

2015 – Objectif Mise en œuvre de la DCE Eaux Littorales en métropole

Action 6 – Études méthodologiques développées à l'échelle nationale

Livrable 1 – Confiance et précision pour l'indicateur M-AMBI

Rapport final

Mélanie BRUN (Ifremer – VIGIES, Nantes)

Mars 2016

Avec le partenaire :



**MUSÉUM NATIONAL
D'HISTOIRE NATURELLE**

Auteur

Mélanie BRUN

melanie.brun@ifremer.fr

Ifremer Centre Atlantique

Service VIGIES

Rue de l'île d'Yeu

BP 21105

44311 NANTES Cedex

Correspondants

Onema : Marie-Claude XIMÉNÈS, *marie-claude.ximenes@onema.fr*

Partenaire : Laurence MIOSSEC, *Ifremer - VIGIES, laurence.miossec@ifremer.fr*

Autres contributeurs

Dominique SOUDANT, Ifremer – VIGIES, *dominique.soudant@ifremer.fr*

Aurélie GARCIA, MNHN Dinard, *aurelie.garcia@mnhn.fr*

Nicolas DESROY, Ifremer - LERBN, *nicolas.desroy@ifremer.fr*

Droits d'usage : accès libre

Couverture géographique : nationale

Niveau géographique : national

Niveau de lecture : experts

Nature de la ressource : document

ÉTUDES METHODOLOGIQUES DEVELOPPEES A L'ECHELLE NATIONALE : LIVRABLE 1 – CONFIANCE ET PRECISION POUR L'INDICATEUR M-AMBI

RAPPORT FINAL

MÉLANIE BRUN

Sommaire

Sommaire	3
Résumé.....	4
Mots clés	4
Abstract.....	5
Key words.....	5
Synthèse pour l'action opérationnelle	6
1 Introduction.....	8
2 Matériel et méthodes	9
2.1 Indice M-AMBI.....	9
2.2 Données.....	11
2.3 Méthodes de calcul alternatives	16
2.4 Application de la méthode de ré-échantillonnage par bootstrap pour les estimations de confiance et de précision de l'indice	17
3 Résultats et discussion	18
3.1 Evaluation des méthodes de calcul alternatives	18
3.1.1 Alternatives calculées à partir des trois métriques	18
3.1.2 Alternatives calculées à partir de deux métriques	21
3.1.3 Discussion sur les alternatives de calcul de l'indice M-AMBI	25
3.2 Evaluation de l'approche bootstrap pour les estimations de confiance et de précision de l'indice.....	26
4 Conclusion	31
5 Bibliographie	31
ANNEXE. Régression orthogonale et coefficient de corrélation de Pearson entre les valeurs brutes ou transformées en EQR du M-AMBI et des alternatives, à l'échelle de la masse d'eau	33

ÉTUDES METHODOLOGIQUES DEVELOPPEES A L'ECHELLE NATIONALE : LIVRABLE 1 – CONFIANCE ET PRECISION POUR L'INDICATEUR M-AMBI

MÉLANIE BRUN

Résumé

L'indice retenu par la France pour évaluer la qualité des masses d'eaux côtières de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) pour les façades Manche et Atlantique, vis-à-vis de l'élément de qualité « invertébrés benthiques de substrats meubles » est le M-AMBI. Dans leurs travaux, Sigovini *et al.* (2013) comparent plusieurs méthodes de calcul du M-AMBI ainsi que des indices alternatifs avec les valeurs du M-AMBI. Leurs résultats montrent de fortes corrélations entre les valeurs du M-AMBI et celles des alternatives proposées. Dans un premier temps, le travail présenté dans ce rapport a pour but de comparer les valeurs du M-AMBI, obtenues lors de l'application de la procédure d'évaluation de la qualité des masses d'eaux côtières pour la façade « Manche-Atlantique » et sur les données 2007 et 2010, avec les valeurs obtenues pour différentes alternatives de calculs et d'indices, à l'image des travaux de Sigovini *et al.* (2013).

Dans le cadre de la DCE, chaque indicateur doit être accompagné de mesures de confiance et de précision. Dans un second temps, le présent travail a pour but d'évaluer l'approche bootstrap pour avancer vers la mise au point d'un calcul de confiance et précision pour l'élément de qualité « invertébrés benthiques de substrat meuble ».

Cette étude confirme que plusieurs alternatives au M-AMBI sont possibles sans entraîner de modifications majeures dans les valeurs de l'indice. Les différentes alternatives ont leurs avantages et un choix reste à faire parmi elles.

Mots clés

M-AMBI, Richesse, indice de Shannon-Weaver, AMBI, Analyse factorielle, Directive Cadre sur l'Eau, Contrôles de surveillance 2007 et 2010, Standardisation, Bootstrap, Invertébrés benthiques, Manche-Atlantique.

ÉTUDES METHODOLOGIQUES DEVELOPPEES A L'ECHELLE NATIONALE : LIVRABLE 1 – CONFIANCE ET PRECISION POUR L'INDICATEUR M-AMBI

MÉLANIE BRUN

Abstract

The index used by France to assess the quality of coastal water bodies of the Water Framework Directive (WFD), for the Channel-Atlantic coast and for the quality element "soft substratum benthic invertebrates" is the M-AMBI. In their work, Sigovini *et al.* (2013) compare several methods of calculating M-AMBI and alternative indices with the values of M-AMBI. Their results show strong correlations between the values of the M-AMBI and those of the proposed alternatives. In a first step, the present work aims to compare M-AMBI values, obtained during the application of the assessment procedure of the quality of coastal water bodies for the Channel-Atlantic coast on the 2007 and 2010 data, with the values obtained for various alternative calculations and indices, similarly to the work of Sigovini *et al.* (2013).

Under the WFD, each indicator must be assorted by confidence and precision measurements. In a second step, the present work aims to assess the bootstrap approach to move towards the development of a calculation of confidence and precision for the quality element "soft substratum benthic invertebrates".

This study confirms that several alternatives to M-AMBI are possible without causing major changes in the index values. The various alternatives have advantages and a choice have to be made among them.

Key words

M-AMBI, Richness, Shannon-Weaver index, AMBI, Factor analysis, Water Framework Directive, monitoring 2007 and 2010, Standardization, Bootstrap, Benthic invertebrates, Channel-Atlantic coast.

ÉTUDES METHODOLOGIQUES DEVELOPPEES A L'ECHELLE NATIONALE : LIVRABLE 1 – CONFIANCE ET PRECISION POUR L'INDICATEUR M-AMBI

MÉLANIE BRUN

Synthèse pour l'action opérationnelle

L'indice retenu par la France pour évaluer la qualité des masses d'eaux côtières de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) pour les façades Manche et Atlantique, vis-à-vis de l'élément de qualité « invertébrés benthiques de substrats meubles » est le M-AMBI. Dans leurs travaux, Sigovini *et al.* (2013) critiquent trois aspects du calcul de cet indice : (i) l'application d'une analyse factorielle (AF) sans réduction du nombre de facteurs ; (ii) la standardisation des métriques par la moyenne et l'écart-type calculés sur l'ensemble des stations ; (iii) et la redondance de la prise en compte de la composition de la communauté au travers des métriques « Richesse » (S) et « indice de Shannon-Weaver » (H'). Ils comparent alors plusieurs méthodes de calcul du M-AMBI ainsi que des indices alternatifs avec les valeurs du M-AMBI. Dans un premier temps, le travail présenté dans ce rapport a pour but de comparer les valeurs du M-AMBI obtenues lors de l'application de la procédure d'évaluation de la qualité des masses d'eaux côtières pour la façade « Manche-Atlantique » sur les données 2007 et 2010 avec les valeurs obtenues pour différentes alternatives de calculs et d'indices, à l'image des travaux de Sigovini *et al.* (2013). Les fortes corrélations obtenues entre les valeurs du M-AMBI et celles des différentes alternatives proposées sont similaires à celles obtenues par Sigovini *et al.* (2013).

Dans le cadre de la DCE, chaque indicateur doit être accompagné de mesures de confiance et de précision. Dans un second temps, le présent travail a pour but d'évaluer l'approche bootstrap pour avancer vers la mise au point d'un calcul de confiance et précision pour l'élément de qualité « invertébrés benthiques de substrat meuble ».

Cette étude confirme que plusieurs alternatives au M-AMBI sont possibles sans entraîner de modifications majeures dans les valeurs de l'indice. Le retrait de l'AF permettrait potentiellement une plus grande stabilité des valeurs de l'indice et de manière sûre une simplification de l'indice. Les corrélations les plus importantes sont obtenues lorsque la standardisation des métriques est réalisée avec les valeurs minimales et maximales observées. Cependant, sous réserve que les conditions de référence soient définies *a priori*, une standardisation par les valeurs de référence permettrait d'avoir une indépendance du calcul vis-à-vis des autres stations et une simplification, puisque le calcul reviendrait à faire la moyenne des métriques. Dans l'hypothèse où une des métriques est retirée, le maintien de la métrique H' est à privilégier. Cette hypothèse, qui reste compatible avec la DCE, donne de meilleurs résultats concernant les estimations de confiance et précision, avec des distributions de probabilité centrées sur les valeurs de l'indice dans un plus grand nombre de cas que pour les autres métriques. L'impact du nombre de réplicas utilisés pour le calcul des

métriques (c.-à-d. concernés par le couple {masse d'eau, année} donné) et du nombre de répliques servant à la standardisation ou l'AF (c.-à-d. concernés par le type d'environnement hydro-sédimentaire) sur la fiabilité de l'estimation des DP par la méthode de bootstrap reste à approfondir.

1 Introduction

Dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), l'évaluation de la qualité des masses d'eau côtières repose notamment sur le suivi de la composition et de l'abondance des invertébrés benthiques (Parlement Européen et Conseil de l'Union Européenne, 2000 annexe V article 1.1.4). L'indice de communauté retenu par la France pour évaluer les masses d'eaux côtières des façades Manche et Atlantique, vis-à-vis de l'élément de qualité « invertébrés benthiques de substrats meubles » est le M-AMBI (Garcia *et al.*, 2015 ; Muxika *et al.*, 2007). Cet indice multi-métrique permet de prendre en compte la diversité des taxa et leur polluosensibilité face à un enrichissement en matière organique, au travers de trois métriques : la Richesse, l'indice de Shannon-Weaver et l'indice AMBI.

Dans leurs travaux, Sigovini *et al.* (2013) critiquent trois aspects du calcul de cet indice : (i) l'application d'une analyse factorielle (AF) sans réduction du nombre de facteurs ; (ii) la standardisation des métriques par la moyenne et l'écart-type calculés sur l'ensemble des stations ; (iii) et la redondance de la prise en compte de la composition de la communauté au travers des métriques « Richesse » et « indice de Shannon-Weaver ». En effet, le but d'une AF est de réduire le nombre de variables explicatives alors que dans le calcul du M-AMBI, aucune réduction n'est réalisée car le nombre de variables retenues lors de l'application de l'AF est de trois. Le nuage de points ne subit alors que des rotations et n'est pas modifié. De plus, l'AF introduit une complexité méthodologique et de compréhension qui n'est peut-être pas justifiée au regard de cette critique. Ces auteurs soulèvent également que le minimum de 50 stations recommandé pour stabiliser l'AF, vis-à-vis de l'influence de l'ajout de nouvelles données, est en réalité plutôt la cause de la méthode de standardisation appliquée aux trois métriques. Dans leur étude, Sigovini *et al.* (2013) comparent alors plusieurs méthodes de calcul du M-AMBI ainsi que des indices alternatifs composés de l'AMBI et d'une seule métrique relative à la composition de la communauté, c.-à-d. la richesse ou l'indice de Shannon-Weaver. Leurs résultats montrent de fortes corrélations entre les valeurs du M-AMBI et celles des alternatives proposées. Dans un premier temps, le présent travail aura pour but de comparer les valeurs du M-AMBI obtenues lors de l'application de la procédure d'évaluation de la qualité des masses d'eaux côtières pour la façade « Manche-Atlantique » sur les données 2007 et 2010 (Garcia *et al.*, 2015) avec les valeurs obtenues pour différentes alternatives de calculs et d'indices, à l'image des travaux de Sigovini *et al.* (2013). Une comparaison des résultats avec ceux obtenus par Sigovini *et al.* (2013) sera réalisée.

Dans le cadre de la DCE, la confiance est définie par la *probabilité que le vrai état soit effectivement celui désigné par l'évaluation* et la précision est définie comme étant *l'intervalle de confiance à 95 % de l'indicateur*. Chaque indicateur doit donc être accompagné de mesures de confiance et de précision. Pour certains éléments de qualité, ces mesures sont fournies au moyen de l'application de la méthode de ré-échantillonnage du bootstrap (Davison et Hinkley, 1997). Dans un second temps, le présent travail aura pour but d'évaluer l'approche bootstrap pour avancer vers la mise au point d'un calcul de confiance et précision pour l'élément de qualité « invertébrés benthiques de substrat meuble ».

2 Matériel et méthodes

2.1 Indice M-AMBI

Une station est définie comme étant un lieu de surveillance échantillonné une année donnée, c.-à-d. un couple {lieu de surveillance, année}. Pour chaque station, un nombre R de réplicas est échantillonné (Figure 1). Pour chaque réplica, les taxons d'invertébrés benthiques de substrat meuble présents sont identifiés, dénombrés et associés à leur groupe de polluo-sensibilité. Ce dernier traduit la sensibilité du taxon à un enrichissement du milieu en matière organique.

