



Synthèse bibliographique sur les bio-indicateurs « poissons » des eaux de transition dans le contexte DCE

Projet INPOLAG – Livrable 1

Contrat n° 18/2216799



ODE/UL/LERLR

Aliaume Catherine • Darnaude Audrey • Certain Grégoire • Derolez Valérie • Ouisse Vincent

Date : Octobre 2019

Fiche documentaire

<p>Titre du rapport : Synthèse bibliographique sur les bio-indicateurs « poissons » des eaux de transition dans le contexte DCE - Projet INPOLAG - Livrable 1</p>	
<p>Référence interne : R.ODE/UL/LERLR 19-38</p> <p>Diffusion : <input checked="" type="checkbox"/> libre (internet) <input type="checkbox"/> restreinte (intranet) - date de levée d'embargo : AAA/MM/JJ <input type="checkbox"/> interdite (confidentielle) - date de levée de confidentialité : AAA/MM/JJ</p>	<p>Date de publication : Octobre 2019</p> <p>Version : 1.0.0</p> <p>Référence de l'illustration de couverture</p> <p>Langue(s) : Française</p>
<p>Résumé/ Abstract : Pour mieux gérer les pressions exercées sur les écosystèmes aquatiques et préserver les services que ces derniers fournissent, la Directive-Cadre sur l'Eau requiert l'évaluation de leur état écologique. Le projet INPOLAG vise à développer un indicateur « poisson » DCE-compatible, adapté au contexte français. Dans ce contexte, ce rapport établit une synthèse bibliographique de l'ensemble des bio-indicateurs « poissons » utilisé dans les eaux de transition dans le contexte DCE. Douze indices « Poissons » ont été développés à ce jour en Europe dans les écosystèmes de transition mais seuls trois d'entre eux sont recensés pour les lagunes (ELFI pour la France, HFI pour l'Italie et LFBI pour la Grèce). Contrairement à l'indice français basé sur des pêches passives, les indices italiens et grecs sont basés sur les captures à la senne de plage dans différents habitats. Aujourd'hui, seul l'indice multimétrique italien (HFI) est opérationnel. Il est composé de quatre métriques (densité totale de la biomasse, nombre d'espèces résidant dans la lagune, poids individuel moyen des espèces benthivores, et indice de richesse des espèces hyperbenthivores / zooplanctivores / piscivores de Margalef, calculé sur la biomasse. Cette analyse exhaustive a permis de proposer une stratégie d'échantillonnage adaptée au contexte français. Celle-ci s'appuie sur un échantillonnage du compartiment « poisson » à la senne de plage dans différents habitats répartis au sein de 8 masses d'eau de transition au printemps et à l'automne.</p>	
<p>Mots-clés/ Key words : Indicateurs - Ichtyofaune - Directive Cadre Sur l'Eau - Lagune - Projet INPOLAG</p>	

Comment citer ce document :

Aliaume C., Darnaude A., Certain G. Derolez V., Ouisse V. (2019)
Synthèse bibliographique sur les bio-indicateurs « poissons » des
eaux de transition dans le contexte DCE. Projet INPOLAG. 39p

Disponibilité des données de la recherche :**DOI :**

Commanditaire du rapport : Office Français pour la Biodiversité	
Nom / référence du contrat :	
<input type="checkbox"/> Rapport intermédiaire (réf. bibliographique :) <input checked="" type="checkbox"/> Rapport définitif	
Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit (programme européen, campagne, etc.) :	
Auteur(s) / adresse mail	Affiliation / Direction / Service, laboratoire
Aliaume Catherine / catherine.aliaume@umontpellier.fr	MARBEC, IRD, Ifremer, Univ. Montpellier, CNRS, Montpellier
Darnaude Audrey / audrey.darnaude@cnsr.fr	MARBEC, IRD, Ifremer, Univ. Montpellier, CNRS, Montpellier
Certain Grégoire / gregoire.certain@ifremer.fr	RBE/MARBEC/LHM
Derolez Valérie / valerie.derolez@ifremer.fr	ODE/UL/LERLR
Ouisse Vincent / vincent.ouisse@ifremer.fr	ODE/UL/LERLR
Encadrement(s) :	
Destinataire :	
Validé par :	

Sommaire

Table des matières

1 Préambule.....	8
2 Problématique de l'évaluation de l'état écologique des lagunes par les indicateurs « poissons » dans le contexte DCE.....	9
2.1 Introduction.....	9
2.2 L'environnement lagunaire : caractéristiques naturelles et pressions anthropiques.....	9
2.3 Le lien entre les poissons et les lagunes.....	10
2.4 Les méthodes d'observation/d'échantillonnage des poissons en lagune.....	11
2.5 Les guildes fonctionnelles communément utilisées pour produire les indicateurs "poissons" en lagune.....	12
3 Recensement des indicateurs « poissons » définis dans le cadre DCE.....	14
3.1 Caractéristiques générales des indices « poissons » DCE existants pour les eaux de transition.....	14
3.2 Description des indices « poissons » en estuaires.....	16
3.3 Description des indices « poissons » en lagune.....	18
3.4 Pour aller plus loin sur le choix des métriques.....	20
3.5 Analyse critique globale des méthodes d'échantillonnage et de construction des indices.....	21
3.6 Analyse comparative des méthodes et indices « poissons » disponibles pour les lagunes méditerranéennes.....	23
4 Éléments pour le développement d'un indicateur "poisson" adapté au contexte français.....	25
4.1 Besoins spécifiques de l'indicateur « poissons » français.....	25
4.2 Stratégie d'échantillonnage.....	25
4.3 Choix des pressions anthropiques.....	25
4.4 Choix des sites.....	27
4.5 Métriques à considérer.....	27
5 Références bibliographiques.....	29
6 Annexe 1 : Listes des métriques biologiques candidates et leur réponse attendue face à une pression d'après Cottet & Lepage (2009).....	35
7 Annexe 2 : Revue des métriques utilisées dans 17 indices d'après Pérez-Dominguez <i>et al.</i> (2012b).....	36
8 Annexe 3 : Évaluation des pressions anthropiques pour l'indice italien (HFBI) d'après Zucchetta <i>et al.</i> (2019).....	38
9 Annexe 4 : Métriques utilisées dans l'indice italien HFBI d'après Zucchetta <i>et al.</i> (2019).....	39

1 Préambule

Ce document fait suite au Workshop international "Fish-based index for transitional water bodies assessment (WFD)" organisé les 25, 26 et 27 mars à Montpellier (France) dans le cadre du projet OFB "Développement d'un indicateur Poissons en lagunes adapté au contexte français" (projet INPOLAG: 2019-2023). Il synthétise les éléments recueillis sur les deux premiers points listés dans l'Action 1 du projet (voir encadré ci-dessous) et présente les premiers éléments des réflexions en cours sur ses livrables 3 et 4.

