

FACADE MEDITERRANEE Masses de transition (type lagunes)



INDICATEUR INVERTEBRES BENTHIQUES DE SUBSTRAT MEUBLE POUR LES LAGUNES POLY- ET EU-HALINES

Valérie Derolez*, Nicolas Desroy**, Corine Pélapat***, Céline Labrune****, Thibault Schvartz*****

* Ifremer, LER-LR - MARBEC

** Ifremer, Dinard

*** STARESO, Calvi

**** LECOB, Laboratoire Arago, Banyuls

***** Créocéan, Montpellier

Résumé

Le M-AMBI (Multivariate-AMBI, Muxika et al., 2007) est une adaptation du AMBI (AZTI Marine Biotic Index, Borja et al., 2000), qui est basé sur les successions écologiques (Pearson & Rosenberg, 1978 ; Hily et al., 1986), observées suite à un enrichissement en matière organique. Basé sur la répartition des espèces en 5 groupes de polluo-sensibilité, L'attribution des groupes de sensibilité/tolérance à un enrichissement organique des espèces s'appuie sur la littérature existante.

Le M-AMBI est obtenu par analyse factorielle sur 3 métriques : AMBI, richesse spécifique et diversité spécifique (H', Shannon). Outre sa sensibilité à l'enrichissement organique des sédiments, cet indice répond aussi à l'eutrophisation (teneurs des eaux en azote et en chlorophylle a et variations en oxygène dissous). Cet indice peut en outre être sensible à d'autres types de perturbations telles que des pollutions chimiques humaines ou des perturbations physiques du milieu.

Rappel des paramètres DCE (Annexe V)

Les paramètres biologiques à prendre en compte pour l'évaluation écologique sont les suivants :

- **composition et l'abondance des taxa d'invertébrés.**
- ratio des **taxa sensibles aux perturbations** par rapport aux taxa insensibles
- niveau de **diversité des taxa d'invertébrés**

Historique au niveau français

A partir des travaux menés sur les estuaires atlantiques (Blanchet et al., 2008), une étude ONEMA a été menée en 2009 pour adapter l'indice MISS-TW aux lagunes méditerranéennes (Gouillieux et al., 2010). Ces travaux n'ayant pas pu être finalisés avant les échéances de l'exercice d'intercalibration, le choix s'est porté sur le M-AMBI car il présentait des corrélations significatives avec plusieurs proxy de pression.

Valeurs de références

Les valeurs de la borne haute ont été établies à partir de sites peu impactés par les activités humaines et dans lesquelles les teneurs en chlorophylle *a* et en azote sont faibles (Chl *a* ≤ 0,6 µM/L en moyenne estivale ; Azote Total ≤ 25 µm/L en moyenne estivale) et où la saturation en oxygénation dissous est bonne (ΔO_2 sat (écart à la saturation) ≤ 30% en moyenne estivale).

Deux lagunes : Thau (FRDT10) et Leucate (FRDT02) correspondent à ces définitions ; les meilleures valeurs de chacune des 3 métriques observées sont sélectionnées comme valeurs « de référence ».

Typologies

France : distinction de deux types selon le niveau de salinité (moyenne annuelle), séparant les lagunes poly- et eu-halines (salinité ≥ 18) et les lagunes oligo- et méso-halines (salinité < 18) (MEDDE, 2015). Pour ce dernier type, la macrofaune benthique a été considéré comme non pertinente dans le cadre de la DCE pour l'évaluation de l'état des masses d'eau (Provost et al., 2011). Les éléments détaillés ci-dessous concernent donc uniquement les lagunes poly- et eu-halines.

Europe : typologie fondée sur la salinité et le degré de confinement. 4 types pour lesquels des données sont disponibles : oligohalin (<5), mésohalin « choked » (salinité 5-18, confiné), polyeuhalin « choked » (salinité >18, confiné) et polyeuhalin « restricted » (salinité >18, bonne connexion à la mer).