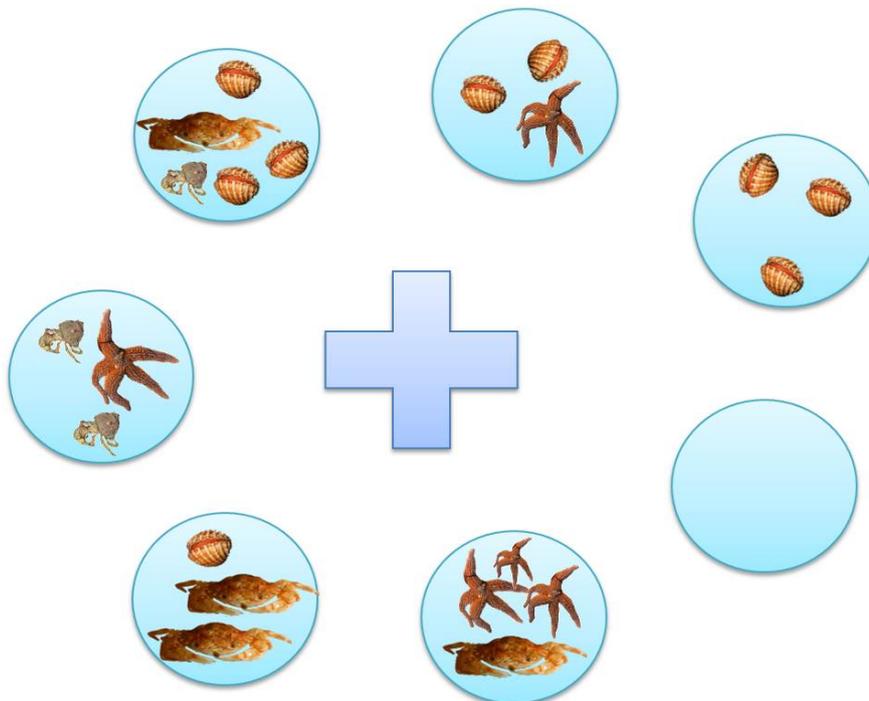


Figure 1. Schéma d'un exemple FICTIF d'échantillonnage d'une station, c.-à-d. un couple {lieu de surveillance, année}. Dans cet exemple, sept réplicas sont échantillonnées dont un azoïque (c.-à-d. aucune faune détectée). Quatre taxons sont présents : *Acanthocardia echinata*, *Asterias rubens*, Crabe *Liocarcinus* et *Pagurus bernhardus*, avec des abondances respectives de 9, 5, 4 et 3 individus. Les images sont illustratives et les proportions de taille ne doivent pas être considérées comme réelles. Les images ont été extraites de photos prises par © Ifremer – Marie-Noëlle DE CASAMAJOR (*A. echinata* et *Liocarcinus*) et © Ifremer – Olivier DUGORNAY (*A. rubens* et *P. bernhardus*).

Pour chaque station, trois métriques sont calculées :

- la richesse taxinomique, notée S , qui correspond au nombre total de taxons échantillonnés dans la station ;
- l'indice de diversité de Shannon-Weaver (Shannon et Weaver, 1949), noté H' , avec un logarithme de base 2 :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \times \log_2(p_i), \text{ avec } p_i \text{ la proportion du taxon } i \text{ dans la station.} \quad (1)$$

- et l'AZTI's Marine Biotic Index (Borja et Muxika, 2005 ; Borja *et al.*, 2000), noté *AMBI*, calculé pour chaque réplique puis moyenné sur l'ensemble des répliques de la station.

Le calcul de l'indice AMBI consiste en une somme pondérée de la proportion d'abondance assignée à chacun des cinq groupes de polluo-sensibilité, avec une pondération qui augmente avec le niveau de perturbation associé au groupe :

$$AMBI = [(0 \times \%GI) + (1.5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4.5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)] / 100 \quad (2)$$

Les taxons pour lesquels aucun groupe de polluo-sensibilité ne peut être attribué sont retirés du calcul. La valeur de l'AMBI est donc comprise entre 0 et 6. Dans les cas où aucune faune n'est présente dans le réplique, c.-à-d. pour les répliques azoïques, la valeur 7 est attribuée à l'indice.

Deux stations fictives dites « de référence », correspondant au très bon et au mauvais état, sont ajoutées au jeu de données. Pour chaque métrique les valeurs sont standardisées, c.-à-d. la moyenne est retranchée à chaque valeur puis le résultat est divisé par l'écart-type. Une analyse factorielle (AF) est ensuite réalisée :

- une analyse en composantes principales permet de déterminer trois axes perpendiculaires maximisant la somme des carrés des distances des points projetés dans le nouvel espace ;
- une rotation de type « Varimax » de ces trois axes permet de faciliter l'interprétation des axes en associant chacune des variables à un nombre réduit d'axes.

L'AF est réalisée par habitat, pour l'ensemble des années et à l'échelle de la façade « Manche-Atlantique » afin de répondre au mieux à la recommandation d'avoir au minimum 50 stations pour stabiliser l'AF (cf. Borja *et al.*, 2008). La projection dans ce nouveau repère des valeurs des deux stations de référence permet de définir un nouvel axe sur lequel sont projetés orthogonalement l'ensemble des points correspondant aux stations. La position des points de référence sur ce nouvel axe est supposée être égale à 0 pour le mauvais état et à 1 pour le très bon état. La position de chaque projection sur cet axe correspond à la valeur du M-AMBI pour chaque station. A l'échelle de la masse d'eau et pour une année donnée, la valeur du M-AMBI correspond à la valeur observée à la station échantillonnée dans cette masse d'eau lorsqu'elle est unique ou à la moyenne des valeurs observées dans les différentes stations lorsqu'il y en a plusieurs.

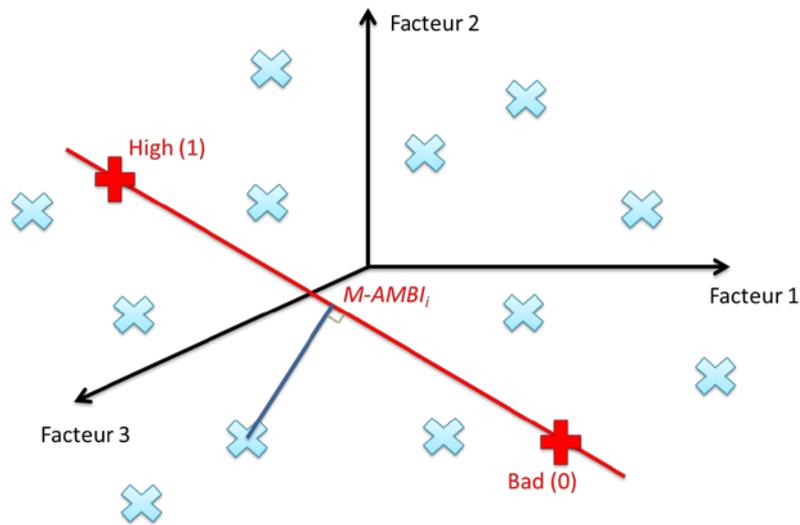


Figure 2. Représentation de l'analyse factorielle et des projections réalisées pour le calcul de l'indice M-AMBI. Chaque croix bleue correspond aux valeurs des trois métriques projetées dans le nouveau repère, pour une station donnée. Les croix rouges représentent les projections pour les deux stations fictives de référence, traduisant le mauvais (Bad) et le très bon état (High), pour lesquelles les valeurs du M-AMBI sont supposées être égales à 0 et 1 respectivement. La droite rouge représente la droite de projection pour les autres stations pour le calcul de la valeur du M-AMBI.

2.2 Données

Les données utilisées correspondent à celles échantillonnées lors des contrôles de surveillance 2007 et 2010 de la DCE et utilisées dans le cadre de l'application de la procédure d'évaluation de la qualité des masses d'eaux côtières, pour la façade « Manche-Atlantique » et pour l'élément de qualité biologique « invertébrés benthiques de substrats meubles » (Garcia *et al.*, 2015). Elles concernent 80 lieux de surveillance (Figure 3 et Tableau 1), chacun composé d'un des trois environnements hydro-sédimentaires suivant :

- sables fins plus ou moins envasés intertidaux (37 lieux) ;
- sables fins plus ou moins envasés subtidaux (31 lieux) ;
- sables hétérogènes propres plus ou moins battus (12 lieux).

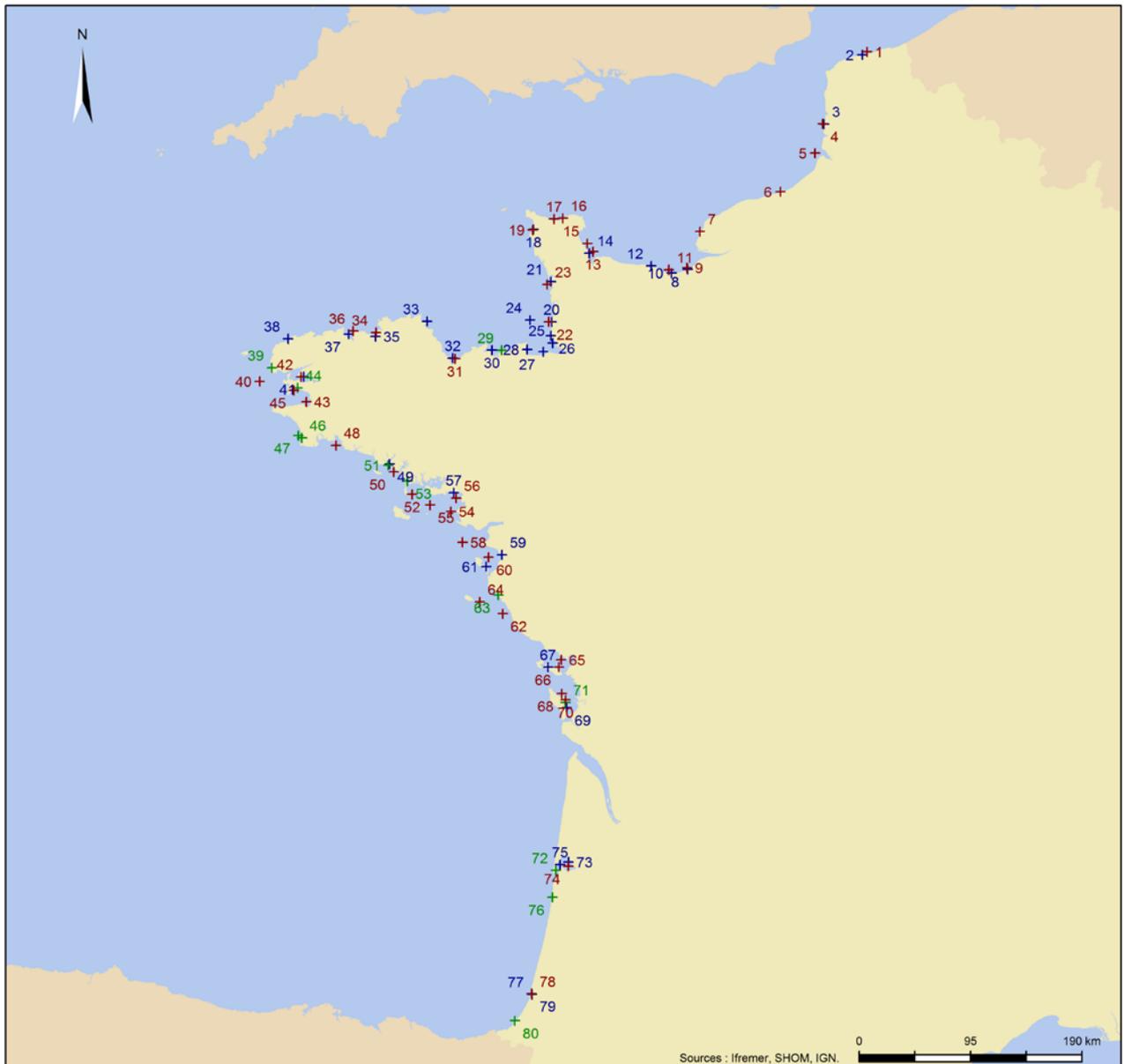
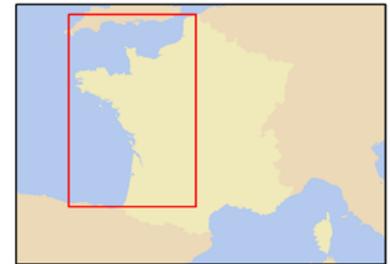


Figure 3. Localisation des lieux de surveillance échantillonnés lors des contrôles de surveillance 2007 et 2010 de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), pour la façade « Manche-Atlantique » et pour l'élément de qualité biologique « invertébrés benthiques de substrats meubles » (cf. Garcia et al., 2015). Le lecteur peut se référer au Tableau 1 pour une correspondance entre les numéros des lieux et les informations le concernant.

Tableau 1. Liste des lieux de surveillance échantillonnés lors des contrôles de surveillance 2007 et 2010 de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), pour la façade « Manche-Atlantique » et pour l'élément de qualité biologique « invertébrés benthiques de substrats meubles » (cf. Garcia et al., 2015). L'identifiant correspond à l'identifiant du lieu dans la base de données Quadrigé2 et le mnémonique correspond à un code composé du numéro de la Zone Marine telle que définie dans Quadrigé, du type de lieu (P = point, S = surfacique) et d'un numéro pour le lieu.

