
- composition, abondance et structure de l'âge de l'ichtyofaune ;
- composition et abondance la faune invertébrée benthique.

La présente étude s'intéresse à la composante faune invertébrée benthique. La DCE stipule que l'indicateur faune benthique doit être basé sur l'abondance et la diversité de la faune benthique ainsi que sur la proportion d'espèces opportunistes (Directive 2000/60/CE, Annexe V). Les espèces opportunistes sont des espèces considérées comme peu spécialisées et qui sont capables de s'adapter à des conditions de vie instables. Le remplacement des espèces sensibles (dites « à stratégie *K* ») par des espèces opportunistes (dites « à stratégie *r* »), est théoriquement révélateur d'une perturbation de l'écosystème (Mac Arthur et Wilson, 1967 ; Pianka, 1970). En milieu estuarien, les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques, notamment la salinité, entraînent des stress naturels agissant sur les organismes qui y vivent. Par conséquent, les estuaires ont tendance à être limités en nombre, et incluent uniquement les espèces capables de s'adapter à ces conditions rigoureuses (Rosenberg *et al*, 2004). Le concept « *estuarine quality paradox* » suggère que les communautés estuariennes sont adaptées aux fortes variations spatio-temporelles des conditions environnementales de ces milieux et qu'elles présentent des caractéristiques similaires à celles trouvées dans les écosystèmes fortement pollués ou modifiés. Les espèces tolérantes sont

donc prédominantes dans ce type d'environnement (Hutton *et al.*, 2014). Cette caractéristique des estuaires rend particulièrement ardue la distinction entre les effets des stress d'origine anthropique sur la biologie de ceux engendrés par les contraintes naturelles (Elliott et Quintino, 2007).

Dans ce contexte une première étude, réalisée en 2008 sous l'impulsion de l'ONEMA (devenu l'Agence française pour la biodiversité en 2017), avait pour objectif de documenter la faune benthique des estuaires de la façade Manche-Atlantique et avait proposé une première approche pour l'évaluation de ce paramètre (Gouillieux *et al.*, 2009). L'indicateur proposé à l'époque n'ayant pas été retenu et la France n'ayant pas pu être représentée lors de l'exercice d'intercalibration pour le Nord-Est Atlantique, cet exercice a été réalisé par cinq états membres sous le pilotage de l'AZTI (Muxika *et al.*, 2016). Cet exercice, malgré les nombreuses difficultés propres au fonctionnement des indicateurs en milieu estuarien, a tenté d'intercalibrer plusieurs indicateurs proposés par les différents pays membres et, parfois, par différentes régions au sein de pays membres. A l'issue des premières et secondes phases de ce travail, un rapport présentant ces méthodes et les tentatives d'intercalibration a été produit. Sur la base des éléments rassemblés au terme des phases 1 et 2 de l'intercalibration (Muxika *et al.*, 2016), il a été décidé de tester les méthodes développées par les autres Etats membre sur les MET françaises plutôt que de développer un nouvel indicateur. A l'issue de ce travail, l'ONEMA/AFB a donné mission à l'UMR EPOC (Université de Bordeaux-CNRS) pour réaliser une étude dont les objectifs étaient :

- (I) dans un premier temps de sélectionner, parmi les indicateurs proposés par les autres états membres, un indicateur adapté aux particularités de la faune benthique des estuaires français ;
- (II) dans un deuxième temps, d'intercalibrer l'indicateur choisi avec les autres états membres.

Le présent rapport expose les résultats obtenus lors de la première partie de ce travail.

Celle-ci consistait à (1) **adapter les indicateurs proposés** par Muxika *et al.* (2016) **aux conditions des estuaires français de la façade Manche-Atlantique** à partir des travaux réalisés en 2008-2009 (Gouillieux *et al.*, 2009, Blanchet *et al.*, 2014). Ces travaux avaient en particulier mis en évidence le caractère original de la faune benthique de chaque estuaire à macro-échelle mais également souligné les similarités existant entre estuaires certaines au niveaux de communautés benthiques correspondant à des habitats typiquement estuariens (Blanchet *et al.*, 2014). Cette étude avait également proposé d'utiliser la typologie EUNIS (EUropean Nature Information System) comme base pour la définition des habitats en estuaire. L'adaptation des indicateurs aux conditions des estuaires français a donc consisté à déterminer des conditions de référence propres aux principaux habitats benthiques estuariens identifiés dans les estuaires français. En effet, afin de limiter l'effet de facteurs confondants sur l'évaluation réalisée par les indicateurs, il est nécessaire de déterminer des conditions de références propres aux principaux habitats benthiques estuariens identifiés dans les estuaires français. En effet, afin de limiter l'effet de facteurs confondants sur l'évaluation réalisée par les indicateurs, il est nécessaire de déterminer des conditions de référence tenant compte des principales contraintes et spécificités des habitats sur la faune benthique (Blanchet *et al.*, 2008, Paz *et al.*, 2008 ; Dauvin *et al.*, 2009 ; Lavesque *et al.*, 2009 ; Blanchet *et al.*, 2012 ; Muxika *et al.*, 2016).

(2) **calculer les valeurs des EQR de chaque indicateur sur l'ensemble des données disponibles** et exploitables. Les données utilisées ont été sélectionnées selon le protocole d'acquisition employé (taille de l'engin d'échantillonnage, nombre d'échantillons collectés, période de collecte des échantillons) afin que les données et par conséquent les évaluations soient comparables.

(3) **sélectionner l'indicateur le plus approprié** en testant notamment leur réponse à un gradient de pression. Les valeurs des EQR des différents indicateurs ont été comparées à des valeurs ou des indicateurs de pressions mesurées à l'échelle de l'estuaire (pressions « globales ») et à plus petite échelles (pressions « locales »). A partir de ces tests, ont été retenus les indicateurs présentant les meilleurs niveaux de corrélation avec les pressions testées et dont l'interprétation permet d'identifier l'origine probable de la pression avec une certaine confiance (indicateur opérationnel).

II. Présentation des indicateurs pressentis

II.1. Indicateurs concernés par l'intercalibration et testés dans l'étude.

Selon la demande de l'Agence Française pour la Biodiversité, les méthodes utilisées dans cette étude sont celles issues du rapport de l'exercice d'intercalibration présentées par Muxika *et al.* (2016).

Sept indicateurs ont été proposés par cinq états membres. Parmi ces sept indicateurs, présentés dans le Tableau 1, trois correspondent à différentes régions d'Espagne (Andalousie, Cantabrique et Pays basque). Les sept indicateurs n'incluent en réalité que six méthodes différentes, en effet, deux proposant (l'Allemagne et le Pays basque) utilisent le même indicateur (le M-AMBI) mais avec des états de référence et des limites de classes différentes.

Tableau 1 : Liste des indicateurs proposés par les différents partenaires et références bibliographiques (quand elles existent)

Pays	Indicateurs	Références
Portugal	Benthic Assessment Tool (BAT)	Teixeira <i>et al.</i> , 2009
Espagne (Andalousie)	Taxonomically Sufficient Benthic Multimetric (TASBeM)	Dulce Subida & Drake, 2011
Espagne (Cantabrique)	Quality of Soft Bottoms (QSB)	Puente <i>et al.</i> , 2010
Espagne (Pays-Basque)	Multivariate AMBI (M-AMBI, avec les limites de classes espagnoles)	Muxika <i>et al.</i> , 2007
Pays-Bas	Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI2)	Van Loon <i>et al.</i> , 2015
Allemagne	Multivariate AMBI (M-AMBI, avec les limites de classes allemandes)	
Royaume-Uni et Irlande	Infaunal Quality Index (IQI)	Phillips <i>et al.</i> , 2014

Chacune des métriques utilisées par les indicateurs permettent de décrire un ou plusieurs aspects du peuplement benthique. Cette figure montre que ces différents indicateurs ne décrivent qu'un nombre limité d'aspects d'une communauté benthique : par exemple, ils n'incluent pas de description de l'organisation trophique de la communauté ou du mode de vie des espèces de la communauté (Figure 1).

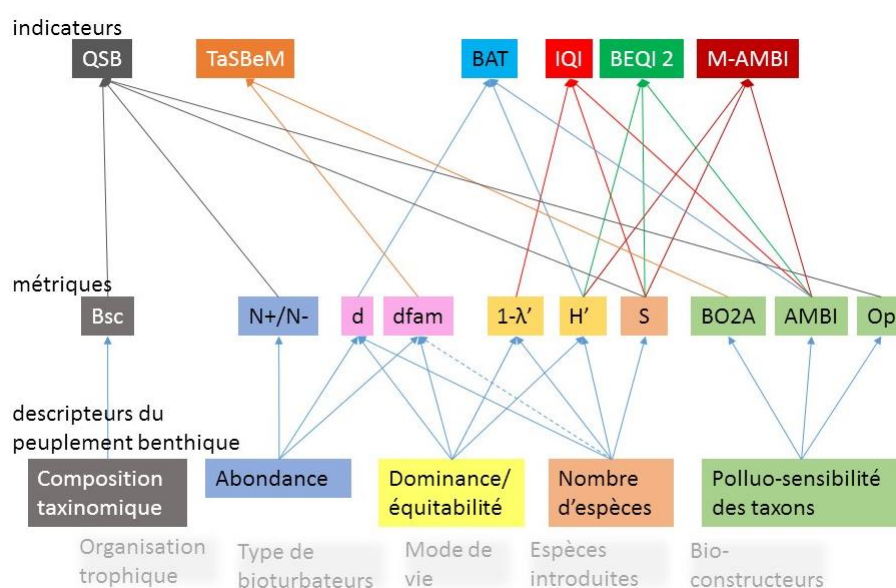


Figure 1 : Illustration des similarités et les différences entre les indicateurs étudiés en fonction des métriques qu'ils utilisent. Les noms en grisé représentent les aspects en grisés sont ceux qui ne sont pas utilisés par les indicateurs.

Les indicateurs proposés pour l'intercalibration incluent entre deux et six métriques pour l'évaluation de l'état écologique (Figure 1). Il est à noter que la grande majorité de ces indicateurs (quatre sur six) prennent en compte uniquement trois métriques.

Parmi les six indicateurs proposés dans le rapport d'intercalibration, quatre sont basés sur la métrique AMBI. Quatre font appel directement à la métrique « nombre d'espèces » (S). Et cinq d'entre eux combinent le nombre d'espèces aux patrons de dominance/équitabilité (en abondance) du peuplement benthique pour aboutir à un indice de diversité : indices de diversité de Shannon (H'), de Simpson (λ') ou de Margalef (d). L'indicateur TaSBeM utilise également un indice de diversité (Indice de Margalef) mais celui-ci est basé sur le nombre de familles, et non sur le nombre d'espèces.

L'indicateur TaSBeM est celui qui repose sur le plus petit nombre de métrique. Il utilise également un indice de diversité (Indice de Margalef) mais celui-ci est basé sur le nombre de familles, et non sur le nombre d'espèces. De plus, il se distingue de la plupart des autres indicateurs en incluant l'indice BO2A, basé sur le ratio entre amphipodes sensibles¹ et polychètes opportunistes et clitellates (oligochètes).

L'indicateur QSB se distingue des autres par l'utilisation d'un nombre de métrique plus important : il utilise six métriques. Parmi celles-ci, certaines consistent en une mesure de changement de la composition taxonomique du peuplement. Ce même indicateur repose également sur une mesure de l'excès ou du déficit d'abondance de la macrofaune.

Cette première comparaison montre que les indicateurs BEQI2 et M-AMBI sont extrêmement similaires car basés sur les mêmes métriques (Figure 1). Dans une moindre mesure, les indicateurs IQI et BAT restent conceptuellement très similaires aux deux précédents. D'un autre côté, l'indicateur TaSBeM se distingue des autres car il se base sur le BO2A plutôt que sur l'AMBI et sur la diversité des familles au lieu de la diversité spécifique. Cependant, cet indicateur reste basé sur les mêmes descripteurs que les autres indicateurs précédemment cités : polluo-sensibilité des taxons, nombre d'espèces (ou de familles) et dominance/équitabilité entre espèces/familles. Enfin, le QSB est l'indicateur qui se distingue le plus des autres en incluant notamment des descripteurs de la composition en espèces de la communauté benthique et le descripteur abondance de la faune (Figure 1). Parmi les six indicateurs, résumés sur le Tableau 2, le BAT et M-AMBI sont calculés à partir des résultats d'une analyse factorielle réalisée sur la base de trois métriques. Cette méthode de calcul, outre le caractère superflu de l'utilisation d'une méthode multivariée basée sur trois variables, présente l'inconvénient de donner une valeur différente à l'indicateur en fonction du nombre de stations évaluées en même temps, sur la même analyse factorielle (Ruellet & Dauvin, 2008). Les quatre autres méthodes consistent en une moyenne des scores (*scoring*) obtenus par les différentes métriques avec une pondération différentes des scores en fonction des indicateurs (Tableau 2). Les scores sont les ratios entre la valeur obtenue pour une métrique et la valeur de cette métrique en condition de référence.

Tableau 2 : Présentation des différents indicateurs, des métriques qu'ils utilisent et de la méthode utilisée pour calculer l'indicateur à partir des métriques.

Indicateur	Métriques utilisées				Méthode de calcul
BAT	AMBI,	D	H'		Analyse factorielle
M-AMBI	AMBI	S	H'		Analyse factorielle
QSB	Bs/Bc	S	N+/N-	Op	Scoring
	$QSB = \frac{\frac{S_{obs}}{S_{ref}} + \frac{\frac{Bs}{80} + \frac{Bc}{80}}{2} + \frac{Op_{obs}}{Op_{ref}}}{3} * \frac{N^+}{N_{obs}} * \frac{N_{obs}}{N^-}$				

¹ A l'exception de genre *Jassa*.

BEQI2	AMBI	S	H'	Scoring
	$BEQI2 = \frac{\frac{S_{obs}}{S_{ref}} + \frac{H'_{obs}}{H'_{ref}} + \frac{(AMBI_{obs} - 7)}{(AMBI_{ref} - 7)}}{3}$			
IQI	AMBI	1-λ'	S	Scoring
	$IQI = \frac{0,38 * \frac{1 - \frac{AMBI_{obs}}{7}}{1 - \frac{AMBI_{ref}}{7}} + 0,08 * \frac{1 - \lambda'_{obs}}{1 - \lambda'_{ref}} + 0,54 * \frac{S_{obs}^{0,1}}{S_{ref}^{0,1}} - 0,4}{0,6}$			
TaSBeM	BO2A	D _{fam}		Scoring
	$TaSBeM = 0,56 * \frac{\log 2 - BO2A_{obs}}{\log 2 - BO2A_{ref}} + 0,44 * \frac{dfam_{obs}}{dfam_{ref}}$ <i>*Pour calculer le TaSBeM, N doit être supérieur à 20.</i>			

AMBI : AZTI Marine Biotic Index ; BO2A : Benthic Opportunistic Annelids / Amphipods Index ; d : indice de diversité de Margalef ; d_{fam} : indice de diversité de Margalef calculé à partir des familles ; H' : indice de diversité de Shannon ; 1-λ' : indice de diversité de Simpson ; S : richesse spécifique : N+/N- : excès/déficit de l'abondance totale ; Op : abondance relative des espèces opportunistes ; Bs/Bc : structure/composition de la communauté.

II.2. Description des métriques utilisées par les indicateurs

Une dizaine de métriques différentes sont utilisées par les différents indicateurs. Ces métriques peuvent être classées en quatre catégories :

- des métriques basées sur la **diversité** : ces métriques incluent le nombre d'espèces et/ou la notion d'équirépartition des abondances entre taxons (Dominance/équité de la Figure 1) ;
- Des métriques basées sur la proportion d'espèces sensibles et opportunistes ;
- Des métriques mesurant un **changement de l'abondance et la composition** d'une communauté ;
- Des métriques basées sur l'**abondance** de la faune.

II.2.1. Métriques mesurant la diversité

Le nombre d'espèces, S. Il s'agit du nombre d'espèces identifiées. Pour une même communauté, le nombre d'espèces identifiées est directement dépendant du nombre d'individus collectés, du nombre d'échantillon considéré et de la surface de sédiment échantillonnée par les engins.

L'indice de diversité de Shannon (1948). H' est une mesure basée sur le nombre d'espèces et leur fréquences relatives dans un échantillon. H' = 0 quand une seule espèce est présente dans l'échantillon, la valeur augmente à mesure que s'accroît le nombre d'espèces et/ou que l'équité s'accroît. H' est maximum quand les espèces sont également représentées dans l'échantillon. Cet indice donne une idée de la diversité de la communauté, c'est-à-dire du nombre d'espèces et de la répartition des individus entre ces espèces : équité ou dominance (Magurran, 2004).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \log_2 p_i$$

Où p_i=proportion d'individus d'une espèce dans l'échantillon, et S= nombre total de taxons.

L'indice de diversité de Margalef indique si la richesse spécifique d'un échantillon est élevée ou non au regard de l'abondance de la faune dans l'échantillon. L'indice de Margalef prend donc en compte le nombre des espèces et le nombre d'individus (Magurran, 2004).

$$D = \frac{(S - 1)}{\ln N}$$

Où S = nombre total de taxons, et N = nombre total d'individus.

Cet indice peut aussi être calculé, comme dans le cas de l'indicateur TaSBeM sur le nombre de famille selon la formule suivante :

$$Dfam = \frac{(F - 1)}{\ln N}$$

Où F = nombre total de Familles, et N = nombre total d'individus.

L'indice de diversité de Simpson, λ' (1965). Cet indice mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard dans un milieu appartiennent à la même espèce (Pielou, 1969). Initialement, cet indice varie de 0 (diversité maximum) à 1 (diversité minimum), il est inversement proportionnel à la diversité. C'est pourquoi Pielou (1969) a suggéré qu'il était plus pertinent d'utiliser la formulation suivante, pour obtenir un indice de diversité :

$$1 - \lambda' = 1 - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right)$$

Où n_i = nombre d'individus dans l'espèce i , S est le nombre d'espèces et N = nombre total d'individus.

II.2.2. Métriques basées sur la proportion d'espèces sensibles et opportunistes.

AMBI (AZTI Marine Biotic Index, Borja *et al.*, 2000) : L'AMBI a été mis au point pour représenter la réponse des communautés benthiques du substrat meuble aux perturbations anthropiques (Muxika *et al.*, 2005). Cet indice a été initialement développé sur la côte basque par Borja *et al.*, 2000. Il est basé sur une généralisation des travaux de Glémarec et Hily (1981), (Figure 2). Il considère les proportions de cinq groupes écologiques auxquels les espèces benthiques ont été attribuées :

- GI : espèces sensibles ;
- GII : espèces indifférentes ;
- GIII : espèces tolérantes ;
- GIV : espèces opportunistes de second ordre ;
- GV : espèces opportunistes de premier ordre.

$$AMBI = \frac{(0 * \%GI) + (1,5 * \%GII) + (3 * \%GIII) + (4,5 * \%GIV) + (6 * \%GV)}{100}$$

La liste utilisée dans cette étude est celle disponible sur le site de l'AZTI (<http://www.azti.es/>).

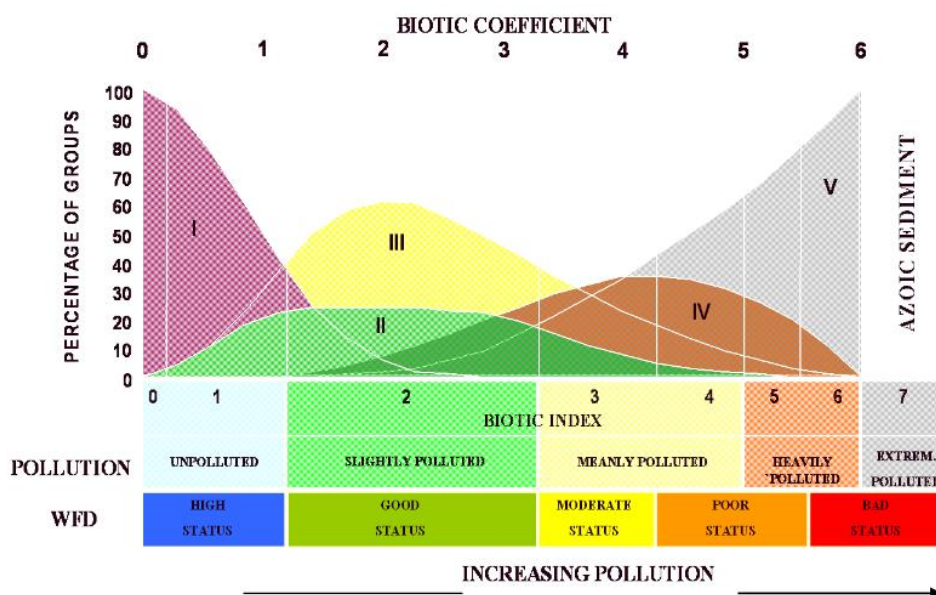


Figure 2 : Succession des groupes écologiques en fonction d'une pollution croissante selon l'AMBI.
Source : AZTI

Abondance relative des espèces opportunistes (Op) : Il s'agit du pourcentage d'individus appartenant au groupe d'espèces opportunistes de premier et second ordre (groupes IV et V de la liste AMBI). La condition de référence pour l'indice Op a été établie selon un avis d'experts à un maximum d'abondance de 10% (Puentes *et al.*, 2010).

$$Op = \frac{\text{ind du gp IV et V}}{\text{ind totaux}}$$

Avec :

- *ind du gp IV et V* : le nombre d'individus des groupes écologiques IV et V de l'AMBI présents dans l'échantillon
- *ind totaux* : le nombre total d'individus (toutes espèces confondues) présents dans l'échantillon

BO2A (Benthic Opportunistic Annelids Amphipods Index, Dauvin et Ruellet, 2007) : Cet indice mesure le rapport entre la fréquence des annélides opportunistes proliférant dans les milieux riches en matière organique (espèces appartenant aux groupes IV et V définis par l'AMBI) et la fréquence des amphipodes sensibles aux pollutions et aux accroissements de matière organique. Cet indice considère que l'ensemble des amphipodes (à l'exception du genre *Jassa*) sont sensibles aux pollutions, notamment à la pollution par les hydrocarbures (Dauvin et Ruellet, 2007). Cet indice a initialement été développé dans le cadre d'une pollution aux hydrocarbures. Pour calculer le BO2A, l'abondance totale doit être supérieure à 20.

$$BO2A = \log_{10} \left(\frac{foa}{fsa + 1} + 1 \right)$$

Avec *foa* : proportion de polychètes et oligochètes opportunistes (groupe 4 et 5 de l'AMBI) et *fsa* : proportion d'amphipodes sensibles.

II.2.3. Métriques mesurant un changement de l'abondance et la composition d'une communauté

« **Benthic community** » et « **benthic structure** » **Bc/Bs** : Cet indice indique les changements de composition (Bc) et de structure (Bs) de la communauté. La composition taxonomique et l'abondance des principales espèces de la communauté type sont modifiées dans un écosystème sous pression anthropique (Puente *et al.*, 2010). Les changements de composition et de structure sont estimés en comparant la présence ainsi que l'abondance des espèces dans un échantillon à une communauté de référence en utilisant l'indice de similarité de Bray-Curtis. Les changements de composition (Bc) sont basés sur des données de présence/absence tandis que les changements de structure (Bs) prennent en compte l'abondance relative des espèces (préalablement transformées en racine carrée). Dans les deux cas ces métriques sont exprimées sous forme de valeurs de similarité (en pourcentage). Seules les espèces considérées comme les plus caractéristiques de la communauté type sont incluses dans cette analyse. Ces espèces caractéristiques sont déterminées pour chaque habitat comme les taxa contribuant le plus à la similarité entre les échantillons issus de cet habitat. La liste des espèces retenues est déterminée en n'incluant que les espèces dont la contribution cumulée à la similarité entre échantillons est égale à 80%. Ce travail de sélection a été réalisé grâce à une analyse SIMPER utilisant PRIMER 6 (Clarke et Gorley, 2006). Les autres taxa présents dans le prélèvement ne sont pas pris en compte. Ainsi, la similarité entre un prélèvement et la communauté de référence devrait être de 100% si toutes les espèces caractéristiques sont présentes et leur abondance comparable à celles définies pour un habitat type. En revanche si toutes les espèces caractéristiques sont absentes dans le prélèvement la similarité devrait être de 0%, même si d'autres espèces sont présentes. Les auteurs (Puente *et al.*, 2010) ont fixé une référence pour la valeur de similarité égale à 80%.

$$Bsc = \frac{\frac{Bs}{80} + \frac{Bc}{80}}{2}$$

II.2.4. Métriques basées sur l'abondance de la faune.

Excès et déficit de l'abondance totale (N⁺ et N⁻) : Il s'agit du 90^{ème} percentile (N⁺) et du 10^{ème} percentile (N⁻) de l'abondance totale en excluant les taxa « Insecta » et le gastéropode *Peringia ulvae* en raison de leur forte dominance dans de nombreux sites (Puente *et al.*, 2010). Cette métrique se base sur une partie du modèle de Pearson et Rosenberg (1978). Le paradigme (appelé modèle SAB) établi par ces auteurs met l'accent sur l'influence de la matière organique sur la composition des communautés benthiques (Alzieu, 2003). Ce modèle permet d'identifier trois états le long d'un gradient de pollution, que ce gradient soit spatial ou temporel (Figure 3). Les auteurs ont observé qu'au point de rejet de cette pollution, les sédiments sont dépourvus de toute faune. En s'éloignant, de rares espèces apparaissent, puis elles prolifèrent jusqu'à atteindre un pic composé principalement d'espèces opportunistes, ce pic est caractérisé par un très petit nombre d'espèces dont les effectifs sont extrêmement élevés. La pollution se réduisant, l'abondance et la biomasse diminuent, tandis que la richesse spécifique augmente. Enfin, arrive une zone dite « de transition », avec de fortes fluctuations tendant progressivement vers un peuplement stable, caractérisé par des espèces peu abondantes, mais ayant des tailles plus importantes que les espèces opportunistes. En conclusion, une forte valeur d'abondance (N) ne traduit pas forcément la bonne santé d'un écosystème. Il faut que N soit supérieur à une valeur reflétant une perturbation (N⁻) mais inférieur à une valeur exprimant le pic d'espèces opportunistes (N⁺) (Figure 3).

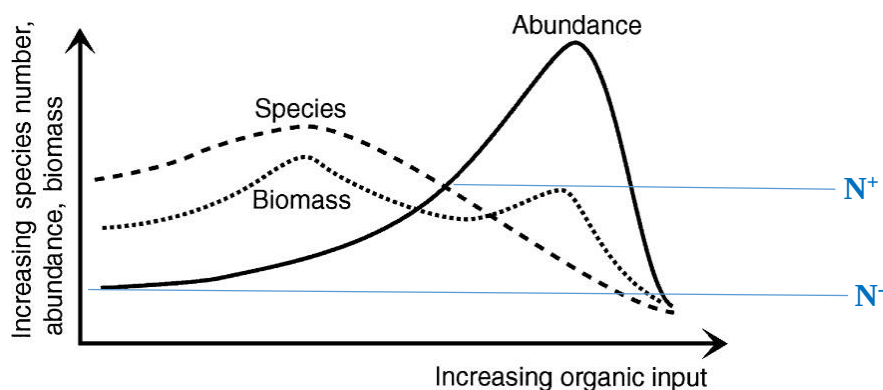


Figure 3 : Modèle SAB de Pearson et Rosenberg (1978).

La signification des métriques N^+ et N^- utilisées par l'indicateur QSB est représentée. Ces métriques permettent de repérer le pic d'opportunistes (quand N est supérieur à N^+) et les sédiments dont la macrofaune benthique a pratiquement disparu (quand N est inférieur à N^-).

Source : Grall & Chauvaud (2002).

II.3. Définition des états de référence

Selon la DCE, la première étape nécessaire à l'utilisation d'un indicateur de la qualité du milieu consiste à établir un état de référence. La notion de condition ou état de référence est la valeur de l'indice dans le cas où les pressions anthropiques s'exerçant sur le milieu seraient absentes ou négligeables (Directive 2000/60/CE). Pour déterminer ces valeurs de références l'annexe 3 de la DCE propose plusieurs pistes :

- Utiliser des données historiques.

Cette option serait, en théorie, la plus rationnelle mais présente deux inconvénients. Tout d'abord, les données historiques sont inexistantes, et il faudrait parfois remonter très loin dans le temps pour trouver des données non impactées par les activités anthropiques (par exemple les premiers travaux d'endiguement en Seine datent de 1848, rapport du GIP Seine Aval 2009). Enfin, les méthodes de collecte de données écologiques quantitatives ont fortement évolué dans le temps (Van Hoey *et al.*, 2013).

- Trouver des écosystèmes similaires mais non soumis aux pressions anthropiques.

Il pourrait s'agir par exemple de zones naturelles marines protégées (Van Loon *et al.*, 2015). Mais dans le cas des estuaires il s'avère très difficile de trouver des habitats analogues en raison des particularités de ces milieux et de l'exploitation historique de ces zones en Europe de l'Ouest.

- « Modéliser » un état de référence.

Cette dernière approche est basée sur la modélisation de cet état de référence en utilisant par exemple les meilleures valeurs de chacune des métriques trouvées dans les sites échantillonnés (Borja *et al.*, 2004 ; Borja *et al.*, 2009 ; Borja et Tunberg, 2011). Il existe différentes manières de procéder ; mais la très grande majorité des approches consistent à utiliser les percentiles, le 99^{ème} (Van Loon *et al.*, 2015), le 95^{ème} (Muxika *et al.*, 2016 ; Van Hoey *et al.*, 2013) ou le 90^{ème} (Puente *et al.*, 2010) percentile.

Malgré toutes les propositions ci-dessus, il reste très difficile de valider les valeurs utilisées comme condition de référence (Van Loon *et al.*, 2015). Les conditions de référence doivent tenir compte de la variabilité naturelle afin de permettre de mettre en évidence les stress d'origine anthropique (Paz *et al.*, 2008). En soit, la sélection de conditions de référence est une étape à la fois très complexe et fondamentale pour l'élaboration des indicateurs. D'après Muxika *et al.* (2016) chaque pays doit élaborer ses propres conditions de référence pour chaque typologie, car le moindre changement dans ces conditions de référence affecte le résultat final.

En conséquence, la première partie de cette étude a consisté à déterminer des conditions de référence adaptées aux estuaires de la façade Manche-Atlantique.