Jeu de données utilisé

Le jeu de données utilisé dans le cadre de l'exercice d'intercalibration comprend 24 stations en lagunes **poly-euhalines** (21 stations en lagunes poly-euhalines « restricted » : Bages-Sigean, Berre, Diane, Gruissan, La Palme, Salses-Leucate, Or, Palo, Pierre-Blanche, Ponant, Prévost, Thau, Urbino, Vaïne, Vic ; 3 stations en lagunes poly-euhalines « choked » : Canet, Biguglia et Méjean-Ouest). Aujourd'hui, un total de 16 stations sont suivis sur 11 masses d'eau :

Code Masse eau	Nom Masse eau	Nombre de stations
FRDT02	Salses Leucate	2
FRDT03	Etang de La Palme	1
FRDT04	Complexe du Narbonnais Bages Sigean	2
FRDT10	Etang de Thau	2
FRDT11a	Etang de l'Or	2
FRDT11b	Etangs Palavasiens Est	2
FRDT14d	Camargue Complexe Vaccares	1
FRDT15a	Etang de Berre Grand Etang	1
FRET01	Etang de Biguglia	2
FRET04	Etang de Palu	1

Métriques

Métrique 1. Diversité, mesurée par l'Indice de Shannon-Weaver (H'), indice expliquant la diversité d'une communauté en fonction du nombre d'espèces récoltées et du nombre d'individus de chaque espèce (varie entre 0 et $\log S$ avec S =nombre d'espèces)

Métrique 2. Richesse spécifique (S) (nb d'espèces / station)

Métrique 3. Indice AMBI, indice d'abondance relative par classes de polluo-sensibilité. Les espèces sont classées selon leur sensibilité à l'enrichissement en matière organique des sédiments en 5 groupes. L'indice se calcule en pondérant le nombre d'individus dans chaque groupe, comme suit :

$$AMBI = \frac{(0 * \%GI) + (1.5 * \%GII) + (3 * \%GIII) + (4.5 * \%GIV) + (6 * \%GV)}{100}$$

- %GI : abondance relative des espèces sensibles aux perturbations,
- %GII : abondance relative des espèces indifférentes aux perturbations,
- %GIII : abondance relative des espèces tolérantes aux perturbations,
- %GIV : abondance relative des espèces opportunistes de second ordre ;
- %GV : abondance relative des espèces opportunistes de premier ordre

On peut consulter cette liste d'espèces sur le logiciel permettant de calculer les valeurs de l'indice (<http://ambi.azti.es/index.php?lang=en>).

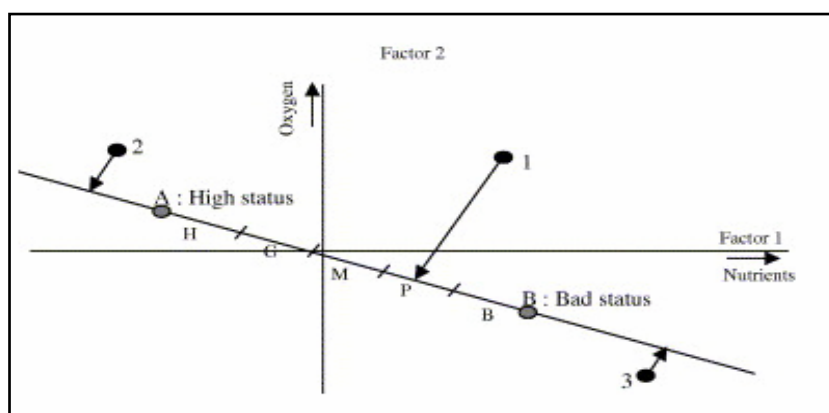
Indicateur et grille de qualité

Les données correspondantes ont été collectées selon la méthode d'échantillonnage prescrite par la norme ISO 16665. Une à trois stations centrales sont échantillonnées au printemps sur chaque lagune. Chaque station est constituée de 3 sous-stations distantes de 100 à 300 m, pour lesquelles 4 répliquats sont prélevés au moyen d'une benne Ekman-Birge (225 cm²). 0,09 m² de sédiment sont prélevés par sous-station et un total de 0,27 m² par station. Une benne supplémentaire est prélevée pour les analyses de teneur en matière organique et de granulométrie. Les sédiments sont tamisés (maille 1 mm). La macrofaune est identifiée au niveau de l'espèce en suivant la nomenclature de l'European Register of Marine Species' nomenclature (ERMS) (Andral et Sargian, 2010).

L'indicateur est le **M-AMBI**.