Ordre	Identifiant	Libellé	Mnémonique	Code Masse Eau	Habitat
1	60002851	SSMF18 SM	001-P-174	FRAC02	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
2	60001603	SIMF19 - Oye IM	001-P-171	FRAC02	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
3	60001604	SIMF18 - Merlimont IM	005-P-020	FRAC05	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
4	60002850	SSMF16 SM	005-P-021	FRAC05	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
5	60002849	SSMF15 SM	006-P-023	FRAC05	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
6	60002846	SSMF14 SM	008-P-063	FRHC18	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
7	60002845	SSMF13 SM	010-P-201	FRHC16	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
8	60001609	SIMF13 - Villers IM	010-P-192	FRHC15	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
9	60002844	SSMF10 SM	010-P-200	FRHC15	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
10	60001608	SIMF12 - Franceville IM	010-P-191	FRHC14	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
11	60002843	SSMF09 SM	010-P-199	FRHC14	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
12	60001607	SIMF10 - Courseulles IM	012-P-029	FRHC13	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
13	60002842	SSMF08 SM	014-P-062	FRHC10	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
14	60001613	SIMF08 - Madeleine IM	014-P-057	FRHC10	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
15	60002841	SSMF07 SM	015-P-062	FRHC09	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
16	60002839	SSMF06 SM	016-P-043	FRHC60	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
17	60002840	SSMF05 SM	016-P-044	FRHC61	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
18	60001615	SIMF07 - Heauville IM	017-P-028	FRHC04	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
19	60002838	SSMF04 SM	017-P-030	FRHC04	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
20	60001620	SIMF05 - Bréville IM	018-P-086	FRHC03	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
21	60001616	SIMF06 - Armanville IM	018-P-085	FRHC03	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
22	60002836	SSMF02 SM	018-P-092	FRHC03	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
23	60002837	SSMF03 SM	018-P-093	FRHC03	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
24	60001617	SIMF01 - Chausey IM	019-P-008	FRHC01	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux

Ordre	Identifiant	Libellé	Mnémonique	Code Masse Eau	Habitat
25	60001618	SIMF03 - Saint-Jean IM	020-P-103	FRHC02	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
26	60001619	SIMF04 - Jullouville IM	020-P-104	FRHC02	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
27	60001565	Mont Saint-Michel Cherrueix IM	020-P-101	FRGC01	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
28	60001555	Saint-Benoît des Ondes IM	020-P-100	FRGC01	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
29	60001567	Saint-Briac IM	022-P-028	FRGC03	Sables hétérogènes propres plus ou moins battus
30	60001569	Saint-Cast IM	022-P-030	FRGC03	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
31	60002801	Saint-Brieuc SM	025-P-119	FRGC05	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
32	60001571	Saint-Brieuc IM	025-P-114	FRGC05	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
33	60001574	L'Arcouest IM	027-P-035	FRGC07	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
34	60002803	Lannion SM	032-P-053	FRGC10	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
35	60001576	Saint-Efflam IM	032-P-041	FRGC10	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
36	60002781	Pierres noires SM	033-P-047	FRGC11	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
37	60001578	Callot IM	033-P-039	FRGC11	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
38	60001581	Sainte-Marguerite IM	037-P-052	FRGC13	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
39	60001585	Blancs Sablons IM	037-P-056	FRGC13	Sables hétérogènes propres plus ou moins battus
40	60002805	Mer d'Iroise SM	038-P-014	FRGC18	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
41	60001588	Rade de Brest IM	039-P-186	FRGC16	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
42	60002807	Rade de Brest SM	039-P-204	FRGC16	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
43	60002811	Baie de Douarnenez Sud SM	040-P-034	FRGC20	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
44	60001589	Plage de l'Aber IM	040-P-025	FRGC20	Sables hétérogènes propres plus ou moins battus
45	60002785	Baie de Douarnenez Nord SM	040-P-030	FRGC20	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
46	60001564	Audierne IM	042-P-036	FRGC26	Sables hétérogènes propres plus ou moins battus
47	60002813	Audierne SM	042-P-045	FRGC26	Sables hétérogènes propres plus ou moins battus
48	60002815	Concarneau SM	043-P-024	FRGC28	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
49	60001596	Gavres IM	051-P-021	FRGC34	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
50	60002817	Lorient Etel SM	052-P-025	FRGC35	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
51	60001597	Erdeven IM	052-P-022	FRGC34	Sables hétérogènes propres plus ou moins battus
52	60002787	Quiberon SM	055-P-029	FRGC36	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux

Ordre	Identifiant	Libellé	Mnémonique	Code Masse Eau	Habitat
53	60001559	Baie de Plouharnel IM	056-P-006	FRGC36	Sables hétérogènes propres plus ou moins battus
54	60002825	Vilaine Large Sud SM	062-P-042	FRGC45	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
55	60002793	Vilaine Large Nord SM	062-P-039	FRGC38	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
56	60002823	Vilaine Cote SM	063-P-032	FRGC44	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
57	60001560	Damgan IM	063-P-029	FRGC44	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
58	60002794	Les Bouquets SM	069-P-047	FRGC46	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
59	60001562	Les Moutiers IMF1	071-P-092	FRGC48	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
60	60002795	Banc de Bourgneuf SM	071-P-094	FRGC48	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
61	60000928	La Berche int HZN	071-P-091	FRGC48	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
62	60002797	Bretignolles Large SM	074-P-059	FRGC50	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
63	60001563	Les Marines IMF4	074-P-054	FRGC50	Sables hétérogènes propres plus ou moins battus
64	60002796	Pointe des Corbeaux Est SM	074-P-058	FRGC47	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
65	60002799	Pointe d'Arcay SM	076-P-061	FRGC53	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
66	60002798	La Flotte SM	076-P-060	FRGC53	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
67	60000926	Plage de la Charge Neuve int HZN	076-P-058	FRGC53	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
68	60002856	Malconche SM	079-P-065	FRFC01	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
69	60000920	Les Doux int HZN	080-P-067	FRFC02	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
70	60002857	Boyardville SM	080-P-069	FRFC02	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
71	60001627	Bellevue int - xBENT04	080-P-068	FRFC02	Sables hétérogènes propres plus ou moins battus
72	60002828	Ferret SM - xBENT09 - Station 147	087-P-018	FRFC07	Sables hétérogènes propres plus ou moins battus
73	60000921	Estey Tort int HZN	088-P-145	FRFC06	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
74	60002827	Comprian SM - xBENT07 - Station 43	088-P-152	FRFC06	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
75	60000922	Afrique int HZN	088-P-146	FRFC06	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
76	60001622	Biscarosse int - xBENT10	089-P-010	FRFC08	Sables hétérogènes propres plus ou moins battus
77	60000923	Hossegor int HZN	090-P-009	FRFC09	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
78	60002829	Hossegor SM - xBENT12	090-P-012	FRFC09	Sables fins plus ou moins envasés subtidaux
79	60001623	Hossegor int - xBENT11	090-P-010	FRFC09	Sables fins plus ou moins envasés intertidaux
80	60002830	Côte Basque SM - xBENT14	091-P-056	FRFC11	Sables hétérogènes propres plus ou moins battus

2.3 Méthodes de calcul alternatives

Au regard des travaux réalisés par Sigovini *et al.* (2013), la première étape de la présente étude a consisté en la comparaison des résultats de l'application de la procédure d'évaluation avec les résultats obtenus par l'utilisation d'autres indices dérivés du M-AMBI et proposés par ces mêmes auteurs (Tableau 2).

L'objectif d'une AF est de synthétiser un ensemble de données représentées par un grand nombre de variables explicatives, en réduisant ce nombre de variables. Les variables résultantes correspondent alors à des combinaisons linéaires des variables initiales. Dans le calcul du M-AMBI, aucune réduction du nombre de variables n'est réalisée. De plus, une rotation du nouveau repère de représentation des trois variables (c.-à-d. S, H' et AMBI) est réalisée, afin d'associer chacune des variables à un nombre réduit d'axes. La question de la différence entre les valeurs du M-AMBI avec et sans l'application de l'AF et donc de l'utilité de cette AF est soulevée ici. De plus, l'introduction d'une AF dans le calcul de l'indice introduit à la fois de la complexité et une instabilité des résultats au-dessous de 50 stations (d'après Borja *et al.*, 2008). Une variante notée M-AMBI₍₁₎, correspondant au M-AMBI sans l'AF, a donc été calculée et tous les indices alternatifs présentés par la suite sont dépourvus d'AF dans leur méthode de calcul.

Sigovini *et al.* (2013) soulèvent que le minimum de 50 stations recommandé pour stabiliser l'AF est en réalité la cause de la méthode de standardisation. Ils proposent alors une modification de la méthode de standardisation, en utilisant les plus faibles valeurs et les plus fortes valeurs des trois métriques (c.-à-d. la plus faible valeur de la métrique est retranchée à chaque valeur, puis le résultat est divisé par la différence entre la plus forte et la plus faible valeur). Un indice noté M-AMBI₍₂₎ et correspondant à ce calcul est donc également proposé dans la présente étude. Dans leur étude, les stations de référence correspondent aux pires et aux meilleures valeurs possibles des trois métriques, ce qui n'est pas le cas dans l'application de la procédure d'évaluation DCE. Pour cette raison, une troisième alternative, notée M-AMBI₍₃₎, est testée dans cette étude et correspond au M-AMBI sans l'AF et dont la standardisation est réalisée en utilisant les valeurs de référence (c.-à-d. la valeur de la métrique correspondant à la station fictive du mauvais état est retranchée à chaque valeur, puis le résultat est divisé par la différence entre la valeur correspondant à la station fictive du bon état et celle correspondant à la station fictive du mauvais état). Les avantages de cette standardisation sont les suivants :

- la projection orthogonale réalisée sur l'axe « High-Bad » revient à calculer la moyenne des trois métriques, ce qui permet d'aboutir à un indice simple à comprendre et à calculer ;
- les résultats sont alors indépendants des valeurs des autres stations et du nombre de stations.

Sigovini *et al.* (2013) soulignent également le fait que la métrique AMBI reflète la sensibilité des espèces présentes alors que les métriques S et H' traduisent la diversité de la communauté. Ainsi, au sein de l'indice M-AMBI, la diversité de la communauté est prise en

compte deux fois. Ils proposent alors des indices alternatifs composés de la métrique AMBI et soit de la métrique S (S-AMBI) soit de la métrique H' (H-AMBI). Les mêmes variantes de calcul que précédemment sont également testées (c.-à-d. S-AMBI₍₁₎, S-AMBI₍₂₎, S-AMBI₍₃₎, H-AMBI₍₁₎, H-AMBI₍₂₎ et H-AMBI₍₃₎).

Tableau 2. Caractéristiques de l'ensemble des indices calculés dans cette étude et comparés au M-AMBI.

Indice	S	H'	AMBI	Standardisation	Analyse factorielle	Projection orthogonale
M-AMBI	X	X	X	X	X	X
M-AMBI ₍₁₎	X	X	X	X	∅	X
M-AMBI ₍₂₎	X	X	X	« Min-Max »	∅	X
M-AMBI ₍₃₎	X	X	X	« High-Bad »	∅	X (moyenne)
S-AMBI ₍₁₎	X	∅	X	X	∅	X
S-AMBI ₍₂₎	X	∅	X	« Min-Max »	∅	X
S-AMBI ₍₃₎	X	∅	X	« High-Bad »	∅	X (moyenne)
H-AMBI ₍₁₎	∅	X	X	X	∅	X
H-AMBI ₍₂₎	∅	X	X	« Min-Max »	∅	X
H-AMBI ₍₃₎	∅	X	X	« High-Bad »	∅	X (moyenne)

La similarité entre les valeurs obtenues pour le M-AMBI et pour chaque alternative est testée au moyen d'une régression orthogonale et par le calcul du coefficient de corrélation de Pearson.

2.4 Application de la méthode de ré-échantillonnage par bootstrap pour les estimations de confiance et de précision de l'indice

Pour chaque station et pour chaque couple {masse d'eau, année}, les distributions de probabilité du M-AMBI et des alternatives sont estimées par l'application de la méthode de ré-échantillonnage par bootstrap non paramétrique (Davison et Hinkley, 1997). Pour chaque environnement hydro-sédimentaire, 999 itérations sont réalisées, ce qui permet d'obtenir 1 000 valeurs de M-AMBI et de ses alternatives en incluant les valeurs observées. A chaque itération du bootstrap, un ensemble de répliques de taille identique à celle des données observées est échantillonné à partir des répliques observés, avec remise et au sein de chaque station (c.-à-d. strate). Ensuite, la procédure de calcul du M-AMBI et de ses alternatives est réalisée.

3 Résultats et discussion

3.1 Evaluation des méthodes de calcul alternatives

3.1.1 Alternatives calculées à partir des trois métriques

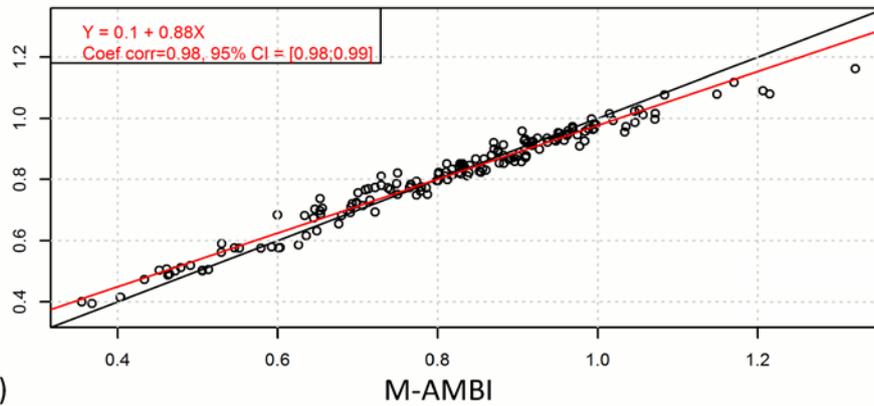
Pour chacune des trois alternatives proposées, les valeurs obtenues sont fortement corrélées positivement à celles obtenues avec le calcul traditionnel du M-AMBI (Figure 4). Pour les alternatives M-AMBI₍₁₎ et M-AMBI₍₂₎, le coefficient de corrélation est égal à 0.98 (intervalle de confiance à 95 % égal à [0.98 ; 0.99] et [0.97 ; 0.99] respectivement). Ces résultats sont cohérents avec les résultats de Sigovini *et al.* (2013), qui obtiennent des coefficients de corrélation entre 0.997 et 0.999 pour M-AMBI* (équivalent à M-AMBI₍₁₎) et entre 0.999 et 1 pour M-AMBI*(n) (équivalent à M-AMBI₍₂₎).