III. Adaptation des indicateurs pressentis aux estuaires français

Afin de tester les six indicateurs utilisés pour l'intercalibration aux MET françaises, les étapes choisies pour cette étude sont les suivantes :

1. Définir les « habitats types » des estuaires étudiés. Pour cela, les résultats présentés ici sont basés sur la classification EUNIS (<http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>), elle-même basée sur les travaux du JNCC (Connor *et al.*, 2004) et adaptée pour les côtes françaises par Michez *et al.* (2013, 2015).
2. Définir des conditions de référence par habitat, adaptées aux MET françaises. Pour chaque habitat, des conditions de référence ont été dérivées à partir des données acquises en 2008. Plusieurs méthodes ont été testées afin de trouver la plus appropriée.
3. Comparer les résultats obtenus avec les états de référence proposés dans l'exercice d'intercalibration.
4. Appliquer les six indicateurs en tenant compte des références adaptées, avec les données de 2008.

III.1. Prétraitement des données exploitées

III.1.1. Données utilisées

Les données utilisées dans cette étude proviennent d'un échantillonnage automnal réalisé en 2008 sur dix estuaires de la façade Manche Atlantique. Les estuaires étudiés sont ceux de la Somme, la Seine, l'Orne, le Trieux, le Belon, la Loire, la baie de l'Aiguillon (Sèvre Niortaise), la Charente, la Gironde et la Bidassoa. Pour les grands estuaires (surface > 190km² : Gironde, Seine, Loire) 40 stations ont été échantillonnées (20 en domaine intertidal et 20 en domaine subtidal). Pour les petits estuaires, 20 stations ont été échantillonnées (10 en domaine intertidal et 10 en domaine subtidal), sauf pour les estuaires du Belon, de l'Orne, de la Baie de l'Aiguillon et de la Baie de Somme qui présentent une zone subtidal très réduite, donc l'ensemble des 20 stations qui ont été échantillonnées en domaine intertidal. En domaine intertidal, les prélèvements de macrofaune benthique ont été effectués dans la mesure du possible à un même niveau tidal (même niveau de marée). En effet, des variations d'abondance et de diversité peuvent être induites par la durée d'émersion (Cottet *et al.*, 2007). Dans chacune des stations 5 échantillons ont été prélevés. En domaine subtidal les prélèvements ont été effectués à la benne Van Veen de 0,1m² (dimensions horizontales de 33 x 33 cm), et en domaine intertidal au carottier de 0,029m². L'analyse des prélèvements a été effectuée au laboratoire. Un tamisage de 1mm a été appliqué sur l'ensemble des échantillons. Une étude du sédiment a été réalisée en accompagnement de l'analyse faunistique. Pour cela, une carotte supplémentaire a été prélevée au niveau de chaque station afin d'effectuer une analyse granulométrique et une mesure de la teneur en matière organique par perte au feu.

III.1.2. Traitement des données

Les prélèvements et l'identification des organismes ayant été effectués par différents laboratoires, une homogénéisation de la taxinomie de la base de données a dû être effectuée. La validation taxinomique des espèces est basée sur les informations disponibles sur le site internet de WoRMS (World Register of Marine Species). Certaines espèces, ou groupes d'espèces, dont l'identification s'est avérée potentiellement problématique ont été regroupés à un niveau taxinomique élevé. Les valeurs de nombreuses métriques utilisées par les indicateurs dépendent plus ou moins directement du nombre d'espèces S par échantillon et/ou par station. Ce nombre S est extrêmement dépendant de l'effort d'échantillonnage : nombre d'échantillons,

surface d'échantillonnage. Il est donc nécessaire dans la mesure du possible de préciser à quel effort d'échantillonnage correspondent les valeurs présentées dans le présent rapport. Le protocole DCE a récemment été modifié par Garcia *et al.*, 2014. Ce protocole est le protocole officiel pour la surveillance des masses d'eau côtière et a été adoptée pour l'échantillonnage des masses d'eau de transition. Les données ont été poolées à l'échelle du prélèvement ($0,029\text{m}^2$ en intertidal et $0,1\text{m}^2$ en subtidal), du passage (trois prélèvements) et du lieu (trois passages) selon le rapport Aquaref de 2014 (Garcia *et al.*, 2014) (Figure 4). Les références proposées dans cette étude correspondent à l'échelle du « passage » soit $0,087\text{m}^2$ en intertidal (trois carottiers) et $0,3\text{m}^2$ en subtidal (trois bennes).

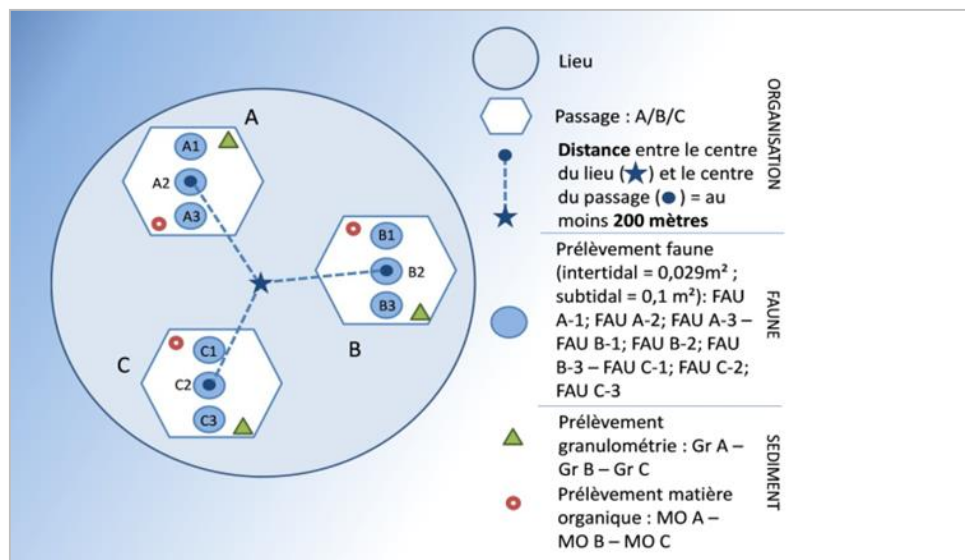


Figure 4 : Consignes de prélèvement dans le cadre du suivi stationnel du paramètre macro-invertébrés benthiques de substrats meubles dans le cadre de la DCE, protocole AQUAREF 2014.

III.2. Définition des « habitats types » sur la base de la typologie EUNIS

Présentation de la typologie utilisée pour les substrats meubles

Etant donné la seconde phase de ce projet (intercalibration européenne de l'outil), la typologie d'habitat sur laquelle se baser, doit être aussi internationale que possible pour faciliter les comparaisons des résultats avec d'autres systèmes *a minima* européens.

Le choix s'est donc porté sur la typologie EUNIS (EUropean Nature Information System) qui dérive principalement des travaux du JNCC sur la classification des habitats marins pour la Grande Bretagne et l'Irlande (Connor *et al.*, 2004). Par ailleurs, la typologie EUNIS a déjà été largement reprise et adaptée pour la définition des habitats marins en France dans le cadre de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN), porté par le Service du Patrimoine Naturel (SPN) du Muséum national d'histoire naturelle (Michez *et al.*, 2013, 2015).

Le traitement des données de macrofaune benthique intertidale acquises en 2008 sur les 10 estuaires français a montré que si chaque estuaire présente une macrofaune benthique originale, il existe d'importantes similarités faunistiques lorsqu'on compare les communautés benthiques d'habitats comparables entre estuaires (Blanchet *et al.*, 2014, Figure 5). Ce type de démarche avait également été recommandée en 2009 lors des premiers travaux visant à développer un indicateur benthos spécifique aux MET (Gouillieux *et al.*, 2009).

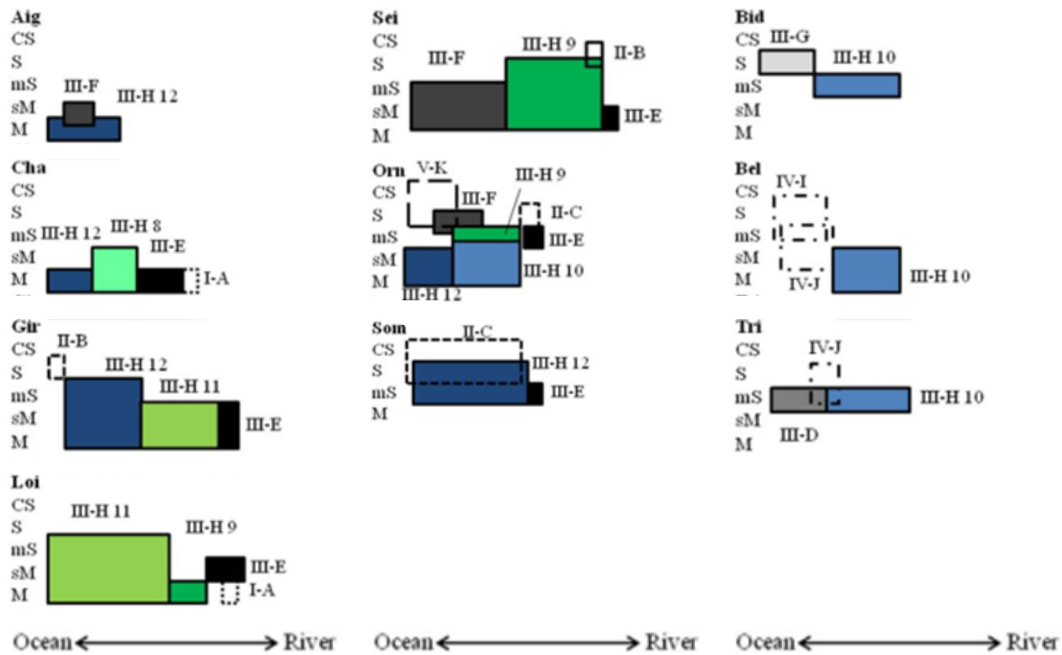


Figure 5: Représentation schématique des similarités entre assemblages benthiques entre les estuaires étudiés.

Les codes indiquent les différents assemblages identifiés par analyse multivariée. Les différents assemblages sont ordonnés selon leur position dans le gradient de salinité estuarien entre le pôle « Océan » et le pôle « Rivière ». NB : Cs : sédiments grossiers, S : sables, mS : sables vaseux, sM : vase sableuse, M : vase, Alg : Aiguillon, Bid : Bidassoa, Bel : Belon, Cha : Charente, Gir : Gironde, Loi : Loire, Sei : Seine, Orn : Orne, Som : Somme, Tri : Trieux.

Source : Blanchet et al., 2014

La typologie des habitats EUNIS est hiérarchisée selon six niveaux imbriqués. Elle est basée sur la nature du substrat (meuble, rocheux) et l'étagement (intertidal / subtidal), puis inclue le degré d'exposition à l'hydrodynamisme, le régime de salinité, le type de sédiment (pour les substrats meubles), la présence de végétation, la durée d'émersion mais aussi sur l'identité de certaines espèces les plus représentatives de cet habitat. La figure 6 montre un extrait de cette typologie, relatif aux habitats de substrats meubles (habitats dominants sur lesquels se concentrent les suivis DCE des invertébrés benthiques).

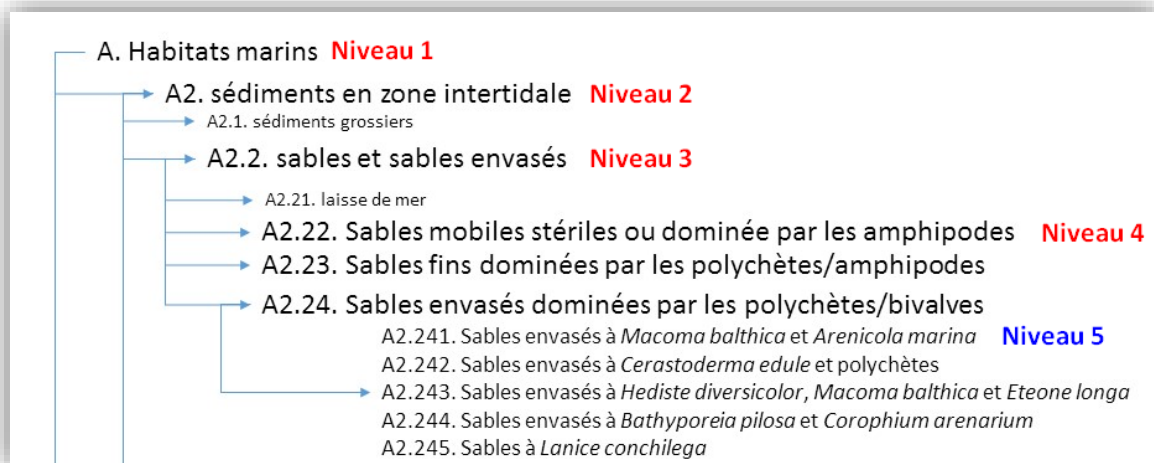


Figure 6: Aperçu d'une partie de la hiérarchie des habitats proposés dans la classification EUNIS.

Le nombre de chiffre du code de l'habitat correspond au niveau la typologie. Par exemple, « A2.23 : Polychaete/amphipod-dominated fine sand shores » est un habitat de niveau 4, l'habitat « A2 : Littoral sediment » est un habitat de niveau 2.

Face à cette typologie il a été nécessaire de choisir à quel niveau définir ces habitats d'un point de vue pratique. Pour cela, les points suivants ont été considérés :

- Les habitats définis doivent être aisés à identifier *a priori* par un opérateur formé et disposant de connaissances minimum du site à échantillonner et, donc, ne pas être défini par des espèces qui ne sont pas aisément observables à l'œil nu ;
- Les habitats définis doivent être aisés à localiser géographiquement à l'aide d'un minimum de connaissance du milieu garantissant une probabilité de présence élevée, notamment en domaine subtidal ;
- Il n'est pas possible de prendre en compte l'ensemble des particularités de chaque estuaire pour définir les habitats sous peine de définir de trop nombreux habitats qui ne seront propres qu'à un très petit nombre d'estuaires ;
- La typologie d'habitat doit être aussi internationale que possible (pour être transposable), d'où la proposition de choisir EUNIS.

L'ensemble de ces considérations ont conduit à ne considérer que le niveau 4 de la typologie. Ainsi, les habitats benthiques choisis sont donc les suivants :

Cinq types d'habitats ont été retenus **pour le domaine intertidal** :

MoSa (code A2.22) : *Barren or amphipod dominated mobile sand shores* → Estrans de sables mobiles, à faune éparse ou dominée par des amphipodes. Il s'agit de zones soumises à un fort hydrodynamisme comme les plages battues ou les chenaux de marée soumis à de forts courants. A partir des données acquises sur les dix estuaires de la façade Manche-Atlantique, les sédiments correspondant à cet habitat ont une médiane granulométrique comprise entre 240 et 315µm dans la majorité des cas, ce qui correspond à des sables moyens (Figure 7b). La teneur en particules fines (<63 µm) est, quant à elle, comprise entre 0,9 et 2% dans la majorité des cas (Figure 7c). La teneur en matière organique est très faible, elle est comprise entre 0,2 et 0,4% (Figure 7a). Cet habitat présente très peu de graviers. Enfin, le ratio sable : vase est compris entre 56 et 121 (Figure 7d). D'un point de vue salinité, cet habitat est retrouvé dans des conditions de fortes salinités. Il s'agit d'un habitat typique de l'embouchure des estuaires.

FiSa (code A2.23) : *Polychaete or amphipod-dominated fine sand shores* → Estrans de sables fins dominés par les amphipodes ou les polychètes. Ces estrans sont situés en zone modérément exposées. Les sédiments correspondant à cet habitat ont une médiane granulométrique comprise entre 170 et 190µm dans la plupart des cas, ce qui correspond à des sables fins (Figure 7b). La teneur en particules fines est, quant à elle, comprise entre 0,2 et 1% dans la plupart des cas (Figure 7c). La teneur en matière organique est très faible, elle est comprise entre 0 et 0,05% (Figure 7a). Le ratio sable : vase est compris entre 106 et 436 (Figure 7d). Cet habitat présente très peu de graviers.

MuSa (code A2.24) : *Polychaete or bivalve-dominated muddy sand shores* → Estrans de sable vaseux dominés par des polychètes ou des bivalves. Les sédiments correspondant à cet habitat ont une médiane granulométrique comprise entre 110 et 267µm dans la plupart des cas (Figure 7b). La teneur en particules fines est, quant à elle, comprise entre 3 et 32% dans la plupart des cas (Figure 7c). La teneur en matière organique est comprise entre 1 et 3% dans la plupart des cas (Figure 7a). Le ratio sable : vase est compris entre 2 et 27 (Figure 7d). Cet habitat présente 0 à 6% de graviers.

MEst (code A2.31) : *Polychaete/bivalves-dominated mid estuarine mud shores* → Estrans vaseux de la partie moyenne des estuaires dominés par les polychètes et les bivalves. Les sédiments correspondant à cet habitat ont une médiane granulométrique comprise entre 20 et 140µm dans la plupart des cas, ce qui correspond à des pélites et des sables fins (Figure 7b). La teneur en particules fines est très variable, elle est comprise entre 16 et 74% dans la plupart des cas (Figure 7c). La teneur en matière organique est comprise entre 2 et 7% pour la plupart des cas (Figure 7a). Cet habitat présente très peu de graviers. Le ratio sable : vase est compris entre 0,1 et 5 (Figure 7d), il s'agit donc d'un sédiment à dominance vaseuse. L'habitat MEst est caractérisé par une position intermédiaire entre l'estuaire amont et aval.

UEst (code A2.32) : *Polychaete/oligochaete-dominated upper estuarine mud shores* → Estrans vaseux de la partie amont des estuaires dominés par des polychètes ou des oligochètes. Les sédiments correspondant à cet habitat ont une médiane granulométrique comprise entre 20 et 30µm dans la plupart des cas, ce qui correspond à des vases (Figure 7b). La teneur en particules fines est, comprise entre 74 et 97% dans la plupart des cas (Figure 7c). La teneur en matière organique est élevée, elle est comprise entre 4 et 7% pour la plupart des cas (Figure 7a). Le ratio sable : vase est compris entre 0 et 0,3 (Figure 7d), le sédiment de ce milieu est très vaseux. Cet habitat ne présente pas de graviers. Cet habitat est fortement soumis à l'influence de l'eau douce. Cet habitat présente peu d'espèces et est caractérisé par des polychètes et des oligochètes. Il se distingue du précédent (A2.31) par l'absence de bivalves. L'habitat UEst présente une salinité faible mais variable, c'est l'habitat caractéristique de la partie amont de l'estuaire.

Pour le domaine subtidal, trois autres habitats ont été définis :

SMuVS (code A5.32) : *Sublittoral mud in variable salinity* → Cet habitat est caractéristique des vases sublittorales peu profondes en zone à salinité variable. Ces habitats sont caractérisés par la présence d'oligochètes et de polychètes. Les sédiments correspondant à cet habitat ont une médiane granulométrique comprise entre 20 et 160µm dans la plupart des cas (Figure 7b). La teneur en particules fines est très variable, elle est comprise entre 24 et 94 dans la plupart des cas (Figure 7c). La teneur en matière organique est comprise entre 3 et 7% pour la plupart des cas (Figure 7a). Le ratio sable : vase est compris entre 0,1 et 2,6 (Figure 7d). Cet habitat présente très peu de graviers.

SSaVS (code A5.22) : *Sublittoral sand in variable salinity* → Sables sublittoraux en zone à salinité variable. Les sédiments correspondant à cet habitat ont une médiane granulométrique comprise entre 270 et 350µm dans la plupart des cas, ce qui correspond à des sables moyens (Figure 7b). La teneur en particules fines est, quant à elle, comprise entre 1 et 3% dans la plupart des cas (Figure 7c). La teneur en matière organique est comprise entre 0,4 et 0,9% pour la plupart des cas (Figure 7a). Cet habitat ne présente pas de graviers. Le ratio sable : vase est compris entre 27 et 186 (Figure 7d). Ces habitats sont caractérisés par des amphipodes, des polychètes et des mysidacés.

IMuSa (code A5.24) : *Infralittoral muddy-sand* → Sables vaseux de la zone infralittorale. Cet habitat est caractérisé par un sédiment sablo-vaseux non cohésif, habité par des polychètes et des bivalves. Les sédiments correspondant à cet habitat ont une médiane granulométrique comprise entre 70 et 190µm dans la plupart des cas (Figure 7b). La teneur en particules fines est, quant à elle, comprise entre 6 et 44 dans la plupart des cas (Figure 7c). La teneur en matière organique est comprise entre 2 et 7% pour la plupart des cas (Figure 7a). Le ratio sable : vase est compris entre 0,9 et 13 (Figure 7d). Cet habitat présente entre 0 et 2% de graviers.

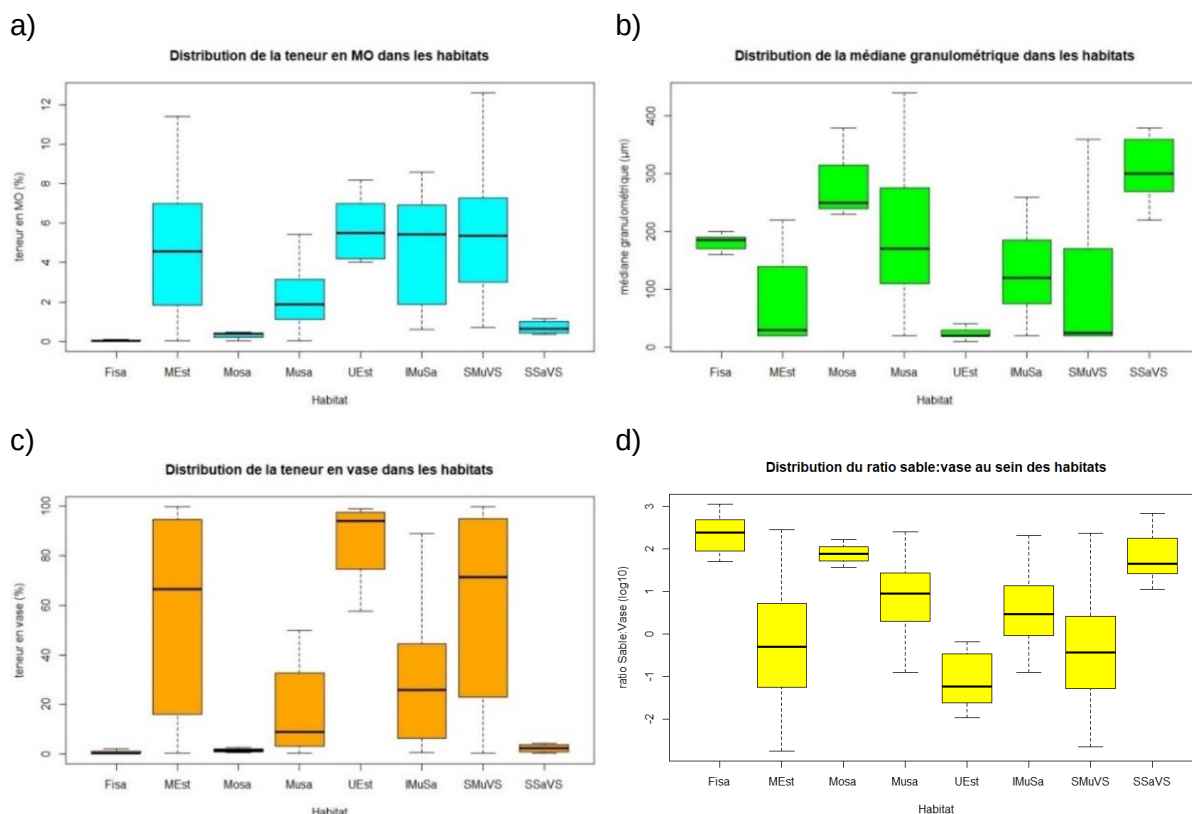


Figure 7 : Boîtes à moustaches représentant la teneur en matière organique (a), la distribution de la médiane granulométrique (b), la teneur en vase (c), la distribution du ratio sable : vase (d) (en échelle log) selon les habitats. FiSa : sables fins intertidaux, MEst : estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, MoSa : sables mobiles intertidaux, MuSa : sables vaseux intertidaux, UEst : estrans vaseux en amont de l'estuaire, IMuSa : sables vaseux de la zone subtidale, SMuVS : vases sublittorales, SSaVS : sables sublittoraux.

III.3. Définition d'états de référence adaptés aux habitats estuariens français

III.3.1. Méthodologie d'élaboration des conditions de référence.

Parmi les méthodes proposées par l'annexe V de la DCE pour évaluer les conditions de références, la plus couramment utilisée reste la « modélisation » mathématique de ces états de référence.

Deux méthodes de « modélisation » ont été testées dans cette étude :

- La méthode proposée dans le rapport d'intercalibration par Muxika *et al.* (2016)

Dans un premier temps les stations dont S (le nombre d'espèces) est inférieur à 3 et N (le nombre d'individus collectés) inférieur à 10 individus sont éliminées. Puis toutes les stations situées à moins de deux kilomètres d'une source potentielle de pollution (station d'épuration, centrale nucléaire, terminal de ferry, ports importants...) sont éliminées du jeu de données. Les conditions de références sont obtenues à l'aide du 95e percentile des résultats des métriques dont, en théorie, la valeur décroît sur un gradient de perturbation croissant (indice de Margalef, indice de Shannon, richesse spécifique, abondance) ; et du 5e percentile pour les métriques dont la valeur croît selon un gradient de perturbation croissant (c'est le cas de l'AMBI).

- La méthode utilisée dans l'article de Van Loon *et al.* (2011).

Ce groupe de chercheurs propose de modéliser des conditions de référence en utilisant le 99e percentile des résultats des indices (indice de Margalef, indice de Shannon, richesse spécifique, abondance).

Ces deux méthodes sont extrêmement proches, néanmoins, nous avons cherché à comparer leur effet à partir du jeu de données 2008 afin de dériver des états de référence pour chacun des habitats EUNIS retenus précédemment.

Concernant les métriques N+, N- et (Op) utilisées par l'indicateur QSB, les conditions de référence à utiliser sont définies par Puente *et al.* (2010) et n'ont pas été modifiées. Plus particulièrement, la proportion d'espèce opportunistes (Op) correspond à une proportion maximum de 10% de l'abondance et les valeurs des métriques N+ et N- correspondent aux percentiles 90 et 10 de l'abondance (en individus par m²), respectivement.

III.3.2. Résultats

Les conditions de référence, déterminées à partir des données acquises en 2008 selon les deux méthodes, sont présentées dans le tableau 3. Les données de référence n'ont pas été présentées pour l'habitat MoSa car celui-ci était représenté par seulement 3 stations sur le jeu de données 2008 ce qui est insuffisant pour calculer des 5^e et 95^e percentiles.

Ce dernier montre que le type d'habitat influe de façon majeure sur les valeurs des métriques donc sur celles des indicateurs. Par exemple pour la métrique AMBI² les valeurs sont faibles pour les habitats de sables pauvres en matière organique : « sables fins intertidaux » (FiSa) et « sables sublittoraux » (SSaVS). A l'inverse, elles sont beaucoup plus élevées pour les habitats intertidaux typiquement estuariens « estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire » (MEst) et « estrans vaseux en amont de l'estuaire » (UEst) (Tableau 3). Il en va de même pour la métrique S, pour laquelle les habitats « sables vaseux intertidaux » (MuSa) et « sables vaseux de la zone subtidale » (IMuSa) présentent des valeurs élevées alors qu'elles sont beaucoup plus faibles pour les habitats « estrans vaseux en amont de l'estuaire » (UEst) et « sables sublittoraux » (SSaVS) (Tableau 3).

Tableau 3 : Comparaison des conditions de références pour chaque métrique et chaque habitat, en fonction des deux méthodes proposées par les différents auteurs, calculées à partir des données de 2008. Métriques considérées : AMBI, H' (indice de Shannon), S (nombre d'espèces), d (indice de Margalef), dfam (indice de Margalef à l'échelle de la famille), 1-λ' (indice de Simpson), BO2A.

Types d'habitat : MEst : estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, UEst : estrans vaseux en amont de l'estuaire, MuSa : sables vaseux intertidaux, FiSa : sables fins intertidaux, SMuVS : vases sublittorales, IMuSa : sables vaseux de la zone subtidale, SSaVS : sables sublittoraux.

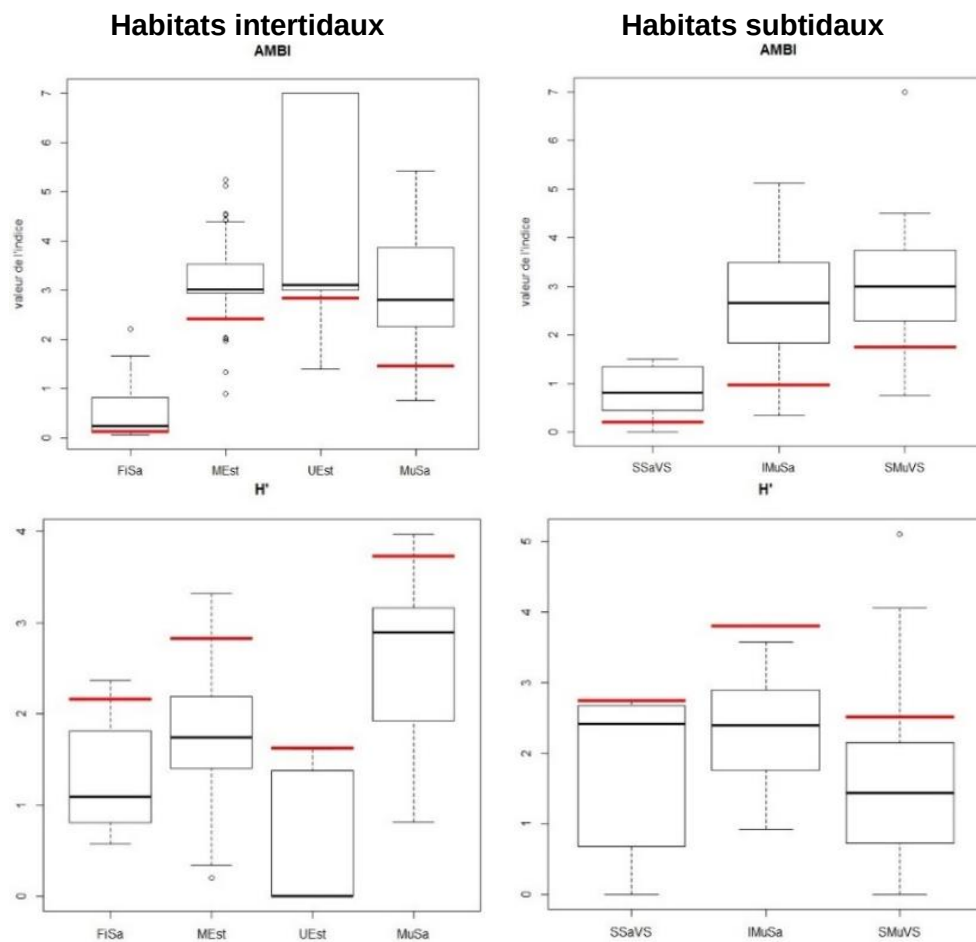
Les références proposées sont basées sur une surface de prélèvement de 0,087m² (3 carottiers) pour les habitats intertidaux et de 0,3m² pour les habitats subtidaux (3 bennes).