INPOLAG - Action 1 (2018-19):

Définition de la méthodologie à mettre en place dans les lagunes méditerranéennes françaises

(Coordinatrices: C. Aliaume & A. Darnaude)

1. Recensement des indicateurs « Poissons » opérationnels donnant priorité aux indicateurs DCE adoptés par les autres pays-membres (Italie, Grèce, Espagne, pays baltes...)
2. Analyse critique des techniques de capture ou d'observations des peuplements de poissons ainsi que des indicateurs en lien avec les personnes impliquées dans leur développement au sein des pays-membres
3. Proposition d'un protocole et d'une stratégie de suivi adaptés au contexte français. La stratégie de suivi tiendra compte des pressions et des typologies rencontrées au sein des lagunes méditerranéennes françaises (Action 3). Validation de la stratégie par le comité de pilotage.
4. Choix de la ou des techniques de capture et/ou d'observation et mise au point d'une stratégie d'échantillonnage adaptée au contexte français.

2 Problématique de l'évaluation de l'état écologique des lagunes par les indicateurs « poissons » dans le contexte DCE

2.1 Introduction

Pour mieux gérer les pressions exercées sur les écosystèmes aquatiques et préserver les services que ces derniers fournissent, la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE; directive 2000/60 / CE) requiert l'évaluation de leur état écologique. Cette évaluation repose sur un panel d'indices reflétant la réponse de différents compartiments biologiques du milieu (ex : phytoplancton, macrophytes, benthos, poissons) aux perturbations environnementales. Les indices biologiques utilisés doivent donc être sensibles aux pressions anthropiques plus qu'à la variabilité naturelle du milieu (Solimini *et al.*, 2006).

L'utilisation du compartiment biologique « Poissons » pour évaluer la qualité écologique d'un milieu nécessite de connaître l'effet des pressions anthropiques sur le dit-compartiment. Cette connaissance peut se décliner à l'échelle des individus, des populations, des communautés mais l'indice basé sur les poissons se doit de prendre en compte la composition spécifique du peuplement piscicole, ainsi que l'abondance et la proportion d'espèces sensibles dans ce peuplement (Solimini *et al.*, 2006). Les indices poissons développés dans ce cadre puisent pour la plupart leur fondement (« metric-scoring ») dans l'Indice d'Intégrité Biotique (IBI) du continent Nord-Américain (Karr, 1981). C'est le cas de tous les indices développés à ce jour dans les milieux estuariens ou lagunaires en Europe (Coates *et al.*, 2007 ; Franco *et al.* 2009 ; Cabral *et al.*, 2012 ; Fonseca *et al.*, 2013; Pasquaud *et al.*, 2013).

2.2 L'environnement lagunaire : caractéristiques naturelles et pressions anthropiques

Les eaux de transition sont définies dans le contexte de la DCE comme des « masses d'eaux de surface à proximité des embouchures de rivières qui ont un caractère partiellement salin en raison de leur proximité avec les eaux côtières mais qui sont fortement influencées par les flux d'eau douce ». Elles englobent donc les estuaires, caractérisés par un fort gradient de salinité amont-aval (eau douce / eau de mer), mais aussi potentiellement les lagunes côtières. Cependant, il existe une certaine controverse quant à savoir si les lagunes doivent être traitées comme des eaux côtières ou des eaux de transition (Perez-Ruzafa, 2019). Les lagunes sous l'influence des embouchures des fleuves font clairement partie de la catégorie des eaux de transition, tandis que des lagunes telles que Mar Menor en Espagne, sans influence notable d'eau douce, ou encore Ría Formosa au Portugal, ont été incluses dans les eaux côtières, en particulier si l'on tient compte du fait que les typologies pour les eaux côtières considèrent également différents degrés d'influence des eaux douces. En fait, au regard de leur composition en

espèces (notamment de poissons), les lagunes côtières représentent un type d'écosystèmes à part, différent des écosystèmes d'estuaires et des écosystèmes côtiers (Perez-Ruzafa *et al.*, 2011).

Les lagunes côtières sont des écosystèmes complexes, caractérisés par de fortes variabilités environnementales (température, salinité, profondeur, couvert végétale, etc.) formant ainsi une mosaïque habitats (voir par exemple pour les lagunes méditerranéennes françaises Menu *et al.*, 2019) et souvent sujets à une dynamique temporelle élevée. Les organismes répondent à cette variabilité naturelle par des fluctuations fortes à la fois de la structure et de la composition des communautés (distribution spatio-temporelle des espèces) mais aussi des fonctions biologiques des espèces (reproduction, alimentation, croissance etc.). Ceci constitue donc un défi majeur pour l'évaluation de leur état écologique car deux lagunes ne sont jamais identiques si l'on tient compte à la fois de leur morphologie (surface, profondeurs moyenne et maximale, taux de renouvellement etc.) et de leur fonctionnement (productivité, réseau trophique, flux de nutriments, etc.). Parmi les masses d'eau lagunaires, les lagunes méditerranéennes sont en plus caractérisées par de très faibles coefficients de marée et des variabilités de températures généralement supérieures à celle des autres masses d'eau de transition européennes.

En raison de leurs eaux peu profondes et de leur faible volume par rapport à la mer adjacente, les lagunes côtières sont plus susceptibles d'être affectées par les changements globaux et les facteurs externes tels que la température, les précipitations, les tempêtes et les rayons UV (Aliaume *et al.*, 2007). De plus, de par leur localisation à l'interface entre la terre et la mer, elles sont soumises aux apports provenant du bassin versant souvent largement anthropisé. Bien qu'elles soient exploitées depuis longtemps pour leurs ressources naturelles (pêche et l'aquaculture), ces milieux productifs sont ainsi soumis à de fortes pressions anthropiques quelles soient directes ou indirectes (voir par exemple : Cataudella *et al.*, 2015, Giraud et Stroffek, 2016). Parmi les pressions anthropiques indirectes, les apports en eau douce de leurs bassins versants chargés d'effluents urbains, agricoles, industriels et d'eaux usées domestiques sont responsables d'importantes altérations du milieu : eutrophisation, contamination bactérienne, prolifération d'algues (toxique ou non), anoxie, pollution (Nixon, 2009, Billen *et al.*, 2011, Newton *et al.*, 2014, Desmit *et al.*, 2018). A celles-ci s'ajoutent de des pressions qui aujourd'hui continuent de s'intensifier en lien avec le développement du tourisme ou encore des activités maritimes (zones portuaires, dragage etc., Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019). Enfin, à une échelle plus large, les processus globaux sont maintenant combinés à tous ces facteurs de stress locaux (Simas *et al.*, 2001, Lloret *et al.*, 2008, Hesse *et al.*, 2014, Stefanova *et al.*, 2015).