Pour l'alternative M-AMBI₍₂₎, la pente de la droite de régression est non significativement différente de 1 ($p_{\text{value}} \approx 0.07$) mais l'ordonnée à l'origine, dont la valeur est proche de 0, est significativement différentes de 0 ($p_{\text{value}} \approx 0.03$). En ce qui concerne les deux autres alternatives, la pente et l'ordonnée à l'origine sont respectivement significativement différentes de 1 et de 0.

La corrélation la plus faible est obtenue pour l'alternative M-AMBI₍₃₎, avec un coefficient de corrélation de 0.91. La variabilité autour de la droite de régression est beaucoup plus importante que pour les autres alternatives. Pour cette alternative, une surestimation des valeurs supérieures à un, par rapport au M-AMBI traditionnel, apparaît. Or lors du calcul de l'EQR, les valeurs supérieures à un sont ramenées à un et traduisent un « Très bon état écologique » au sens de la DCE. L'impact de cette surestimation sera donc mineur pour l'évaluation de la qualité des masses d'eaux.

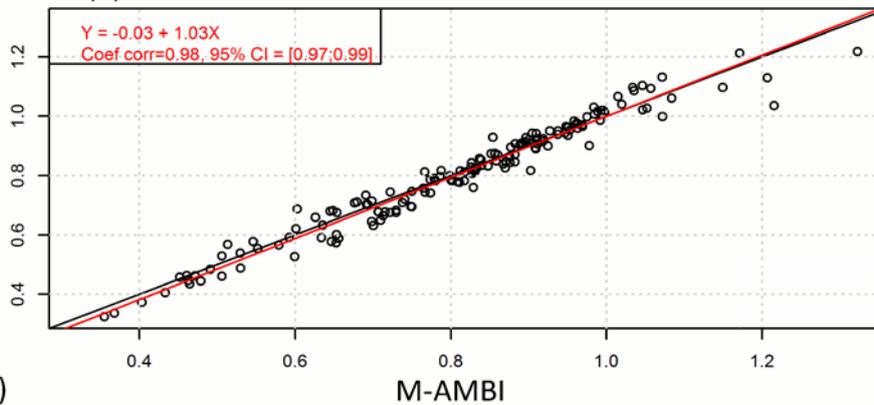
La comparaison entre les valeurs du M-AMBI et des alternatives à l'échelle de la masse d'eau montre des résultats similaires (ANNEXE 1). A cette échelle, la pente de la droite de régression et l'ordonnée à l'origine sont non significativement différentes de 1 et de 0 respectivement ($p_{\text{value}} \approx 0.33$ et 0.21 respectivement) pour l'alternative M-AMBI₍₂₎ seulement et pour les valeurs non transformées en EQR.

M-AMBI (1)



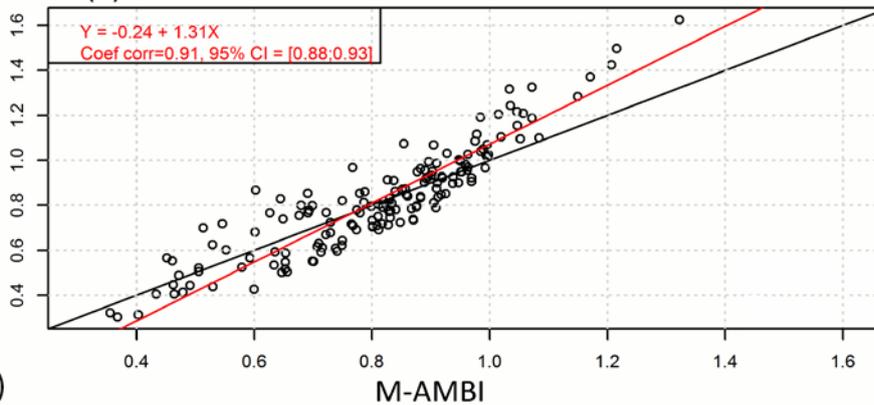
(a)

M-AMBI (2)



(b)

M-AMBI (3)



(c)

Figure 4. Régression orthogonale et coefficient de corrélation de Pearson entre les valeurs du M-AMBI et de l'alternative (a) M-AMBI₍₁₎; (b) M-AMBI₍₂₎; (c) M-AMBI₍₃₎, calculées pour chaque station (c.-à-d. couple {lieu de surveillance, année}). La droite noire correspond à la première bissectrice (c.-à-d. la droite $y=x$) et la droite rouge correspond à la droite de régression. Dans l'encadré supérieur gauche sont présents l'équation de régression, la valeur du coefficient de corrélation et son intervalle de confiance à 95 %.

L'impact d'un changement de l'indice sur les résultats de l'application de la procédure d'évaluation est résumé dans le Tableau 3, pour les contrôles de surveillance 2007 et 2010. Globalement, que cela soit à l'échelle de la station ou à l'échelle du couple {masse d'eau, année}, l'utilisation de l'alternative M-AMBI₍₃₎ entraîne le plus grand nombre de changements de classe, avec plus de 20 % des stations et plus de 14 % des couples {masse

d'eau, année} pour lesquels un changement de classe se produit. C'est également avec cette alternative que le plus grand nombre de couples changent de classe de qualité au niveau de la frontière entre les classes « bon état » et « état moyen ». L'alternative entraînant le plus petit nombre de changements correspond au M-AMBI₍₂₎. Globalement, les changements de classe se produisent dans les deux sens, c.-à-d. vers une classe de qualité inférieure ou supérieure. Cependant, pour les années considérées, l'alternative M-AMBI₍₁₎ donne plus de résultats indiquant une meilleure qualité et l'alternative M-AMBI₍₃₎ donne plus de résultats indiquant une moins bonne qualité.

Tableau 3. Impact d'un changement d'indice sur les résultats de l'application de la procédure d'évaluation aux données issues des contrôles de surveillance 2007 et 2010, pour les alternatives notées également M-AMBI et calculées à partir des mêmes métriques *S* (c.-à-d. la richesse), *H'* (c.-à-d. l'indice de Shannon-Weaver) et AMBI. Les résultats sont présentés (a) à l'échelle de la station (c.-à-d. couple {lieu de surveillance, année}); (b) à l'échelle du couple {masse d'eau, année}.

Indice	Nombre de changements de classe (%)	Passage dans une classe de qualité supérieure (%)	Passage dans une classe de qualité inférieure (%)
--------	-------------------------------------	---	---

(a) A l'échelle de la station – 160 couples {lieu, année}

M-AMBI ₍₁₎			
Toute frontière	14 (8.75 %)	11 (6.88 %)	3 (1.88 %)
Frontière Moyen-Bon	2 (1.25 %)	2 (1.25 %)	0 (0 %)
M-AMBI ₍₂₎			
Toute frontière	7 (4.38 %)	4 (2.50 %)	3 (1.88 %)
Frontière Moyen-Bon	3 (1.88 %)	2 (1.25 %)	1 (0.63 %)
M-AMBI ₍₃₎			
Toute frontière	33 (20.63 %)	13 (8.13 %)	20 (12.50 %)
Frontière Moyen-Bon	9 (5.63 %)	4 (2.50 %)	5 (3.13 %)

(b) A l'échelle du couple {masse d'eau, année} – 90 couples

M-AMBI ₍₁₎			
Toute frontière	8 (8.89 %)	6 (6.67 %)	2 (2.22 %)
Frontière Moyen-Bon	2 (2.22 %)	2 (2.22 %)	0 (0 %)
M-AMBI ₍₂₎			
Toute frontière	6 (6.67 %)	1 (1.11 %)	5 (5.56 %)
Frontière Moyen-Bon	1 (1.11 %)	0 (0 %)	1 (1.11 %)
M-AMBI ₍₃₎			
Toute frontière	13 (14.44 %)	4 (4.44 %)	9 (10.00 %)
Frontière Moyen-Bon	3 (3.33 %)	0 (0 %)	3 (3.33 %)

3.1.2 Alternatives calculées à partir de deux métriques

Pour l'ensemble des alternatives proposées, les valeurs obtenues sont également très corrélées positivement avec celles obtenues avec le calcul traditionnel du M-AMBI (Figures 5 et 6). Lorsque la métrique H' est retirée, c.-à-d. pour les alternatives S-AMBI, le coefficient de corrélation varie de 0.77 à 0.83 et la droite de régression s'écarte de la première bissectrice (Figure 5). Ces résultats sont un peu inférieurs à ceux obtenus par Sigovini *et al.* (2013), qui obtiennent des coefficients de corrélation entre 0.851 et 0.990 pour S-AMBI*(n) (équivalent à S-AMBI₍₂₎). Lorsque la métrique S est retirée, c.-à-d. pour les alternatives H-AMBI, le coefficient de corrélation est plus élevé (de 0.90 à 0.94) et la droite de régression est plus proche de la première bissectrice (Figure 6). Ces résultats sont cohérents avec ceux de Sigovini *et al.* (2013), qui obtiennent des coefficients de corrélation entre 0.816 et 0.947 pour H-AMBI*(n) (équivalent à H-AMBI₍₂₎).

Qu'il s'agisse des alternatives S-AMBI ou H-AMBI, la corrélation la plus élevée est obtenue pour l'alternative (2), c.-à-d. sans l'AF et avec une standardisation « Min-Max ». En ce qui concerne la corrélation la plus faible, elle est obtenue avec l'alternative (3) (c.-à-d. sans AF et avec une standardisation « High-Bad ») pour S-AMBI et l'alternative (1) (c.-à-d. sans AF) pour H-AMBI.

Pour les alternatives H-AMBI₍₂₎ et H-AMBI₍₃₎, la pente de la droite de régression est non significativement différente de 1 ($p_{\text{value}} \approx 0.70$ et 0.07 respectivement). L'ordonnée à l'origine est non significativement différente de 0 pour l'alternative H-AMBI₍₂₎ seulement ($p_{\text{value}} \approx 0.31$ pour H-AMBI₍₂₎ et 0.03 pour H-AMBI₍₃₎). En ce qui concerne les autres alternatives, la pente et l'ordonnée à l'origine sont respectivement significativement différentes de 1 et de 0.

Comme précédemment, la comparaison entre les valeurs du M-AMBI et des alternatives à l'échelle de la masse d'eau montre des résultats similaires (ANNEXE 1). A cette échelle, la pente de la droite de régression et l'ordonnée à l'origine sont non significativement différentes de 1 et de 0 respectivement pour : l'alternative S-AMBI₍₂₎ non transformée en EQR ($p_{\text{value}} \approx 0.47$ et 0.22 respectivement), l'alternative H-AMBI₍₁₎ transformée en EQR ($p_{\text{value}} \approx 0.11$ et 0.10 respectivement), l'alternative H-AMBI₍₂₎ non transformée ($p_{\text{value}} \approx 0.28$ et 0.49 respectivement) et transformée en EQR ($p_{\text{value}} \approx 0.16$ et 0.11 respectivement) ainsi que l'alternative H-AMBI₍₃₎ non transformée en EQR ($p_{\text{value}} \approx 0.89$ et 0.68 respectivement).