	AMBI	H'	S	d	d fam	1-λ'	BO2A
Méthode de Muxika <i>et al.</i> (2016) (95 ^e percentile)							
MEst	2,5	2,9	14	2,6	2,3	0,8	0
UEst	2,8	1,6	8	1,2	0,9	0,6	0
MuSa	1,4	3,7	26	5,0	4,2	0,9	0
FiSa	0,1	2,2	13	1,8	1,3	0,5	0
SMuVS	1,9	2,5	10	3,0	2,8	0,8	0
IMuSa	1,0	3,8	33	5,8	4,7	0,9	0,005
SSaVS	0,3	2,7	9	2,8	2,5	0,9	0
Méthode de van Loon <i>et al.</i> (2011) (99 ^e percentile)							
MEst	2,0	3,2	14	4,0	3,5	0,9	0
UEst	2,8	1,6	8	1,3	0,9	0,6	0
MuSa	1,0	3,9	30	5,7	4,4	0,9	0

² Les valeurs de l'AMBI varient entre 0 et 6 et prennent une valeur de 7 en cas d'échantillon dépourvu de macrofaune.

FiSa	0,0	2,3	14	1,8	1,4	0,5	0
SMuVS	1,3	2,6	14	3,0	2,8	0,9	0
IMuSa	0,5	4,8	48	9,9	7,5	0,9	0,0001
SSaVS	0,2	2,7	9	2,8	2,5	0,9	0

Le choix de l'une ou l'autre méthode a un impact direct sur le calcul des EQR³. La méthode de Van Loon *et al.* (2011) est plus sévère dans la mesure où elle fixe des niveaux plus exigeants pour l'atteinte du très bon état (Tableau 3). Néanmoins, malgré le jeu de données relativement important dont nous disposons, le calcul du 99^{ème} percentile est extrêmement sensible aux valeurs extrêmes (*outliers*) du jeu de données, conséquence, par exemple, de conditions écologiques très particulières sur une station non représentative de l'ensemble d'un habitat. Par exemple, l'utilisation du percentile 99 conduirait à définir une valeur de référence pour la métrique S égale à 48 pour l'habitat IMuSa contre 33 avec l'autre méthode (percentile 95). Cette sensibilité aux valeurs extrêmes a conduit à privilégier l'approche de Muxika *et al.* (2016), basée sur le percentile 95. La figure 8 montre la position des valeurs de références qui vont être utilisées pour les différentes métriques, comparé à la dispersion des valeurs observées dans les différents habitats.



³ Ecological Quality Ratio

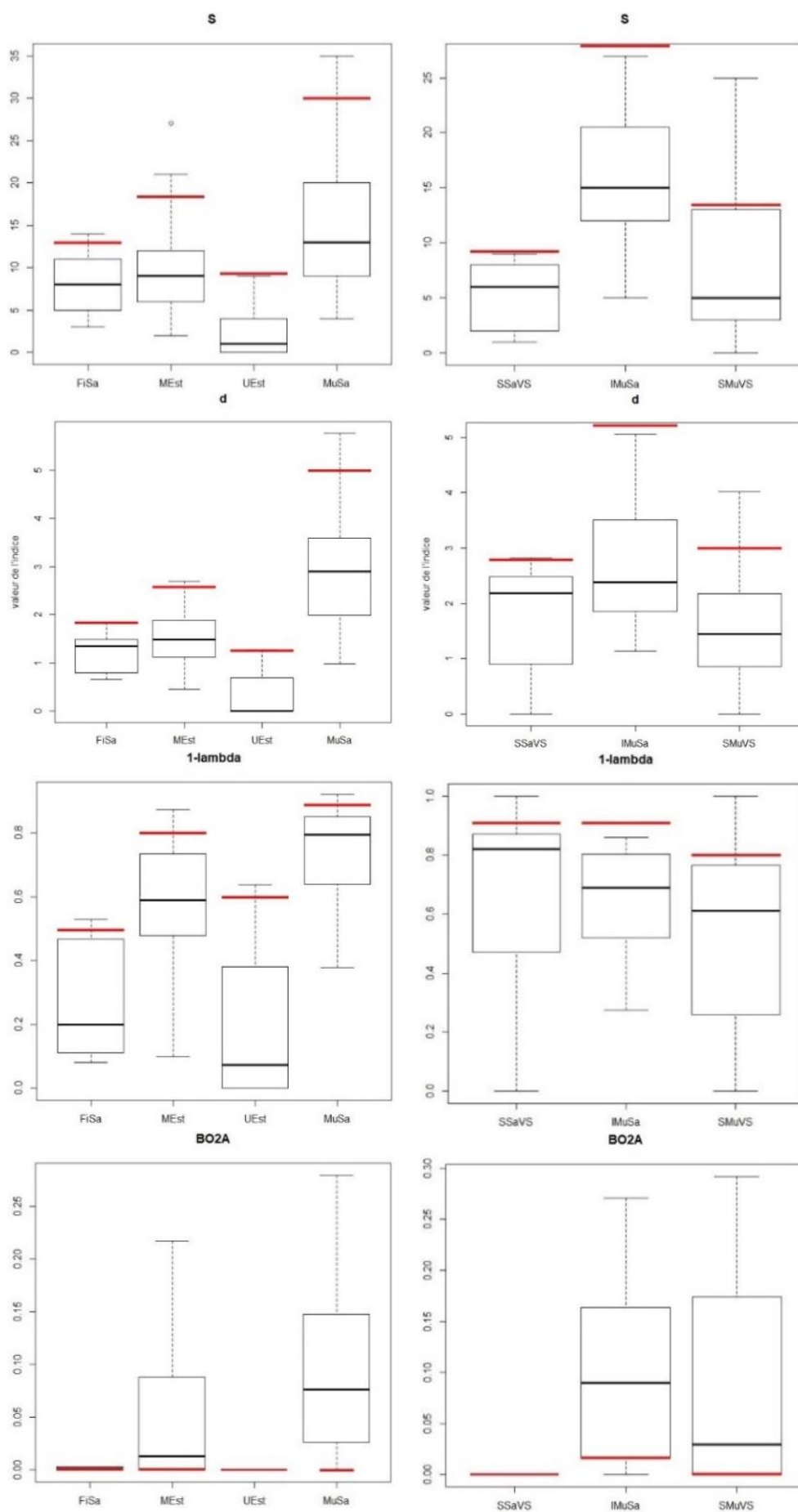


Figure 8 : Distribution des valeurs des métriques en fonction des habitats.

Les indices représentés sont l'AMBI, l'indice de Shannon (H'), la richesse spécifique (S), l'indice de Margalef (d), l'indice de Simpson ($1-\lambda$) et le BO2A. Les lignes rouges représentent les valeurs de référence. FiSa : sables fins intertidaux, MEst : estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, MoSa : sables mobiles intertidaux, MuSa : sables vaseux intertidaux, UEst : estrans vaseux en amont de l'estuaire, IMuSa : sables vaseux de la zone subtidale, SMuVS : vases sublittorales, SSaVS : sables sublittoraux.

III.4. Correspondance avec les états de référence proposés dans le rapport de l'exercice d'intercalibration.

L'objectif de cette partie est de comparer nos habitats ainsi que nos valeurs de référence avec celles proposées par les auteurs. Il s'agit de voir si certains de nos habitats peuvent correspondre aux leurs et si les conditions de référence qui en dérivent appartiennent au même ordre de grandeur.

Les auteurs de l'**indicateur BAT** proposent trois habitats basés sur la salinité et le sédiment sans distinction entre intertidal et subtidal. En termes de conditions de référence l'habitat « polyhaline - muddy-sand » correspond à nos habitat MEst (estran vaseux de la partie moyenne de l'estuaire) et SMuVS (vases sublittorales). L'habitat polyhaline - sandy-mud ressemble à notre habitat MuSa. L'habitat « euhaline » correspond à nos habitats MuSa (sables vaseux intertidaux) et IMuSa (sables vaseux de la zone subtidale) (Figure 9).

Les auteurs de l'**indicateur BEQ12** proposent quatre habitats, en fonction de la salinité et de l'étagement. Leur habitat polyhaline intertidal correspond à notre habitat MuSa (sables vaseux intertidaux). Leur habitat « mésohaline intertidale » correspondrait à notre habitat MEst (estran vaseux de la partie moyenne de l'estuaire) par contre les valeurs d'AMBI proposées pour cet habitat sont nettement plus faibles que celles que nous proposons (0,57 vs 2,5). Leur habitat polyhaline-subtidal correspond à notre habitat IMuSa (sables vaseux de la zone subtidale) (Figure 10).

Les auteurs de l'**indicateur IQI** ne proposent qu'un seul habitat « euhaline subtidal sand/mud ». Les valeurs de cet habitat ne correspondent à nos conditions de référence pour les estuaires. Par contre elles correspondent aux références DCE côtières (Figure 11).

Les auteurs de l'**indicateur M-AMBI** proposent quatre habitats basés sur les communautés « *Cerastoderma edule-Scrobicularia plana* », « *Venus fasciata* », « *Abra alba* » et « *Pontocrates arenarius-Eurydice pulchra* ». Les conditions proposées pour l'habitat « *Cerastoderma edule-Scrobicularia plana* » correspond à notre habitat MEst (estran vaseux de la partie moyenne de l'estuaire), l'habitat « *Venus fasciata* » correspond à notre habitat MuSa (sables vaseux intertidaux) et « *Pontocrates arenarius-Eurydice pulchra* » correspond à notre habitat SSaVS (vases sublittorales) (Figure 12).

Les auteurs de l'**indicateur QSB** proposent trois habitats basés sur les communautés « *Abra alba* », « *Scrobicularia plana* » et « *Abra tenuis* ». En terme de conditions de références, l'habitat « *Abra alba* » ressemble à notre habitat IMuSa (sables vaseux de la zone subtidale), l'habitat « *Scrobicularia plana* » ressemble à notre habitat MEst (estran vaseux de la partie moyenne de l'estuaire) et l'habitat « *Abra tenuis* » ressemble à notre habitat SMuVS (vases sublittorales) (Figure 13).

L'indicateur TaSBeM (Figure 14) n'utilise que deux métriques. Les auteurs de l'indicateur TaSBeM ne proposent que trois habitats (polyhaline-mud, euhaline-mud et euhaline-sand) et ne différencient pas les habitats intertidaux et subtidaux. L'habitat polyhaline-mud pourrait correspondre à nos habitats MEst (estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire) et SMuVS (vases sublittorales). L'habitat euhaline-mud pourrait correspondre à nos habitats MuSa (sables vaseux intertidaux) et IMuSa (sables vaseux de la zone subtidale).

Cette comparaison (Figure 9 à 14) souligne l'hétérogénéité entre méthodes pour la définition des conditions de référence : sédiment, salinité, communauté-type, étagement. Les différents indicateurs présentent un nombre différent d'habitats types. Par exemple, il n'existe qu'un seul habitat de référence pour l'indicateur IQI (Figure 12). Cependant il existe une certaine logique commune, en effet, la plupart des méthodologies prennent en compte le gradient estuarien amont-aval (AMBI augmente d'aval en amont, S diminue d'aval en amont...). En conclusion, il apparaît nécessaire d'utiliser une typologie commune pour l'élaboration des habitats et valeurs de références. Comme proposé précédemment, la typologie EUNIS semble être une bonne alternative pour l'élaboration d'une typologie commune qui permettrait une certaine harmonisation des méthodes à l'échelle européenne et dans le cadre des différentes directives visant l'évaluation de la qualité du milieu (DHFF, DCE et DCSMM).

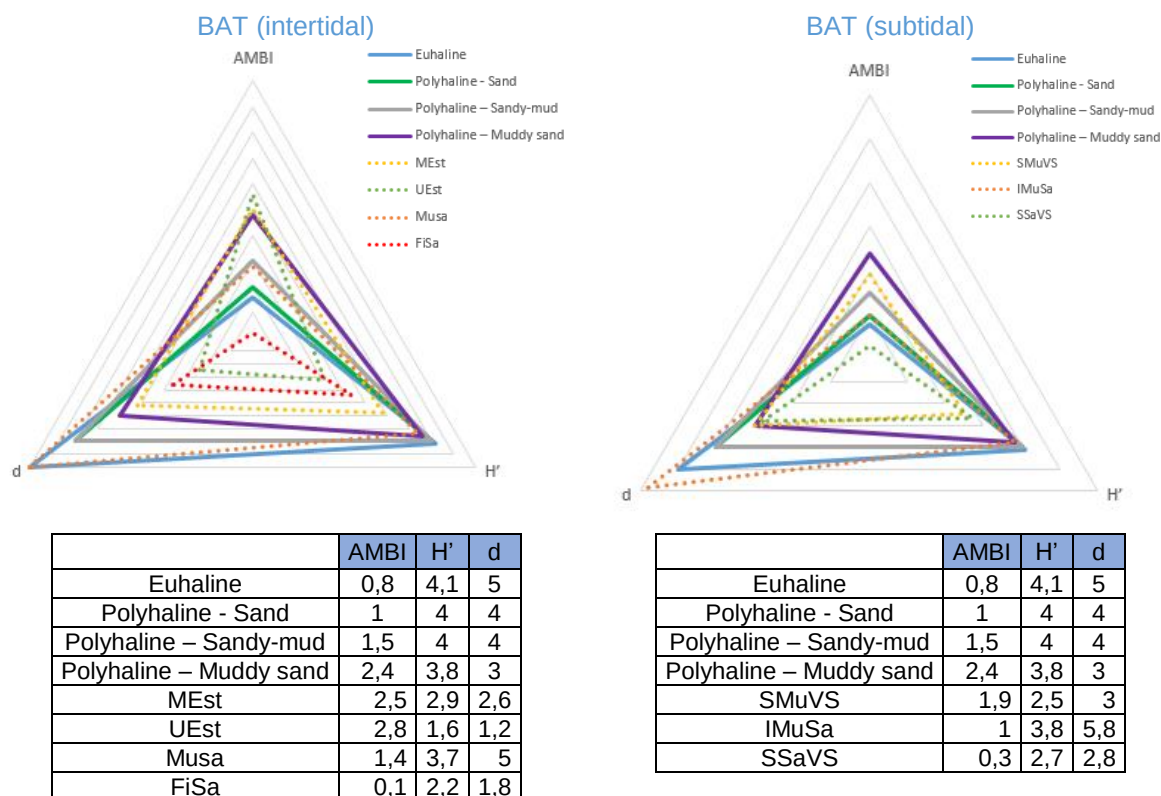


Figure 9 : Graphiques radar indiquant les similitudes entre les conditions de références établies par les auteurs de l'indicateur BAT et celles utilisées dans cet étude. Les valeurs sont inscrites dans le tableau en dessous des figures.

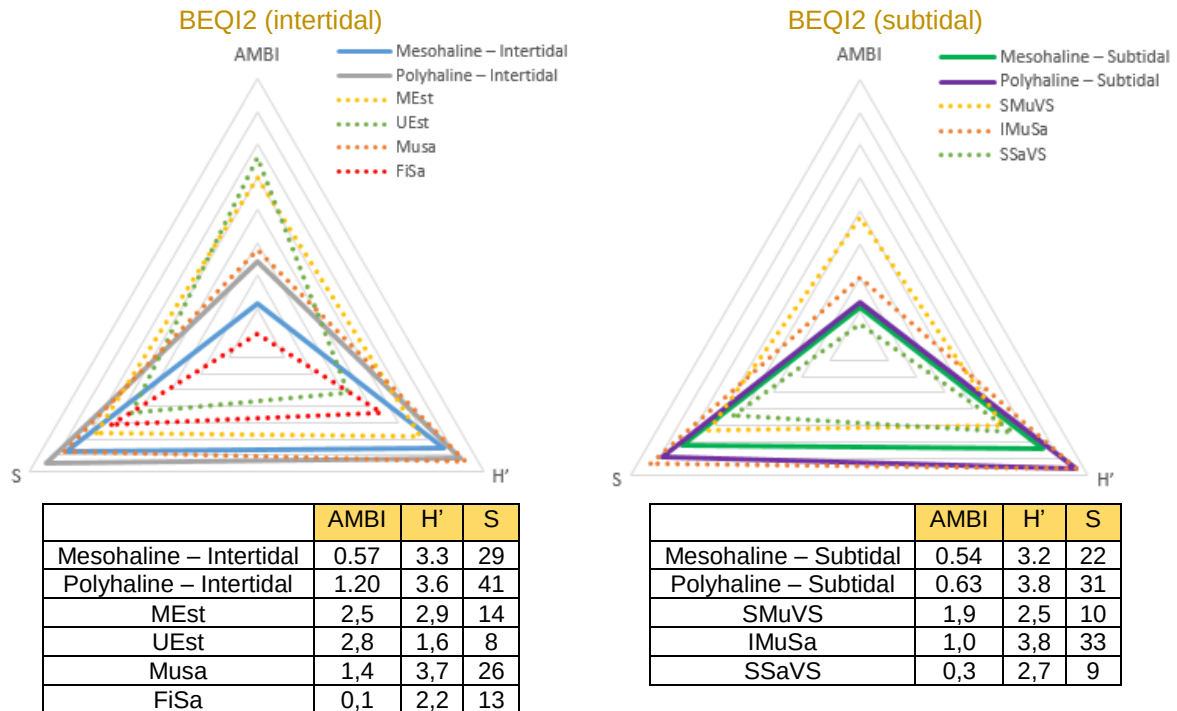


Figure 10 : Graphiques radar indiquant les similitudes entre les conditions de références établies par les auteurs de l'indicateur BEQI2 et celles utilisées dans cet étude.

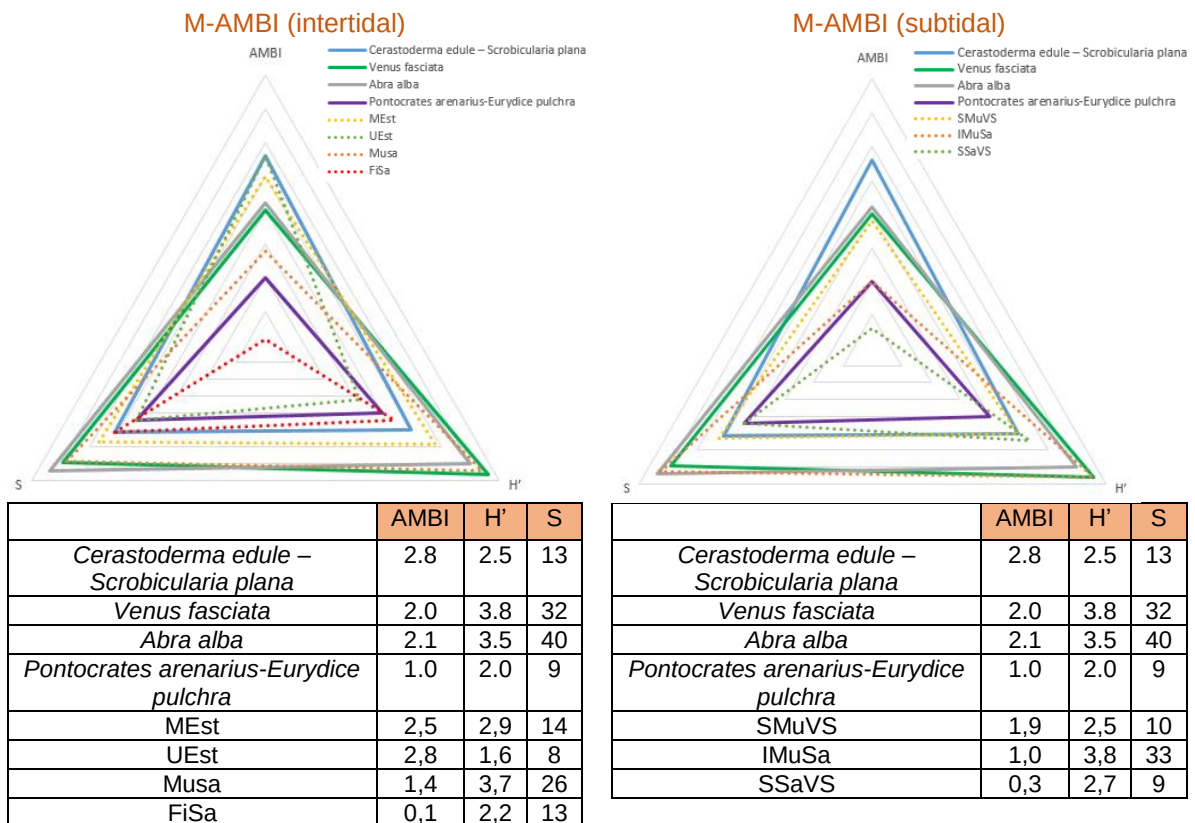


Figure 11 : Graphiques radar indiquant les similitudes entre les conditions de références établies par les auteurs de l'indicateur M-AMBI et celles utilisées dans cet étude.

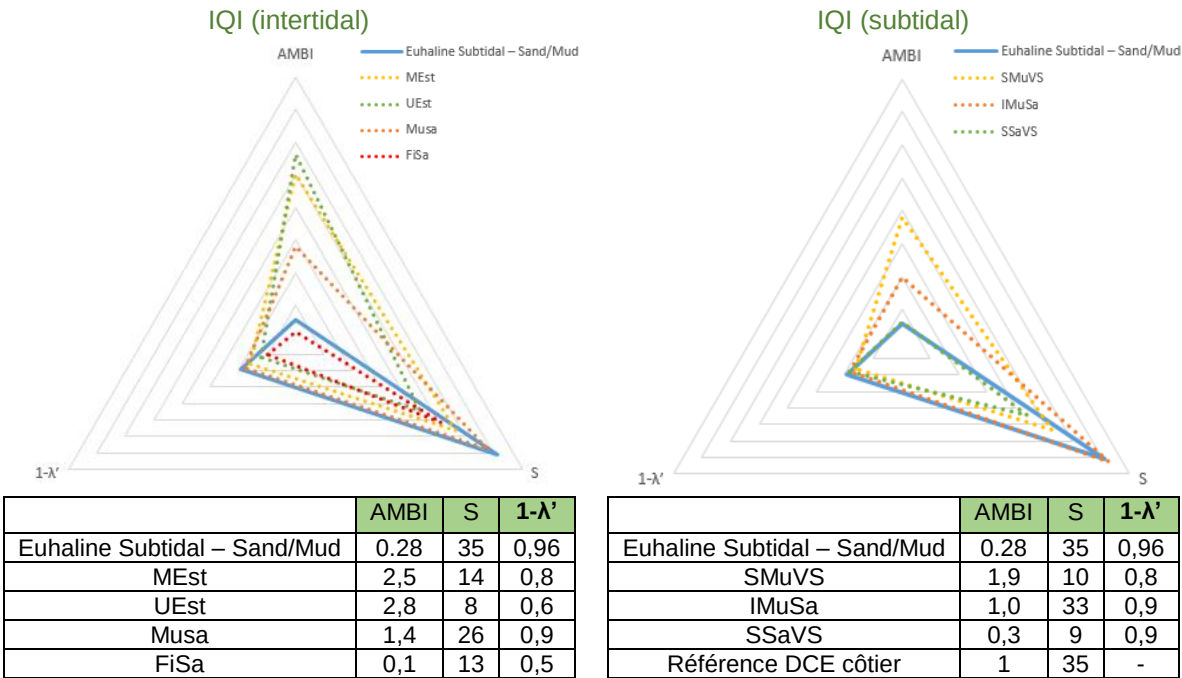


Figure 12 : Graphiques radar indiquant les similitudes entre les conditions de références établies par les auteurs de l'indicateur IQI et celles utilisées dans cet étude.

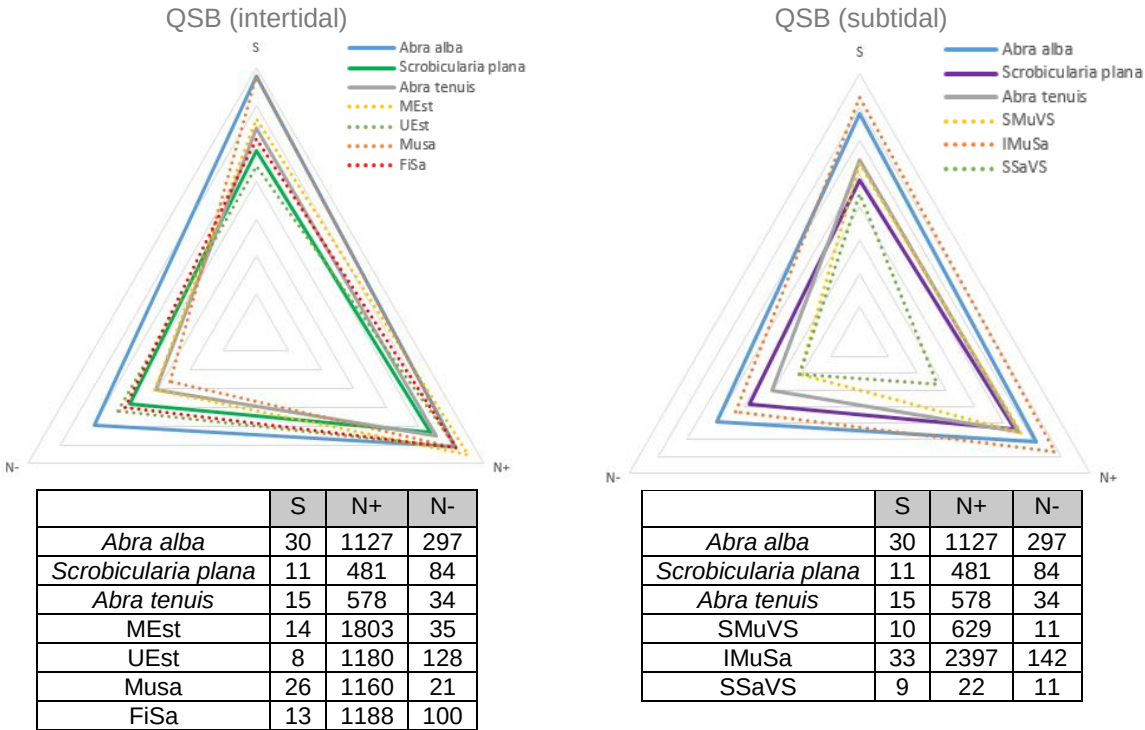


Figure 13 : Graphiques radar indiquant les similitudes entre les conditions de références établies par les auteurs de l'indicateur QSB et celles utilisées dans cet étude.

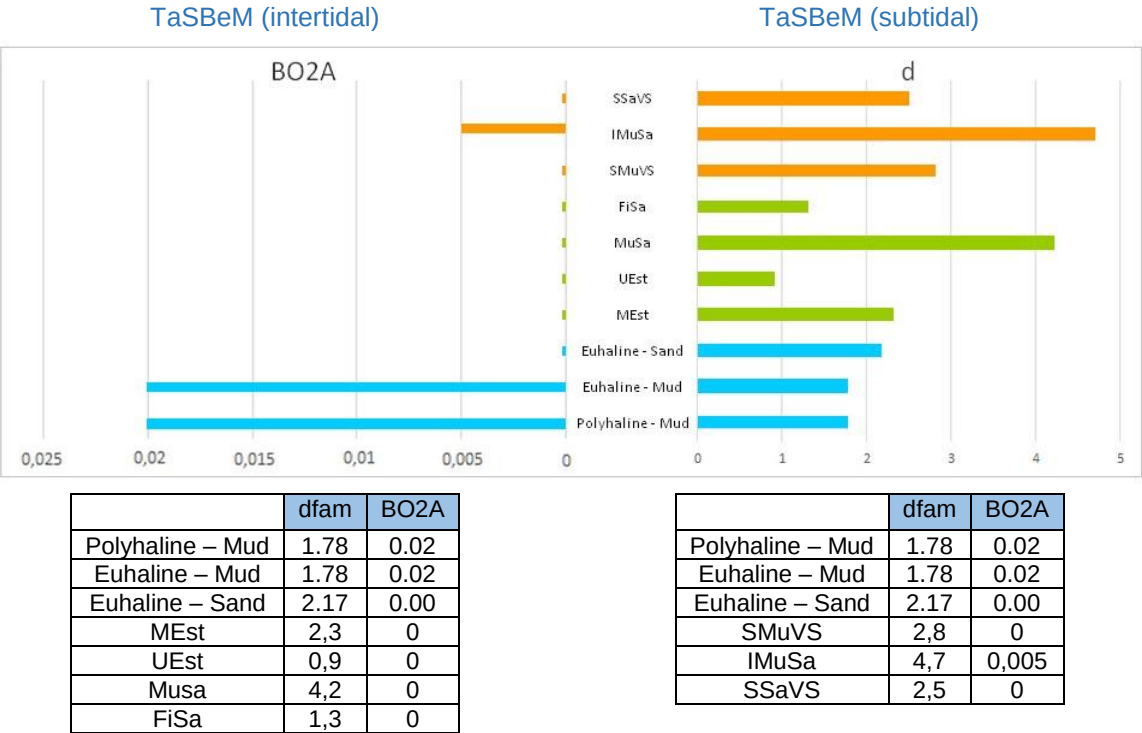


Figure 14 : Graphiques indiquant les similitudes entre les conditions de références établies par les auteurs de l'indicateur TaSBem et celles utilisées dans cet étude.

IV. Calcul des indicateurs pour les estuaires français.

Les six indicateurs employés dans l'exercice d'intercalibration ont été appliqués sur les MET françaises à partir des données de 2008 (campagne Onema), en considérant les conditions de référence définies précédemment. Le calcul de ces indices donne une valeur d'EQR par habitat auquel est associée une classe de qualité définie par la DCE :

	Très bon état	Bon état	Etat moyen	Etat médiocre	Etat mauvais
EQR	1 - 0,8	0,8 - 0,6	0,6 - 0,4	0,4 - 0,2	0,2 - 0

Dans le cadre de cette étude, les indices ont été calculés par type d'habitats présents sur chaque station de prélèvement puis ces données ont été regroupées afin d'évaluer la dispersion des valeurs d'EQR (boîte à moustache) par estuaire et par type d'habitat. L'objectif n'est pas de donner l'état écologique des masses d'eau mais de comparer les résultats des indicateurs entre eux.