2.3 Le lien entre les poissons et les lagunes

Si les lagunes sont connues pour assurer un rôle de nurserie majeur pour certaines espèces de poissons (Brehmer *et al.*, 2013 ; Darnaude, 2005), de nombreuses espèces utilisent aussi ces lagunes dans leur phase adulte afin

d'y trouver une nourriture abondante (Quignard *et al.*, 1984 ; Beck *et al.*, 2001). Au sein de la lagune, la composition et l'abondance de leur ichtyofaune sont hautement dépendantes de la disponibilité et de la diversité des habitats dans le milieu (Franco *et al.*, 2008). Par exemple, les herbiers de phanérogames sont fréquemment cités comme des habitats importants pour l'ichtyofaune lagunaire: les densités de necton y sont souvent plus élevées (Minello, 1999) et ils fournissent un habitat favorable pour le maintien de plusieurs espèces de poissons résidentes hautement spécialisées (Franco *et al.*, 2009), telles que les poissons aiguilles (*Syngnathus abaster* et *S. cinereus*, benthivores stricts) ou encore le gobie, *Gobius niger* (piscivore strict). De façon générale, les habitats végétalisés semblent jouer un rôle de nurserie important pour des juvéniles des espèces marines pêchées en lagunes. Verdiell-Cubedo *et al.*, (2007) ont ainsi montré dans Mar Menor (Espagne) que le couvert végétal (en volume et en surface) était positivement corrélé avec les abondances de juvéniles 0+ de divers Sparidae (*Sparus aurata*, *Diplodus sargus*, *D. punctatus* etc.). En revanche, le gobie *P. marmoratus*, ou encore les jeunes Mugilidés sont observés dans les habitats sans végétation qui fournissent d'importantes sources de nourriture détritique (Franco *et al.*, 2009).

Ainsi, la période de l'année est un facteur qui influence fortement la présence, l'abondance et la diversité des poissons dans les habitats de lagune en raison de la saisonnalité du recrutement, de la dynamique des populations et des patrons de migration (Perez-Ruzafa *et al.* 2007, Verdiell-Cubedo *et al.* 2007, Lepage *et al.* 2008, Kara & Quignard 2018).

2.4 Les méthodes d'observation/d'échantillonnage des poissons en lagune

Les méthodes communément utilisées pour capturer/observer les communautés de poissons en lagune sont : la senne de plage, le chalut benthique, le chalut de pleine eau, les filets maillant, le verveux et l'observation visuelle par plongée sous-marine. Toutes ces méthodes d'échantillonnage des poissons sont sélectives à un certain degré, selon par exemple la taille ou l'espèce, le type morphologique ou le stade de développement, le type d'habitat ou encore la place dans la colonne d'eau (Elliott et Hemingway, 2002).

La plupart des méthodes d'échantillonnage sont des méthodes qui nécessitent de standardiser les captures par unité d'effort (CPUE), mesurées soit par unité de surface (par exemple pour les sennes et les observations visuelles), soit par unité de temps (par exemple pour les engins de pêche passifs comme les verveux). Les CPUE ont une relation non linéaire avec la densité ou l'abondance absolue des poissons, car de nombreux facteurs affectent les taux de capture, tels que, les changements dans la répartition des espèces (par exemple, l'hyper-agrégation) ou encore l'efficacité des engins de pêche. Par conséquent, **ces techniques ne fournissent que des estimations indirectes de l'abondance**, ce qui rend difficile la comparaison entre différentes études et les données peuvent être sérieusement biaisées (Maunder *et al.*, 2006, Franco *et al.*, 2012).

2.5 Les guildes fonctionnelles communément utilisées pour produire les indicateurs "poissons" en lagune

Dans l'établissement d'un indicateur, l'utilisation du concept de "gilde fonctionnelle" (c.a.d. un groupe d'espèces partageant les mêmes caractéristiques fonctionnelles), permet de s'affranchir des gradients biogéographiques et d'obtenir des indicateurs plus robustes et extrapolables que ceux basés sur les listes complètes des espèces en présence. Depuis les années 2000, de nombreux travaux ont porté sur l'identification de guildes fonctionnelles chez les poissons (Franco *et al.*, 2008, Drouineau *et al.*, 2010 ; Perez-Dominguez *et al.*, 2012a ; Riera *et al.*, 2018). Ces guildes s'appuient sur les traits écologiques de chacune des espèces, tels que :

- leurs stratégies de reproduction,
- leur statut migrant/résident par rapport au système étudié,
- leur mode d'alimentation et
- leur position dans la colonne d'eau (Tableau 1).

Tableau 1 : Guildes définies en France dans le contexte DCE (modifié d'après Girardin et al 2009)

Critères	Guildes	Définition	Exemple
Ecologie	CA : Migrateurs amphihalins	Espèces utilisant les zones de transition comme voie de migration	Anguille
	ER : Espèces autochtones	Espèces résidentes permanentes, c'est-à-dire réalisant l'ensemble de leur cycle biologique dans un système de transition	Blénie, gobies
	FW : Espèces dulçaquicoles	Espèces d'eau douce présentes dans les milieux de transition	Gambuseies, épinoche
	MA : Espèces marines occasionnelles	Espèces marines apparaissant irrégulièrement dans les zones de transition mais n'ayant aucune dépendance vis-à-vis de ces systèmes	Saupe, Sadinelle, Sar
	MJ : Juvéniles marins	Espèces marines dont les juvéniles utilisent les zones de transition comme nourricerie	Dorade, Loup, Flet
	MS : Migrants marins saisonniers	Espèces, souvent au stade adulte, réalisant des migrations saisonnières dans les milieux de transition	Dorade
Trophique	V : Herbivores	Espèces se nourrissant exclusivement ou principalement de producteurs primaires	
	Z : Zooplanctonophages	Espèces se nourrissant exclusivement ou principalement de zooplancton	
	IB : Prédateurs d'invertébrés benthiques	Espèces se nourrissant exclusivement ou principalement d'invertébrés benthiques	

	IS : Prédateurs d'invertébrés suprabenthiques	Espèces se nourrissant exclusivement ou principalement d'invertébrés suprabenthiques	
	F : Piscivores	Espèces se nourrissant exclusivement ou principalement de poissons	
	O : Omnivores	Espèces capables de consommer indifféremment toutes les ressources disponibles dans le milieu	
Distributi on verticale	P: Espèces pélagiques	Espèces qui vivent dans la colonne d'eau	Loup
	D: Espèces démersales	Espèces qui vivent dans la couche d'eau située juste au-dessus du fond	Dorade
	B : Espèces benthiques	Espèces qui vivent dans ou sur le substrat	Gobie

3 Recensement des indicateurs « poissons » définis dans le cadre DCE

3.1 Caractéristiques générales des indices « poissons » DCE existants pour les eaux de transition

En Europe, les indices « poissons » développés pour la DCE doivent répondre à certaines exigences. Les évaluations doivent tout d'abord inclure des informations sur la composition et l'abondance des poissons, être basées sur les connaissances écologiques actuelles et avoir un sens biologique (Borja *et al.*, 2009; Noges *et al.*, 2009). Ensuite, le développement de l'indice comprend classiquement 5 étapes :

1. l'évaluation des pressions,
2. la stratégie d'échantillonnage,
3. la sélection des métriques,
4. la formulation des indices et
5. la validation finale de l'indice

Concernant l'évaluation des pressions (**étape 1**), il est courant de classer les écosystèmes du plus perturbé au moins perturbé plutôt que de rechercher une situation « pristine » (ou de référence, c'est-à-dire soumise à un niveau très faible de pressions anthropiques) qui n'existe plus. Cette approche repose sur l'hypothèse que tous les sites sont exposés à un degré varié de pressions humaines (y compris une pression faible ou nulle) et que tous les sites réagissent de manière égale aux perturbations.