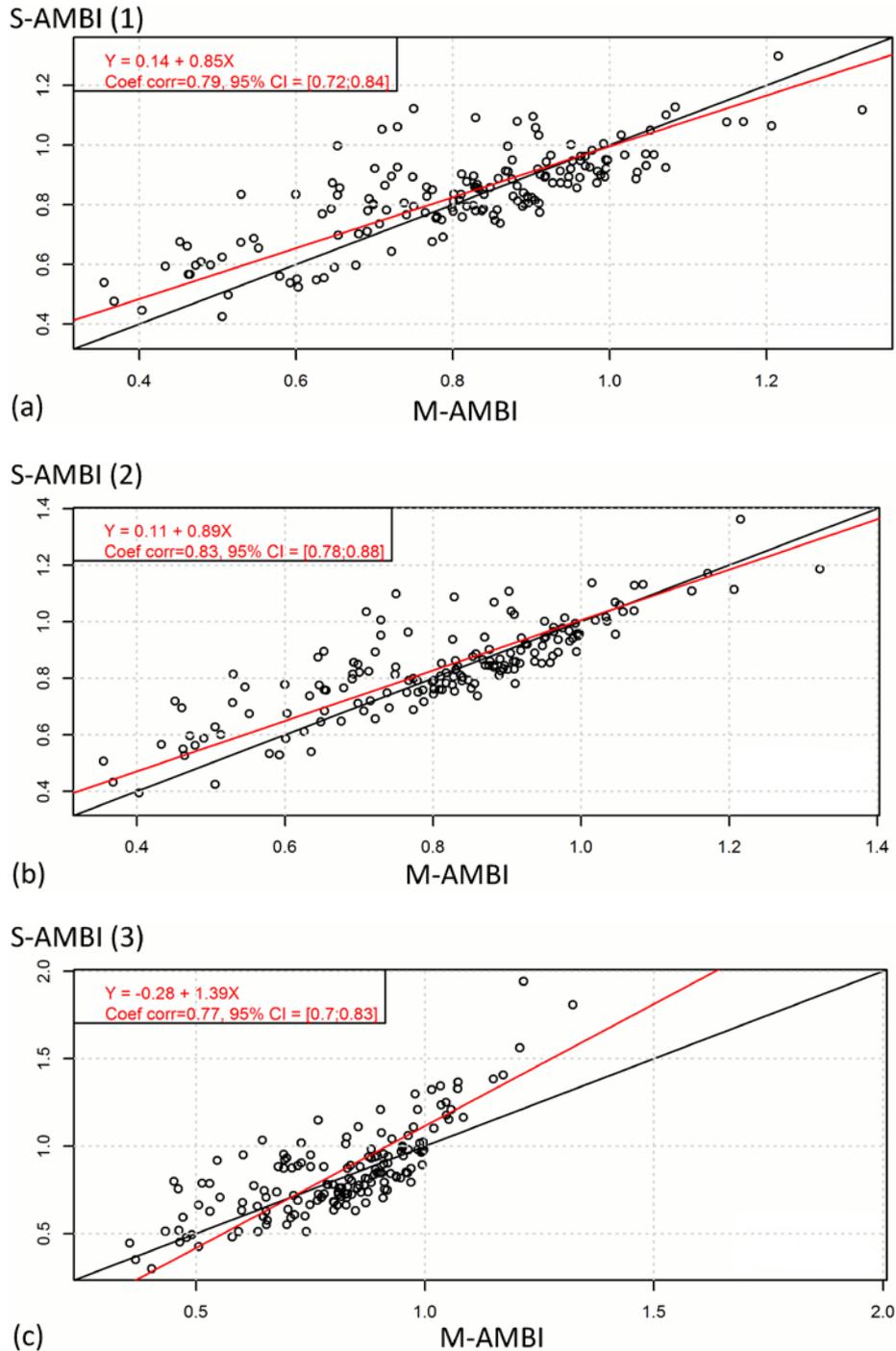


Figure 5. Régression orthogonale et coefficient de corrélation de Pearson entre les valeurs du M-AMBI et de l'alternative (a) $S-AMBI_{(1)}$; (b) $S-AMBI_{(2)}$; (c) $S-AMBI_{(3)}$, calculées pour chaque station (c.-à-d. couple {lieu de surveillance, année}). La droite noire correspond à la première bissectrice (c.-à-d. la droite $y=x$) et la droite rouge correspond à la droite de régression. Dans l'encadré sont présents l'équation de régression, la valeur du coefficient de corrélation et son intervalle de confiance à 95 %.

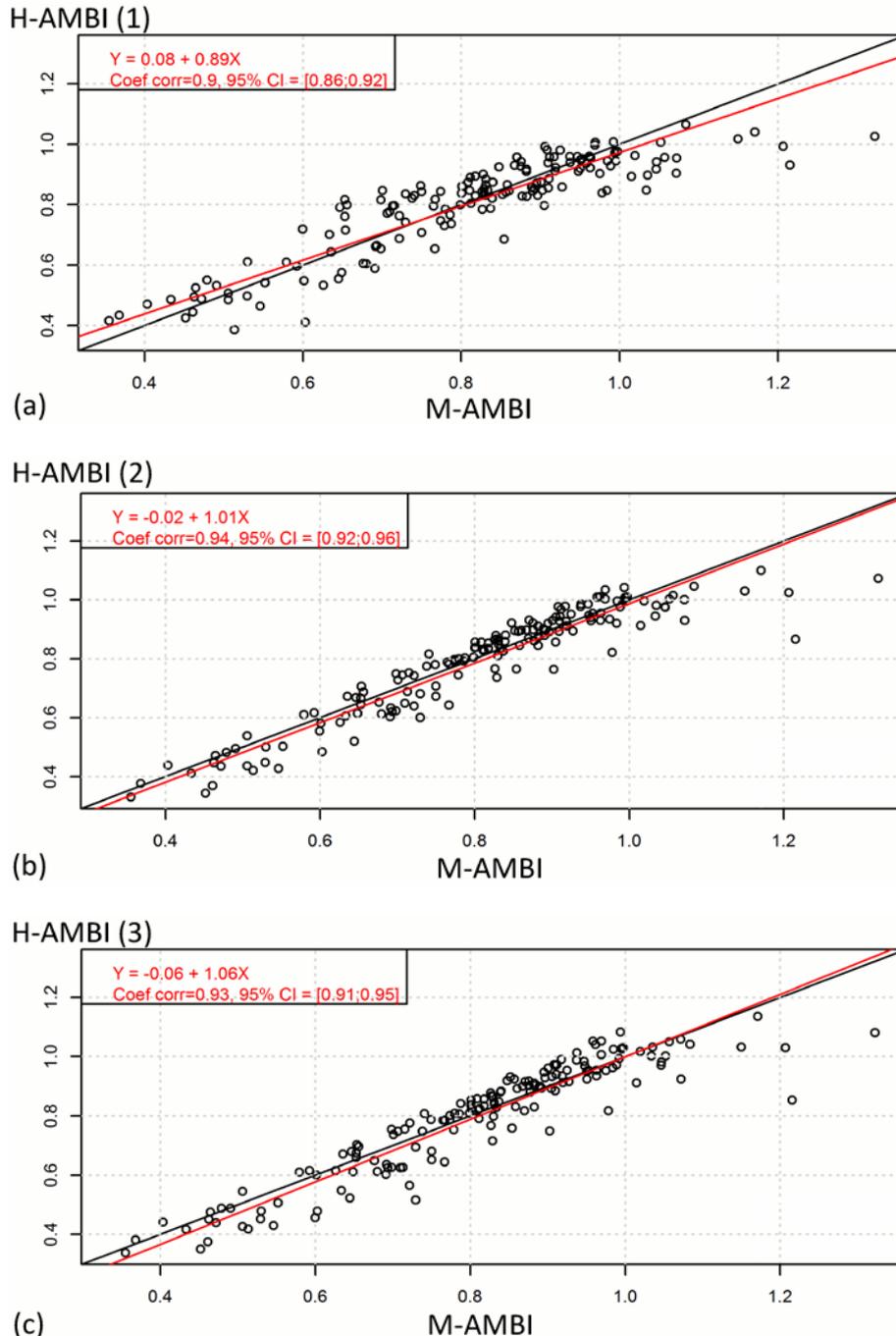


Figure 6. Régression orthogonale et coefficient de corrélation de Pearson entre les valeurs du M-AMBI et de l'alternative (a) H-AMBI₍₁₎; (b) H-AMBI₍₂₎; (c) H-AMBI₍₃₎, calculées pour chaque station (c.-à-d. couple {lieu de surveillance, année}). La droite noire correspond à la première bissectrice (c.-à-d. la droite $y=x$) et la droite rouge correspond à la droite de régression. Dans l'encadré sont présents l'équation de régression, la valeur du coefficient de corrélation et son intervalle de confiance à 95 %.

L'impact d'un changement de l'indice sur les résultats de l'application de la procédure d'évaluation est résumé dans les Tableaux 4 et 5, pour les contrôles de surveillance 2007 et 2010. Globalement, que cela soit à l'échelle de la station ou à l'échelle du couple {masse d'eau, année}, l'utilisation des alternatives S-AMBI entraîne un nombre de changements de classe considérablement plus élevé que pour les autres alternatives, avec une augmentation

de la qualité estimée. En ce qui concerne les alternatives notées H-AMBI, le nombre de changements de classe est plus important que pour les alternatives notées M-AMBI, excepté pour H-AMBI₍₃₎. Pour les années considérées, l'utilisation des alternatives H-AMBI₍₂₎ et H-AMBI₍₃₎ n'entraîne aucun changement au niveau de la frontière entre les classes « bon état » et « état moyen » à l'échelle de la masse d'eau.

Tableau 4. Impact d'un changement d'indice sur les résultats de l'application de la procédure d'évaluation aux données issues des contrôles de surveillance 2007 et 2010, pour les alternatives notées S-AMBI et calculées à partir des métriques S (c.-à-d. la richesse) et AMBI. Les résultats sont présentés (a) à l'échelle de la station (c.-à-d. couple {lieu de surveillance, année}); (b) à l'échelle du couple {masse d'eau, année}.

Indice	Nombre de changements de classe (%)	Passage dans une classe de qualité supérieure (%)	Passage dans une classe de qualité inférieure (%)
--------	-------------------------------------	---	---

(a) A l'échelle de la station – 160 couples {lieu, année}

S-AMBI ₍₁₎			
Toute frontière	46 (28.75 %)	37 (23.13 %)	9 (5.63 %)
Frontière Moyen-Bon	13 (8.13 %)	12 (7.50 %)	1 (0.63 %)
S-AMBI ₍₂₎			
Toute frontière	46 (28.75 %)	33 (20.63 %)	13 (8.13 %)
Frontière Moyen-Bon	13 (8.13 %)	11 (6.88 %)	2 (1.25 %)
S-AMBI ₍₃₎			
Toute frontière	52 (32.50 %)	23 (14.38 %)	29 (18.13 %)
Frontière Moyen-Bon	11 (6.88 %)	7 (4.38 %)	4 (2.50 %)

(b) A l'échelle du couple {masse d'eau, année} – 90 couples

S-AMBI ₍₁₎			
Toute frontière	17 (18.89 %)	15 (16.67 %)	2 (2.22 %)
Frontière Moyen-Bon	3 (3.33 %)	3 (3.33 %)	0 (0 %)
S-AMBI ₍₂₎			
Toute frontière	16 (17.78 %)	11 (12.22 %)	5 (5.56 %)
Frontière Moyen-Bon	5 (5.56 %)	3 (3.33 %)	2 (2.22 %)
S-AMBI ₍₃₎			
Toute frontière	24 (26.67 %)	9 (10.00 %)	15 (16.67 %)
Frontière Moyen-Bon	7 (7.78 %)	2 (2.22 %)	5 (5.56 %)

Tableau 5. Impact d'un changement d'indice sur les résultats de l'application de la procédure d'évaluation aux données issues des contrôles de surveillance 2007 et 2010, pour les alternatives notées H-AMBI et calculées à partir des métriques H' (c.-à-d. l'indice de Shannon-Weaver) et AMBI. Les résultats sont présentés (a) à l'échelle de la station (c.-à-d. couple {lieu de surveillance, année}) ; (b) à l'échelle du couple {masse d'eau, année}.

Indice	Nombre de changements de classe (%)	Passage dans une classe de qualité supérieure (%)	Passage dans une classe de qualité inférieure (%)
--------	-------------------------------------	---	---

(a) A l'échelle de la station – 160 couples {lieu, année}

H-AMBI ₍₁₎			
Toute frontière	28 (17.50 %)	20 (12.50 %)	8 (5.00 %)
Frontière Moyen-Bon	5 (3.13 %)	2 (1.25 %)	3 (1.88 %)
H-AMBI ₍₂₎			
Toute frontière	19 (11.88 %)	8 (5.00 %)	11 (6.88 %)
Frontière Moyen-Bon	5 (3.13 %)	1 (0.63 %)	4 (2.50 %)
H-AMBI ₍₃₎			
Toute frontière	21 (13.13 %)	8 (5.00 %)	13 (8.13 %)
Frontière Moyen-Bon	7 (4.38 %)	1 (0.63 %)	6 (3.75 %)

(b) A l'échelle du couple {masse d'eau, année} – 90 couples

H-AMBI ₍₁₎			
Toute frontière	14 (15.56 %)	10 (11.11 %)	4 (4.44 %)
Frontière Moyen-Bon	2 (2.22 %)	2 (2.22 %)	0 (0 %)
H-AMBI ₍₂₎			
Toute frontière	12 (13.33 %)	6 (6.67 %)	6 (6.67 %)
Frontière Moyen-Bon	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
H-AMBI ₍₃₎			
Toute frontière	10 (11.11 %)	5 (5.56 %)	5 (5.56 %)
Frontière Moyen-Bon	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

3.1.3 Discussion sur les alternatives de calcul de l'indice M-AMBI

De manière globale, les coefficients de corrélation entre les valeurs obtenues lors du calcul de l'indice M-AMBI et celles obtenues avec les méthodes de calcul alternatives sont très élevés. Les pentes des droites de régression sont proches de la valeur un et les ordonnées à l'origine sont proches de la valeur zéro. Cependant, à l'échelle de la masse d'eau, la non significativité de la différence entre la pente et la valeur un ainsi qu'entre l'ordonnée à l'origine et la valeur zéro n'apparaît que pour les alternatives M-AMBI₍₂₎, S-AMBI₍₂₎, H-AMBI₍₂₎ et H-AMBI₍₃₎. A l'échelle de la station, la non significativité de ces différences n'apparaît que pour l'alternative H-AMBI₍₂₎. Concernant les alternatives pour lesquelles la droite de régression est significativement différente de la première bissectrice,

une adaptation des conditions de référence est probablement souhaitable. Le retrait de l'AF est donc possible sans entraîner de modifications majeures dans les valeurs de l'indice. Ce retrait permettra potentiellement une plus grande stabilité des valeurs de l'indice et de manière sûre une simplification de l'indice et, par conséquent, une meilleure compréhension et une plus grande transparence.