Les habitats UEst (estrans vaseux de la partie amont des estuaires), FiSa (sables fins intertidaux) et SSaVS (sables sublittoraux) n'étant présents que dans un ou deux estuaires, la comparaison inter-estuaire n'a pas été effectuée pour ces habitats-là.

IV.1. M-AMBI

M-AMBI : Analyse factorielle comprenant l'indice AMBI, le nombre d'espèces (S) et l'indice de Shannon (H').

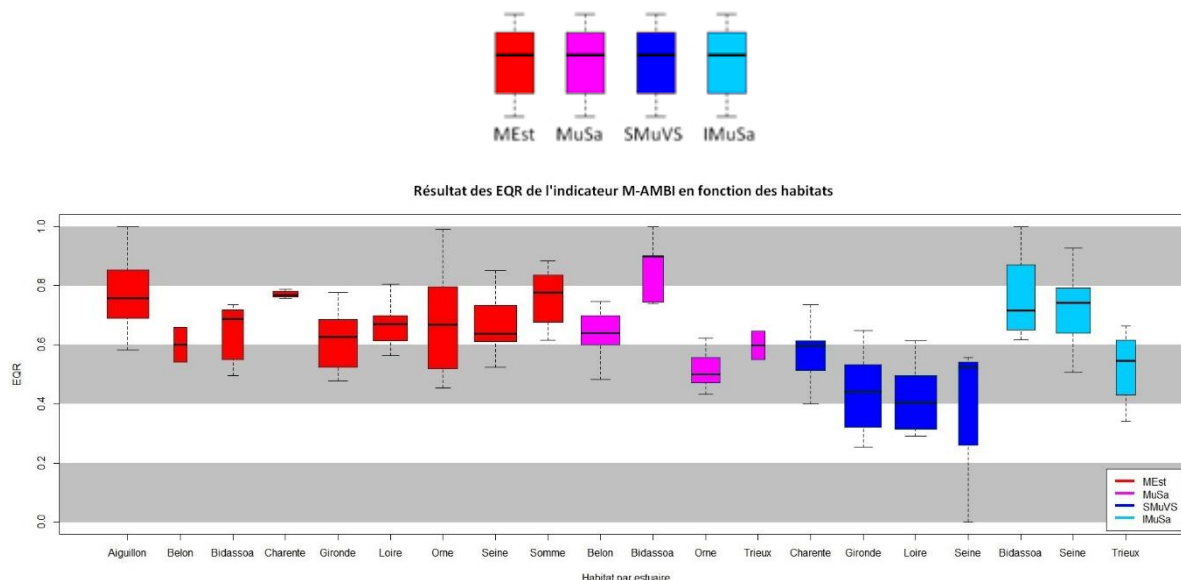


Figure 15 : Boîtes à moustaches représentant la dispersion des EQR de l'indicateur M-AMBI dans les différents estuaires pour les habitats MEst, MuSa, SMuVS, IMuSa.

MEst : estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, MuSa : sables vaseux intertidaux, IMuSa : sables vaseux de la zone subtidale, SMuVS : vases sublittorales.

La figure 15 représente la dispersion des EQR au sein des habitats pour les différents estuaires. Pour l'habitat MEst (estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, en rouge), les médianes des EQR sont toutes comprises entre 0,6 et 0,8 (bon état). Donc au sein de l'habitat MEst, tous les estuaires seraient, *a priori*, classés en bon état écologique. Les médianes les plus faibles concernent les estuaires du Belon, de la Gironde, la Loire, l'Orne, la Seine. En revanche les moustaches débordent jusque dans l'état moyen. Cela pose la question de savoir de quelle manière compiler les résultats : doit-on utiliser la médiane des EQR des différentes stations, le

premier quartile ou encore la moyenne des EQR... Pour l'habitat MuSa (sables vaseux intertidaux, en bleu), les médianes varient beaucoup plus. L'Orne et le Trieux seraient classées en état moyen, le Belon serait en bon état et la Bidassoa serait classée en très bon état pour cet habitat. Concernant l'habitat SMuVS (vases sublittorales, vert) les quatre estuaires seraient classés en état moyen. Par contre pour l'estuaire de la Seine, bien que la médiane soit située dans l'état moyen, les moustaches descendent jusqu'à l'état écologique pauvre. Enfin pour l'habitat IMuSa (jaune) les estuaires de la Bidassoa et la Seine seraient classés en bon état alors que le Trieux serait classé en état moyen.

Globalement, d'après l'indicateur M-AMBI, les médianes de EQR seraient classées entre l'état moyen et le très bon état avec quelques écarts vers l'état pauvre pour l'habitat SMuVS.

IV.2. BEQI2

BEQI2 : Scoring combinant l'indice AMBI, le nombre d'espèces (S) et l'indice de Shannon (H').

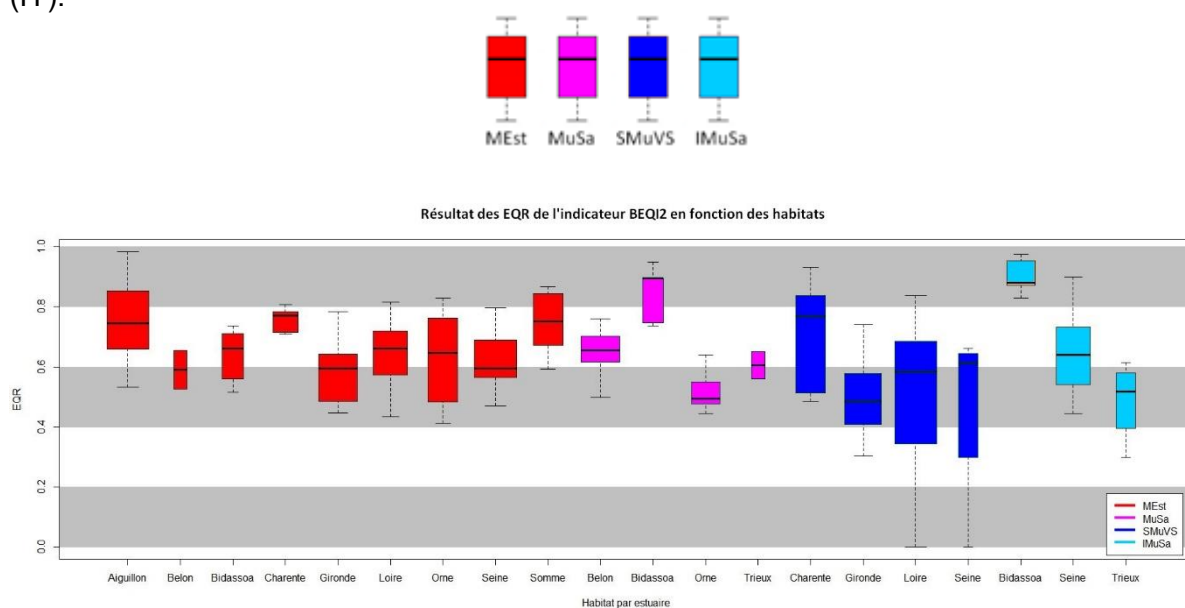


Figure 16 : Boîtes à moustaches représentant la dispersion des EQR de l'indicateur BEQI2 au sein des estuaires pour les habitats MEst, MuSa, SMuVS, IMuSa.
MEst : estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, MuSa : sables vaseux intertidaux, IMuSa : sables vaseux de la zone sublittorale, SMuVS : vases sublittorales.

En ce qui concerne les habitats MEst et MuSa, les résultats sont très semblables à ceux obtenus avec l'M-AMBI. Pour l'habitat SMuVS les résultats sont plus variables que précédemment, les valeurs des EQR descendent du très bon état à l'état pauvre. La Gironde et la Loire seraient classées en état moyen, et la Seine et la Charente seraient classées en bon état. En revanche les moustaches pour la Loire et la Seine descendent jusque dans l'état pauvre. Enfin, pour l'habitat IMuSa, le Trieux serait classé en état moyen, la Seine serait classée en bon état et la Bidassoa en très bon état.

IV.3. BAT

BAT : Analyse factorielle comprenant l'indice AMBI, l'indice de Margalef (d) et l'indice de Shannon (H').

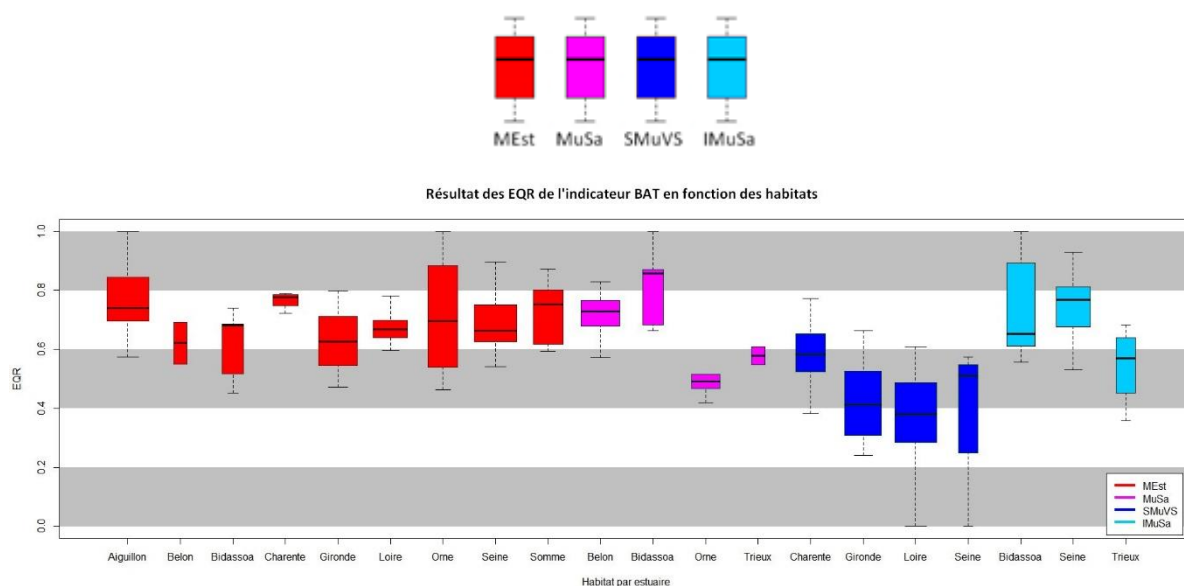


Figure 17 : Boîtes à moustaches représentant la dispersion des EQR de l'indicateur BAT au sein des estuaires pour les habitats MEst, MuSa, SMuVS, IMuSa.
MEst : estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, MuSa : sables vaseux intertidaux, IMuSa : sables vaseux de la zone subtidale, SMuVS : vases sublittorales.

Pour les habitats MEst et MuSa, les résultats seraient semblables aux deux précédents. Concernant l'habitat SMuVS la Loire serait classée en mauvais état, et la Gironde, la Seine et la Charente seraient classés en état moyen. Encore une fois les estuaires de la Loire et la Seine présentent des valeurs jusque dans l'état pauvre. Enfin, en ce qui concerne l'habitat IMuSa l'estuaire du Trieux serait classé en état moyen et les estuaires de la Seine et de la Bidassoa seraient classés en bon état.

Globalement les médianes des EQR sont comprises entre le très bon état (Bidassoa) et le mauvais état (en Loire et en Gironde). Les résultats des trois premiers indicateurs sont très semblables.

IV.4. QSB

QSB : Scoring combinant le nombre d'espèces (S), le pourcentage d'espèces opportunistes (Op), l'excès et le déficit d'abondance (N+/N-) ainsi que l'écart à la communauté de référence en terme de structure (Bs) et de composition (Bc).



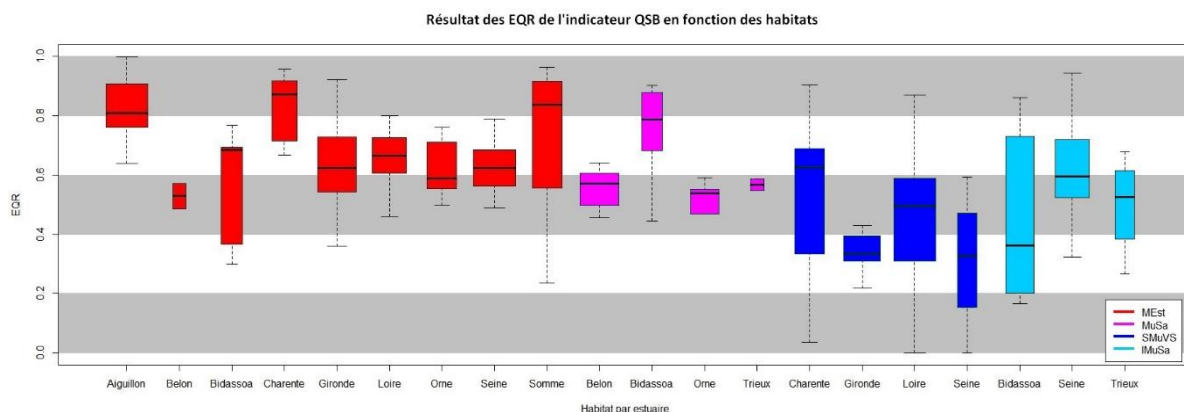


Figure 18 : Boîtes à moustaches représentant la dispersion des EQR de l'indicateur QSB au sein des estuaires pour les habitats MEst, MuSa, SMuVS, IMuSa.

MEst : estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, MuSa : sables vaseux intertidaux, IMuSa : sables vaseux de la zone subtidale, SMuVS : vases sublittorales.

Pour l'habitats MEst, les médianes des EQR sont comprises entre l'état moyen (Belon, Orne), le bon état (la Bidassoa, la Gironde, la Loire, la Seine et le Trieux) et le très bon état (Aiguillon, Charente et Somme). En revanche les moustaches sont plus étendues et peuvent descendre jusque dans le mauvais état comme dans le cas de la Bidassoa, le Gironde et la Somme. Pour l'habitat MuSa les estuaires du Belon, Orne et Trieux seraient classés en état moyen alors que la Bidassoa serait classée en bon état. Concernant l'habitat SMuVS, l'estuaire de la Seine et de la Gironde seraient classés en état médiocre, l'estuaire de la Loire serait classé en état moyen tandis que la Charente serait classée en bon état. Par contre les moustaches des estuaires peuvent déborder jusque dans l'état pauvre. Enfin, pour l'habitat IMuSa la Bidassoa serait classée en mauvais état alors que la Seine et le Trieux seraient classés en état moyen. Par contre les résultats pour la Bidassoa sont très étendus.

Les résultats de l'indice QSB diffèrent de ceux obtenus avec le BEQI2, le BAT et le M-AMBI, et les résultats sont globalement plus étendus sur pour chaque estuaire. C'est notamment le cas pour la Bidassoa, qui serait classée en très bon état précédemment alors qu'elle serait déclassée pour cet indicateur.

IV.5. IQI

IQI : Scoring combinant l'indice AMBI, le nombre d'espèces (S) et l'indice de Simpson.

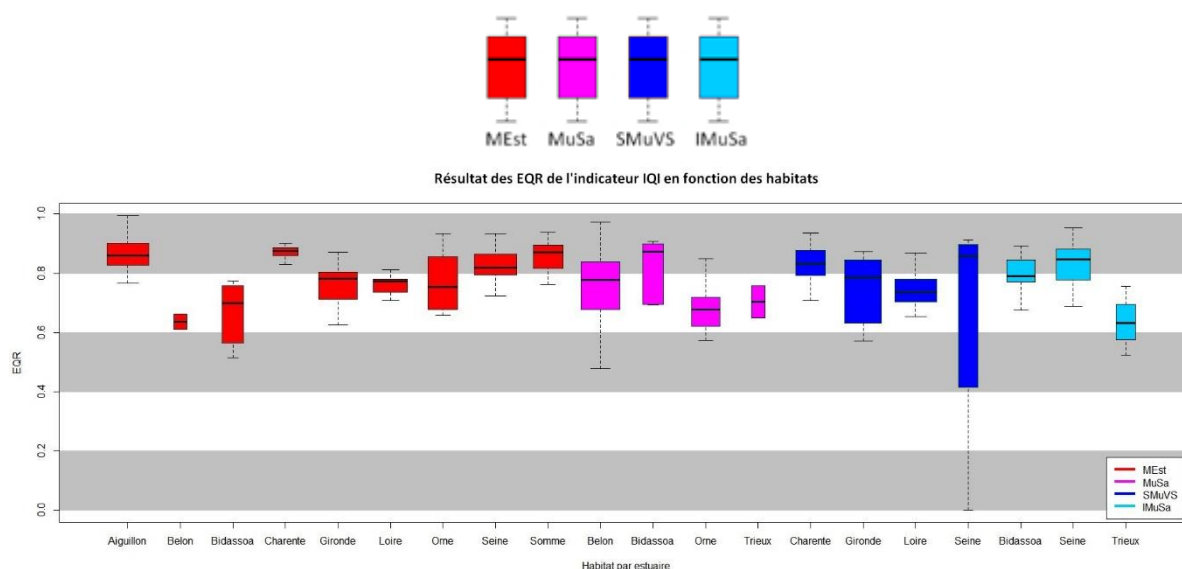


Figure 19 : Boîtes à moustaches représentant la dispersion des EQR de l'indicateur IQI au sein des estuaires pour les habitats MEst, MuSa, SMuVS, IMuSa.
 MEst : estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, MuSa : sables vaseux intertidaux, IMuSa : sables vaseux de la zone subtidale, SMuVS : vases sublittorales.

Pour l'habitats MEst, les médianes des EQR sont comprises entre le bon état et le très bon état.

Pour l'habitat MuSa les estuaires du Belon, de l'Orne et du Trieux seraient classés en bon état alors que la Bidassoa serait classée en très bon état. Concernant l'habitat SMuVS, les quatre estuaires ont sensiblement la même note. La Charente et la Seine seraient classés en très bon état alors que la Gironde et la Loire seraient classés en bon état. En revanche, pour la Seine les résultats des indicateurs sont très étendus. Enfin, pour l'habitat IMuSa, la Bidassoa et le Trieux seraient classés en bon état alors que la Seine serait classée en très bon état.

Globalement, les valeurs médianes des EQR des estuaires sont tous compris dans le bon ou très bon état. A l'inverse des autres indicateurs, dans ce cas-ci la Seine serait classée en très bon état. Néanmoins, cela peut être compensé par la manière dont on calcule la note finale (moyenne, médiane, proportion de stations dégradées), ou par un ajustement des limites de classes.

IV.6. TaSBeM

TaSBeM : Scoring combinant l'indice BO2A et l'indice de Margalef calculé à l'échelle de la famille.



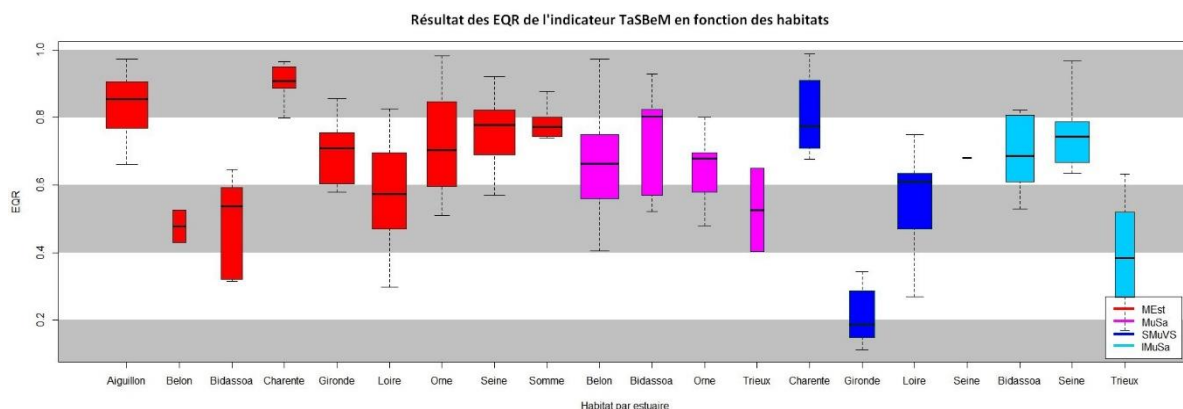


Figure 20 : Boîtes à moustaches représentant la dispersion des EQR de l'indicateur TaSBeM au sein des estuaires pour les habitats MEST, MuSa, SMuVS, IMuSa.

MEST : estrans vaseux de la partie moyenne de l'estuaire, MuSa : sables vaseux intertidaux, IMuSa : sables vaseux de la zone subtidale, SMuVS : vases sublittorales.

Pour l'habitats MEST, les médianes des EQR varient beaucoup plus que précédemment. Les estuaires du Belon, de la Bidassoa et de la Loire seraient classés en état moyen, les estuaires de la Gironde, de l'Orne, de la Seine, de la Somme et du Trieux seraient classés en bon état et enfin l'estuaire de l'Aiguillon et de la Charente seraient classés en très bon état. Pour l'habitat MuSa les estuaires du Belon, de la Bidassoa et de l'Orne seraient classés en bon état alors que le Trieux serait classé en état moyen. Pour l'habitat SMuVS, la Charente et la Loire seraient classées en bon état, alors que la Gironde serait classée en très mauvais état. Etant donné les conditions d'applications du BO2A ($N > 20$), il n'y a qu'une station qui a pu être calculée en Seine. Enfin dans l'habitat IMuSa les estuaires de la Seine et de la Bidassoa seraient classés en bon état alors que le Trieux serait déclassé en état moyen.

Globalement, les résultats sont beaucoup plus dispersés pour l'indicateur TaSBeM que pour les autres.

IV.7. Conclusions

Les différents tests des indicateurs sur les MET françaises permettent de tirer les conclusions suivantes :

- (1) De manière générale, les six indicateurs classent l'état écologique des différents estuaires de manière à peu près similaire même si les valeurs absolues des EQR sont différentes selon les indicateurs utilisés
- (2) Pour un même estuaire, les notes médianes entre habitats peuvent être très différentes (avec les indicateurs QSB et TaSBeM), ou assez proches (IQI).
- (3) Le classements des estuaires obtenus avec les indicateurs BEQI2, M-AMBI et BAT sont très similaires. L'indicateur IQI donne une image plus optimiste de l'état écologique de l'ensemble des estuaires.
- (4) Selon les habitats, le TaSBeM tend à donner une image souvent plus contrastée de l'état écologique des différents estuaires : pour un même habitat, les différences d'état écologiques entre estuaires sont plus marquées, avec des estuaires franchement dégradés (Gironde) et d'autres estuaires en bon état (Aiguillon, Charente).
- (5) Globalement les différents indicateurs classent les stations dans un ordre similaire de qualité écologique. Les valeurs des différents indicateurs sont fortement corrélées (Figure 21) avec un coefficient de corrélation le plus faible égal à 0,61 (QSB-IQI ; TaSBeM-BEQI2), et un coefficient de corrélation de 0,97 entre M-AMBI et BAT. L'indicateur qui présente le plus haut degré

d'originalité est le QSB (0,61 à 0,74). Les indicateurs BAT – M-AMBI présentent un meilleur niveau de corrélation.

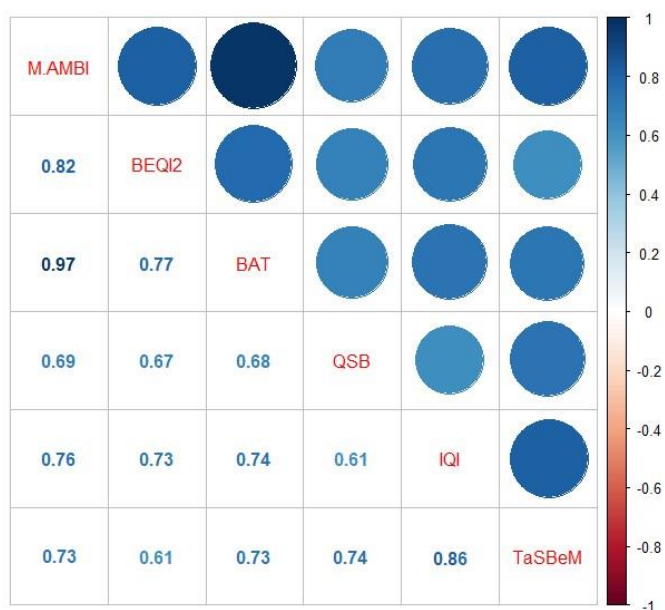


Figure 21 : Résultats des corrélations de Pearson entre valeurs des différents indicateurs.

V. Etude des relations indicateur-pressions

Afin de déterminer quel indicateur choisir pour le suivi des estuaires français, la seconde étape a consisté à comparer les résultats obtenus avec ces indicateurs aux pressions s'exerçant dans l'estuaire. L'indicateur dont les résultats sont les mieux corrélés à ces pressions est donc celui qui sera retenu. Cependant, il est certain que la macrofaune benthique ne va pas répondre à toutes les pressions anthropiques exercées au sein d'un estuaire. Il faut donc dans un premier temps chercher dans la bibliographie quelles sont les pressions auquel la macrofaune benthique est sensible. De plus, il est connu que certaines métriques réagissent plutôt à certaines pressions particulières (l'indice AMBI est connu pour réagir à l'accroissement en matière organique). Les étapes nécessaires à la réalisation de cette étape sont donc :

- Rechercher les pressions auxquelles la macrofaune benthique est sensible.
- Adapter un indicateur de pression
- Corrélation entre résultats de l'indicateur biologique et indicateur de pression
- Choix et sélection de ou des indicateur(s).

V.1. Synthèse des bases théoriques des indicateurs et métriques utilisées

La macrofaune benthique étant sessile, elle ne peut éviter une perturbation. Cette particularité en fait un bon élément pour l'évaluation de l'état de santé d'un milieu. D'après les informations trouvées dans la bibliographie les principales pressions exercées dans les milieux estuariens sont les suivantes :

1. L'excès en nutriments, en provenance des zones agricoles, peuvent causer des problèmes d'enrichissement en matière organique et des problèmes d'eutrophisation.
2. Les rejets de matière organique (par les effluents domestiques ou industriels) augmentent la demande en oxygène et peuvent engendrer des problèmes d'hypoxie voire d'anoxie ($< 5\text{mg/l}$ / 2mg/l d'oxygène dissous). Pearson et Rosenberg (1978) ont mis en valeur la sensibilité de la macrofaune benthique à la surcharge en matière organique.
3. La présence d'hydrocarbures provenant d'accidents ou de rejets ponctuels peuvent altérer l'état de santé des communautés benthiques (Hily et Glémarec, 1990).
4. Les HAPs (hydrocarbures aromatiques polycycliques) en provenance d'effluents industriels ou urbains. Ces contaminants ont des effets délétères sur la structure et la fonction des communautés benthiques (Dauvin *et al*, 2007).
5. Les composés organochlorés (DDT, PCB) originaires de l'agriculture et de l'industrie sont des composés persistants, qui se dégradent très mal dans le milieu et qui se bioaccumulent dans les organismes marins (Kennish, 2002).
6. La contamination en métaux lourds, qui proviennent de rejets industriels, de la peinture antifouling, des effluents urbains ... Parmi tous les métaux lourds le mercure est considéré comme le plus toxique (Kennish, 2002).
7. Les rejets thermiques provenant des systèmes de refroidissement des centrales de production d'électricité.
8. L'augmentation de la matière en suspension d'origine aquacole (pseudofécès). D'après Callier *et al.*, (2009) l'abondance et la richesse spécifique ont tendance à décroître avec l'accroissement de la biodéposition (due à l'aquaculture).

Néanmoins, bien qu'elle soit soumise à une perturbation, son impact n'est pas forcément visible sur la communauté benthique, en particulier dans ces milieux estuariens où la faune subit déjà de fortes pressions naturelles (concept de « Estuarine Quality Paradox, Elliott et Quintino, 2007).

V.2. Etude des relations Pressions-Indicateurs

V.2.1. Relations pressions globales-Indicateurs

- Présentation de l'indicateur de pression global.

Un indicateur de pression global a été développé par l'IRSTEA (Lepage *et al.*, 2016) dans le cadre de travaux visant le développement d'un indicateur DCE Poissons pour les MET. L'indicateur de pression est basé sur 7 pressions, (Tableau 4), auxquelles ont été assignées un score allant de 0 à 9. Plus le score est faible, moins l'estuaire est affecté par la pression considérée. La valeur de l'indicateur de pression global est obtenue en sommant les scores obtenus pour chacune des pressions considérées.

Tableau 4 : Description des métriques composant l'indice de pression global

Pression	Indicateur	Pas de changement (0)	Très faible (1)	Faibles(3)	Moyen (5)	Elevé (7)	Très élevé (9)
1	Perte d'habitats intertidaux, changements dans la bathymétrie et la topographie.	Augmentation	Pas de changements	<1% de perte au cours du dernier siècle	≥1% et <5% de perte	≥5% et <10% de perte	≥ 10% de perte
2	Interférences avec le régime hydrographique	Pas de constructions	<5% de la surface affectée.	≥5% et <10%	≥10% et <20%	≥20% et <40%	≥ 40%
3	Côte affectée par les activités anthropiques	Aucun développement	<5% du trait de côte est impactée par les activités urbaines et industrielles	≥5% et <30%	≥30% et < 60%	≥60% et < 90%	≥ 90%
4	Qualité chimique de l'eau	Toutes les substances trouvées dans les échantillons ont des concentrations en dessous des EQS.	IDEM : Toutes les substances trouvées dans les échantillons ont des concentrations en dessous des EQS.	Une substance de la liste II ne correspond pas aux EQS <u>MAIS</u> il n'y a pas d'augmentation significative de la concentration de cette substance.	Une substance de la liste II ne correspond pas aux EQS <u>ET</u> il y a une augmentation significative de la concentration de cette substance. <u>OU</u> plus d'une substance de la liste II ne correspond pas aux EQS mais sans augmenter significativement.	Plus d'une substance ou plus de la liste II ne correspond pas aux EQS <u>ET</u> augmente significativement. <u>OU</u> une substance de la liste I ne correspond pas aux EQS.	Plus d'une substance de la liste I ne correspond pas aux EQS
5	Effets biologiques de la qualité de l'eau	Concentration faible pour tous les métaux.	Concentration faible pour tous les métaux (<2x le niveau de fond national).	La concentration pour un métal ou plus est légèrement ≥ 2 x le niveau de fond national.	La concentration pour un métal ou plus est ≥ au niveau légèrement élevé mais < au niveau franchement élevé.	La concentration pour un métal ≥ au niveau franchement élevé.	La concentration pour un métal ou plus > au niveau franchement élevé.