La procédure de sélection des métriques de base pour un indice multimétrique (**étape 3**) est basée sur :

1. l'établissement d'une liste de métriques candidates,
2. le calcul de métriques et élimination de métriques non fiables (celles avec une plage de valeurs trop étroite, de réponses non monotones ou de trop nombreuses valeurs aberrantes),
3. le test de la corrélation entre métriques et un gradient de stress et
4. la suppression des métriques redondantes (Schoolmaster *et al.* 2013, Perez-Dominguez *et al.* 2012b).

Les réponses de chacune des métriques par rapport à chaque pression peuvent être estimées par dire d'expert (voir Annexe 1, exemple utilisé dans le cas de l'indice poisson Français). Idéalement les métriques doivent être sensibles à la pression anthropique et peu ou pas du tout affectées par les variabilités naturelles (Rice, 2003). Lorsque les données de pression sont disponibles, la sensibilité de la métrique peut être évaluée par des box-plots (Jordan *et Vaas*, 2000), une analyse de corrélation (Cabral *et al.*, 2012) ou encore par régression (Breine *et al.*, 2007, 2010; Delpech *et al.*, 2010).

La liste des métriques utilisées communément est disponible dans l'annexe 2.

Au cours du programme européen WISER¹, Perez-Dominguez *et al.* (2012b) ont réalisé une revue des indices « Poissons » utilisés pour définir la qualité des eaux de transition. Dix-sept indices mondiaux ont ainsi été examinés en fonction de leur stratégie de développement et de leurs méthodes d'évaluation. Il est à noter que la plupart des indices publiés se réfèrent aux estuaires et très peu aux lagunes ou à tout autre type de masse d'eau de transition (Perez-Dominguez *et al.*, 2012b). A partir de ce travail, complété par les études les plus récentes, le Tableau 2 recense les 12 différents indices « poissons » développés à ce jour à notre connaissance dans le cadre Européen.

Tableau 2 : Tableau récapitulatif des indices « Poissons » développés en Europe dans les écosystèmes de transition (Estuaires- E, lagunes- L différenciés ou non Eaux de Transition ET).

Nom de l'indice	Acronyme	Aire d'utilisation	Ecosystème	Pays	Références
Transitional fish classification index	TFCI	Grande Bretagne	E	Grande Bretagne	Coates <i>et al.</i> , 2007, United Kingdom Advisory Group UKTAG 2014
Fish-based Estuarine Biotic Index	EBI2	Brackish Scheildt, Belgique	E	Belgique	Breine <i>et al.</i> 2007
Zone-specific Fish-based Estuarine Biotic Index	Z-EBI	Brackish and freshwater Scheldt, Belgique	E	Belgique	Breine <i>et al.</i> 2010
WFD Fish index for TW	FITW	Zones de transition Hollande	ET	Hollande	Jager <i>et Kranenborg</i> 2004
Fish-based Assessment Tool	DE		ET	Allemagne	Scholle <i>et Schuchardt</i> 2012
French Multimetric Fish Index (Estuarine Fish Index)	ELFI	Côte Atlantique et Manche, France	E	France	Delpech <i>et al.</i> 2010
French Multimetric Fish Index (Lagoon Fish Index)	ELFI	Lagunes méditerranéennes France	L	France	Delpech <i>et al.</i> 2010
AZTI's Fish Index	AFI	Pays Basque, Espagne	E	Espagne	Borja <i>et al.</i> 2004, Uriarte <i>et Borja</i> 2009
Estuarine Fish Assessment Index	EFAI	Zones de transition Portugal	E	Portugal	Cabral <i>et al.</i> 2012 ; Fonseca <i>et al</i> 2013
Habitat Fish Index	HFI	Lagune de Venise Italie	L	Italie	Franco <i>et al.</i> 2009
Habitat Fish Based Index	HFBI	Lagune de Venise Italie	L	Italie	Franco <i>et al.</i> 2009, Scapin <i>et al</i> 2016
Northern Greece Transitional Waters Fish Index	LFBI	Nord de la Grèce	L	Grèce	unpublished

1 Programme européen réunissant 16 pays et portant sur l'évaluation des eaux dulcicoles, de transition et côtières, terminé en 2012. <http://www.wiser.eu/>

3.2 Description des indices « poissons » en estuaires

A ce jour, plus de 6 indices « poissons » ont été produits pour les zones estuariennes :

- le TFCI (Grande Bretagne) : cet indice est construit à partir de prélèvements multi-engins (senne de 44 m de long ; traits de chalut de fond de 1,5 m de large et 200 m de long; verveux) selon la typologie des habitats, avec 2 à 6 réplifications selon la taille du système (Tableau 3). L'échantillonnage se déroule au printemps (avril, mai, juin) et à l'automne (septembre, octobre, novembre, Coates *et al.*s 2007). La pression est estimée à partir d'un indice de dégradation générale, et la relation pression-impact n'a pas été testée. Le TFCI peut être appliqué aux eaux de transition britanniques, mais ne l'est pas actuellement. Les lagunes britanniques sont généralement isolées de la mer, leur utilisation par les poissons, en particulier les espèces marines, est probablement très limitée et une évaluation utilisant le TFCI serait probablement inappropriée (UKTAG 2014, référencé sur WISER). L'indice TFCI a également été testé en Espagne sur les sites d'Asturias et de Cantabria. Les prélèvements ont été effectués à l'aide de verveux posés la nuit (12h) et de senne de plage, au printemps (avril-juin) et à l'automne (septembre-novembre, Tableau 3). Les métriques utilisées sont : la richesse, la présence d'espèces indicatrices, le nombre d'espèces contribuant à 90% abondance, le nombre d'espèces résidentes, le nombre d'espèces estuarine-dépendantes, le nombre d'espèces benthivores, le nombre d'espèces piscivores (référencé sur WISER, Coates *et al.*, 2007).

- l'EBI et le Z-EBI (Belgique) : le développement de l'indice EBI, puis de l'indice Z-EBI appliqué dans le contexte DCE est publié dans Breine *et al.*, (2007), Breine (2009), Breine *et al.*, (2010). Dans le protocole Z-EBI, un ou deux verveux sont placés sur chaque site à marée basse et vidés quotidiennement pendant 48 heures. Les données sont standardisées en nombre de poissons par verveux par jour (Tableau 3). Ces données de CPUE sont regroupées par zone de salinité (mésohaline, oligohaline et eau douce) et regroupées par an (2 campagnes mars et novembre). L'indice a été développé pour répondre aux pressions suivantes: eutrophisation, dégradation générale, destruction de l'habitat, dégradation hydromorphologique, altération de l'habitat riverain (référencé sur WISER).

- le Fish-based Assessment Tool (Allemagne) : l'échantillonnage porte sur chaque zone de salinité (oligo, méso et polyhaline), à 2 saisons (mai et septembre-octobre) par traits de chalut pendant une phase de marée (marée basse et marée haute). Les captures (exprimées en Individus/heure/80 m²) des 2 marées doivent être évaluées séparément. Les métriques considérées portent sur: a) les espèces marines (marine, marine-juvénile, marine-saisonnaire); b) les espèces estuariennes; c) les espèces diadromes (diadrome, diadrome-estuarienne); d) les espèces limniques (rhéophile, limnophile, indifférent) et les abondances d'espèces indicatrices telles que *Alosa fallax*, *Gymnocephalus cernua* etc. L'évaluation de l'état de référence se base sur des fréquences historiques pour chaque espèce (1 rare à 6 très fréquent). Les résultats sont exprimés en EQR (référencé sur WISER).