Pour chaque combinaison de métriques (c.-à-d. M-AMBI, S-AMBI ou H-AMBI), la corrélation la plus importante est obtenue lorsque la standardisation des métriques est réalisée avec les valeurs minimales et maximales observées. Cependant, une standardisation par les valeurs de référence permettrait d'avoir une indépendance du calcul vis-à-vis des autres stations et une simplification, puisque le calcul reviendrait à faire la moyenne des métriques. Sous réserve que les conditions de référence soient définies *a priori*, c.-à-d. de manière indépendante des mesures réalisées pour la période à évaluer, cette méthode permettrait de calculer les valeurs de l'indice et, par conséquent, la qualité pour une masse d'eau donnée même si toutes les valeurs de mesure pour la façade Manche-Atlantique ne sont pas encore disponibles (p.ex. pas encore bancarisées).

En ce qui concerne le retrait d'une des deux métriques relatives à la composition de la communauté, les coefficients de corrélation obtenus sont moins élevés que pour les alternatives comportant les trois métriques. Cependant, ils restent très élevés, surtout pour la combinaison de métrique (H', AMBI). La métrique S semble donc avoir moins d'influence sur le calcul de l'indice que la métrique H'. Les alternatives S-AMBI entraînent globalement une estimation plus élevée de la qualité des stations et des masses d'eau (Tableau 4). Une hypothèse possible est qu'il s'agit de communautés déséquilibrées (c.-à-d. avec une ou quelques espèces dominantes) et que le retrait de la métrique H' fait disparaître cet aspect dans l'indice global. La question de la définition d'une « bonne » composition est donc indispensable. A la différence de la métrique S, la métrique H' correspond à un indice globale de composition, reflétant les aspects de richesse (c.-à-d. H' augmente quand S augmente) et d'équilibre de la communauté (c.-à-d. H' est grand quand la communauté est équilibrée). Dans l'hypothèse où une des métriques est retirée et au vue des résultats présentés ici, il semble préférable de garder la métrique H'. Cette hypothèse reste compatible avec l'annexe V de la directive, section 1.1.4., qui définit notamment que les paramètres biologiques à utiliser pour la classification de l'état écologique des eaux côtières vis-à-vis de l'élément de qualité « faune invertébrée benthique » sont : la composition et l'abondance (Parlement Européen and Conseil de l'Union Européenne, 2000).

3.2 Evaluation de l'approche bootstrap pour les estimations de confiance et de précision de l'indice

Au regard des résultats précédents, l'approche bootstrap a été réalisée pour quatre indices seulement (Tableau 6).

Tableau 6. Indices pour lesquels l'approche bootstrap a été réalisée.

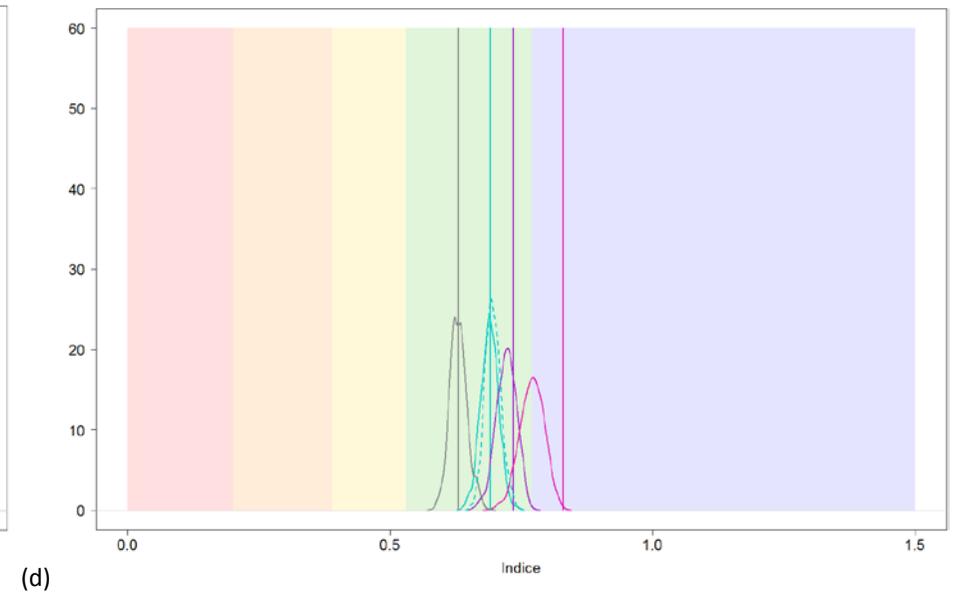
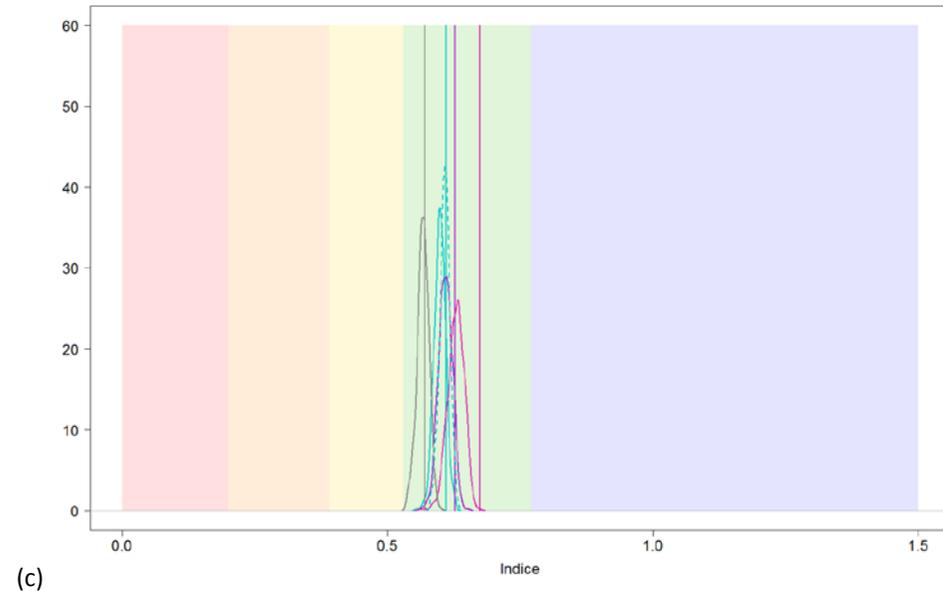
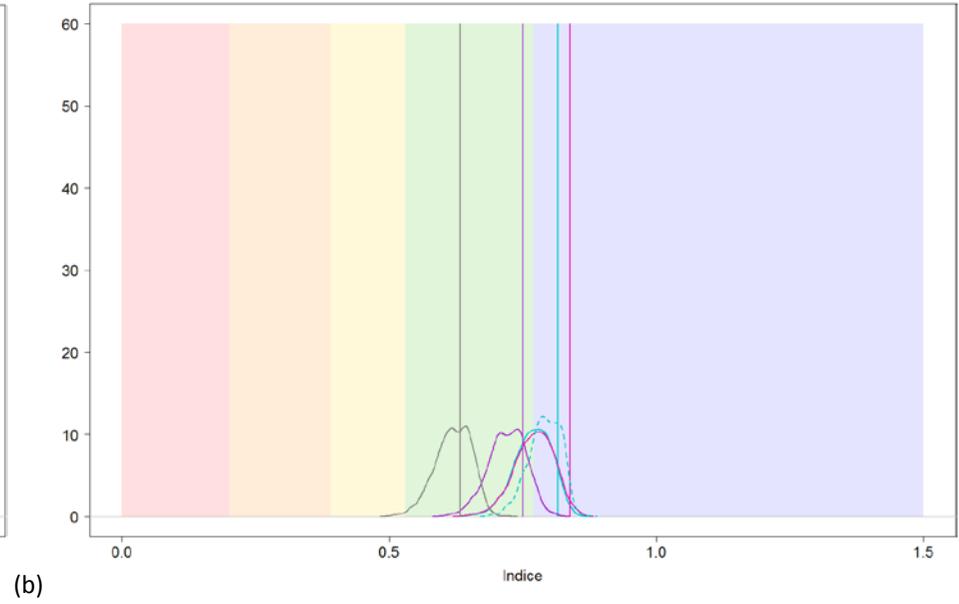
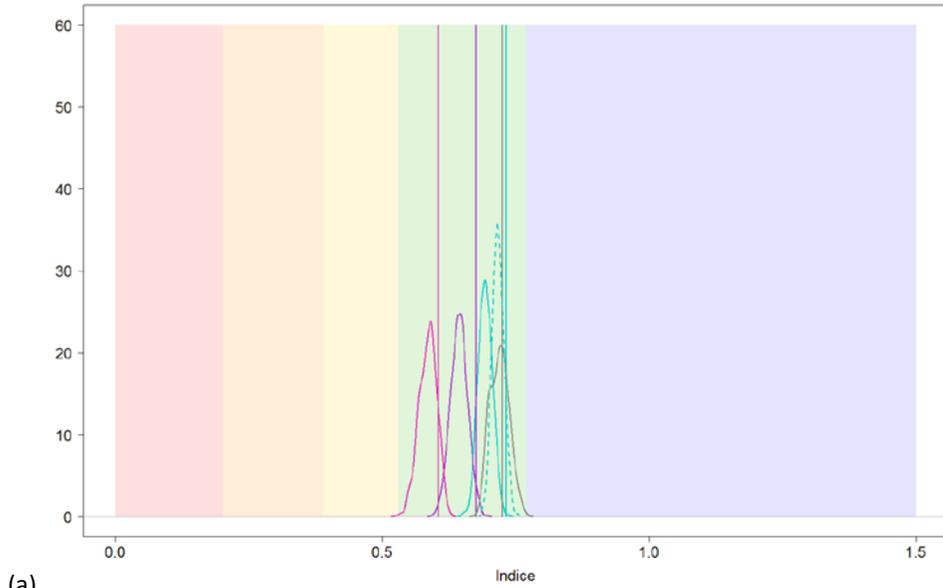
Indice	Critère(s) de sélection
M-AMBI	– Mode de calcul actuel
M-AMBI ₍₂₎	– Alternative ayant la plus forte corrélation avec le M-AMBI
M-AMBI ₍₃₎	– Egalement calculé à partir des trois métriques S, H' et AMBI – Standardisation par les conditions de référence (avantage pratique pour les traitements, cf. précédemment)
H-AMBI ₍₃₎	– Calculé à partir de deux métriques seulement (H' et AMBI) – Standardisation par les conditions de référence (avantage pratique pour les traitements, cf. précédemment)