6	DO* (saturation dans le temps)		DO saturation >80% pour 95% du temps	≤80% à >70% pour 95% du temps	≤70% à >50% pour 95% du temps	≤50% à >20% pour 95% du temps	≤20% pour 95% du temps
7	DO* (extension dans l'espace) *oxygène dissoud	Pas de problèmes de DO.	Ces problèmes apparaissent dans <1% de la surface de l'estuaire.	" De ≥1% à <3%	" De ≥3% à <5%	" De ≥5% à <7%	" >7%

Source : Lepage et al., 2016

NB : EQS = Environmental Quality Standards.

Les « listes 1 et 2 » correspondent aux listes de substances prioritaires de l'annexe VIII de la DCE. (1.) Composés organohalogénés. (2.) Composés organophosphorés. (3.) Composés organostanniques. (4.) Substances dont le caractère cancérigène ou mutagène ou pouvant affecter les fonctions stéroïdienne, thyroïdienne ou reproductive ou d'autres fonctions endocriniennes ont été démontrés. (5.) Hydrocarbures persistants et substances organiques toxiques persistantes et bio-accumulables. (6.) Cyanures. (7.) Métaux et leurs composés. (8.) Arsenic et ses composés. (9.) Produits biocides et phytopharmaceutiques. (10.) Matières en suspension. (11.) Substances contribuant à l'eutrophisation (en particulier, nitrates et phosphates). (12.) Substances ayant une influence négative sur le bilan d'oxygène (et pouvant être mesurées à l'aide de paramètres tels que la DBO, la DCO, etc.).

Tableau 5 : Résultats de l'indicateur de pression global.

Pression	Aiguillon	Belon	Bidassoa	Charente	Gironde	Loire	Orne	Seine	Somme	Trieux
1	9	3	9	7	5	9	9	9	9	9
2	9	1	9	3	7	7	9	9	9	7
3	9	5	7	7	9	5	9	5	9	7
4	1	0	3	1	7	3	1	7	1	1
5	1	0	3	1	9	3	1	7	1	1
6	3	1	1	3	3	5	3	5	5	1
7	3	0	0	1	7	5	3	7	3	1
TOTAL	35	10	32	23	47	37	35	49	37	27

- Traitement des données.

Les relations entre indice de pression global et indicateurs ont été étudiées au moyen du coefficient de corrélation de rang de Spearman, afin de s'affranchir de la possible non-linéarité des relations indice de pression-indicateur. Le coefficient de corrélation de Spearman a été calculé entre les médianes des EQR calculés pour chaque estuaire (censées refléter au mieux l'état moyen de l'estuaire) et l'indice global de pression correspondant. La signification statistique des coefficients obtenus a été testée. Les tests de corrélation ont d'abord été effectués entre les résultats des indicateurs et l'indicateur de pression global puis avec chacune des pressions le composant.

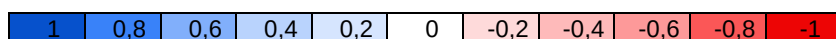
- Résultats

Le meilleur niveau de corrélation entre les résultats des indicateurs et l'indice de pression global est a priori obtenu avec le BEQI2 (-0,54), néanmoins cette corrélation n'est pas significative (Tableau 6). Pour ces tests, il est attendu une corrélation négative entre les pressions et les résultats des EQR donc, plus le résultat sera rouge foncé, meilleure sera la corrélation. Néanmoins, les tests de corrélation montrent que la plupart des corrélations ne sont pas significatives (Tableau 6). Seule la corrélation entre la pression 7 (perte en oxygène) et l'indice BEQI2 est significative (p.valeur < 0,05, r :-0,69).

Il convient de noter que le faible nombre de valeur (10) rend la probabilité d'une erreur β non négligeable. Il est possible qu'il existe une corrélation mais que la faible puissance du test (seulement 10 valeurs) ne permette pas de la détecter.

*Tableau 6 : Représentation des résultats de corrélation entre l'indice global de pressions et les pressions unes à unes et les résultats des différents indicateurs.
Ici on s'attend à obtenir une corrélation négative entre les pressions et les résultats des EQR. Donc, plus le résultat sera rouge foncé, meilleure sera la corrélation.*

	M-AMBI	BEQI2	BAT	QSB	IQI	TaSBeM
Total des pressions	0,06	-0,54	-0,13	-0,10	0,19	0,20
1 Perte d'habitat	0,25	-0,16	-0,04	0,28	-0,02	-0,05
2 Changements hydrographiques	0,53	-0,02	0,26	0,42	0,31	0,26
3 Anthropisation de la côte	0,39	0,04	0,11	0,26	0,41	0,52
4 Qualité chimique de l'eau	-0,09	-0,35	-0,28	-0,28	0,08	-0,06
5 Effets biologiques	-0,12	-0,35	-0,31	-0,30	0,08	-0,06
6 DO saturation dans le temps	0,16	-0,34	0,04	0,23	0,37	0,46
7 DO saturation dans l'espace	-0,09	-0,69*	-0,31	-0,24	0,12	0,28



Ces résultats ne sont pas étonnants. Il est peu probable que la macrofaune réponde à toutes les pressions au sein d'un estuaire ni même à des pressions très intégratives comme la perte d'habitat ou la qualité chimique de l'eau. Ainsi, il serait intéressant de détailler les réponses des communautés benthiques pressions par pressions et en les précisant.

V.2.2. Relations pression par pression (à l'échelle d'un estuaire) – Indicateurs.

• Présentation des pressions considérées

Une deuxième approche consiste à comparer les résultats des indicateurs benthiques à des pressions particulières. Ces tests s'appuient sur la « base de données HOCER » sur les pressions en estuaires (Buchet, 2012). Dans la plupart des cas (excepté les micropolluants), les valeurs associées aux pressions ont été rapportées à la surface de la masse d'eau afin de prendre en compte un effet de dilution de cette pression.

Les pressions étudiées sont :

1. Micropolluants

La métrique utilisée est le rapport de la médiane des concentrations des micropolluants mesurées sur la période 2003-2007, sur la médiane nationale pour cette même période. Le calcul est réalisé par support analytique (huîtres ou moules) et par substance. Ces métriques n'ont pas besoin d'être rapportées à la masse d'eau. Les substances analysées sont :

- | | | |
|----------------|----------------|--------------|
| - Argent (Ag) | - Cuivre (Cu) | - Plomb (Pb) |
| - Cadmium (Cd) | - Mercure (Hg) | - Zinc (Zn). |
| - Chrome (Cr) | - Nickel (Ni) | |

2. Apports diffus

Il s'agit de la part de surface imperméabilisées (espaces urbain, routes...) ou agricoles sur le bassin versant de la masse d'eau. Cette métrique est exprimée en hectare, elle est rapportée à la surface de la masse d'eau. Elle témoigne du degré d'anthropisation du bassin versant.

3. Navigation

Ici, trois métriques sont utilisées :

- Le nombre de passagers transportés chaque année dans les ports de la masse d'eau, rapporté à la superficie cette masse d'eau.
- Le nombre de navires par port, rapporté à la superficie de la masse d'eau.
- Le volume annuel de marchandises dans les ports de la masse d'eau, rapporté à la superficie de la masse d'eau.

4. Apports fluviaux

Il s'agit des apports annuels associés à la masse d'eau : NH₄, NO₃, Nt (azote total), Pt (phosphore total), MES (matières en suspension). Ces métriques sont exprimées en tonnes par an. Les apports fluviaux sont rapportés à la surface de la masse d'eau.

5. Rejets industriels

C'est la somme des rejets annuels de NH₄, P (phosphore), MES (matières en suspension), DBO₅ (demande biochimique en oxygène), DCO (demande chimique en oxygène), METOX (métaux et métalloïdes), MI (matières inhibitrices). Ces métriques sont exprimées en tonnes par an rapportés à la surface de la masse d'eau.

6. Aquaculture

Le plus intéressant serait de se baser sur la densité de coquillage en élevage, ces données n'étant pas disponibles, le paramètre étudié ici est la surface de zones exploitées par les activités aquacoles rapportée à la surface de la masse d'eau.

7. Dragage

Cette métrique concerne le volume annuel de matériaux dragués dans la masse d'eau. Cette métrique est rapportée à la surface de la masse d'eau.

8. Station d'Épuration Urbaine (STEU)

Cette pression concerne les rejets annuels de N (azote total), P (phosphore), DBO₅ (demande biochimique en oxygène), DCO (demande chimique en oxygène), MES (matières en suspension), EH (capacité totale en équivalent habitant des STEU rejetant dans la masse d'eau) dans la masse d'eau. Ces métriques sont exprimées en tonnes par an, elles ont été rapportées à la surface de la masse d'eau.

9. Pêche

Cette métrique concerne le nombre de bateaux avec arts traînants par ports d'exploitation de la masse d'eau rapporté à la superficie de la masse d'eau.

- Traitement des données.

Comme précédemment, les relations entre pressions et indicateurs ont été étudiées au moyen du coefficient de corrélation de rang de Spearman. Dans ces tests, il est attendu une corrélation négative entre les pressions étudiées et les valeurs d'EQR des indicateurs.

• Résultats.

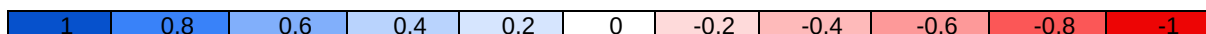
A l'exception des métriques « MES » et « apports diffus » il n'y a pas de corrélation significative entre les pressions et les résultats de l'indicateur (Tableau 7). Cependant, le nombre trop faible de valeurs utilisées pour effectuées ces tests pose un problème de puissance statistiques. De plus, une erreur de Bonferroni lié au grand nombre de test réalisés n'est pas à exclure.

Tableau 7 : Résultats de corrélation entre les pressions et les résultats des indicateurs.

Les astérisques verts indiquent les corrélations qui sont significatives (test de Spearman, $p.value < 0,05$).

N représente le nombre de valeurs testées. Ici on s'attend à trouver une corrélation négative entre les pressions étudiées et les résultats des indicateurs.

			Moyenne					
		N	M-AMBI	BEQI2	BAT	QSB	IQI	TaSBem
Micropolluants	Ag	6	-0,12	-0,72	-0,34	-0,34	0,49	0,34
	Cd	6	-0,12	-0,60	-0,34	-0,34	0,29	0,51
	Cr	6	0,12	-0,24	-0,51	-0,51	-0,29	0,34
	Cu	6	0,00	-0,36	-0,68	-0,68	-0,29	0,17
	Hg	6	0,24	-0,36	0,17	0,17	0,88	0,51
	Ni	6	0,00	-0,48	-0,34	-0,34	0,10	0,51
	Pb	6	0,36	0,00	-0,34	-0,34	-0,29	0,34
	Zn	6	0,24	0,00	-0,34	-0,34	-0,29	0,51
Apports diffus	Apports du BV	11	-0,20	0,00	-0,09	0,33	-0,08	-0,61*
Navigation	Volume annuel de marchandises	7	-0,17	-0,40	-0,17	-0,07	0,24	-0,29
	Nb de navires	11	-0,15	-0,08	0,04	0,02	0,16	-0,45
Apports fluviaux	MES	5	-0,97	-0,97*	-0,97*	-0,97*	-0,89	-0,95*
	N totaux	7	-0,21	-0,47	-0,40	-0,33	0,28	-0,06
	P totaux	5	-0,87	-0,87	-0,87	-0,82	-0,78	-0,95
Industries	DBO5	7	0,20	0,39	0,39	0,46	0,46	-0,23
	DCO	7	0,20	0,39	0,39	0,46	0,46	-0,23
	MES	7	-0,10	-0,34	-0,34	0,12	-0,18	-0,23
	METOX	7	0,08	-0,02	-0,02	0,04	0,58	0,28
	MI	7	-0,18	-0,23	-0,23	-0,15	0,23	0,17
	NH4	7	-0,04	0,13	0,13	0,50	-0,30	-0,66
	P	7	0,16	0,22	0,22	0,50	0,04	-0,42
Aquaculture	Surface exploitées	11	0,22	0,39	0,49	0,50	0,23	0,14
Dragage	Volume annuel dragué	8	-0,56	-0,65	-0,56	-0,35	-0,17	-0,77
STEU	DBO5	9	0,28	0,21	-0,01	0,14	0,09	0,07
	DCO	9	0,28	0,19	-0,03	0,20	-0,09	0,00
	N	8	0,37	0,20	0,05	0,20	0,15	0,10
	P	9	0,04	-0,10	-0,18	0,00	0,09	-0,13
	MES	9	0,28	0,21	-0,01	0,14	0,09	0,07
	EH	5	-0,37	-0,72	-0,56	-0,41	-0,53	-0,34
Pêche	Nb de bateaux avec arts traînants	10	-0,10	-0,02	0,06	0,31	0,10	-0,64



Le manque de relation entre des niveaux de pressions calculée à l'échelle de l'estuaire et les indicateurs basés sur la faune benthique peut s'expliquer dans la mesure où :

1- Les pressions calculées sont rapportées à aux masses d'eau, incluant parfois des zones d'eau douces soumise à la marée ainsi que les zones oligohalines qui n'ont pas été échantillonnées en 2008.

2- Les organismes composant la macrofaune benthique intègrent les conditions de leur milieu mais, étant sédentaires, ils sont particulièrement sensibles aux conditions locales qui prévalent à l'échelle de la station. Il est donc peu surprenant (à moins d'un niveau de pollution extrêmement élevé et spatialement très étendu) qu'une médiane de valeur ponctuelle traduise franchement l'état du milieu.

V.2.3. Relations pressions locales - Indicateurs

V.2.3.1. Relations entre micropolluants et indicateurs à l'échelle stationnelle.

- Hypothèse

La nocivité de la pollution métallique pour la faune marine a été mise en évidence (Kennish, 2002). Ces contaminants deviennent toxiques au-delà d'un certain seuil qui dépend de la forme physico-chimique du métal considéré. Cependant, dans le cadre de ce test, il est à noter que les propriétés antagonistes ou synergétiques des polluants peuvent rendre difficile la caractérisation de leurs effets dans le milieu naturel. L'hypothèse à tester est que plus la concentration en polluants sera élevée, plus les résultats des indicateurs seront mauvais.

- Données utilisées

Les données utilisées ont été compilées par Rémi Buchet (« base de données Pressions HOCER »). Les micropolluants testés sont les PCB et les HAP dont les concentrations sont exprimées en µg/kg ainsi que l'aluminium, le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc, dont les concentrations sont exprimées en mg/kg. Les unités correspondent à la teneur en micropolluant dans la fraction inférieure à 2mm de sédiment sec.

- Traitement des données

Les résultats des EQR des différents indicateurs sont comparés aux concentrations en polluants (mesurée en mg ou µg par kilo). La normalité des résidus est testée à l'aide du test de Shapiro. L'homoscédasticité (homogénéité des variances) est inspectée au moyen d'un test de Bartlett. Lorsque les deux conditions de normalité et d'homoscédasticité étaient respectées, le coefficient de corrélation linéaire de Pearson a été utilisé et la signification statistique de ce coefficient testée par analyse de la régression. En cas de non-respect des conditions d'application de ce test, le coefficient de corrélation de rang de Spearman a été utilisé et testé.

- Résultats

Le tableau 8 montre que les relations entre les valeurs des différents indicateurs et les concentrations sont toujours négatives bien que ces relations ne soient pas nécessairement statistiquement significatives (Tableau 8, Figures 23, 24, 25).

Tableau 8 : Coefficients de corrélation et les niveaux de significativité (étoiles) entre les différents polluants et les indicateurs.

Chaque niveau de significativité est associé à un symbole : p-values (0.001, 0.01, 0.05) <=> symboles ("****", "***", "**"). (s) indique qu'un test non paramétrique de Spearman a été utilisé et (p) indique qu'un test paramétrique de Pearson a été utilisé.

	BAT	M-AMBI	BEQI2	QSB	TaSBem	IQI
--	-----	--------	-------	-----	--------	-----

PCB (s)	-0,93**	-0,75*	-0,75*	-0,46	-0,50	-0,02
HAP (s)	-0,71*	-0,56	-0,56	-0,38	-0,58	-0,24
Al (s)	-0,47	-0,40	-0,39	-0,26	-0,56	-0,30
Cd (s)	-0,61*	-0,70*	-0,65*	-0,66*	-0,53	-0,17
Cr (s)	-0,83**	-0,59	-0,59	-0,28	-0,55	-0,07
Cu (s)	-0,83**	-0,59	-0,59	-0,28	-0,55	-0,07
Hg (p)	-0,73**	-0,71**	-0,68*	-0,59*	-0,62*	-0,37
Ni (s)	-0,51	-0,38	-0,37	-0,22	-0,57	-0,35
Pb (s)	-0,34	-0,19	-0,17	-0,24	-0,50	-0,33
Zn (s)	-0,75*	-0,49	-0,49	-0,14	-0,50	-0,05

Aucune corrélation significative n'est mise en évidence entre les concentrations en aluminium (Al), nickel (Ni) et plomb (Pb) et les différents indicateurs testés (Figure 22, Tableau 8).

Seul l'indicateur BAT montre une corrélation négative significative avec les concentrations en chrome (Cr), cuivre (Cu), zinc (Zn) ainsi qu'avec les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Figure 23, Tableau 8).

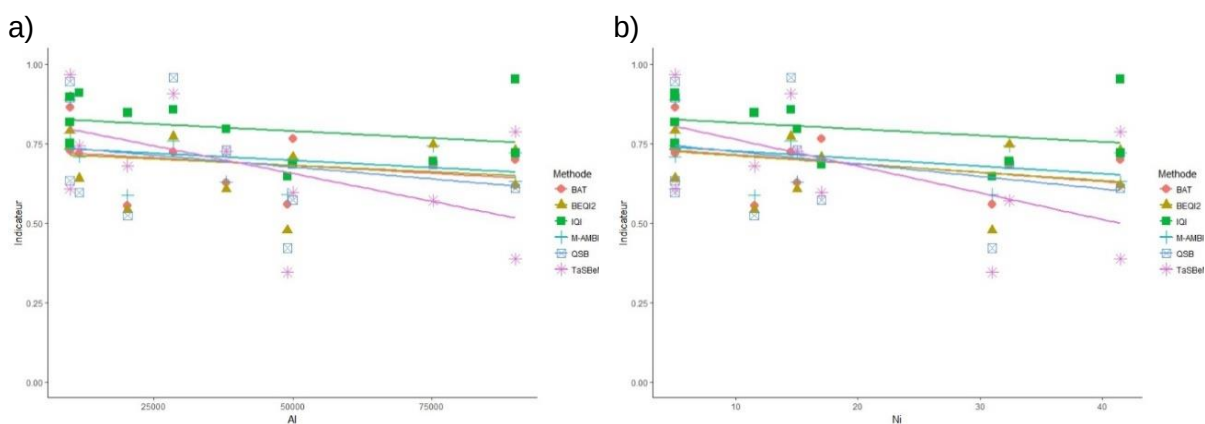
A l'exception de l'indicateur IQI, tous les indicateurs présentent une corrélation significative (négative) avec les concentrations en mercure (Hg) (Figure 24, Tableau 8). Il existe également des corrélations significatives entre tous les indicateurs à l'exception du TaSBeM et de l'IQI avec les concentrations en cadmium (Cd) Figure 24, Tableau 8).

Enfin, les indicateurs BAT, M-AMBI et BEQI2 présentent une corrélation significative avec les concentrations en polychlorobiphényles (PCB) (Figure 24, Tableau 8).

• Conclusions

D'après l'ensemble de ces résultats, l'indicateur donnant le maximum de réponses attendues est le BAT (7/10), un indicateur basé sur les indices de diversité de Margalef et de Shannon ainsi que sur l'AMBI. A un moindre degré (3/10), les indicateurs M-AMBI et BEQI2, basées sur l'indice de diversité de Shannon, l'AMBI et le nombre d'espèce S, semblent également répondre aux concentrations en PCB, Cd et Hg dans le sédiment. Les autres indicateurs ne répondent que rarement (QSB (Cd, Hg), TaSBeM (Hg)) aux pressions testées voire à aucune des pressions testées, dans le cas du IQI.

De manière générale, d'après ce jeu de données restreint, les indicateurs testés semblent mieux reliés aux concentrations en Hg, Cd et PCB qu'aux autres contaminants.



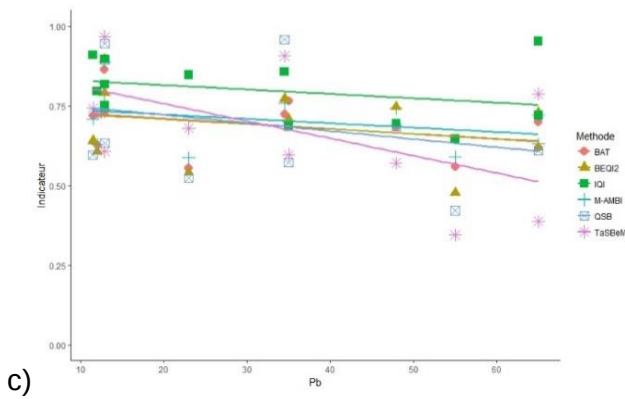


Figure 22 : Représentation de la relation entre concentration en polluant et les résultats des EQR pour les 6 indicateurs. (a) Aluminium, (b) Nickel, (c) Plomb, les concentrations sont en mg/kg.

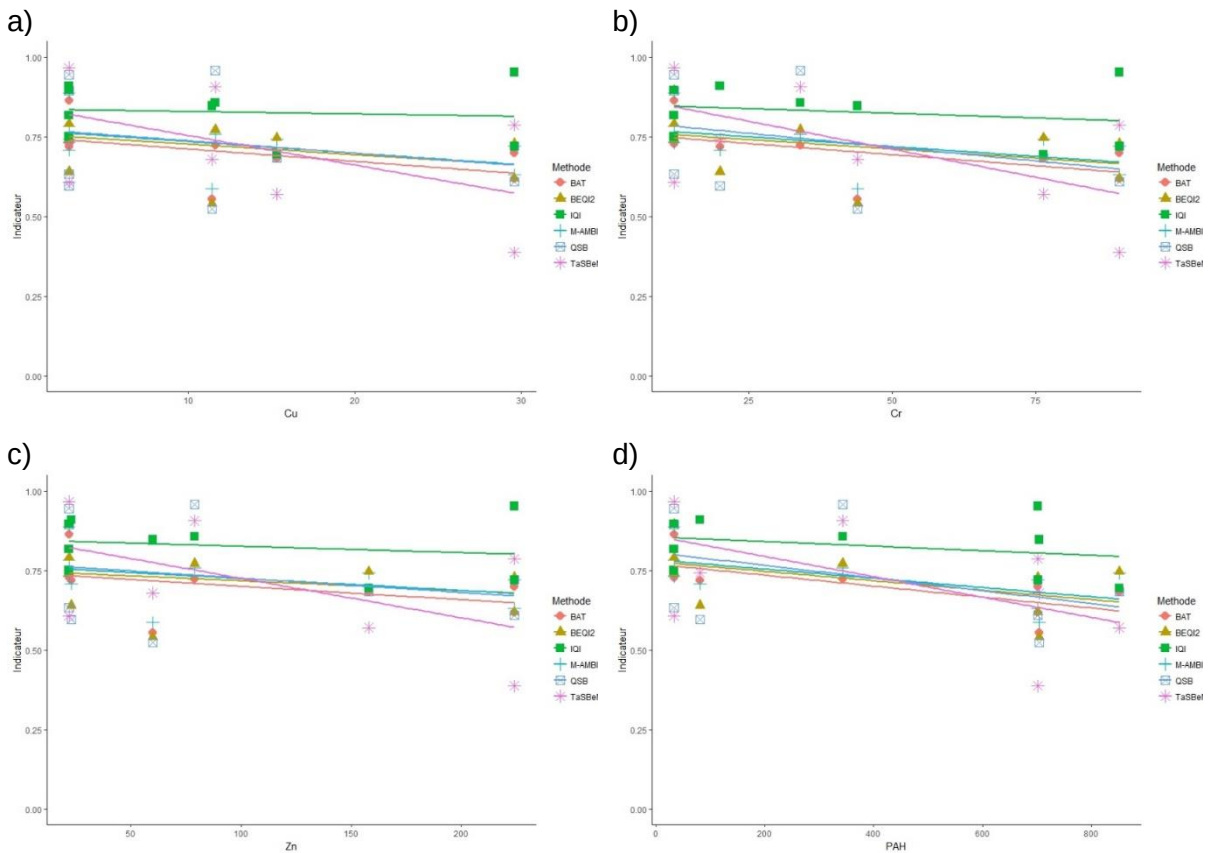


Figure 23 : Représentation de la relation entre concentration en polluant et les résultats des EQR pour les 6 indicateurs. (a) Cuivre, (b) Chrome, (c) Zinc, (d) HAP. Les concentrations en polluant sont en mg/kg pour (a),(b),(c) et en µg/kg pour (d).

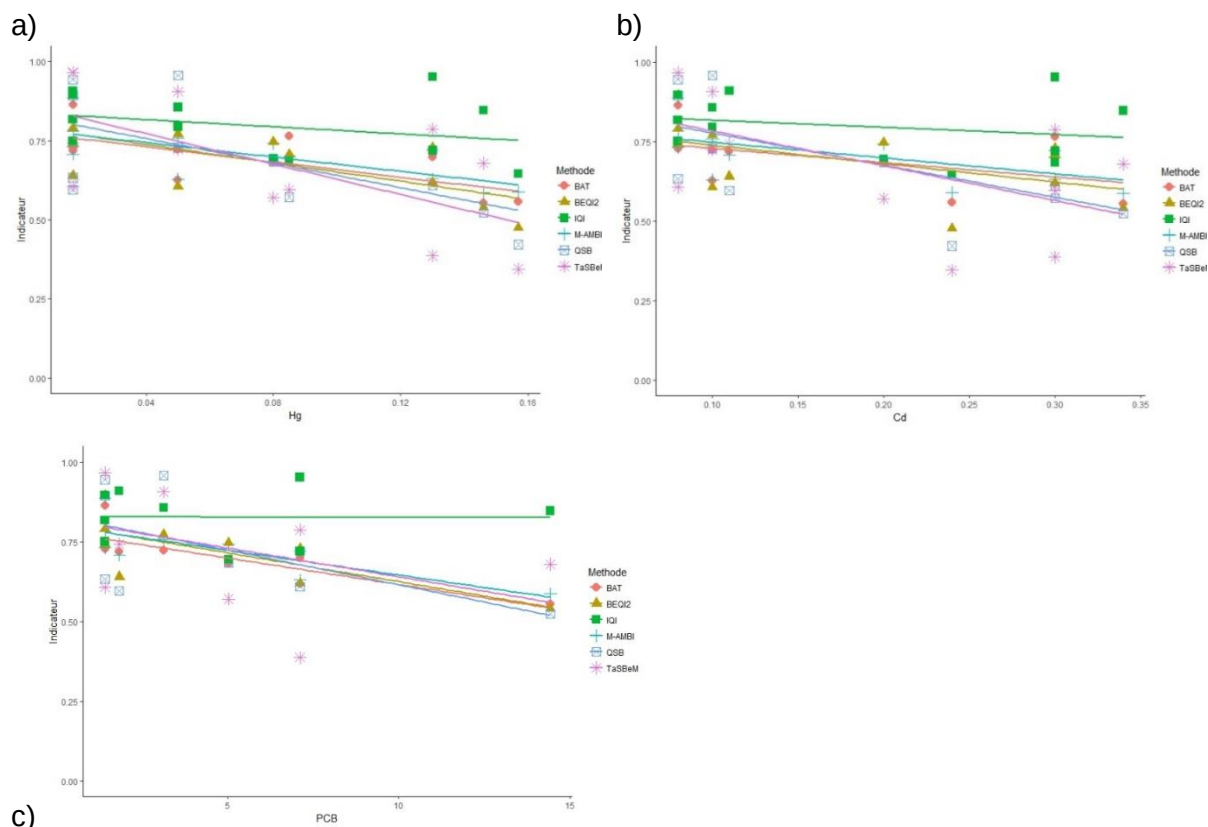


Figure 24 : Représentation de la relation entre concentration en polluant et les résultats des EQR pour les 6 indicateurs. (a) Mercure, (b) Cadmium, (c) PCB. Les concentrations en polluant sont en mg/kg pour (a), (b) et en µg/kg pour (c).

V.2.3.2. Réponse de la faune benthique face au phénomène d'hypoxie

▪ Test des indicateurs sur des données d'oxygène provenant du site SURVAL.

• Hypothèse

En estuaire, les déficits en oxygène dissous les plus intenses sont régulièrement mesurés pendant les vives eaux estivales lorsque la température de l'eau est élevée et que la matière organique est massivement remise en suspension (GIP Loire Estuaire, cahier indicateur n°1, juillet 2012). Ces déficits sont liés à une consommation de l'oxygène due à la dégradation de grandes quantités de matière organique. Cette procédure est amplifiée lorsque l'estuaire comporte un bouchon vaseux (zone de turbidité maximale). L'hypothèse est de vérifier s'il existe une relation entre les mesures d'oxygène et les résultats des indicateurs.

• Données utilisées

Les données d'oxygène utilisées proviennent de la base de donnée SURVAL (<http://www.ifremer.fr/surval2/>) sur l'année 2008. Les données faunistiques utilisées proviennent du jeu de donnée 2008, en ne ciblant que les stations les plus proches des points de mesure d'oxygène. Les stations sélectionnées se situent uniquement dans la zone subtidale. Ce jeu de donnée comporte 23 données d'oxygène associées à des données faunistiques.

- Traitement des données

Pour chaque point de mesure d'oxygène, les mesures estivales (de mai à octobre) ont été sélectionnées. Les mesures d'oxygène sont exprimées en mg/l. A partir de ces sélections, la valeur minimum (Figure 25), la moyenne (Figure 26), la médiane (Figure 27), ainsi que le pourcentage d'évènement en dessous de 5mg/l sont calculés.

Avec toutes ces mesures une note globale regroupant les résultats de ces 4 paramètres sont combinés : il s'agit de ranger les stations, des meilleures mesures au moins bonnes pour les 4 paramètres. Ensuite on fait la moyenne des 4 classements pour obtenir une « note ».