- l'AZTI's Fish Index (Espagne) : cet indice a été appliqué au nord de l'Espagne (Pays Basque). En général, les estuaires basques sont petits et ne contiennent qu'un petit nombre d'espèces de poissons résidents. Dans le cas d'estuaires avec influence de fonds marins, la méthode ne prend en compte que les poissons, mais dans le cas de petits estuaires et d'estuaires dotés de vastes plaines intertidales, les crustacés sont aussi pris en compte en tant que composante démersale caractéristique. Les pressions anthropiques considérées dans cette étude sont : l'eutrophisation, la dégradation générale, la destruction d'habitat, la pollution par les métaux lourds et les composés organiques. Les poissons démersaux et les communautés d'invertébrés épibenthiques sont échantillonnés à l'aide d'un chalut à maille de 40 mm avec une poche à 8 mm. Le trait de chalut (1,5 m de large) dure en moyenne 10 min avec une vitesse moyenne de 1,5 nœuds sur fonds meubles. Les métriques utilisées sont: la richesse (nombre d'espèces), les espèces indicatrices et les espèces introduites (pourcentage d'individus), la santé du poisson (pourcentage affecté), la composition trophique (pourcentage d'omnivores et de piscivores) et les espèces estuariennes résidentes (nombre et pourcentage d'individus) (référéncé sur WISER, Borja *et al.*, 2009, Uriarte et Borja, 2009).

- l'EFAI (Portugal) : l'indice a été déterminé sur la base d'un échantillonnage de 13 estuaires (divisés en 1 à 6 zones). Trois à cinq traits de chalut (2 m de large, 5 mm de vide de maille) ont été réalisés par zone, la nuit, à marée basse, au printemps (3 années). L'indice intègre sept métriques: la richesse spécifique, le pourcentage de migrants marins, le nombre et l'abondance d'espèces résidentes estuariennes, le nombre et l'abondance d'espèces piscivores, les espèces diadromes, les espèces introduites et les espèces sensibles aux perturbations. Les pressions humaines prises en compte sont : la perte d'habitat, les barrières physiques, les changements d'apport en eau douce, la pollution et la dégradation des sédiments (non référéncé sur WISER, Cabral *et al.*, 2012).

- l'ELFI-estuaire (France) : l'indice est construit sur la base de 2 campagnes par an, réalisées au trait de chalut sur 20 estuaires français (Tableau 3). La pression anthropique a été estimée avec des suivis Ifremer de pollution en métaux lourds (Cu, Zn, Cd, Hg, Pb), et contaminants organiques (PCB, HAP dans la chair d'huîtres et de moules). Des modèles GLM ont été développés pour estimer la réponse des métriques aux indices de pressions anthropiques, la variabilité due au protocole d'échantillonnage et aux caractéristiques environnementales ont été prises en compte dans les modèles. Les métriques retenues sont : la richesse taxonomique et 6 densités (d.) différentes : d. totale de poissons, d. de poissons résidents, d. de poissons migrateurs, d. de poissons d'eau douce (en zone oligohaline), de juvéniles marins (en zone poly et mésohaline), d. de poissons de fond (référéncé sur WISER, Girardin *et al.* 2009, Delpech *et al.* 2010 et Delpech et Lepage 2011).

*A signaler : un Indice monométrique a également été développé et testé en Mer Baltique (Lituanie). Ce système d'évaluation des eaux de transition utilise l'abondance des goujons (*Gobio gobio*) comme bio-indicateur de qualité des habitats. L'échantillonnage se fait par utilisation d'une senne de plage (20 m de long, 1,5 m de haut avec poche centrale, 3 mm de maille) sur 3 sites dans*

la partie centrale de la lagune Curonian. La métrique utilisée est l'abondance du goujon (référéncé sur WISER, Razinkovas et al., 2006).

3.3 Description des indices « poissons » en lagune

Pour les lagunes appartenant aux eaux de transition, seules 3 indices ont été recensés à ce jour :

- le ELFI-lagune (France) : cet indice a été construit en même temps que ELFI-estuaire, il montre la spécificité des lagunes par rapport aux estuaires. Dans ce contexte, l'échantillonnage a été réalisé sur 11 lagunes françaises distinguant les lagunes larges (>50 km²) des petites (<50 km²), 2 niveaux de salinité (oligo/méso et polyhaline) et 2 saisons (Tableau 3). Les verveux à ailes équipés d'une paradière ont été utilisés pour échantillonner la zone littorale de la lagune (en zone peu profonde et perpendiculaire au littoral). Les verveux sont relevés toutes les 24h pendant 4 jours consécutifs. La pression anthropique a été estimée par (1) des données Corinne Land Cover (mines, zones urbaines, agriculture, industries) observées sur le bassin versant de la lagune, (2) des données de pollution (métaux lourds, polluants organiques) et (3) des données de pressions sur l'habitat (artificialisation des berges, zones portuaires, canalisation). Ces données ont été agrégées en un seul indice de pressions humaines global (Lepage, 2019). Les métriques ici conservées sont: la densité d'espèces migratrices amphihalines, le nombre et densité d'espèces résidentes, la densité d'espèces benthivores, la densité d'espèces omnivores et la densité d'espèces juvénile marines. Le coefficient de corrélation final (r) entre l'indice ELFI et l'indice de pression est de 0,75 sur la première campagne (2006), en revanche cette bonne corrélation n'a pas été confirmée lors de la 2^e campagne (2010-2011) (référéncé sur WISER, Lepage et al., 2008, Bouchoucha et al., 2012, Drouineau et al., 2012, Lepage, 2019).

- le HFI (Italie) : Suite aux travaux préliminaires de Malavasi et al. (2004) et Franco et al. (2006), l'indice a été construit sur la lagune de Venise en considérant plusieurs types de masses d'eau selon la salinité (polyhaline et euhaline moyenne annuelle), le confinement (oui/non) et les masses d'eau très modifiées (sous influence urbaine ou industrielle et bassins type *valli*). Cette typologie a dégagé 14 zones différentes sur une surface globale de 55 km². Le protocole prévoit un effort d'échantillonnage proportionnel à la surface des principaux habitats (S_{hab}) dans l'écosystème (1 site pour $S_{hab} < 2,5$ km², 2 sites pour $2,5 < S_{hab} < 5$ km²; 3 sites pour $5 < S_{hab} < 10$ km²; + 1 site tous les 10 km² supplémentaires, pour $S_{hab} < 50$ km², +2 sites tous les 25 km², pour $S_{hab} > 50$ km²). Un échantillon est constitué de deux traits de senne (10 m de long, 2 m de haut, 2 mm de vide de maille), manipulée manuellement par deux opérateurs sur une **surface d'environ 150 m²** (Tableau 3). Les **habitats** considérés sont : les substrats végétalisés (herbiers) ou non, dans des profondeurs <1,5 m. Les périodes d'échantillonnage sont : printemps (mars à juin) et automne (octobre à décembre) (référéncé sur WISER, Franco et al., 2009). L'estimation des pressions anthropiques a suivi l'approche proposée par Aubry et Elliott (2006) à savoir un ensemble de 10 indicateurs relevant de 3 catégories (changements morphologiques et de littoral; usage des ressources; qualité de l'environnement, voir Annexe 3). Les