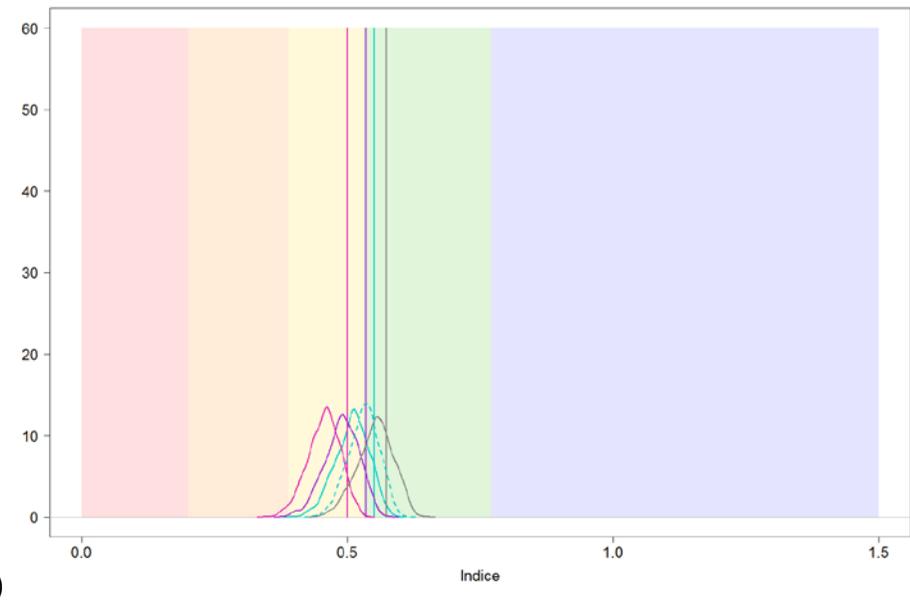
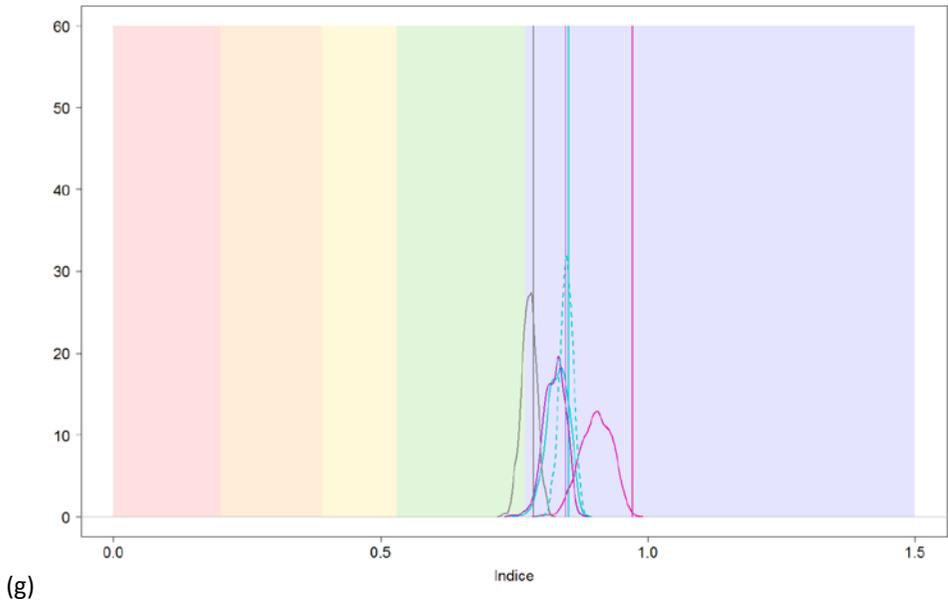
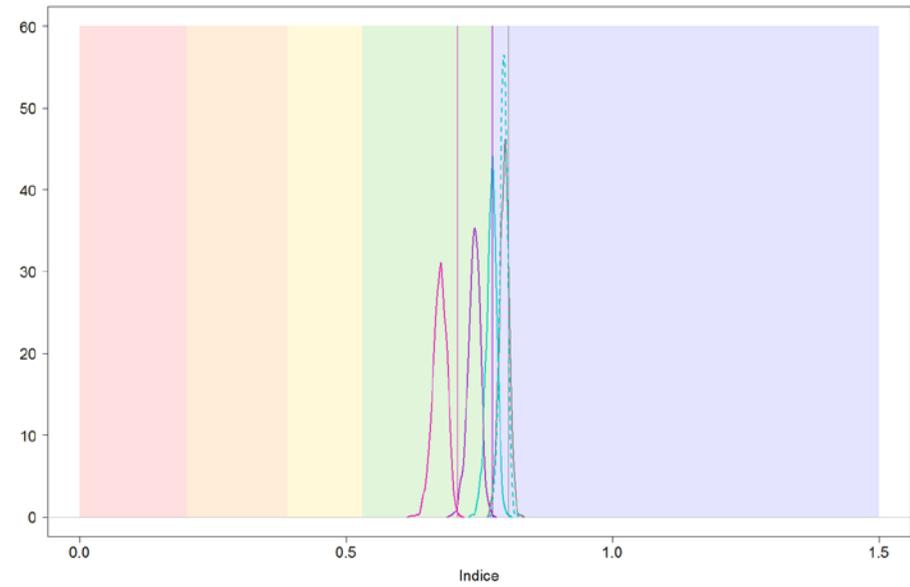
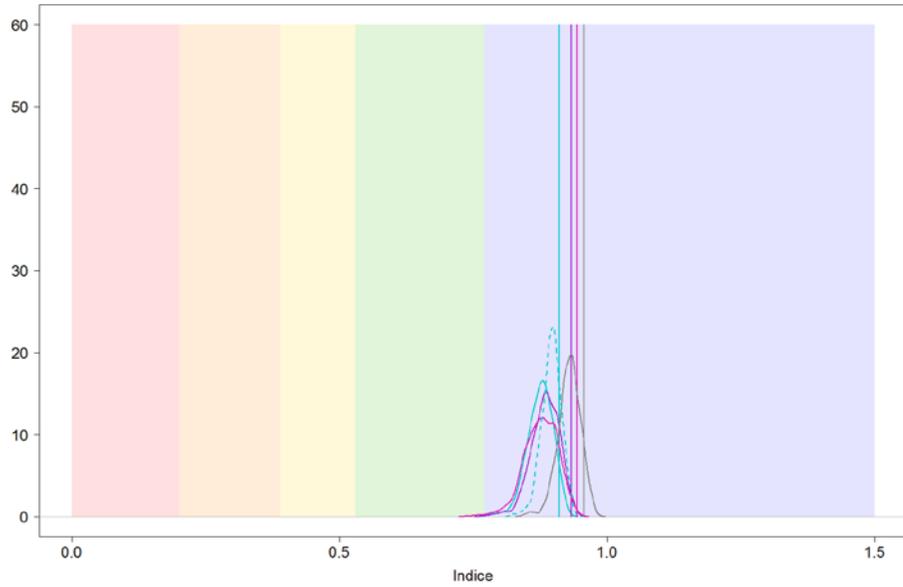
La Figure 7 montre les valeurs et les distributions de probabilité (DP) estimées des quatre indices, pour 10 couples {masse d'eau, année} pris comme exemples, afin d'illustrer les principaux résultats présentés ici. De manière globale, pour les alternatives calculées à partir des trois métriques, la valeur observée de l'indice est supérieure au mode de la DP estimée par la méthode du bootstrap. La métrique S étant la richesse taxinomique totale observée sur une station, les valeurs de S obtenues lors de l'application de la méthode bootstrap ne peuvent pas être supérieures à la richesse totale observée sur la station, ce qui pourrait expliquer ce décalage. Pour évaluer l'impact de la sous-estimation de la richesse lors du bootstrap sur ce décalage, la méthode de bootstrap a également été réalisée en fixant la richesse lors du calcul du M-AMBI traditionnel, c.-à-d. la valeur de S est toujours égale à la valeur observée et les valeurs de H' et de l'AMBI sont calculées à chaque itération du bootstrap. Les DP sont globalement plus proches des valeurs observées de l'indice mais pas toujours centrées autour de ces valeurs (Figure 7, courbes turquoises en pointillés). Lorsque la richesse est retirée du calcul de l'indice, c.-à-d. alternative H-AMBI₍₃₎, la valeur observée est centrée sur sa DP bootstrap dans un plus grand nombre de cas (p.ex. Figure 7 a-d). Cependant, il reste un nombre de cas non négligeable pour lesquels un décalage est toujours présent (p.ex. Figure 7 e-h).

Enfin, les DP obtenues pour certains couples {masse d'eau, année} ont des formes atypiques ou sont composées de plusieurs modes (p.ex. Figure 7 i-j). Les couples concernés semblent être ceux ayant le moins de répliques échantillonnés. La méthode bootstrap requiert une taille d'échantillon suffisante pour que l'estimation de l'intervalle de confiance soit fiable. Lors du calcul des indices, deux « groupes » de répliques interviennent :

- les répliques concernés par la masse d'eau et l'année considérée, pour les calculs des métriques S, H' et AMBI ;
- les répliques concernés par l'environnement hydro-sédimentaire, lors de la standardisation ou de l'AF.

L'impact du nombre de répliques dans chacun de ces deux « groupes » serait à approfondir.





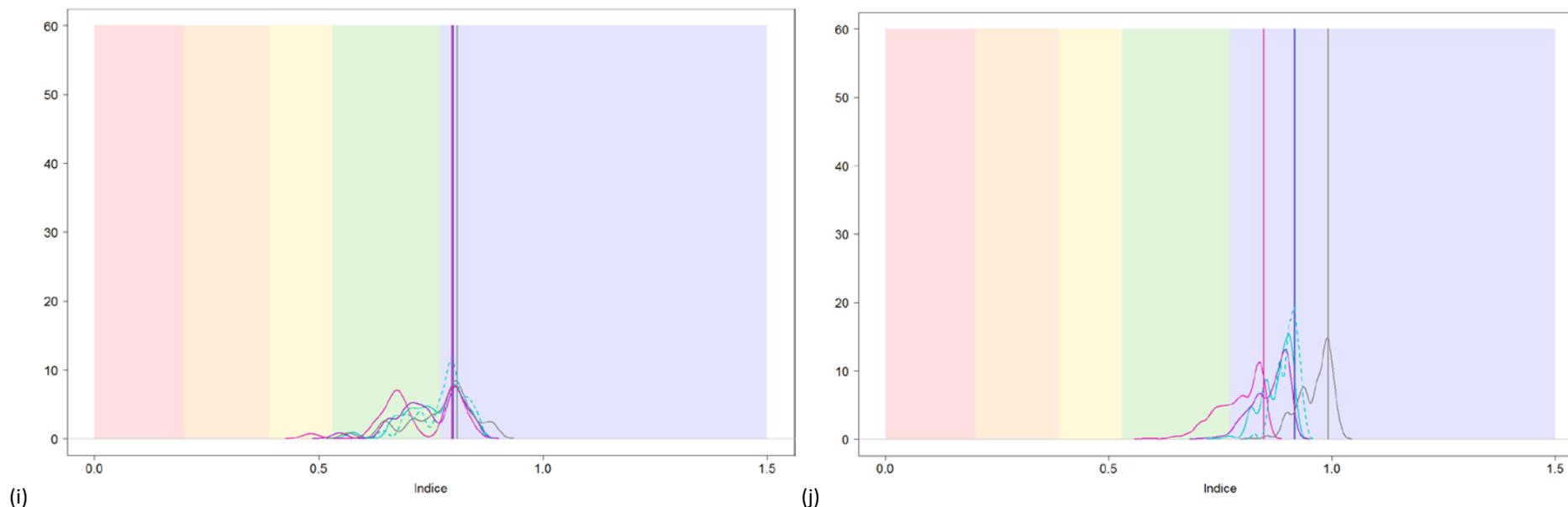


Figure 7. Valeurs (traits verticaux) et distributions de probabilité estimées par bootstrap (courbes) des indices M-AMBI (turquoise), $M-AMBI_{(2)}$ (violet), $M-AMBI_{(3)}$ (rose) et $H-AMBI_{(3)}$ (gris), pour les couples {masse d'eau, année} : (a) FRAC02-2010 ; (b) FRGC50-2010 ; (c) FRFC09-2007 ; (d) FRFC06-2010 ; (e) FRGC05-2007 ; (f) FRAC05-2010 ; (g) FRFC02-2010 ; (h) FRGC01-2010 ; (i) FRGC47-2007 ; (j) FRHC09-2007. La courbe bleue turquoise en pointillés correspond à la DP de l'indice M-AMBI, estimée par la méthode bootstrap mais en fixant la valeur de la richesse taxinomique à la valeur de la richesse observée. Les zones colorées correspondent aux classes de qualité telles que définies dans la Directive Cadre sur l'Eau.

4 Conclusion

Plusieurs alternatives au M-AMBI sont possibles sans entraîner de modifications majeures dans les valeurs de l'indice. Le retrait de l'AF est possible et permettrait potentiellement une plus grande stabilité des valeurs de l'indice et de manière sûre une simplification de l'indice. Concernant les alternatives pour lesquelles la droite de régression est significativement différente de la première bissectrice, une adaptation des conditions de référence est probablement souhaitable.

Les corrélations les plus importantes sont obtenues lorsque la standardisation des métriques est réalisée avec les valeurs minimales et maximales observées. Cependant, sous réserve que les conditions de référence soient définies *a priori*, une standardisation par les valeurs de référence permettrait d'avoir une indépendance du calcul vis-à-vis des autres stations et une simplification, puisque le calcul reviendrait à faire la moyenne des métriques. Dans ce cas-là, il apparaît alors nécessaire d'avoir un nombre de répliques par couple {masse d'eau, année} suffisant pour assurer la fiabilité des estimations des DP par la méthode de bootstrap (30 valeurs par convention) et par conséquent la fiabilité des mesures de confiance et précision. Pour les autres méthodes de standardisation et pour l'indice M-AMBI (avec AF), l'impact du nombre de répliques utilisés pour le calcul des métriques (c.-à-d. concernés par le couple {masse d'eau, année} donné) et du nombre de répliques servant à la standardisation ou l'AF (c.-à-d. concernés par le type d'environnement hydro-sédimentaire) sur la fiabilité de l'estimation des DP par la méthode de bootstrap reste à approfondir.

La métrique S semble avoir moins d'influence sur le calcul de l'indice que la métrique H'. De plus, le retrait de la métrique H' fait disparaître les aspects d'équilibre ou de déséquilibre de la communauté dans l'indice global. Dans l'hypothèse où une des métriques est retirée, le maintien de la métrique H' est donc à privilégier. Cette hypothèse, qui reste compatible avec la DCE, donne de meilleurs résultats concernant les estimations de confiance et précision, avec des DP centrées sur les valeurs de l'indice dans un plus grand nombre de cas que pour les autres métriques.

5 Bibliographie

- Borja, A., Muxika, I. 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Mar. Poll. Bull.* **50**, 787–789.
- 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. *Mar. Poll. Bull.* **40**, 1100–1114.
- Borja, A., Mader, J., Muxika, I., Rodríguez, J.G., Bald, J. 2008. Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: Some remarks and recommendations. *Mar. Poll. Bull.* **56**, 1377–1379.
- Davison, A.C., Hinkley, D.V. 1997. *Bootstrap Methods and Their Application*. Cambridge University Press, Cambridge, 594 p.
- García, A., Brun, M., Soudant, D., Pothier, A., Gauthier, E., Desroy, N. 2015. Valorisation des

données issues du contrôle de surveillance du compartiment benthique suivi dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) : campagnes 2007 et 2010 - Élément de qualité biologique « invertébrés benthiques de substrats meubles » - Masses d'Eau côtières - Façades Manche et Atlantique. Ifremer. 65 p.

Muxika, I., Borja, Á., 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. Poll. Bull.* **55**, 16–29.

Parlement Européen et Conseil de l'Union Européenne (2000). DIRECTIVE 2000/60/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Shannon, C.E., Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, 144 p.

Sigovini, M., Keppel, E., Tagliapietra, D. 2013. M-AMBI revisited: looking inside a widely-used benthic index. *Hydrobiologia* 717, 41–50.