Les résultats des EQR des différents indicateurs sont comparés aux données d'oxygène (minimum, moyenne, médiane, « note »). Le pourcentage d'évènements hypoxiques n'a pas pu être utilisé pour faire une corrélation du au trop faible nombre d'évènements. La normalité des résidus est testée à l'aide du test de Shapiro. L'homoscédasticité est inspectée au moyen d'un test de Bartlett. Lorsque les deux conditions de normalité et d'homoscédasticité étaient respectées, le coefficient de corrélation linéaire de Pearson a été utilisé et la signification statistique de ce coefficient testée par analyse de la régression. En cas de non-respect des conditions d'application de ce test, le coefficient de corrélation de rang de Spearman a été utilisé et testé.

- Résultats

Concernant les corrélations avec la valeur minimum, les indicateurs M-AMBI, BAT et TaSBeM présentent une corrélation statistiquement significative (Tableau 9, Figure 25). Pour la corrélation avec la moyenne les indicateurs BAT et IQI présentent une corrélation significative et l'indicateur TaSBeM montre de résultats visibles graphiquement mais non significatifs (Tableau 9, Figure 26). Pour la corrélation avec la médiane les indicateurs M-AMBI et BAT présentent une corrélation significative (Tableau 9, Figure 27). Enfin concernant la « note » les indicateurs M-AMBI, BAT et TaSBeM présentent une corrélation significative (Tableau 9, Figure 28)

Tableau 9 : Coefficients de corrélation et les niveaux de significativité (étoiles) entre les mesures d'oxygène et les indicateurs. Chaque niveau de significativité est associé à un symbole : p-values (0.001, 0.01, 0.05) <=> symboles("****", "***", "**"). (s) indique qu'un test non paramétrique de Spearman a été utilisé et (p) indique qu'un test paramétrique de Pearson a été utilisé

	M-AMBI	BEQI2	BAT	QSB	IQI	TaSBeM
minimum	0,50* (s)	0,24 (s)	0,53** (s)	-0,03 (s)	0,22 (s)	0,55* (s)
moyenne	0,39 (p)	0,29 (p)	0,43* (p)	0,28 (s)	0,41* (s)	0,42 (p)
médiane	0,43* (p)	0,30 (p)	0,46* (p)	0,25 (s)	0,39 (s)	0,39 (p)
« Note »	0,52** (p)	0,35 (p)	0,54** (p)	0,22 (s)	0,37 (s)	0,55* (p)

- Conclusion

Globalement, les indicateurs M-AMBI et BAT présentent les meilleures relations avec les concentrations en oxygène de la colonne d'eau, néanmoins ces corrélation (entre 0,4 et 0,5) restent peu élevées.

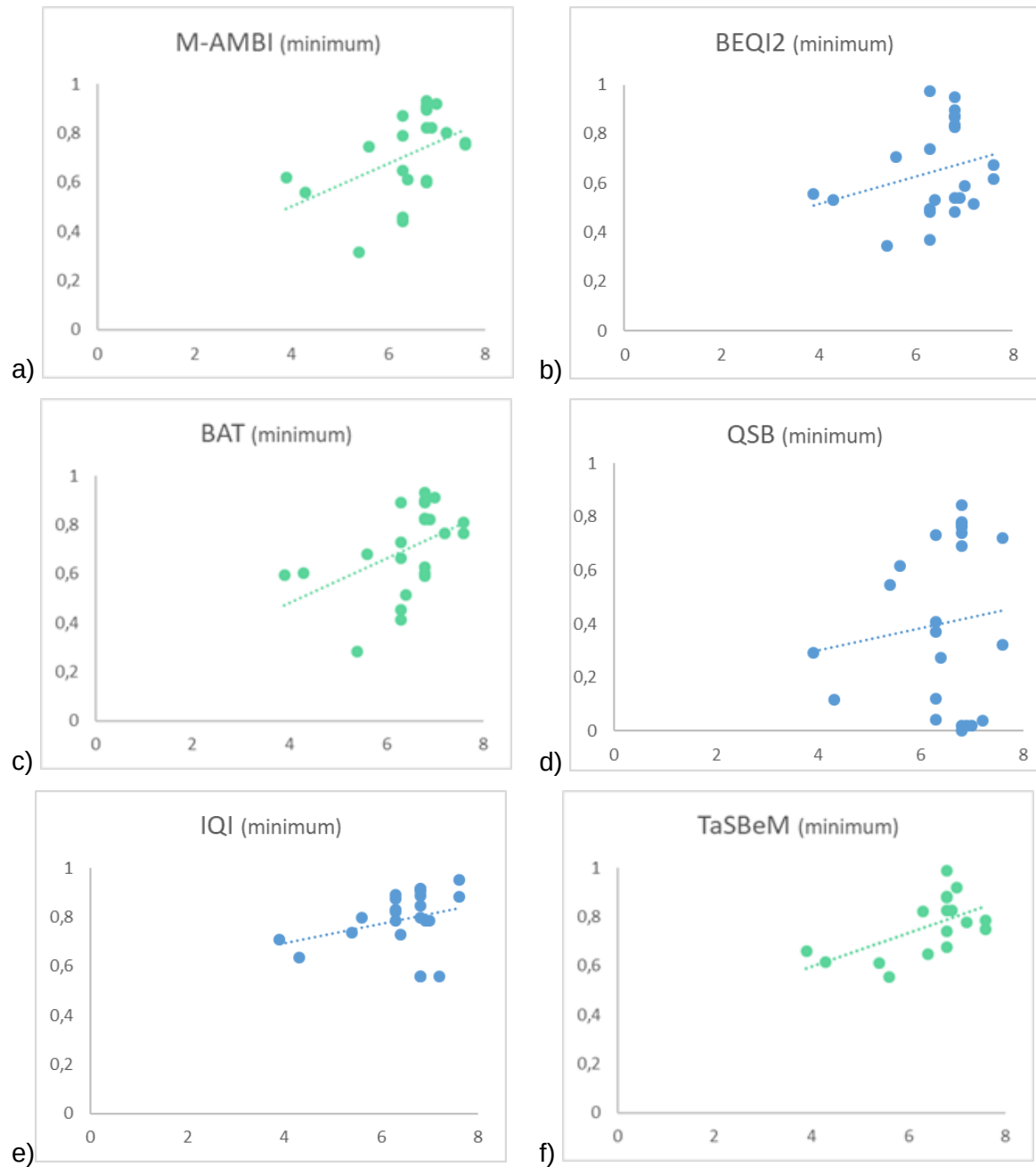
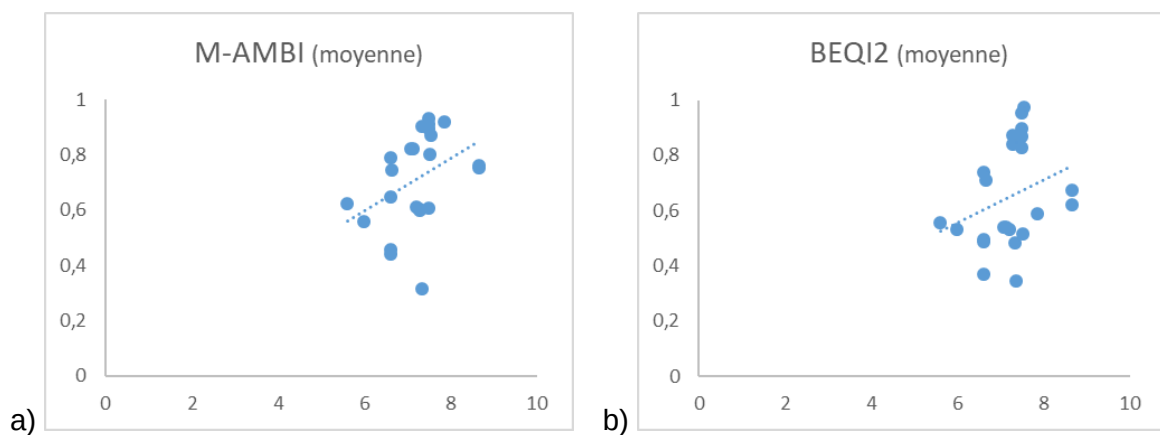


Figure 25 : Relation entre minimum d'oxygène en mg/l (en abscisses) et les résultats des EQR (en ordonnées). Les indicateurs présentant des corrélations significatives sont en vert.



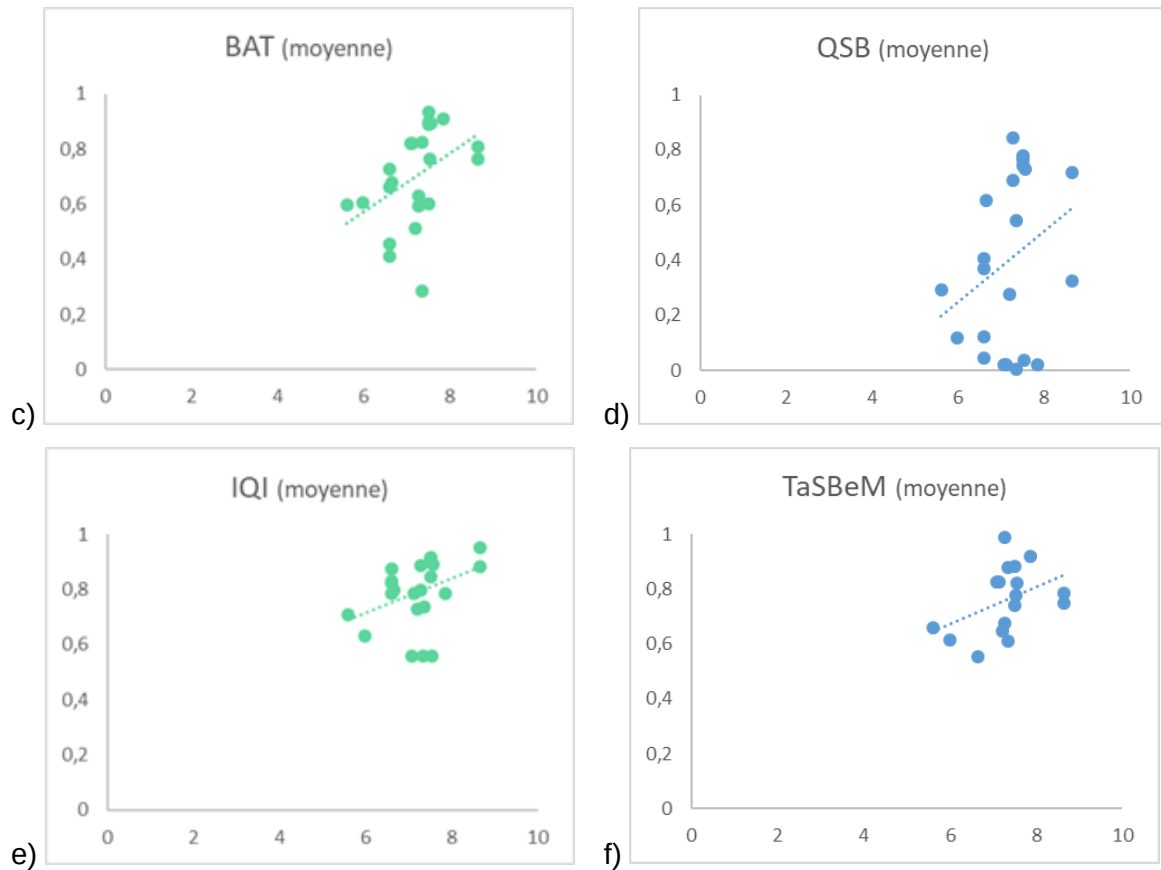
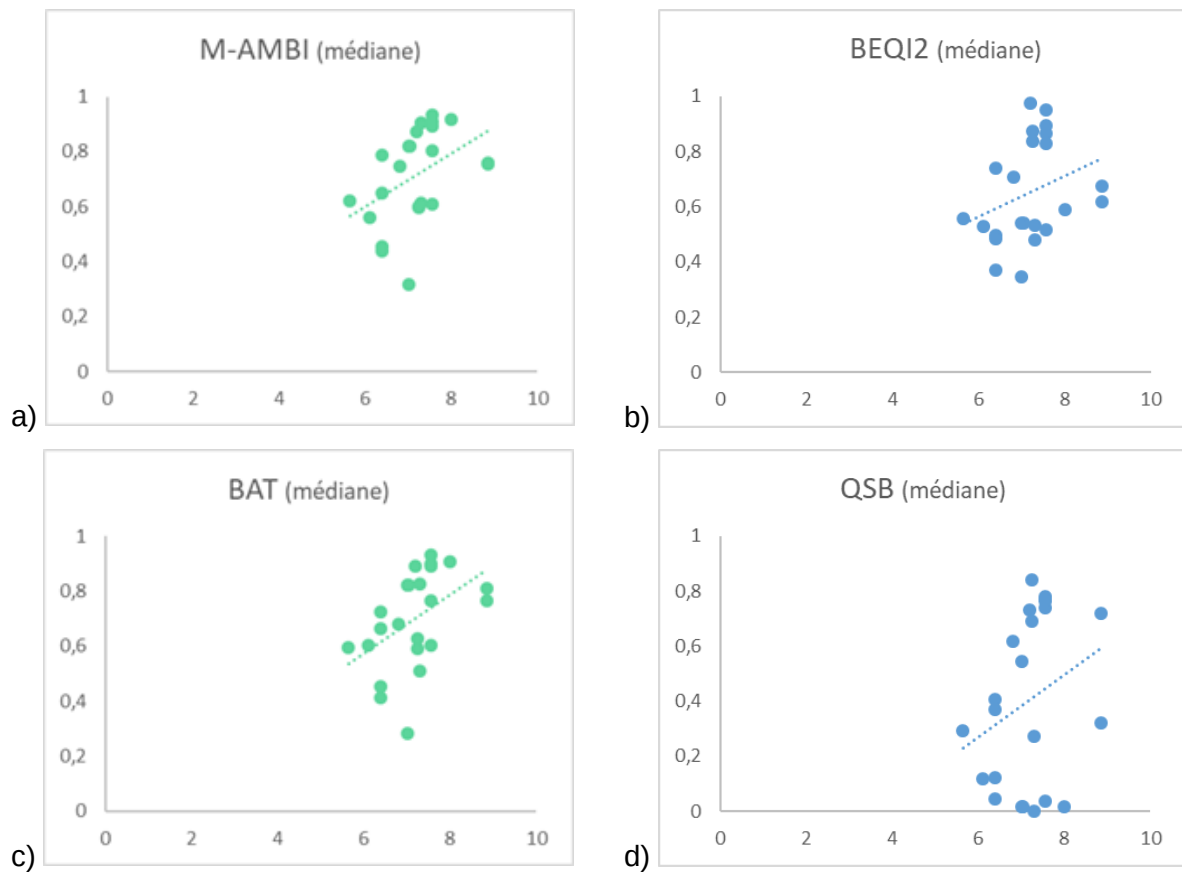


Figure 26 : Relation entre la moyenne estivale d'oxygène en mg/l (en abscisses) et les résultats des EQR (en ordonnées). Les indicateurs présentant des corrélations significatives sont en vert.



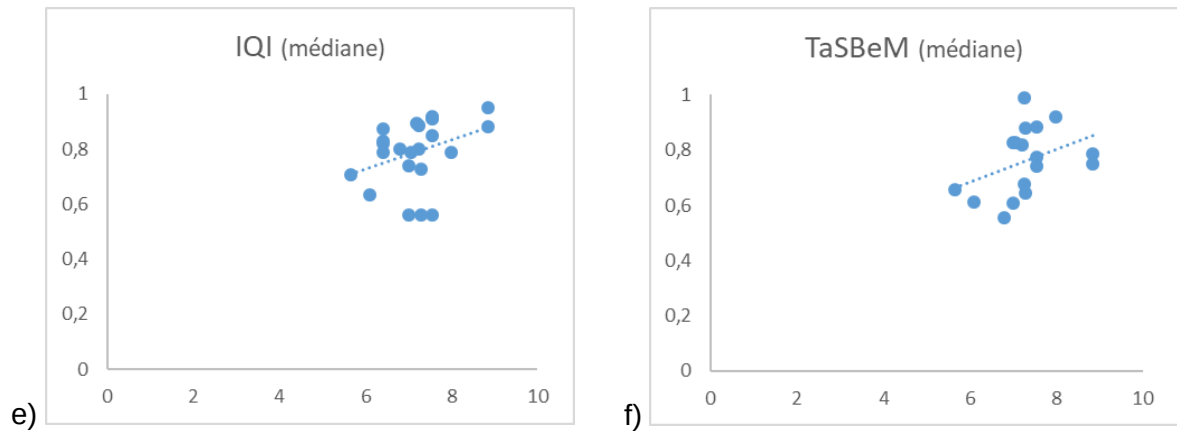


Figure 27 : Relation entre la médiane estivale d'oxygène en mg/l (en abscisses) et les résultats des EQR (en ordonnées). Les indicateurs présentant des corrélations significatives sont en vert.

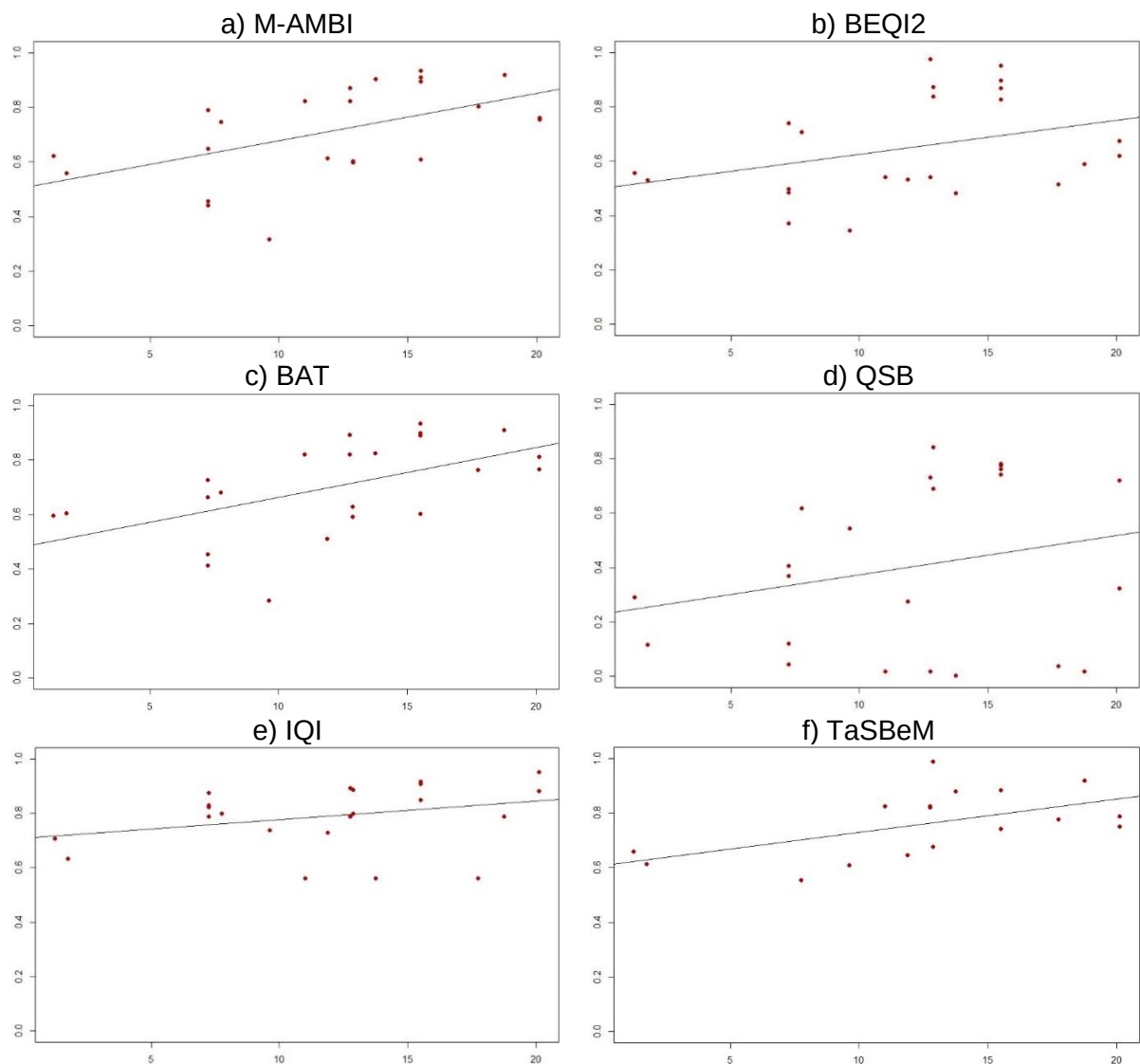


Figure 28 : Relation entre la « note » d'oxygène (en abscisse) et les résultats des indicateurs (en ordonnée).

▪ Tests relatifs à la saisonnalité des phénomènes hypoxiques à partir des données d'oxygène du réseau SYVEL Loire.

• Hypothèse

Comme dit précédemment, les épisodes d'hypoxies sont principalement mesurés pendant la période estivale. L'hypothèse à tester est de voir s'il est possible d'observer une différence des résultats des différents indicateurs avant et après la période estivale.

• Données utilisées

Les données utilisées sont fournies par le GIP Loire estuaire soit :

- les données du réseaux de mesure haute fréquence SYVEL pour l'oxygène (Figure 29 et 30) : seules les stations du Pellerin et de Paimboeuf ont été utilisées du fait de leur proximité des stations d'échantillonnage du benthos ;
- les données de Donges n'ont pas été utilisées car les mesures n'ont été effectués que depuis 2011.
- les données de campagnes de terrain (2008) pour les invertébrés benthiques.

Les données de juillet 2008 sont comparées aux données d'octobre 2008.

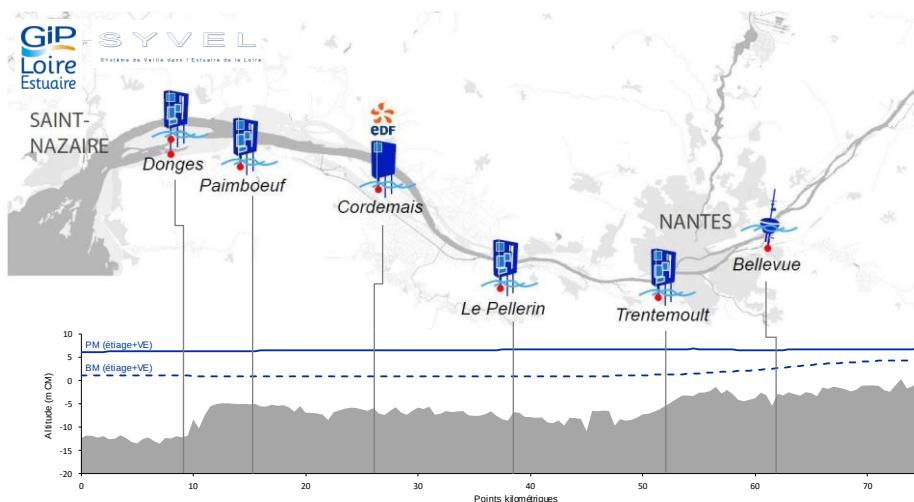
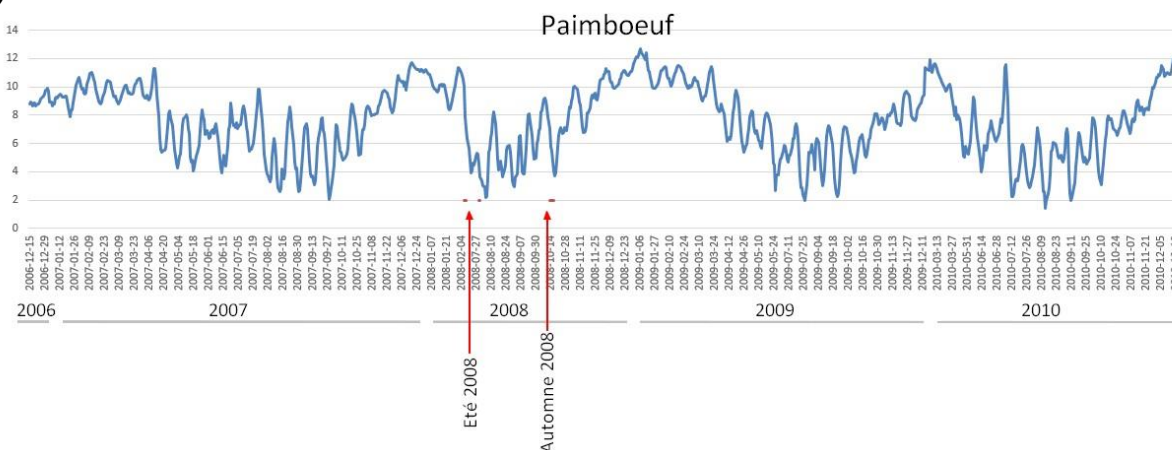
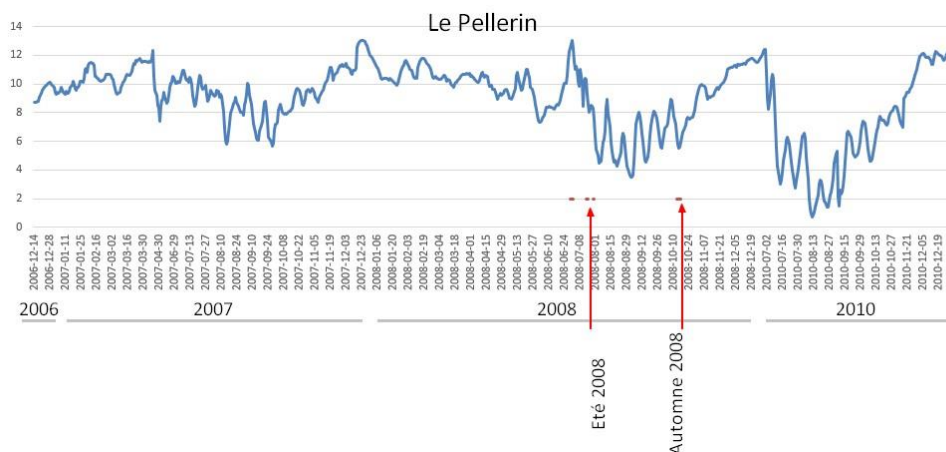


Figure 29 : Localisation des stations de mesure d'oxygène du réseaux SYVEL.

a)





b)

Figure 30 : Représentation des données d'oxygène (en mg/L) entre les stations de Paimboeuf et du Pellerin et de leur évolution dans le temps.

- Traitement des données

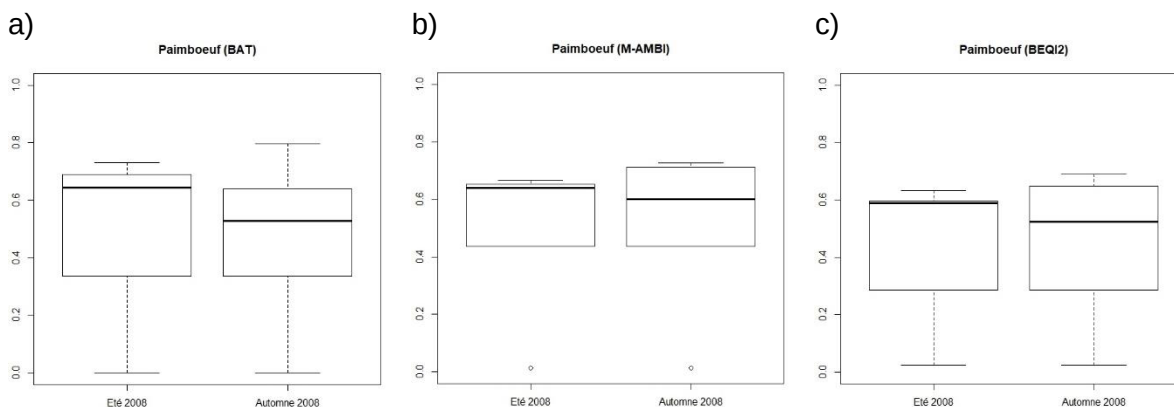
Les résultats des EQR des différents indicateurs sont comparés entre juillet et octobre. L'échantillon de juillet 2008 comporte 7 stations pour Paimboeuf et 6 stations autour du Pellerin. L'échantillon d'octobre 2008 comporte 9 stations pour Paimboeuf et 4 stations pour le Pellerin. La normalité des résidus est testée à l'aide du test de Shapiro. Dans ce cas-ci, le non-respect des conditions d'application conduit à l'utilisation d'un test de Mann-Withney.

- Résultats

Statistiquement, aucune différence significative n'est observée entre les résultats de juillet et d'octobre. Néanmoins, des observations peuvent être faites graphiquement. Pour la station Paimboeuf, les EQR correspondant au mois de juillet sont en moyenne plus élevés que ceux du mois d'octobre pour tous les indicateurs sauf le QSB et le IQI (Figure 31). Pour la station Le Pellerin les indicateurs BEQI2 et BAT présentent une diminution des résultats entre juillet et octobre (Figure 32).

- Conclusion

Les résultats des tests indiquent qu'il n'y a pas de différence significative entre les résultats de juillet 2008 et octobre 2008. Néanmoins dans certains cas une diminution peut être observée graphiquement, notamment pour les indicateurs BAT et BEQI2 dont les résultats correspondent aux attentes de l'hypothèse et cela pour les deux stations considérées.



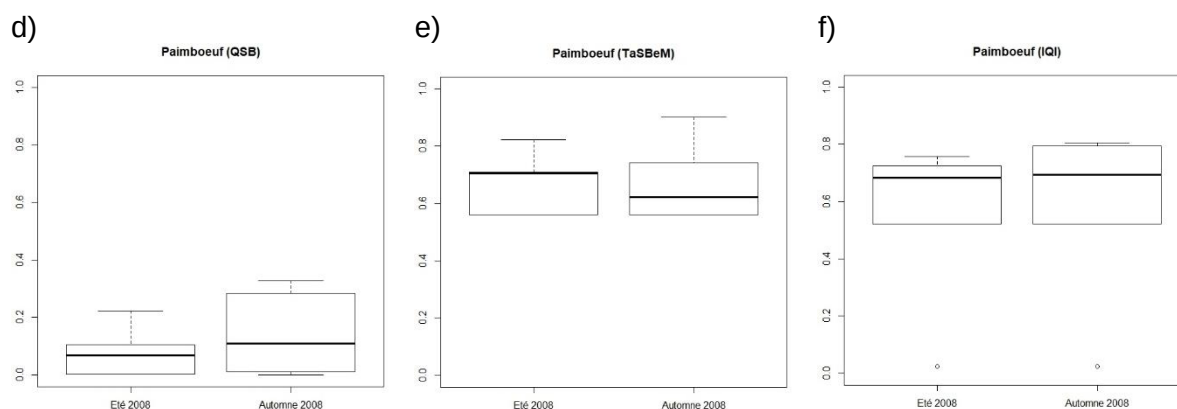


Figure 31 : Représentation des différences entre les résultats indicateurs entre les mois de juillet (à gauche, $n : 7$) et d'octobre (à droite, $n : 9$) pour la station du Paimboeuf. L'axe des ordonnées représente les résultats des indicateurs.