Méthode de calcul

Le M-AMBI est défini par analyse factorielle des correspondances, portant sur les 3 métriques, calculées sur un ensemble de stations (1 à 3 stations par lagune). La projection des valeurs des stations détermine trois axes perpendiculaires qui minimisent le critère des moindres carrés. La projection, dans le plan défini par les deux premiers axes, des deux sites correspondant à l'état le plus dégradé et à l'état le meilleur, permet de définir un nouvel axe ; la distance entre ces deux points sur cet axe est bornée entre 0 et 1. L'ensemble des points des sites sont ensuite projetés sur l'axe pour obtenir la valeur du M-AMBI, qui est équivalente à une valeur d'EQR (figure ci-dessous).



La borne haute du M-AMBI, correspondant à un EQR de 1, est assimilée à une **valeur de référence**. Elle est définie par une station « de référence », pour laquelle les valeurs de 3 métriques ont été définies comme indiqué ci-dessous. Cette station peut être réelle, si existante, et sinon une station « fictive » est introduite dans le jeu de données. La borne basse du M-AMBI, correspondant à un EQR de 0, est définie par défaut

comme correspondant aux plus mauvaises valeurs théoriques de chaque métrique. Dans le jeu de données, ces valeurs peuvent correspondre à une station existante, sinon, une station fictive est introduite.

Valeurs des bornes du M-AMBI	H'	S	AMBI	M-AMBI
Basse	0	0	7	0
Haute	4.23	46	0.6	1

Dans le cas où plusieurs stations sont échantillonnées par masse d'eau, le M-AMBI est la moyenne des M-AMBI obtenus sur les stations de la masse d'eau.

Les **seuils des classes d'EQR** ont été définis à dire d'experts en se basant sur un pas régulier. Ils ont été ajustés suite à l'exercice d'intercalibration et doivent être modifiés dans le prochain arrêté sur la surveillance DCE.

Arrêté évaluation 27 juillet 2015	EQR après le 3 ^e round d'intercalibration	Classe
[1,00 - 0,80]	[1,00 - 0,84]	Très Bon
]0,80 - 0,63]]0,84 - 0,63]	Bon
]0,63 - 0,40]	Inchangé	Moyen
]0,40 - 0,20]	Inchangé	Médiocre
]0,20 - 0,00]	Inchangé	Mauvais

Relations Pressions – Etat et diagnostic

Qualitativement

L'indicateur répond principalement à l'eutrophisation et à un enrichissement en matière organique des sédiments ; cet enrichissement peut résulter d'un rejet ponctuel, ou de l'accumulation progressive par sédimentation de la colonne d'eau.