métriques considérées au départ incluait la richesse totale en espèces, la présence-absence d'espèces indicatrices (c'est-à-dire espèce associée à l'habitat à valeur de conservation), la présence-absence d'espèces exotiques, la composition de l'assemblage d'espèces, la structure d'assemblage des espèces (% d'abondance), la dominance des espèces (nombre d'espèces 90% de l'abondance totale de poissons dans l'échantillon), le nombre d'espèces résidentes, le nombre d'espèces marines migratrices, le % individus résidents, le % individus marins migrants, le nombre d'espèces benthivores strictes, le nombre d'espèces détritivores (sans végétation) ou d'espèces se nourrissant de proies démerso-pélagiques (herbiers), le % individus benthivores strictes, le % individus détritivores (sans végétation) ou d'espèces se nourrissant de proies démerso-pélagiques (herbiers, voir détails du calculs en Annexe 4). La construction de l'indice multi-métrique a suivi le protocole décrit dans Schoolmaster *et al.*, (2012, 2013). La relation entre les métriques et les indicateurs de pression a été modélisée au moyen de régression quantile (Cade et Noon, 2003) pour déduire les conditions de référence (c'est à dire les scores métriques au niveau de pression = 0). Trois co-variables (type de masse d'eau, saison, présence / absence de végétation) ont été considérées et le modèle sélectionné selon le critère AIC. Les métriques sont retenues sous forme d'EQR en calculant le rapport entre la valeur de la métrique pour une station donnée et la condition de référence pour le type de masse d'eau, la saison et / ou l'habitat dans lequel se trouvait cette station (Zucchetta *et al.*, 2016). L'indice multimétrique est actuellement composé de quatre métriques : la densité totale de la biomasse, le nombre d'espèces résidant dans la lagune, le poids individuel moyen des espèces benthivores, et l'indice de richesse des espèces hyperbenthivores / zooplanctivores / piscivores de Margalef, calculé sur la biomasse (Scapin *et al.*, 2016, voir annexe 4).

- le LFBI (Grèce) : l'indice développé en Grèce est une combinaison de méthodes utilisées dans d'autres indices (Karr, 1981, Moyle et Randall, 1996, Oberdoff *et al.*, 2002). Il a été appliqué au nord de la Grèce. Un échantillon est constitué de deux traits de senne (13 m de long, une poche de 2,3 m et 1,1 mm de vide de maille), manipulée manuellement par deux opérateurs sur une **superficie d'environ 300 m²** (Tableau 3). Les pressions anthropiques considérées sont la dégradation générale et la destruction d'habitat. Les métriques considérées sont le nombre d'espèces, le nombre de familles, l'abondance relative, le % d'individus résidents, le % d'individus migrants, le % d'individus « occasionnels », le % d'individus anadromes, présence d'espèces de référence, le % d'individus omnivores, le % d'individus carnivores, le % d'individus benthivores, le % d'espèces pélagiques et bento-pélagiques par rapport aux espèces benthiques. Des 20 métriques candidates, 11 ont été sélectionnées par analyse statistique (ACP, rang de Spearman). L'indice final est égal à la somme de toutes les métriques. Comme **il n'existe pas d'état de référence**, celui-ci est déterminé par extrapolation des données (référéncé dans WISER, Franco *et al.*, 2009).

Tableau 3: Techniques d'échantillonnage et métriques utilisées pour six principaux "poissons" utilisés dans le contexte DCE (d'après <http://www.wiser.eu/results/method-database/>)

Existing	Geographica	Sampling/survey	Bioindicators of fish assemblage
----------	-------------	-----------------	----------------------------------

WFD Fish indexes	area covered	techniques	
TFCI	UK (estuaries)	44m seine net (6 replicates); B. 1.5 m beam trawl 200 m tow (6 replicates); C. Fyke net (6 replicates)	Species composition Presence of Indicator species Species relative abundance Number of taxa that make up 90% of the abundance Number of estuarine resident taxa Number of estuarine-dependant marine taxa Functional guild composition Number of benthic invertebrate feeding taxa Number of piscivorous taxa Feeding guild composition
EBI	Belgium (estuaries)	At each site, one or two double fyke nets are positioned at low tide and emptied daily for a 48 hours period	
ELFI	France (estuaries & lagoons)	Estuaries : trawling Lagoons : fyke nets	Species richness Total density Nb & density of Diadromous sp Nb & density of resident sp Nb & density of freshwater sp Nb & density of Marine Juvenile Migrants Nb & density of seasonal migrant sp Nb & density of ZoopK feeders Nb & density of Benthic Invertebrate feeder sp Nb & density of piscivorous sp Nb & density of omnivorous sp Nb & density of Benthic species
HFBI	Italy (Venice)	Seining: 10 m length, 2 m drop and a knot-to-knot mesh size of 2 mm. Each sampling station is replicated twice for each of the two sampling seasons (Spring and Autumn), with a total swept area of about 150 m ² per replicate	Species diversity Presence of indicator species Presence of alien sp Sp composition (1) Relative sp abundance (1) Dominance (2) Nb of resident sp Rel abund of resident sp Nb of marine migrant sp Rel abund of marine migrant sp Nb of benthivorous sp Rel abund of benthivorous sp Nb of detritivorous sp (marsh) Nb of demersal-pelagic feeding sp (seagrass) Rel abund of detritivorous sp (marsh) Rel abund of demersal-pelagic feeding sp (seagrass)
Greek FBI	Greece	13 m beach seine with 2.3 m nylon bag and 1.1 mm mesh size ; 500 m ² de janvier à décembre	Number of species (excluding alien species), Number of families Relative abundance of species, Percentage participation of resident, migrant and straggler species. Anadromous species that have been identified Trophic habits Relation between benthic and pelagic species
Spanish TFCI	Spain (estuaries)	sample twice a year: in autumn and spring at each estuary. two fykes -12hrs	

3.4 Pour aller plus loin sur le choix des métriques

Dans la littérature, d'autres facteurs tels que l'état de santé des poissons ont également été considérés pour estimer la qualité des lagunes ou des masses d'eau de transition. Par exemple, le gobie commun, *Pomatoschistus microps*,

poisson sédentaire très abondant dans les estuaires, a été utilisé pour rechercher si le parasitisme peut être une métrique pertinente pour refléter les impacts anthropiques. Dans cet exemple cependant, aucune relation significative n'ayant été observée entre les niveaux de parasite de l'espèce et l'intensité des pressions humaines, ce facteur est peu conservé pour évaluer la qualité écologique des eaux de transition (Costa *et al.*, 2012).