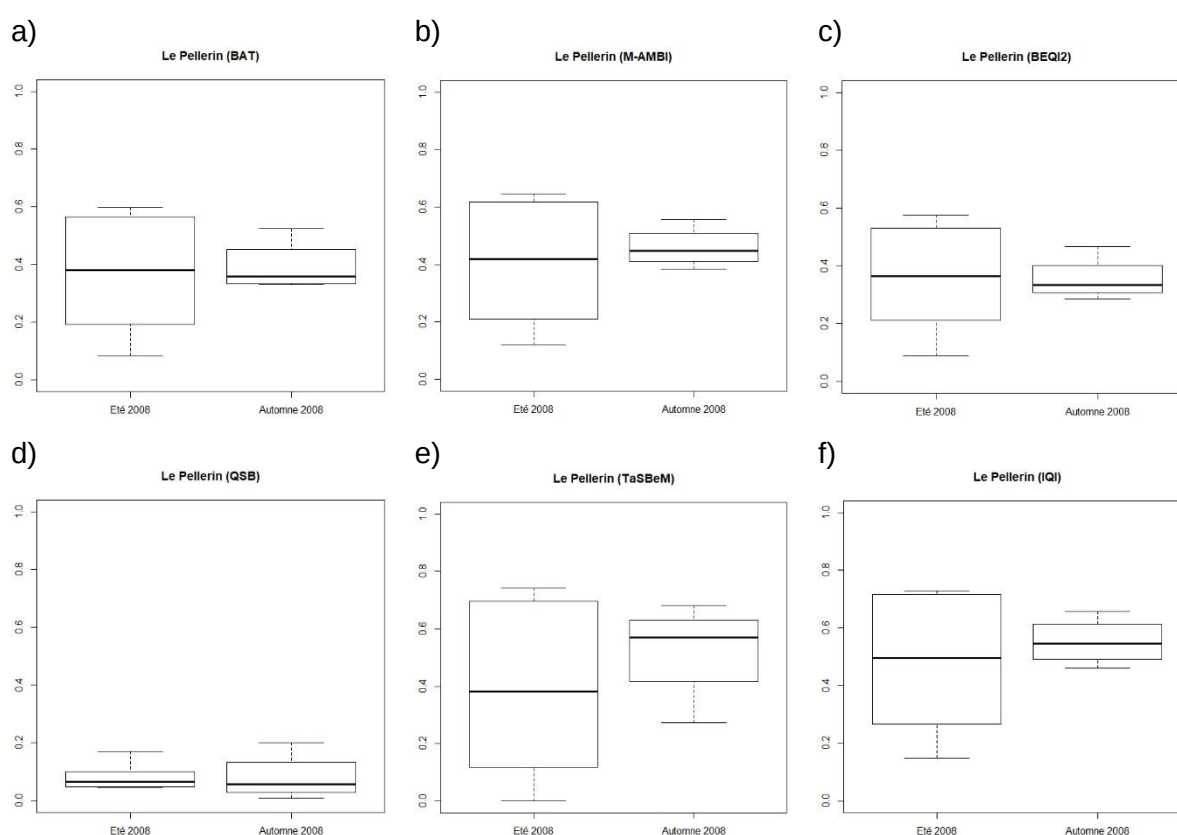


Figure 32 : Représentation des différences entre les résultats indicateurs entre les mois de juillet (à gauche, $n : 6$) et de octobre 2008 (à droite, $n : 4$) pour la station du Pellerin. L'axe des ordonnées représente les résultats des indicateurs.

V.2.3.3. Capacité des indicateurs à mettre en évidence un accident de déversement d'hydrocarbures (cas de la raffinerie TOTAL de Donges).

- Hypothèse

Le 16 mars 2008, lors du chargement en fioul d'un navire, une fuite sur une canalisation (Figure 33) provoque un important épandage dans l'estuaire de la Loire (L'humanité, 7 avril 2016). La fuite a occasionné le déversement de 500 tonnes de fioul (Le monde, 7 janvier 2012). Les accidents d'hydrocarbures constituent une menace importante pour l'état de santé des communautés benthiques (Kennish, 2002 ; Dauvin, 2016). L'hypothèse testée est de voir si les

résultats des indicateurs peuvent mettre en évidence la capacité de résilience de la communauté benthique après l'accident. En théorie il pourrait être possible d'observer une amélioration des scores des indicateurs au cours du temps après la perturbation de mars 2008.



Figure 33 : Emplacement de la raffinerie de Donges.

Source : Google Earth

- Données disponibles

Le GIP Loire Estuaire a fourni un jeu de données comportant des prélèvements de faune benthique pour plusieurs périodes : mai et juin 2008, juillet 2008, octobre 2008, janvier et février 2010, septembre 2015. Les localisations des stations utilisées sont visibles sur la carte ci-dessous (Figure 34).

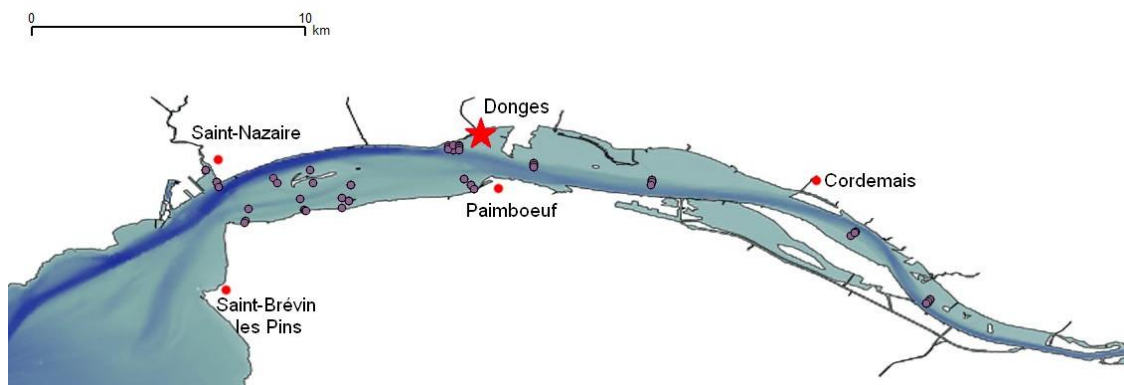


Figure 34 : Localisation des stations utilisées pour cette étude.

- Traitement des données.

L'objectif est de tester une corrélation entre l'amélioration des résultats des indicateurs et l'éloignement temporel de l'accident (en jours). La normalité des résidus est testée à l'aide du test de Shapiro. L'homoscédasticité est inspectée au moyen d'un test de Bartlett. Mais, les conditions d'application n'étant pas réunies le coefficient de corrélation de rang de Spearman est utilisé.

- Résultats.

Les résultats des tests ont montré que la plupart des indicateurs (excepté le QSB) présentent une corrélation significative avec la pression étudiée (Tableau 10). Cependant ces corrélations restent faibles (Figure 35).

Tableau 10 : Coefficients de corrélation et les niveaux de significativité (étoiles) entre les résultats des indicateurs et la distance en nombre jour de l'accident. Chaque niveau de significativité est associé à un symbole : p-values (0.001, 0.01, 0.05) <=> symboles ("***", "**", "*").

BAT	M-AMBI	BEQI2	QSB	TaSBem	IQI
0,21**	0,23**	0,19**	0,02	0,16**	0,22**

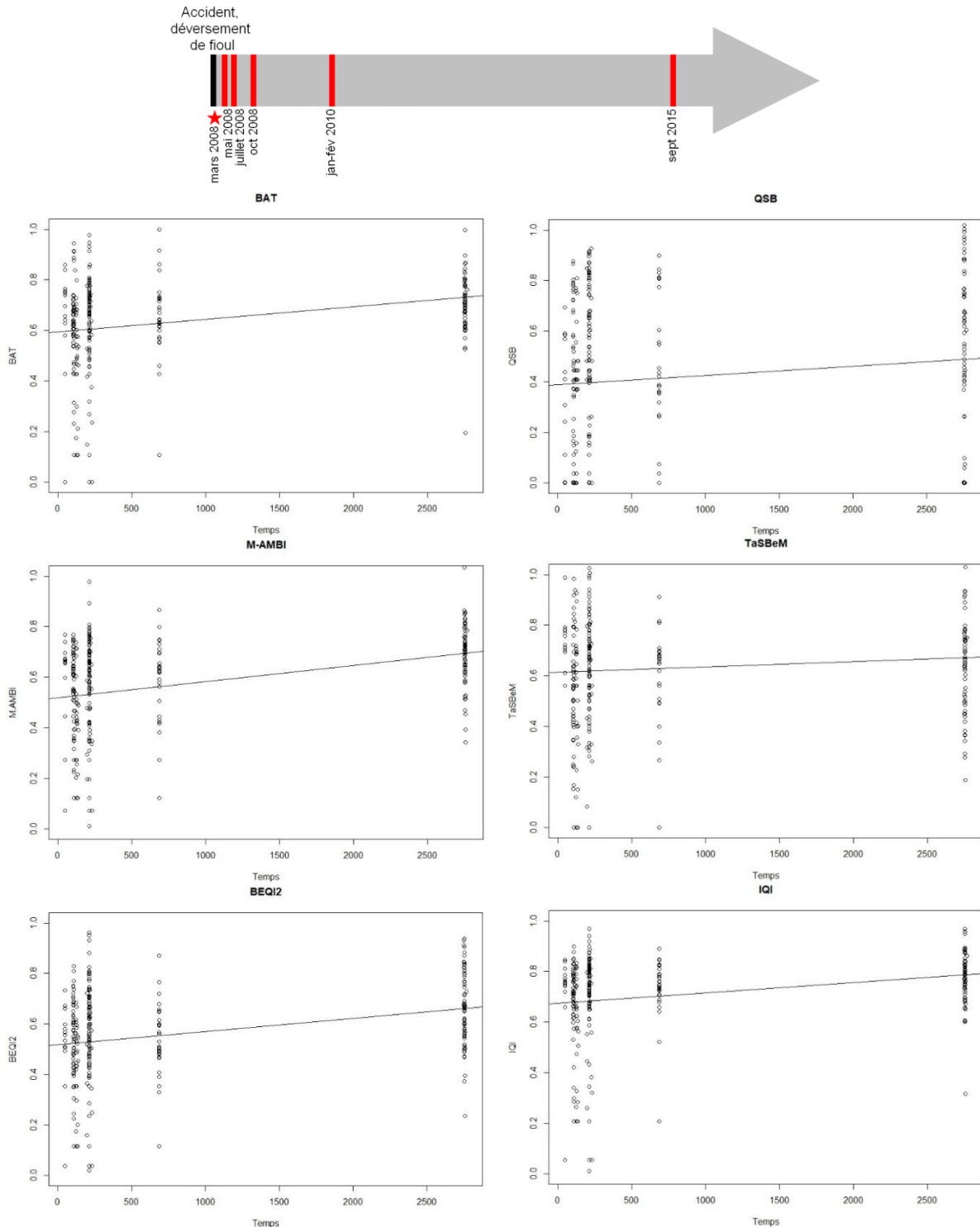


Figure 35 : Graphique montrant l'évolution des résultats des indicateurs suivant l'éloignement temporel de l'incident de mars 2008 (en nombre de jours). L'axe des abscisses représente le nombre de jour d'écart par rapport à l'incident et l'axe des ordonnées les résultats des indicateurs.

- Conclusions

Excepté le QSB les indicateurs réagissent de manière significative bien que faible à cette pression. La faiblesse de ce résultat peut être expliquée par la multitude des autres paramètres, et en particulier l'effet de la saisonnalité qui agit sur la structure des communautés (moins d'individus en hiver).

V.2.3.4 Capacité des indicateurs à mettre en évidence une réaction de la macrofaune sur une zone de rejets thermiques.

- Hypothèse

La centrale thermique de Cordemais est installée sur la rive droite de la Loire (Figure 36). Les centrales, à fonctionnement en circuit ouvert, utilisent pour le refroidissement de leurs condenseurs d'importants débits d'eau prélevés et restitués dans leur environnement proche (Bachelet et Leconte, 2016). Ce rejet d'eau chaude constitue une source de perturbation potentielle pour les écosystèmes estuariens. L'hypothèse est de tester si les résultats des indicateurs s'améliorent en s'éloignant de la zone de rejet d'eaux chaudes.

- Données disponibles

Le GIP Loire Estuaire a fourni un jeu de données comportant des prélèvements de faune benthique aux alentours de la station de Cordemais pour l'été et l'automne 2008 (Figure 36). Les données utilisées ont été prélevées à l'étage intertidal et subtidal.

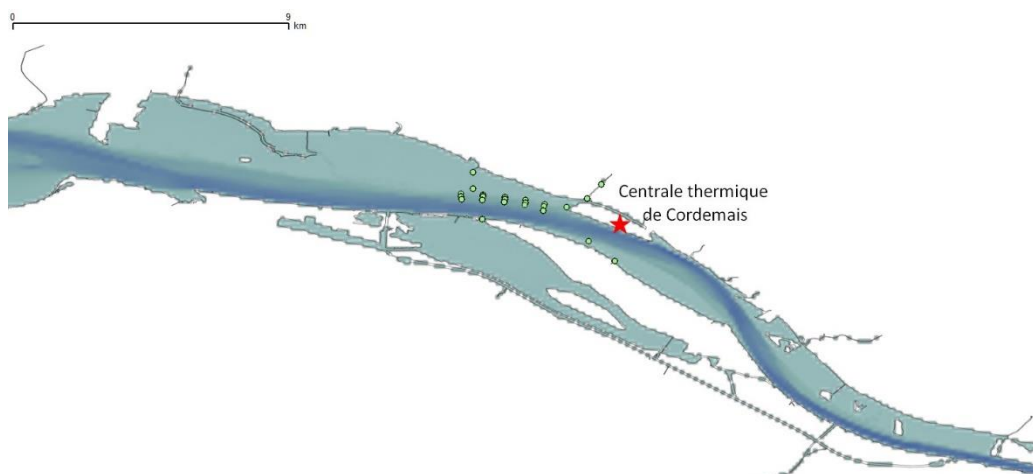


Figure 36 : Localisation des stations utilisées dans cette étude.

- Analyse statistique.

Une corrélation de Spearman a été utilisée pour comparer les résultats des indicateurs avec l'éloignement (en km) de la zone de rejets. Les stations sont situées entre 0,8 et 4,8 km de la zone de rejet.

- Résultats

Il est possible d'observer graphiquement un lien entre l'éloignement géographique et les résultats des indicateurs IQI et BEQI2 (Figure 37). Cependant, les résultats des corrélations ne sont pas significatifs pour aucun des indicateurs (Tableau 11).

Tableau 11 : Coefficients de corrélation entre les résultats des indicateurs et la distance en kilomètre de la zone de rejet.

BAT	M-AMBI	BEQI2	QSB	TaSBeM	IQI
-0,06	0,08	0,27	0,22	0,21	0,30

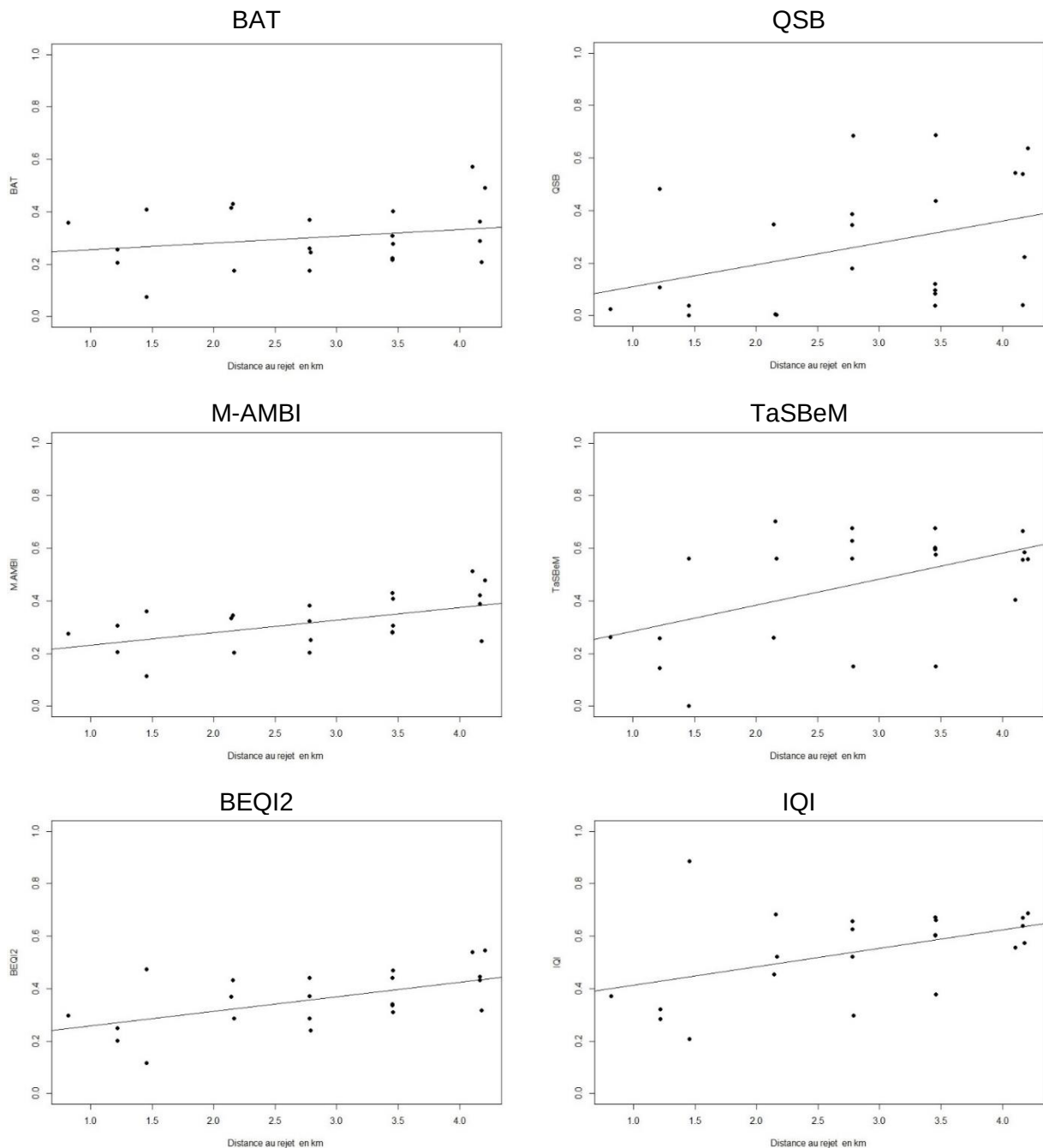


Figure 37: Graphique montrant l'évolution des résultats des indicateurs suivant l'éloignement géographique de la source de rejets thermiques. L'axe des abscisses représente l'écart à la zone de rejets en kilomètres et l'axe des ordonnées les résultats des indicateurs.

• Conclusion

Les indicateurs testés ne permettent pas de mettre en évidence l'impact des rejets thermiques sur la faune benthique. Néanmoins dans cet exercice, les indicateurs IQI et BEQI2 présentent les meilleurs résultats.

VI. Choix de l'indicateur.

La dernière étape a consisté à sélectionner l'indicateur qui répond le mieux aux pressions évoquées, sur la base des différents tests réalisés précédemment. Le tableau 12 résume les résultats obtenus sous forme de scoring selon leur niveau de fiabilité auquel est associé un code couleur :

0. Absence de résultats ou résultats allant à l'encontre de l'hypothèse de base.
1. Résultats dans le sens de la perturbation mais statistiquement non significatifs.
3. Résultats statistiquement significatifs mais sujets à caution (échantillon trop petit, corrélation faible...).
4. Résultats statistiquement significatifs et l'ampleur de l'effet est confirmé graphiquement.

Tableau 12 : Récapitulatif des résultats des relations pression-indicateurs.

	M-AMBI	BEQI2	BAT	QSB	IQI	TaSBem
Pression globale	0	1	0	0	0	0
Sous-total « Pression globale »		1				
Ag	0	1	0	0	0	0
Cd	0	1	0	0	0	0
Cr	0	0	1	1	0	0
Cu	0	0	1	1	0	0
Hg / Ni / Pb / Zn	0	0	0	0	0	0
Apports du BV	0	0	0	0	0	3
Volume annuel de marchandises	0	0	0	0	0	0
Nb de navires	0	0	0	0	0	0
MES	1	3	3	3	1	3
N totaux	0	0	0	0	0	0
P totaux	1	1	1	1	1	1
DBO5 / DCO / MES / METOX / MI / P	0	0	0	0	0	0
NH4	0	0	0	0	0	1
Surface exploitées par l'aquaculture	0	0	0	0	0	0
Volume annuel dragué	1	1	1	0	0	1
DBO5 / DCO / N / P / MES	0	0	0	0	0	0
EH	0	1	1	0	1	0
Nb de bateaux avec arts traînants	0	0	0	0	0	1
Sous-total « Pressions à l'échelle de l'estuaire »	3	8	8	6	3	10
PCB	4	4	4	1	0	1
HAP	1	1	4	1	0	1
Al	1	1	1	1	1	1
Cd	4	4	4	4	0	1
Cr	1	1	4	1	0	1
Cu	1	1	4	1	0	1
Hg	4	4	4	4	1	4
Ni	1	1	1	1	1	1
Pb	0	0	1	1	1	1
Zn	1	1	4	0	0	1
Sous-total « micropolluants »	18	18	31	15	4	13
Hypoxie (minimum)	3	1	3	0	1	3
Hypoxie (moyenne)	1	1	3	1	3	1
Hypoxie (médiane)	3	1	3	1	1	1
« Note de qualité de l'oxygène »	3	1	3	0	0	3
Hypoxie (station Paimboeuf)	1	1	1	0	0	1
Hypoxie (station Le Pellerin)	0	1	1	1	0	0
Sous-total « hypoxie »	11	6	14	3	5	9
Rejets hydrocarbures	3	3	3	0	3	3
Rejets Thermiques	0	1	0	1	1	1
TOTAL	32	36	53	25	16	33

La tableau 12 indique les scores obtenus par les différents indicateurs selon les différentes pressions étudiées. Le total de ces scores indique que l'indicateur BAT a le mieux répondu aux pressions étudiées (score de 53). L'inconvénient de cette méthode est qu'elle ne donne pas une importance égale aux différents tests. Ainsi, le tableau 13 reprend les scores obtenus sur le tableau 12 et les indicateurs sont classés du plus performant au moins performant (score de 6 à 1) pour chacune des pressions étudiées selon les résultats statistiques calculés. Le score total indique que les indicateurs BEQI2 et BAT sont les plus performants pour répondre aux différentes pressions étudiées.

Tableau 13 : Classement des indicateurs selon les pressions étudiées.

	M-AMBI	BEQI2	BAT	QSB	IQI	TaSBem
Pressions globales	3	6	3	3	3	3
Pressions à l'échelle de l'estuaire.	1,5	4,5	4,5	3	1,5	6
Micropolluants	4,5	4,5	6	3	1	2
Hypoxie	5	3	6	1	2	4
Rejets hydrocarbures	4	4	4	1	4	4
Rejets thermiques	1,5	4,5	1,5	4,5	4,5	4,5
TOTAL	19,5	26,5	25	15,5	16	23,5

D'après la bibliographie, la faune benthique devrait répondre à certaines pressions, comme l'enrichissement en matière organique et la perte en oxygène (Pearson et Rosenberg, 1978 ; Glémarec et Hily, 1981).

Lors des tests sur l'indice global de pression, l'indicateur BEQI2 est le seul à avoir répondu de façon significative à la pression perte en oxygène. Ensuite en ce qui concerne les pressions précises à l'échelle de l'estuaire, les indicateurs BAT, BEQI2, QSB et TaSBem ont répondu de façon significative à la pression « apports de MES (matière en suspension) par les rejets industriels ». En ce qui concerne les tests avec les micropolluants, la majorité des indicateurs (excepté le IQI) ont répondu de façon significative à la plupart des polluants. Parmi ces indicateurs, le BAT est celui qui présente les meilleures corrélations entre les résultats des indicateurs et les concentrations en polluants. Ensuite concernant les tests avec les pertes en oxygène l'indicateur BAT (suivi de près du M-AMBI) est celui qui présente les meilleurs résultats. Enfin, les tests réalisés sur la pression « rejets d'hydrocarbure » ont montré une relation significative pour tous les indicateurs sauf le QSB.

D'après ces tests, deux indicateurs se démarquent des autres : le BAT et le BEQI2. Ce sont ces deux indicateurs qui ont répondu le plus de fois de façon significative à nos attentes.

VII. Synthèse et Conclusions

- Conditions de références et habitats types.

Un des principaux problèmes de l'utilisation des indicateurs est l'étape d'élaboration des conditions de référence. La présente étude propose de prendre en compte les conditions des différents habitats benthiques estuariens pour l'établissement des conditions de références en se basant sur la typologie EUNIS, au niveau 4. Les résultats ont démontré l'importance de prendre en compte ces habitats pour l'établissement des conditions de référence pour l'évaluation des EQR. Cette approche par habitat est déjà plus ou moins développée selon les indicateurs, mais un manque général d'harmonie dans la définition des conditions et des habitats par les différentes méthodes proposées dans le document d'intercalibration est à souligner. Le présent travail cherche à combler ce défaut afin de corriger les indicateurs sur la base de connaissances préalables des conditions de l'habitat aussi simples que possibles.

- Les indicateurs.

Il s'est avéré malaisé de départager les indicateurs. En effet, ceux-ci étant sensiblement basés sur les mêmes métriques, la plupart répondent de la même manière aux différents tests effectués. De plus, la macrofaune benthique dans les estuaires est naturellement sujette à de nombreuses pressions naturelles. Il se peut donc que ces communautés ne répondent pas à certaines pressions anthropiques du fait de leur résistance naturelle.

A l'issue de ce travail, il apparaît difficile de relier de manière claire les résultats de ces différents indicateurs à des pressions s'exerçant de manière globale à l'échelle de l'ensemble d'un estuaire ou à des perturbations localisées. Il existe plusieurs raisons expliquant ce manque de performance de ces indicateurs : la première réside dans les données disponibles et la seconde dans les caractéristiques naturelles des estuaires et les caractéristiques des activités humaines dans ces zones. Les données disponibles sont rarement adaptées à une étude claire de l'impact d'une pollution donnée sur la faune benthique, les données utilisables ne permettent en général qu'une mise en évidence très indirecte d'un impact potentiel, par exemple, en observant une possible succession secondaire dans un peuplement potentiellement perturbé, souvent sur un secteur et non sur une même station ; ou bien les données de perturbations ou les données biologiques dont on dispose présentent une résolution trop différente pour être reliées (pressions à l'échelle d'un estuaire vs données stationnelles pour la faune benthique), enfin, des données sur des perturbations aux effets sublétaux n'ayant pas d'impact détectable à l'échelle des communautés. Enfin, la variabilité spatiale et temporelle naturelle des peuplements benthiques combinée à la multiplicité des pressions s'exerçant de manière chronique ou accidentelle dans un même estuaire sur les organismes rendent l'interprétation des résultats complexe et incertaine.

Un choix possible se dessine néanmoins entre deux indicateurs, le BAT et le BEQI2. Les tests statistiques ont montré que l'indicateur BAT présentait les meilleurs résultats face à l'hypoxie et à la présence de micropolluants ce qui en fait un très bon candidat. Cependant, d'un point de vue de l'application de l'indicateur, le BEQI2 présente un avantage non négligeable lié au fait qu'il est basé sur un simple scoring et non une analyse factorielle contrairement aux indicateurs BAT et M-AMBI. Une analyse factorielle présente deux inconvénients majeurs :

- Elle donne une valeur différente en fonction du nombre de stations considérées pour le calcul (Ruellet & Dauvin, 2008).
- Elle est beaucoup plus difficile à mettre en œuvre qu'un simple scoring. En fonction des paramètres de l'analyse factorielle, les résultats peuvent varier.

Cette contrainte nécessite un minimum de compétences des futurs opérateurs et une application stricte de la méthode de calcul, y compris dans le logiciel et le script à utiliser. Ce type de contrainte semble être un critère non négligeable à considérer pour la sélection de l'indicateur.

Concernant les autres indicateurs, plusieurs défauts sont à souligner.

Le QSB présente d'autres types de difficultés liées principalement à l'usage de la métrique Bsc:

- Cette métrique devant refléter les écarts de structure et de composition par rapport à la communauté de référence s'est avérée plutôt difficile d'utilisation.
- Le résultat de Bsc est très dépendant de l'habitat auquel la station a été affectée.
- Bsc ne tient pas compte des variations biogéographiques qui peuvent influencer sur les communautés (Zettler *et al.*, 2013). Par exemple, une espèce citée comme « typiques », *Macoma balthica*, est très commune dans les estuaires du nord mais atteint sa limite de répartition au sud, au niveau de l'estuaire de la Gironde (Bachelet, 1980).

La métrique Bsc peut obtenir un score faible sans pour autant refléter une perturbation du milieu.

Concernant l'indicateur TaSBeM, ses conditions d'utilisation (nombre d'individus >20 par station) (Dauvin et Ruellet, 2007 ; Dauvin *et al.*, 2016) semblent un peu trop strictes pour une application en milieu estuarien.

Cependant l'utilisation du BEQI2 est du BAT est aussi à prendre avec précaution. En effet, la métrique AMBI, présente dans les trois indicateurs M-AMBI, BAT et BEQI2, intègre la présence d'espèces tolérantes aux stress naturels, mais qui sont également tolérantes aux stress anthropiques (Dauvin et Ruellet, 2009). De plus, la métrique S (richesse spécifique), présente chez les indicateurs BEQI2 et M-AMBI, est dépendante de la surface d'échantillonnage. Il faut donc prendre soin d'utiliser des données dont l'échantillonnage a été réalisé sur des surfaces identiques.

- Conclusions

Le travail réalisé dans cette étude a mis en avant deux indicateurs benthiques potentiels pour le suivi des estuaires français. Le premier indicateur, le BAT (**Benthic Assessment Tool**), présente des résultats sensiblement meilleurs que les autres, notamment pour des pressions particulières telles que les micropolluants et les déficits en oxygène. Le deuxième indicateur, le BEQI2 (**Benthic Ecosystem Quality Index**) donne des résultats satisfaisants et présente de sérieux avantages quant à la simplicité de son utilisation ce qui fait de lui, un bon candidat dans le cadre d'un suivi récurrent comme le demande la DCE.