ANNEXE. Régression orthogonale et coefficient de corrélation de Pearson entre les valeurs brutes ou transformées en EQR du M-AMBI et des alternatives, à l'échelle de la masse d'eau

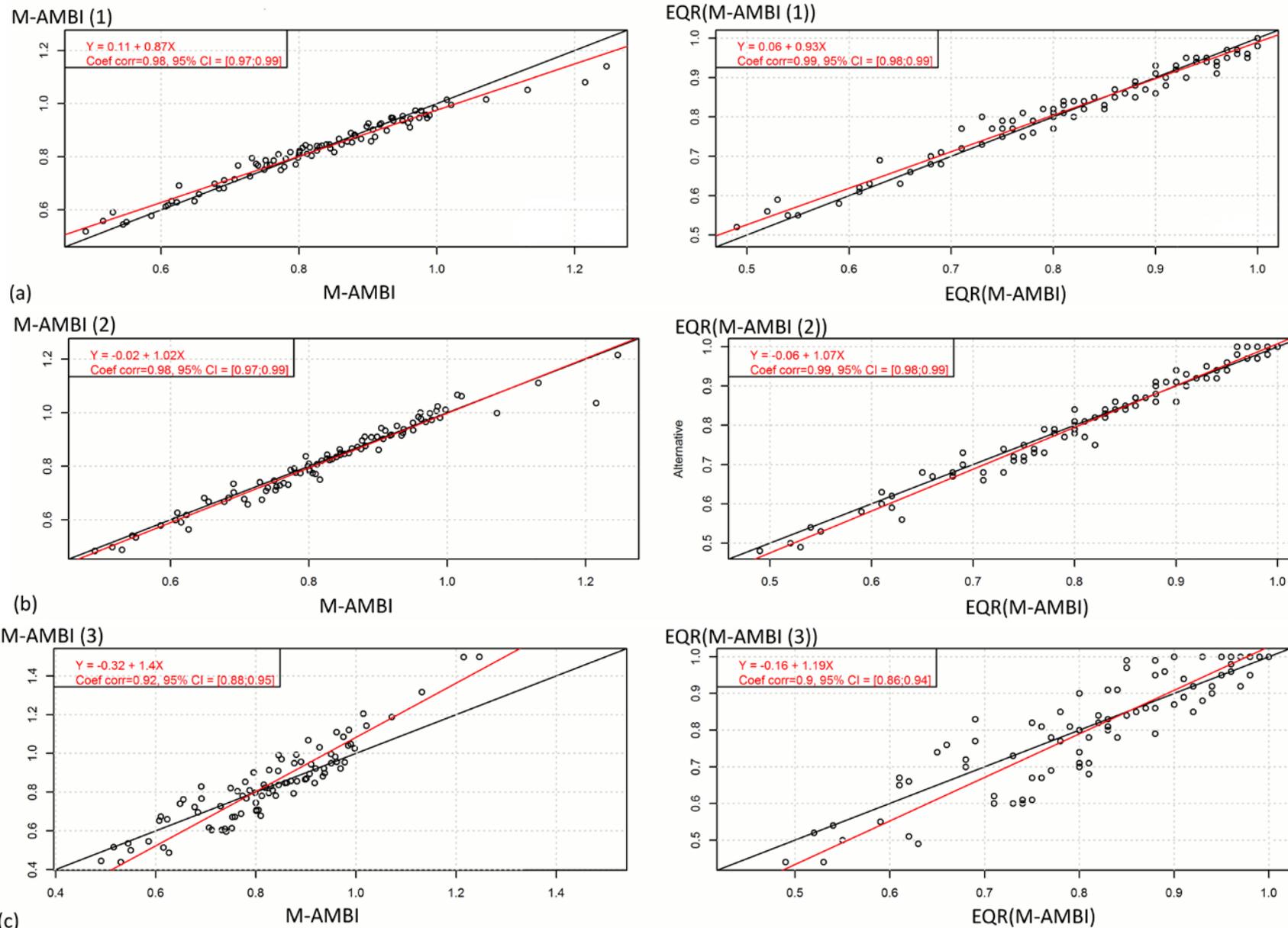


Figure A1. Régression orthogonale et coefficient de corrélation de Pearson entre les valeurs brutes ou transformées en EQR du M-AMBI et de l'alternative (a) M-AMBI₍₁₎; (b) M-AMBI₍₂₎; (c) M-AMBI₍₃₎, calculées pour chaque couple {masse d'eau, année}. La droite noire correspond à la première bissectrice (c.-à-d. la droite $y=x$) et la droite rouge correspond à la droite de régression. Dans l'encadré supérieur gauche sont présents l'équation de régression, la valeur du coefficient de corrélation et son intervalle de confiance à 95 %.

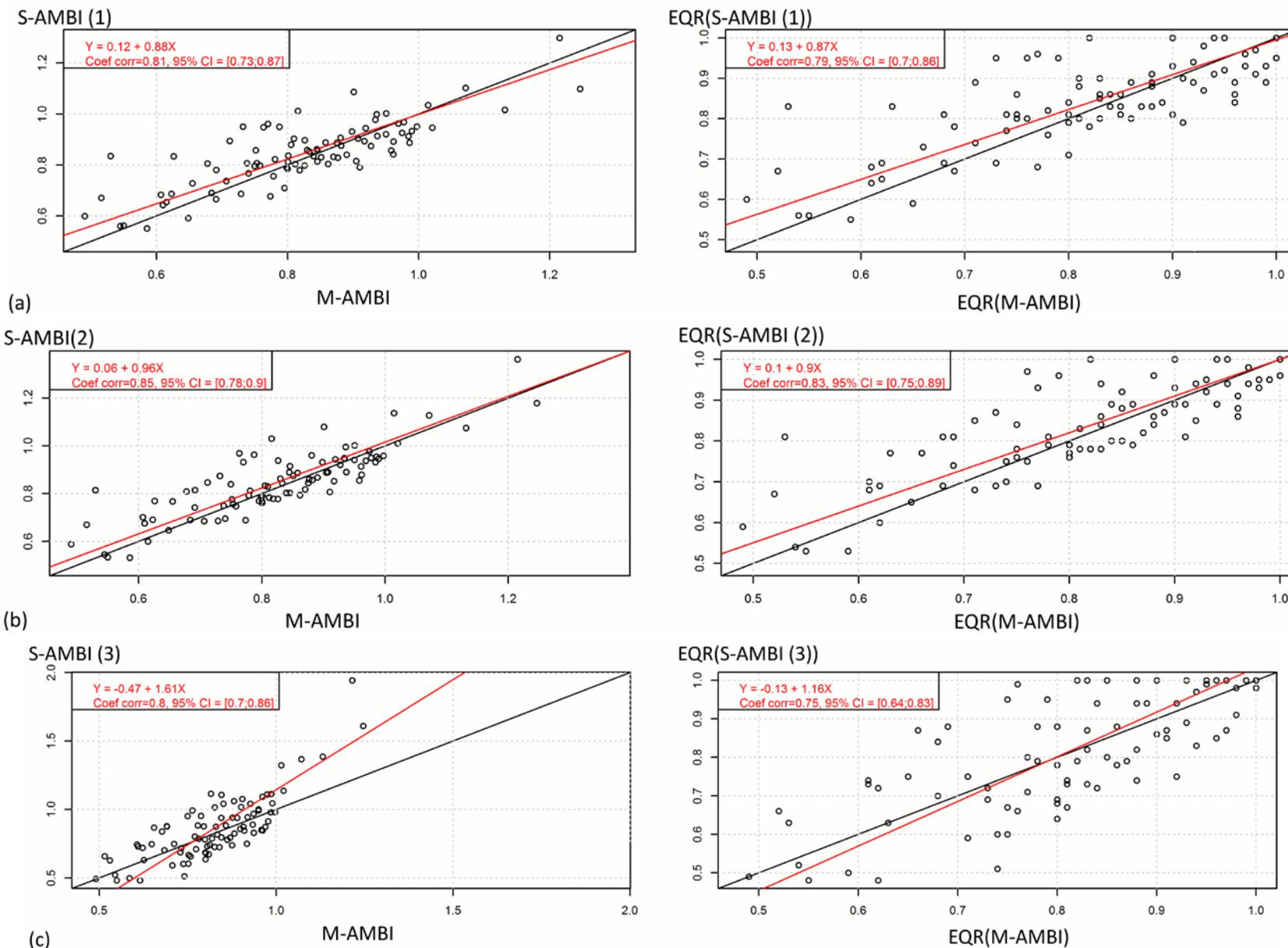


Figure A2. Régression orthogonale et coefficient de corrélation de Pearson entre les valeurs brutes ou transformées en EQR du M-AMBI et de l'alternative (a) S-AMBI₍₁₎; (b) S-AMBI₍₂₎; (c) S-AMBI₍₃₎, calculées pour chaque couple {masse d'eau, année}. La droite noire correspond à la première bissectrice (c.-à-d. la droite $y=x$) et la droite rouge correspond à la droite de régression. Dans l'encadré supérieur gauche sont présents l'équation de régression, la valeur du coefficient de corrélation et son intervalle de confiance à 95 %.

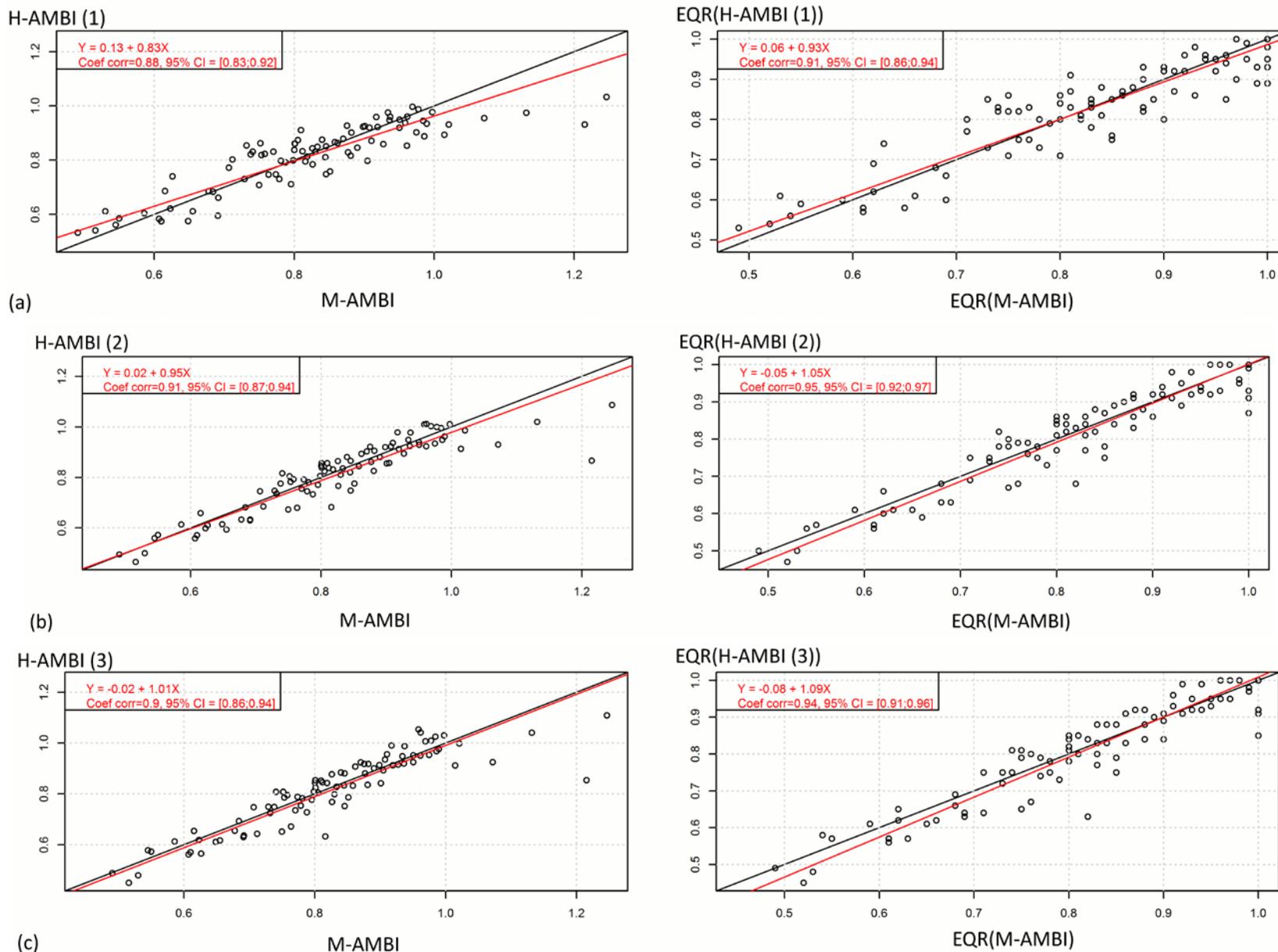


Figure A3. Régression orthogonale et coefficient de corrélation de Pearson entre les valeurs brutes ou transformées en EQR du M-AMBI et de l'alternative (a) H-AMBI₍₁₎; (b) H-AMBI₍₂₎; (c) H-AMBI₍₃₎, calculées pour chaque couple {masse d'eau, année}. La droite noire correspond à la première bissectrice (c.-à-d. la droite $y=x$) et la droite rouge correspond à la droite de régression. Dans l'encadré supérieur gauche sont présents l'équation de régression, la valeur du coefficient de corrélation et son intervalle de confiance à 95 %.

*ÉTUDES METHODOLOGIQUES DEVELOPPEES A L'ECHELLE NATIONALE : LIVRABLE 1 – CONFIANCE ET
PRECISION POUR L'INDICATEUR M-AMBI*

MÉLANIE BRUN