Des études en écotoxicologie sont également menées pour tester d'autres indices d'évaluation de l'état de santé des poissons. Par exemple, des juvéniles de bars (*Dicentrarchus labrax*) et de turbots (*Scophthalmus maximus*) ont été placés en cage en zone estuarienne polluée. Les taux de croissance et autres indices de santé (rapport ARN: ADN, indice de condition *K* de Fulton, rapport triacylglycérol:stéroïdes) ont été mesurés individuellement sur les poissons marqués et la bioaccumulation de métaux a été mesurée dans les ouïes des poissons. Une diminution générale des indices de croissance et de condition a été observée en association avec une accumulation croissante de métal dans les branchies, reflétant les effets néfastes des sédiments contaminés sur la santé des poissons (Kerambrun *et al.*, 2012).

On peut également signaler ici qu'un indice intégré de réponse aux biomarqueurs (IBR) a été appliqué pour évaluer la variation temporelle de la qualité de l'environnement dans les écosystèmes estuariens, en utilisant les réponses au stress dans le foie du gobie commun *Pomatoschistus microps*. Les paramètres inclus dans les biomarqueurs étaient la superoxyde dismutase (SOD), la catalase (CAT), l'éthoxyrésorufine-O-déséthylation (EROD), la glutathion-S-transférase (GST), les métallothionéines (MT), la peroxydation lipidique (LPO) et les indices de condition (Rapport ARN:ADN et facteur de condition *K* de Fulton). Les concentrations de polluants dans les sédiments (métaux et HAP) ont également été analysés. Les résultats ont montré qu'en général, l'indice IBR fournit une approche intégrée pour évaluer l'état de santé des organismes et identifier les tendances temporelles de contamination (Serafim *et al.*, 2012).

3.5 Analyse critique globale des méthodes d'échantillonnage et de construction des indices

Un des principaux écueils dans la mise au point d'un indice « poisson » fiable et applicable à une forte diversité de milieux lagunaires est **le choix du (ou des) engin(s) de suivi ou d'échantillonnage** des communautés de poissons. En effet, l'image obtenue de l'ichtyofaune locale varie souvent fortement suivant la ou les méthodes d'échantillonnage. Franco *et al.* (2012) par exemple, ont montré que les recensements visuels et les verveux détectent plus facilement les espèces pélagiques, tandis que les senes ciblent plus efficacement les espèces benthiques-démersales (Tableau 4). Dans l'habitat végétalisé, une différence significative entre les méthodes (senne, verveux, observation visuelle) a été établie par ces mêmes auteurs, l'observation visuelle étant différente de toutes les autres méthodes avec une contribution plus élevée de *G. niger*, *S. salpa* et Mugilidae, aux observations globales et à une abondance relative plus faible de *S. abaster*. De même, Perez-Dominguez *et al.* (2012b) ont testé plusieurs méthodes

d'échantillonnage ou d'observation : senne, chalut benthique, chalut de pleine eau, filets maillant, verveux et observation sous-marine. Ces auteurs concluent que l'utilisation combinée de plusieurs méthodes d'échantillonnage, si elle peut sembler avantageuse pour éviter un biais d'échantillonnage, complique la définition de « condition de référence » car l'effort d'échantillonnage n'est souvent pas comparable d'un engin à l'autre.

Tableau 4. Liste des espèces capturées en fonction de différents engins de pêche (VC = observation visuelle, FN : verveux, SN1, SN2 et SN3 trois types de senne de plage) dans des habitats végétalisés (V) ou non (U) (Franco et al., 2012).

Species sampled in unvegetated (U) and vegetated habitat (V) by using the different sampling methods (visual census, VC; fyke net, FN; three types of seine nets, SN1, SN2 and SN3). Species allocation to habitat use and feeding mode functional groups is also indicated (residents, R; marine migrants, MM; marine stragglers, MS; strictly benthivores, Bv; detritivores, DV; herbivores, HV; planktivores, PL; hyperbenthos-zooplankton feeders, HZ; hyperbenthos-fish feeders, HP; fish showing an ontogenetic change in feeding preference from HZ to HP, HZ-HP, or from microbenthos to HP, Bmi-HP; omnivores, Ov).

Family	Species	Habitat use	Feeding modes	VC		SN1		SN2		SN3		FN	
				U	V	U	V	U	V	U	V	U	V
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	MM	HP									X	X
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	MS	—									X	
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	R	HZ	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Blenniidae	<i>Lipophrys dalmatinus</i>	R	OV		X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Salarias pavo</i>	R	OV	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Callionymidae	<i>Callionymus pusillus</i>	R	Bv	X		X		X					
	<i>Callionymus risso</i>	R	Bv	X	X	X		X	X				
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i>	MS	—							X			
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>	MM	PL							X	X		
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i>	R	Bv			X		X		X	X		
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	MM	PL		X	X	X	X			X	X	X
Gobiidae	<i>Gobius cobitis</i>	R	Bmi, HP		X	X		X		X	X		X
	<i>Gobius niger</i>	R	Bmi, HP	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Labridae	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	R	Bv	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Symphodus cinereus</i>	R	Bv		X	X	X	X		X			X
	<i>Symphodus ocellatus</i>	R	Bv		X								
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	MM	HZ, HP			X							X
	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	MM	HZ, HP							X			
Mugilidae	<i>Liza aurata</i>	MM	DV							X	X	X	
	<i>Liza ramada</i>	MM	DV			X	X	X	X	X	X	X	
	<i>Liza saliens</i>	MM	DV			X	X	X	X	X	X	X	
	<i>Mugil cephalus</i>	MM	DV			X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Mugilidae n.i.</i>	MM	DV	X	X							X	X
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i>	MM	Bv	X								X	X
	<i>Mullus surmuletus</i>	MM	Bv		X			X	X		X		
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	R	OV					X		X		X	
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	MS	—					X				X	
Soleidae	<i>Pegusa impar</i>	R	Bv									X	
	<i>Solea senegalensis</i>	MM	Bv			X		X				X	
	<i>Solea solea</i>	MM	Bv								X		
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	MM	OV				X						
	<i>Diplodus puntazzo</i>	MM	OV			X	X	X	X	X	X		
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	MM	Bv			X		X					
	<i>Sarpa salpa</i>	MM	HV	X		X							X
	<i>Sparus aurata</i>	MM	Bv									X	X
Syngnathidae	<i>Syngnathus abaster</i>	R	Bv	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Syngnathus acus</i>	R	Bv			X							
	<i>Syngnathus typhle</i>	R	HZ					X		X	X		

Une étude comparative sur les estuaires portugais a également montré que **l'effort d'échantillonnage** influe sur les métriques individuelles et, par voie de conséquence, sur les indices (par exemple, EFAI). Ainsi, un nombre minimum d'échantillons doit être défini dans le protocole d'échantillonnage, pour garantir un niveau de confiance suffisant dans les résultats (Courrat et al., 2013 WISER).

Enfin, dans leur analyse d'incertitude sur l'évaluation de l'indice poisson multi-métrique à partir de 39 estuaires et 14 lagunes européennes, Courrat et al., (2013) ont montré que **la classe de salinité, la profondeur, la saison, l'heure de la pêche (jour contre nuit) et l'année de pêche pouvaient influencer sur les données recueillies**. Ces paramètres doivent être pris en compte dans le processus d'évaluation écologique. Pour les lagunes, **la longitude et la section transversale totale des graus** ont également été

des facteurs expliquant une partie de la variabilité observée. Ainsi une approche par typologie tenant compte de ces paramètres naturels est importante.