A l'issue d'une réunion de travail qui s'est tenue le 4 juillet 2018 et où les principaux résultats de la présente étude ont été présentés devant un panel de spécialistes des communautés benthiques⁴, il a été décidé de retenir le BEQI2 (**Benthic Ecosystem Quality Index**) comme indicateur pour les masses d'eau de transitions estuariennes métropolitaines françaises. Ce choix est basé sur le retour d'expérience de l'usage d'indicateurs comme le M-AMBI ou l'indicateur BAT qui font appel à l'analyse factorielle pour la détermination de l'EQR. L'usage d'une analyse factorielle, en plus de son caractère très superflu pour ce genre de données, a pour effet que la valeur d'EQR attribuée à une même station à une date donnée varie en fonction du nombre d'autres stations-dates évaluées en même temps en raison du fait que les axes extraits par l'analyse factorielle varient en fonction du nuage de points (les points sont ici les stations-dates) (Ruellet & Dauvin, 2008). Ceci pose des problèmes de cohérence des résultats d'une année à l'autre, au fur et à mesure que le nombre de stations-dates augmente.

L'indicateur sélectionné ne prétend pas être capable de détecter tout type de pollution affectant un estuaire. L'étude de la bibliographie suggère que cet indicateur pourrait notamment être performant dans les cas d'évènement d'hypoxie/anoxie liés à un accroissement des apports de matière organique vers le fond. Ce type d'évènement peut être liés à différents phénomènes plus généraux susceptibles d'affecter le fonctionnement des écosystèmes estuariens :

⁴ Liste des participants à la réunion : Maïa Akopian, Mario Lepage, Valérie Foussard, Yann Joncourt, Nicolas Desroy, Vincent Bouchet, Cécile Capderrey, Hugues Blanchet, Marie Fouet.

l'eutrophisation, les excès d'effluents urbains insuffisamment traités et l'altération du régime de courants entraînant une réduction de l'hydrodynamisme local.

- Perspectives

L'étape déterminante dans le calcul des indicateurs reste l'assignation de la station étudiée à un habitat benthique. Pour pouvoir effectuer un suivi de l'ensemble des estuaires du territoire français il est capital de proposer une méthode simple et fiable pour assigner une station à un habitat. Pour la suite de ce travail, il serait nécessaire de mettre en place un outil d'aide à l'attribution d'une station à un des habitats identifiés dans cette étude en précisant un certain nombre des caractéristiques de l'environnement typique de ces habitats.

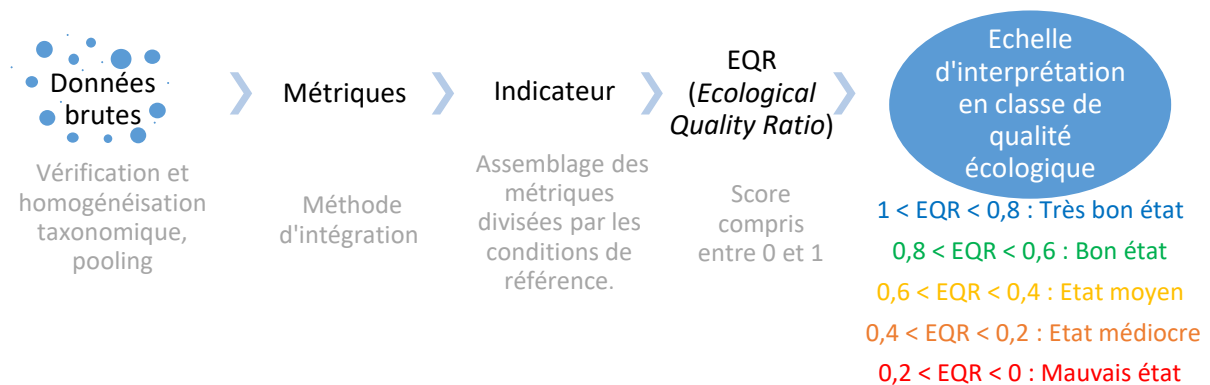
Il s'avère donc nécessaire de mieux définir les conditions correspondant aux différents habitats benthiques EUNIS pris en compte dans cette étude : ceci est particulièrement nécessaire en ce qui concerne le régime de salinité, il est nécessaire de définir, à partir de mesures et/ou de modèles hydrologiques reproduisant la salinité de mieux évaluer les régimes de salinités qui différencient, par exemple, les habitats « MEst » et « UEst ». Dans tous les cas, il apparaît nécessaire de disposer de mesures de salinités (au fond, pour les stations de subtidale, et en subsurface, pour les stations intertidales) à proximité des stations de surveillance DCE afin de pouvoir tenir compte de l'effet de modification du régime de salinité dans l'interprétation des résultats. Cette nécessité peut servir de base de réflexion pour la localisation géographique des stations de surveillance DCE. En l'absence de points de mesures à proximité, il devrait être envisagé d'équiper la station de surveillance d'un dispositif de mesure en continu de la salinité et de température.

Il pourrait sans doute être nécessaire d'affiner, dans certains cas les habitats pris en compte dans la présente étude. Il peut en effet apparaître pertinent, à l'usage, de définir avec davantage de finesse les habitats afin de mieux évaluer leur dégradation/restauration potentielle. Cela peut être sans doute nécessaire pour les habitats intertidaux des zones de la Manche soumis à un régime hypertidal où des habitats intertidaux aux caractères plus distincts qu'en régime de marée plus faibles peuvent être distingués. Ainsi, l'étude réalisée en 2008 avait fait ressortir l'originalité de la composition faunistique des communautés benthiques échantillonnées dans la baie du Mont Saint Michel (peuplement caractérisé par la très forte dominance des amphipodes *Corophium arenarium* et *Bathyporeia pilosa*, typique des parties médianes et supérieure des estrans sablo-vaseux abrités). Cet habitat correspond dans EUNIS au code de niveau 5 : A2.244 et sera, logiquement à inclure dans l'habitat MuSa (code A2.24) : *Polychaete or bivalve-dominated muddy sand shores*. Cependant, la paucispécificité de cet habitat et la dominance numérique très forte des amphipodes risquent d'entraîner une évaluation faussement négative de ces zones.

Afin d'optimiser la performance de l'indicateur pour l'évaluation des impacts des apports de matière organique sur le benthos, une légère modification du mode de calcul de l'indicateur pourrait être envisagée. Cette modification, relativement simple, aurait pour effet de focaliser sur l'endofaune en excluant du calcul (ou d'une partie du calcul) les espèces de l'épifaune. C'est particulièrement le cas du gastéropode *Peringia ulvae*, ce gastéropode présente en effet la capacité de se laisser porter par flottaison d'une zone à l'autre par les courants. Lorsqu'il est présent sur un estran il peut présenter des niveaux d'abondance extrêmement élevés (plusieurs dizaines de milliers d'individus par m²). Il en résulte que les simples fluctuations d'abondances de cette seule espèce sur une zone donnée (liées au mode de dispersion de cette espèce, sans lien avec une quelconque perturbation ou pollution) entraînent (1) d'une part des modifications de la valeur de H' en affectant de manière importante le patron de dominance du peuplement et (2) tirent les valeurs de l'AMBI vers 3 en accentuant la dominance du groupe écologique III, écrasant la présence d'espèces des groupes écologiques I et/ou V. La pertinence de cette modification du calcul reste à évaluer en regard d'une pollution.

1. Glossaire

La méthode utilisée dans cette étude suit la logique suivante :



Métriques : Une métrique est un paramètre ou un ensemble de paramètre décrivant une fonctionnalité de l'écosystème (par exemple le nombre d'individus, la richesse taxonomique, la diversité, la proportion d'espèces opportunistes...). Une métrique est une composante du calcul d'un indicateur. Il peut s'agir d'un indice de diversité (H' , d , $1-Y'$), d'un indice de pollution (AMBI, BO2A) ... Ces différentes métriques sont ensuite combinées par différentes méthodes selon les indicateurs (cf méthode d'intégration).

Indicateur : Un indicateur regroupe plusieurs métriques, il permet d'évaluer la qualité du milieu en s'appuyant sur des critères de diversité, d'abondance et sur les classes écologiques des espèces présentes. L'indicateur simplifie l'information pour mettre en lumière des phénomènes parfois complexes.

EQR (Ecological Quality Ratio ou écart à la référence) : Les valeurs mesurées de ces indicateurs de qualité écologique doit être comparée à leur valeur correspondant à des conditions « non perturbées » (Directive 2000/60/CE). Ils sont ainsi traduits en EQR (Ecological Quality Ratio) représentant l'écart à la référence (Grémare *et al.*, 2009). La valeur de l'EQR est comprise entre 0 et 1, est ensuite comparée à une grille définissant les différents états de qualité afin d'établir le classement des masses d'eau.

Condition de référence : L'état de référence est l'état dans lequel il serait dans des conditions non impactées ou très faiblement perturbés par les activités anthropiques.

Méthode d'intégration : Les méthodes d'intégration de métriques utilisées sont les scoring ou l'analyse factorielle.

Scoring : Cette méthode repose simplement sur l'addition (multiplication, division) des valeurs des EQR pour chaque métrique.

Analyse factorielle : Généralement une analyse factorielle des correspondances est utilisée. Celle-ci détermine trois axes perpendiculaires qui minimisent le critère des moindres carrés (Buchet, 2012). La projection dans ce nouveau repère des deux points de référence correspondant à l'état le plus dégradé et l'état le moins dégradé permet de définir un nouvel axe sur lequel sont projetés l'ensemble des points des stations (figure 40). Pour chacun d'eux la distance qui le sépare du point le plus dégradé est calculée, en considérant que le segment de droite reliant le point le plus dégradé à celui du meilleur état possède une longueur de 1. Cette distance, bornée par le 0 et le 1 et donc équivalente à un EQR.

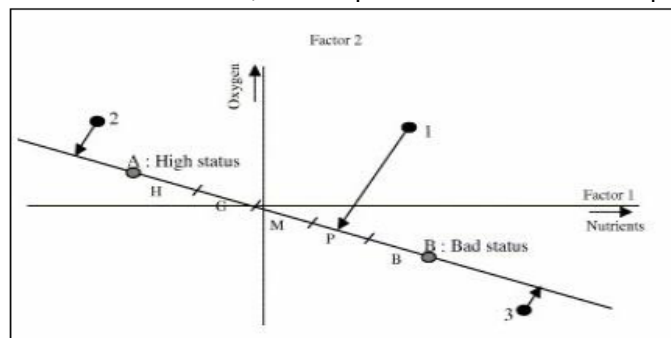


Figure 38 : Définition du statut des stations échantillonnées par projection sur l'axe factoriel défini par les conditions de référence, d'après Bald *et al.*, 2005 (in Buchet, 2012).

2. Bibliographie

- Alzieu C. (2003). Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion. Ed. Ifremer, 248p.
- ARIA développement durable [en ligne]. Déversement de fioul dans un estuaire au cours d'une opération de transfert. Fiche N° 34351 - 16/03/2008 - FRANCE - 44 - DONGES C19.20 - Raffinage du pétrole. https://www.aria.developpement-durable.gouv.fr/fiche_detaillee/34351/ (consulté le 5 janvier)
- Aubry, A., & Elliott, M. (2006). The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: application to the Humber Estuary, UK. *Marine pollution bulletin*, 53(1), 175-185.
- Auby I, Trut G, Blanchet H, Gouillieux B, Lavesque N, Pothier A (2008) Echantillonnage des sites de référence DCE pour les paramètres "faune invertébrée benthique" et "végétation". Rapport Ifremer - LER Arcachon - UMR 5805 - Station Marine d'Arcachon, Arcachon.
- Bachelet, G. (1980). Growth and recruitment of the tellinid bivalve *Macoma balthica* at the southern limit of its geographical distribution, the Gironde estuary (SW France). *Marine Biology*, 59(2), 105-117.
- Bachelet, G. et Leconte, M. (2016). Surveillance écologique du CNPE du Blayais - Année 2015 - Suivi de la macrofaune benthique. Rapport Station Marine d'Arcachon.
- Bald, J., Borja, A., Muxika, I., Franco, J., & Valencia, V. (2005). Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: a case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 50(12), 1508-1522.
- Bennett, A., Bianchi, T. S., & Means, J. C. (2000). The effects of PAH contamination and grazing on the abundance and composition of microphytobenthos in salt marsh sediments (Pass Fourchon, LA, USA): II: The use of plant pigments as biomarkers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(3), 425-439.
- Bertrand, M.-N.. Fuite de brut à Donges. L'Humanité [en ligne], 7 avril 2016. <https://humanite.fr/fuite-de-brut-donges-604045> (consulté le 5 janvier 2018)
- Blanchet, H., Gouillieux, B., Alizier, S., Amouroux, J. M., Bachelet, G., Barillé, A. L., ... & Grall, J. (2014). Multiscale patterns in the diversity and organization of benthic intertidal fauna among French Atlantic estuaries. *Journal of Sea Research*, 90, 95-110.
- Blanchet H., Bachelet G., de Montaudouin X., Lavesque N., Gremare A. (2012) Biodiversity and bio-evaluation methods in transitional waters: a theoretical challenge, *Transitional Waters Bulletin*, 6, 13-19
- Blanchet, H., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J. C., Sauriau, P. G., Desroy, N., ... & Bessineton, C. (2008). Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats—implications for the implementation of the European Water Framework Directive. *Ecological indicators*, 8(4), 360-372.
- 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(12), 1100-1114.
- Borja, A., J. Franco, V. Valencia, J. Bald, I. Muxika, M. J. Belzunce, O. Solaun, (2004). Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque Country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* 48: 209–218.
- Borja, A., Miles, A., Occhipinti-Ambrogi, A., & Berg, T. (2009). Current status of macroinvertebrate methods used for assessing the quality of European marine waters: implementing the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 633(1), 181-196.
- Borja A. & Tunberg BG., (2011). Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI. *Ecological indicators* 11, 295-303.
- Buchet, R. (2012). Directive Cadre sur l'Eau: les pressions anthropiques et leur impact sur les indicateurs de l'état écologique des masses d'eau littorales de la façade Manche-Atlantique. Synthèse bibliographique.
- Callier, M. D., Richard, M., McKindsey, C. W., Archambault, P., & Desrosiers, G. (2009). Responses of benthic macrofauna and biogeochemical fluxes to various levels of mussel biodeposition: an in situ "benthocosm" experiment. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), 1544-1553.
- Clarke, K. R., and Gorley, R. N. (2006). *PRIMER v6: user manual/tutorial*. Plymouth, United Kingdom: PRIMER-E Ltd.
- Clarke, K. R., and Warwick, R. M. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth, United Kingdom: PRIMER-E Ltd.
- Commission européenne, Directive 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, Journal officiel n°L 327 du 22/12/2000.
- Connor D.W., Allen J.H., Golding H., Howell K.L., Lieberknecht L.M., Northern K.O., Rejer J.B., (2004). The marine habitat classification for Britain and Ireland. JNCC Report, Peterborough, UK.
- Cottet, M., Gouillieux, B., Bachelet, G., Blanchet, H., Montaudouin, X. De, Lavesque, N., et al. (2007). Etude préliminaire de la macrofaune benthique des masses d'eau côtières et de transition du District Hydrographique Adour-Garonne. Rapport Station marine d'Arcachon et CRELA de L'Houmeau.
- Dauvin JC. (2007). Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* 55, 271–281
- Dauvin, J. C., & Ruellet, T. (2007). Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6), 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 (2009) 38–47
- Dauvin J.C., Bachelet G., Barille A.L., Blanchet H., de Montaudouin X., Lavesque N., Ruellet T. (2009) Benthic indicators and index approaches in the three main estuaries along the French Atlantic coast (Seine, Loire and Gironde), *Marine Ecology*, 30, 228-240
- Dauvin, J. C., Andrade, H., de-la-Ossa-Carretero, J. A., Del-Pilar-Ruso, Y., & Riera, R. (2016). Polychaete/amphipod ratios: An approach to validating simple benthic indicators. *Ecological indicators*, 63, 89-99.
- Desroy N., Soudant D., Auby, I., Barillé, A.L., Blanchet H., Gentil, F., Hilly C., Oger-Jeanerret H., Sauriau, P.G., (2010) Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) : état écologique des masses d'eau - Année 2007 Façade Atlantique. Rapport Ifremer. 20 pages.
- Ducle Subida M. & Drake P. (2011) Taxonomically Sufficient Benthic Multimetric - TaSBEM. Institute for Marine Sciences of Andalusia. Spanish National Research Council (CSIC). Regional Ministry of Environment of Andalusia.
- Elliott M., Quintino V. (2007). The Estuarine Quality Paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54: 640–645.
- Fouet, M. (2017). Sélection d'un indicateur benthique pour les estuaires français dans le cadre de la DCE. Rapport de stage de Master 2. Université du littoral Côte d'Opale.
- Hutton M., Venturini N., Garcia-Rodriguez F., Brugnoli E., Muniz P., (2014) Assessing the ecological quality status of a temperate urban estuary by means of benthic biotic indices. *Mar. Pollut. Bull.*
- Garcia, A., Desroy, N., Le Mao, P., and Miossec, L. (2014). Protocole de suivi stationnel des macroinvertébrés benthiques de substrats meubles subtidaux et intertidaux dans le cadre de la DCE. Façades Manche et Atlantique. Dinard.
- GIP Seine Aval (2009). Rapport - Usages et aménités : aménagement de l'estuaire de la Seine.
- Glémarec, M. A. H. C., & Hily, C. (1981). Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica Oecologia Applicata*, 2, 139-150.
- Gouillieux B., Bachelet G., de Montaudouin X., Blanchet H., Grémare A., Lavesque N., Ruellet T., Dauvin J.-C., Sauriau P.-G., Desroy N., Olivier F., Nebout T., Grall J., Barillé A.-L., Hacquebart P., Meirland A., Jourde J., Labrune C., Amouroux J.-M., Derolez V., Pelaprat C. & Thorin S. (2009) Rapport - Proposition d'un indicateur benthique pour la qualification des masses d'eaux de transition pour la directive cadre sur l'eau.
- Grall, J., & Chauvaud, L. (2002). Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. *Global Change Biology*, 8(9), 813-830.
- Hily, C., & Glemarec, M. (1990). Dynamique successionnelle des peuplements de fonds meubles au large de la Bretagne. *Oceanologica acta*, 13(1), 107-115.
- Kennish, M. J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental conservation*, 29(1), 78-107.
- Lavesque N., Blanchet H., de Montaudouin X. (2009) Development of a multimetric approach to assess perturbation of benthic macrofauna in *Zostera noltii* beds, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 368, 101-112
- Lepage, M., Harrison, T., Breine, J., Cabral, H., Coates, S., Galván, C., ... & Pasquaud, S. (2016). An approach to intercalibrate ecological classification tools using fish in transitional water of the North East Atlantic. *Ecological Indicators*, 67, 318-327.
- MacArthur, R. and Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*, Princeton University Press (2001 reprint)
- Magurran A. E. (2004): Measuring biological diversity. Blackwell Science, Ltd. (first edition). Gaston K. J. & Spicer J. I. (2004): Biodiversity: an introduction
- Michez, N., Aish, A., Hily, C., Sauriau, P. G., Derrien-Courtél, S., de Casamajor, M. N., ... & Popovsky, J. (2013). Typologie des habitats marins benthiques français de Manche, de Mer du Nord et d'Atlantique: Version. *Rapport SPN*, 9.
- Michez, N., Bajjouk, T., Aish, A., Andersen, A. C., Argall, E., Baffreau, A., ... & Derrien-Courtél, S. (2015). Typologie des habitats marins benthiques de la Manche, de la Mer du Nord et de l'Atlantique.(No. Rapport SPN 2015-45).
- Muxika, I., Borja, A., & Bonne, W. (2005). The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological indicators*, 5(1), 19-31.
- Muxika, I., Borja, A., and 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. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 16–29. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.05.025.
- Muxika I. GIG, N. (2016). Intercalibration of biological elements for transitional and coastal water bodies. *North East Atlantic Geographical Intercalibration Group*, 128.
- Paz, L., Patrício, J., Marques, J. C., Borja, A., & Laborda, A. J. (2008). Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: a benthic perspective. *Marine Pollution Bulletin*, 56(7), 1275-1283.

- Pearson, T. H., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev*, 16, 229-311.
- Phillips, G. R., Anwar, A., Brooks, L., Martina, L. J., Miles, A. C., & Prior, A. (2014). Infaunal Quality Index: Water Framework Directive Classification Scheme for Marine Benthic Invertebrates. *Environment Agency, United Kingdom (Report: SC080016. ISBN: 978-1-84911-319-9)*.
- Pianka, E. R. (1970). On r and K selection. *American Naturalist* 104, 592-597.
- Pielou, E. C. (1969). An introduction to mathematical ecology. *An introduction to mathematical ecology*.
- Puente, A., Juanes, J. A., Echavarrri-Erasun, B., Galván, C., & Ondiviela, B. (2010). A proposal for the assessment of the composition and community structure of benthic macroinvertebrates in transitional waters. The QSB index. In *Proceedings of ICES Annual Science Conference*
- Rosenberg R, Blomqvist M, Nilsson HC, Cederwall H, Dimming A (2004) Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar Pollut Bull* 49: 728-739
- Ruellet, T., & Dauvin, J. C. (2008). Comments on Muxika et al., 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, vol-55. *Marine Pollution Bulletin* 56 1234-1235
- Simpson EH, 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163 : 688
- Teixeira, H., Neto, J. M., Patrício, J., Veríssimo, H., Pinto, R., Salas, F., & Marques, J. C. (2009). Quality assessment of benthic macroinvertebrates under the scope of WFD using BAT, the Benthic Assessment Tool. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), 1477-1486
- Tweedley, J.R., Warwick, R.M. and Potter, I.C. (2015) Can biotic indicators distinguish between natural and anthropogenic environmental stress in estuaries? *Journal of Sea Research*, 102 . pp. 10-21.
- Van Hoey, G., Permuy, D. C., Vandendriessche, S., Vincx, M., & Hostens, K. (2013). An ecological quality status assessment procedure for soft-sediment benthic habitats: weighing alternative approaches. *Ecological Indicators*, 25, 266-278.
- Van Loon WMGM., Boon AR., Gittenberger A., Walvoort DJJ., Lavaleye M., Duineveld GCA., Verschoor AJ., (2015). Application of the Benthic Ecosystem Quality Index 2 to benthos in Dutch transitional and coastal waters. *Journal of Sea Research* 103, 1-13.
- Van Loon, W. M., Verschoor, A. J., & Gittenberger, A. (2011). Benthic Ecosystem Quality Index 2: Design and Calibration of the BEQI-2 WFD metric for Marine Benthos in Transitional Waters. *Report, RWS Waterdienst*.
- Vincent D. Total condamné à 300 000 euros pour pollution dans l'estuaire de la Loire. *Le Monde* [en ligne], 17 janvier 2012. http://www.lemonde.fr/planete/article/2012/01/17/total-condamne-a-300-000-euros-pour-pollution-dans-l-estuaire-de-la-loire_1630842_3244.html#ed1vmvAC3AYtcOIQ.99 (consulté le 5 janvier 2018)
- Zettler ML, Proffitt CE, Darr A, Degraer S, Devriese L, Greathead C, et al. (2013) On the Myths of Indicator Species: Issues and Further Consideration in the Use of Static Concepts for Ecological Applications. *PLoS ONE* 8(10): e78219. doi:10.1371/journal.pone.0078219

3. Table des illustrations

Figure 1 : Illustration des similarités et les différences entre les indicateurs étudiés en fonction des métriques qu'ils utilisent. Les noms en grisé représentent les aspects en grisés sont ceux qui ne sont pas utilisés par les indicateurs.	16
Figure 2 : Succession des groupes écologiques en fonction d'une pollution croissante selon l'AMBI.	20
Figure 3 : Modèle SAB de Pearson et Rosenberg (1978).	22
Figure 4 : Consignes de prélèvement dans le cadre du suivi stationnel du paramètre macro-invertébrés benthiques de substrats meubles dans le cadre de la DCE, protocole AQUAREF 2014.	24
Figure 5 : Représentation schématique des similarités entre assemblages benthiques entre les estuaires étudiés.	25
Figure 6 : Aperçu d'une partie de la hiérarchie des habitats proposés dans la classification EUNIS.	25
Figure 7 : Boîtes à moustaches représentant la teneur en matière organique (a), la distribution de la médiane granulométrique (b), la teneur en vase (c), la distribution du ratio sable : vase (d) (en échelle log) selon les habitats.	28
Figure 8 : Distribution des valeurs des métriques en fonction des habitats.	31
Figure 9 : Graphiques radar indiquant les similitudes entre les conditions de références établies par les auteurs de l'indicateur BAT et celles utilisées dans cet étude.	33
Figure 10 : Graphiques radar indiquant les similitudes entre les conditions de références établies par les auteurs de l'indicateur BEQI2 et celles utilisées dans cet étude.	34
Figure 11 : Graphiques radar indiquant les similitudes entre les conditions de références établies par les auteurs de l'indicateur M-AMBI et celles utilisées dans cet étude.	34
Figure 12 : Graphiques radar indiquant les similitudes entre les conditions de références établies par les auteurs de l'indicateur IQI et celles utilisées dans cet étude.	35
Figure 13 : Graphiques radar indiquant les similitudes entre les conditions de références établies par les auteurs de l'indicateur QSB et celles utilisées dans cet étude.	35
Figure 14 : Graphiques radar indiquant les similitudes entre les conditions de références établies par les auteurs de l'indicateur TaSBeM et celles utilisées dans cet étude.	36
Figure 15 : Boîtes à moustaches représentant la dispersion des EQR de l'indicateur M-AMBI au sein des estuaires pour les habitats MEst, MuSa, SMuVS, IMuSa.	37
Figure 16 : Boîtes à moustaches représentant la dispersion des EQR de l'indicateur BEQI2 au sein des estuaires pour les habitats MEst, MuSa, SMuVS, IMuSa.	38
Figure 17 : Boîtes à moustaches représentant la dispersion des EQR de l'indicateur BAT au sein des estuaires pour les habitats MEst, MuSa, SMuVS, IMuSa.	39
Figure 18 : Boîtes à moustaches représentant la dispersion des EQR de l'indicateur QSB au sein des estuaires pour les habitats MEst, MuSa, SMuVS, IMuSa.	40
Figure 19 : Boîtes à moustaches représentant la dispersion des EQR de l'indicateur IQI au sein des estuaires pour les habitats MEst, MuSa, SMuVS, IMuSa.	41
Figure 20 : Boîtes à moustaches représentant la dispersion des EQR de l'indicateur TaSBeM au sein des estuaires pour les habitats MEst, MuSa, SMuVS, IMuSa.	42
Figure 21 : Résultats des corrélations de Pearson entre valeurs des différents indicateurs.	43
Figure 22 : Représentation de la relation entre concentration en polluant et les résultats des EQR pour les 6 indicateurs. (a) Aluminium, (b) Nickel, (c) Plomb, les concentrations sont en mg/kg.	52
Figure 23 : Représentation de la relation entre concentration en polluant et les résultats des EQR pour les 6 indicateurs. (a) Cuivre, (b) Chrome, (c) Zinc, (d) HAP. Les concentrations en polluant sont en mg/kg pour (a),(b),(c) et en µg/kg pour (d).	52
Figure 24 : Représentation de la relation entre concentration en polluant et les résultats des EQR pour les 6 indicateurs. (a) Mercure, (b) Cadmium, (c) PCB. Les concentrations en polluant sont en mg/kg pour (a), (b) et en µg/kg pour (c).	53
Figure 25 : Relation entre minimum d'oxygène en mg/l (en abscisses) et les résultats des EQR (en ordonnées). Les indicateurs présentant des corrélations significatives sont en vert.	55
Figure 26 : Relation entre la moyenne estivale d'oxygène en mg/l (en abscisses) et les résultats des EQR (en ordonnées). Les indicateurs présentant des corrélations significatives sont en vert.	56
Figure 27 : Relation entre la médiane estivale d'oxygène en mg/l (en abscisses) et les résultats des EQR (en ordonnées). Les indicateurs présentant des corrélations significatives sont en vert.	57
Figure 28 : Relation entre la « note » d'oxygène (en abscisse) et les résultats des indicateurs (en ordonnée).	57
Figure 29 : Localisation des stations de mesure d'oxygène du réseaux SYVEL.	58
Figure 30 : Représentation des données d'oxygène (en mg/L) entre les stations de Paimboeuf et du Pellerin et de leur évolution dans le temps.	59
Figure 31 : Représentation des différences entre les résultats indicateurs entre les mois de juillet (à gauche, n :7) et d'octobre (à droite, n :9) pour la station du Paimboeuf. L'axe des ordonnées représente les résultats des indicateurs.	60

Figure 32 : Représentation des différences entre les résultats indicateurs entre les mois de juillet (à gauche, n :6) et de octobre 2008 (à droite, n :4) pour la station du Pellerin. L'axe des ordonnées représente les résultats des indicateurs.	60
Figure 33 : Emplacement de la raffinerie de Donges.	61
Figure 34 : Localisation des stations utilisées pour cette étude.	61
Figure 35 : Graphique montrant l'évolution des résultats des indicateurs suivant l'éloignement temporel de l'incident de mars 2008 (en nombre de jours).	62
Figure 36 : Localisation des stations utilisées dans cette étude.	63
Figure 37: Graphique montrant l'évolution des résultats des indicateurs suivant l'éloignement géographique de la source de rejets thermiques.	64
Figure 38 : Définition du statut des stations échantillonnées par projection sur l'axe factoriel défini par les conditions de référence, d'après Bald et al., 2005 (in Buchet, 2012).	70

4. Remerciements

Je voudrais remercier en premier les personnes qui ont grandement contribué à ce travail : Hugues Blanchet, Mario Lepage, Maia Akopian et Valérie Foussard.

Je remercie Valérie David pour son aide précieuse en statistique et notamment la conception du script de l'analyse factorielle.

Je remercie Lise Lebailleur et l'équipe du GIP Loire estuaire pour m'avoir fourni un jeu de donnée ainsi que pour les conseils reçus qui m'ont été très profitables.

Enfin, je remercie de réseau SYVEL Loire, le réseau SOMLIT ainsi que le réseau SURVAL de l'Ifremer pour la diffusion de leurs données sans qui ce travail n'aurait pas été possible.

Avec le soutien financier de

**AGENCE FRANÇAISE
POUR LA BIODIVERSITÉ**
ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT

www.agence-francaise-biodiversite.fr

Organisme partenaire

Site web partenaire