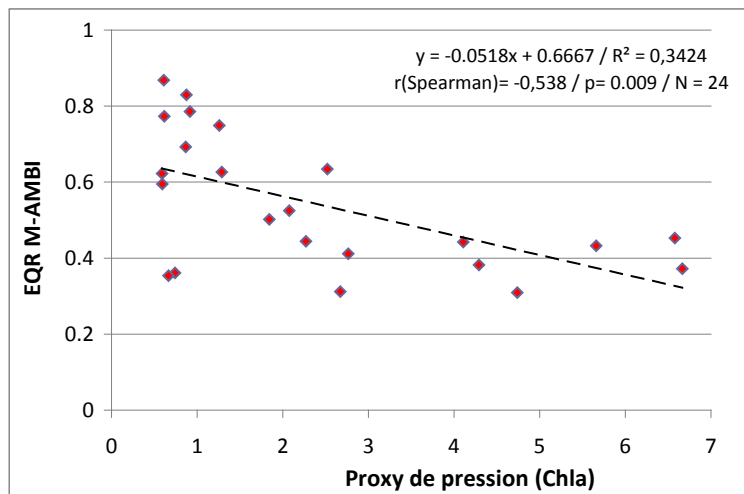
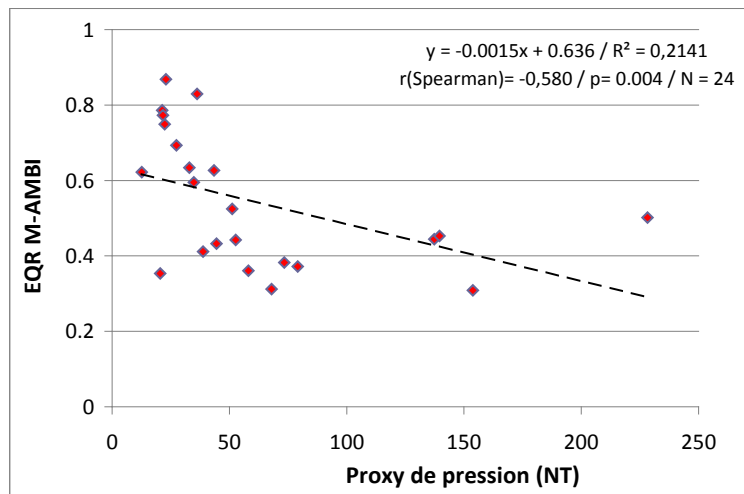
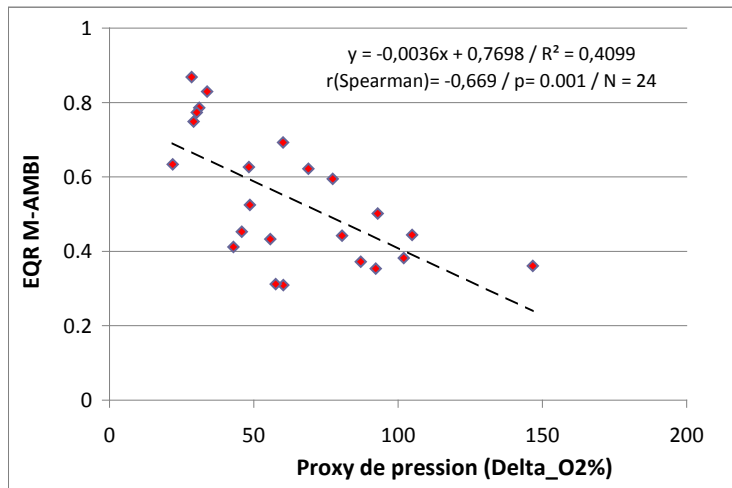
Cet indice peut en outre être sensible à d'autres types de perturbations telles que des pollutions chimiques humaines ou des perturbations physiques du milieu.

Relation Pressions-Etat

Trois « proxys » des pressions ont été utilisés dans le cadre de l'intercalibration pour démontrer la sensibilité de l'indicateur aux perturbations du milieu : l'écart à la saturation en oxygène dissous ($\Delta O_2\text{sat}$), la concentration en chlorophylle a ($\mu\text{g/L}$ de chl a en moyenne estivale) et la concentration en azote total¹ ($\mu\text{M/L}$ de NT en moyenne estivale). Pour les **lagunes poly et euhalines**, des relations significatives ont été établies entre l'indicateur M-AMBI et chacun de ces proxys (tableau et figures, Buchet, 2012)

	R (Spearman)	p
écart à la saturation en oxygène dissous	r = -0,669	p = 0,001
concentration en chlorophylle a	r = -0,538	p = 0,009
concentration en NT	r = -0,58	p = 0,002

¹ L'azote total comprend les nitrates, les nitrites, l'azote ammoniacal et l'azote lié à la matière organique. Toutes ces formes se trouvent en quantités variables dans la nature, les activités humaines étant d'importantes sources d'émission. L'azote total se trouve dans certains effluents industriels, dans les eaux usées municipales et dans les eaux de ruissellement des terres agricoles. Les fumiers, les lisiers et les boues d'usine d'épuration contiennent généralement des concentrations élevées de substances azotées.



Une étude ultérieure, réalisée sur le jeu de données de la campagne DCE de 2009 (17 lagunes poly- et eu-halines) a permis de mettre en évidence que l'écart de salinité moyen entre la mer et la lagune est fortement corrélé négativement aux métriques de diversité et de richesse spécifique (coefficients de corrélation de Pearson ≤ -0.6), mais que la métrique de composition (AMBI) est en revanche très peu corrélée aux variables de pressions (Derolez et al., 2014).

Limites d'application - Commentaires

L'outil ne s'applique qu'aux substrats meubles des **lagunes poly-euhalines**, échantillonnés en zone centrale de la lagune.

Des conditions de validité concernant le nombre minimum de taxons (3) ou d'individus (3) par benne (réplicat), leur position de vie épigée ou endogée (Borja & Muxika, 2005), ainsi que le nombre de stations du jeu de données (50), sont requises pour assurer d'une part la représentativité des résultats et, d'autre part, leur validité statistique. De plus l'AMBI ayant été mis au point pour les zones marines, cet indice présente des limites lorsqu'il est appliqué aux secteurs de salinité faible (estuaires, lagunes).

L'attribution des espèces des lagunes aux groupes de polluo-sensibilité demanderait donc à être validée. Si le pourcentage d'espèces non assignées par le logiciel excède 20%, les résultats sont à prendre avec précaution et s'il dépasse 50%, l'AMBI et par conséquent le M-AMBI ne sont pas valides.

Références

- Andral B., Derolez V. (2007). Directive Cadre Eau. Mise en œuvre du Contrôle de surveillance. Résultats de la campagne 2006. District Rhône et côtiers méditerranéens. 193 p.
- Andral B., Orsoni V. (2007). Directive Cadre Eau. Mise en œuvre du Contrôle de surveillance. Résultats de la campagne 2006. District Corse. 144 p.
- Andral B., Sargian P., 2010. Directive Cadre Eau. District Rhône et Côtiers Méditerranéens. Contrôles de surveillance/opérationnel. Campagne 2009, 127 p. Site web : <http://www.ifremer.fr/lerlr/surveillance/DCE.htm>
- Argillier C., Giordano L., Derolez V., Provost C., M. Gevrey, 2011. Convergence méthodologique des bioindicateurs invertébrés entre plans d'eau douce et lagunes oligohalines. Partenariat Cemagref/Onema. Action 15. 31 p.
- Blanchet, H., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J. C., Sauriau, P. G., Desroy, N., et al. (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., Perez, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1100–1114.
- Borja, A., Muxika, I. (2005). Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin* 50, 787–789.
- Buchet, R., 2012. Assistance à la coordination des travaux européens d'intercalibration des indicateurs biologiques de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Rapport du contrat Ifremer/Hocer n°11/5210818. 133 p. + annexes.
- Derolez V., Cadoret M., Fiandrino A., Munaron D. (2014). Bilan sur les principales pressions pesant sur les lagunes méditerranéennes et leurs liens avec l'état DCE. RST-LER/LR 14-20. Convention-cadre AERMC/Ifremer 46 p. <https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00254/36574/35112.pdf>
- Gouillieux B., Bachelet G., de Montaudouin X., Blanchet H., Grémare A., Lavesque N., Ruellet T., Dauvin J.-C., Sauriau P.-G., Desroy N., Nebout T., Grall J., Barillé A.-L., Hacquebart P., Meirland A., Jourde J., Labruno C., Amouroux J.-M., Derolez V., Pelaprat C., Thorin S. (2010). Proposition d'un indicateur benthique pour la qualification des masses d'eaux de transition pour la directive cadre sur l'eau - Lagunes méditerranéennes. Rapport CNRS, Action Onema A 231. 50 p.
- Hily C., Le Bris H. and M. Glemarec (1986). Impacts biologiques des émissaires urbains sur les écosystèmes benthiques. *Oceanis* 12, 419-426.
- Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (2015). Arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-18 du code de l'environnement.
- Muxika I., Borja A., Bald J. (2007). Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive *Marine Pollution Bulletin* 55,16–29.

- PROVOST C., GEVREY M., ARGILLIER (2011). La macrofaune benthique indicatrice de l'état des lagunesoligohalines méditerranéennes ? Cemagref/Onema. 37 p.
- Reizopolou S., Penna M., Trabuco M., Buchet R., Derolez V., Garcia Adiego E., Travizi A., Salas F., (2015). Mediteranean GIG. Transitional waters. Benthic invertebrates. 20 p
- Sanchez A.E., Grillas P. (2014). Mise au point d'un indicateur macrophytes DCE compatible pour les lagunes oligo et mésohalines. 80 p.
- Sargian P., Andral B., Derolez V. et al. (2013a). Réseaux de surveillance DCE - Campagne 2012 – District « Rhône et côtiers méditerranéens ». 132 p.
- Sargian P., Andral B., Derolez V. et al. (2013b). Réseaux de surveillance DCE – Campagne 2012 – District « Corse ». 109 p.
- Witkowski F., Andral B., Derolez V., Tomasino C. (2016). Campagne de surveillance 2015 (DCE et DCSMM) en Méditerranée française. Districts « RHONE ET COTIERS MEDITERRANEENS » ET « CORSE ». Convention AERMC / Ifremer n° 2014-2292. 221 p.