L'échantillonnage doit donc être effectué de manière stratifiée (c'est-à-dire des échantillons répétés prélevés dans une même typologie d'habitat par exemple) en choisissant **la période** optimisée de diversité et de densité de poissons (en période de recrutement des juvéniles par exemple). Il est également nécessaire de trouver des **sites d'échantillonnage représentatifs sur la base d'une typologie d'habitats**.

En ce qui concerne les pressions, bien que significatives, les **relations entre les métriques et les pressions anthropiques sont généralement très faibles** (faibles coefficients de régression) (Perez-Dominguez *et al.*, 2012b). Les données d'occupation des sols sont souvent utilisées car elles fournissent un moyen objectif mais indirect de résumer les pressions humaines (ou le manque de pression, c'est-à-dire le pourcentage de zones naturelles). Malheureusement, certaines méthodes affectant les poissons dans les estuaires sont mal ou non décrites de manière adéquate par cette méthode (dragage, captage d'eau, pêche, navigation, pollution chimique, etc.). Des données sur les pressions anthropiques (directes ou indirectes) sont donc nécessaires pour construire efficacement un indicateur.

3.6 Analyse comparative des méthodes et indices « poissons » disponibles pour les lagunes méditerranéennes

Les échanges lors des réunions de travail organisé à Montpellier ont permis de produire une analyse comparative des méthodes d'échantillonnage et des indices « poissons » actuellement disponible pour les lagunes méditerranéennes. Cette analyse, présentée dans les Tableaux 5 et 6, reprend ainsi les méthodes utilisées dans les lagunes italiennes, grecques, françaises et espagnoles.

Tableau 5. Limites et avantages des méthodes d'échantillonnage (discuté et complété pendant le workshop "Fish-based index for transitional water bodies assessment (WFD)").

Existing WFD Fish indexes	Requirements	Limitations	Advantages
(ELFI - lagoon) Fyke sampling	4 fyke nets 5 days twice a year for 3 years for large lagoons (2 fykes for small lagoon)	Time. Operator dependant. Depth < 2m Cannot be completely related to a habitat Nb of replicates Presence of crabs, jellyfish	Works well on any conditions (habitat or not, any substrate)
(HFBI) Seine sampling	2 operators (3 is better) 5 to 8 stations per day (2 replicates)	Depth <1.5m Hard substrate not suitable Presence of obstacles Hard on muddy substrate High biomass of macroalgae	Quick and easy Rapid acquisition of large dataset 5 lagoons in a week Estimate of density (per m ²) Small scale habitat related
(Greek FBI) Beach seine w/bag	2 operators (3 is better)	Depth <1.5m Hard substrate not	Quick and easy Rapid acquisition of large

	5 to 6 stations stations per day (3 replicates) 1.1mm mesh in the bag	suitable Presence of obstacles Hard on muddy substrate High biomass of macroalgae	dataset 5 lagoons in a week Estimate of density (per m ²) Small scale habitat related
Visual sensus	1 very experienced operator transect	Clear water Less taxonomic resolution for some species	Any kind of substrate Not invasive Description of the area at the same time Depth no limitation
Camera sensus	2 operators from the surface (moving or standing)	Clear water 1m<Depth<40m Less taxonomic resolution for some species	Any kind of substrate Not invasive Description of the area at the same time

Tableau 6. Limites et avantages des indices "poisons" (discuté et complété pendant le workshop "Fish-based index for transitional water bodies assessment (WFD)").

Existing indexes	WFD	Fish	Limitation	Advantages
ELFI (lagoon) Fyke sampling			Number of metrics (only 3 worked). Maybe not enough to reveal all pressures (6-8 is better)	3 types of pressure (morpho, land cover, direct on habitat)
HFBI Seine sampling			Index sensitive to morphological modification Fish guilds can be redefined to be more specific (e.g. trophic x migratory guild like "sedentary carnivores")	Sensitive to targeted pressures Should work in French context as pressures are the same
Greek FBI Beach seine w/bag			Not suitable for big open lagoons No agreement with Pressure Index developed by Aubry & Elliott (2006) Low response of the candidate metrics to the pressures	

4 Éléments pour le développement d'un indicateur "poisson" adapté au contexte français

4.1 Besoins spécifiques de l'indicateur « poissons » français

Au vue de l'expérience acquise pendant la mise au point des indices DCE « poissons » existants et de leurs limites respectives (cf partie 3), **l'indicateur à développer dans le contexte des lagunes françaises doit permettre de représenter une fonctionnalité écologique** définie (ex nurserie, zone de frai, réseau trophique, etc.), **être sensible à l'effet testé** (exemple des pressions anthropiques) **et peu à d'autres**, ou si l'indicateur est sensible à d'autres effets ceux-ci doivent être mesurés pour être pris en compte. Il est important d'ajouter ici, que cet **indice doit être simple à mettre en œuvre et peu coûteux**, pour une prise en charge aisée des suivis futurs. Enfin, il doit être **facilement interprétable par les gestionnaires**.

La diversité des lagunes méditerranéennes françaises et la mosaïque d'habitats que chacune d'elle renferme (Menu *et al.*, 2019) rend ces **systèmes très complexes**. Les communautés de poissons étant la résultante d'effets combinés, complexes, naturels et anthropiques, déconvoluer les effets nécessite de **travailler sur de nombreuses données** (avec réplicats) pour rendre compte de la variabilité due à chacun des facteurs et parfois à l'interaction de 2 ou plusieurs facteurs.

4.2 Stratégie d'échantillonnage

Afin de réduire le bruit lié à la variabilité spatiale et temporelle naturelle, des **conditions de référence spécifiques** seront choisies en fonction de la typologie des habitats (présence d'herbier, de végétaux ou non), de l'influence des apports d'eau douce (salinité) et de la connectivité à la mer, ceci à deux saisons (printemps et automne). De même pour réduire le bruit lié à la sélectivité de l'engin, **un seul engin sera utilisé, la senne de plage**. Par conséquent, nous distinguerons les conditions de référence spécifiques aux métriques, habitats, saisons, classes de salinité, en fonction de la structure et de l'analyse des données.

4.3 Choix des pressions anthropiques

Au cours du workshop "Fish-based index for transitional water bodies assessment (WFD)", une présentation des pressions exercées sur les lagunes françaises a été faite par Derolez et al (2019) et la priorisation des pressions discutée au cours du workshop. A l'issue de ces discussions, les pressions anthropiques suivantes sont considérées (Figure 1):

Pression N°1 (P1): eutrophisation (pression directe) *via* les apports du bassin versant liées à l'urbanisation, l'agriculture, les industries (pressions

indirectes). Pour caractériser cette pression, il est choisi d'utiliser un *proxi* intégrateur, le premier axe de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) réalisée sur 14 variables de l'environnement dont les apports de MO, N et P (somme des stations d'épuration + agriculture, urbanisation et industrie, Derolez *et al.*, 2014).

Pression N°2 (P2): perte d'habitat naturel (pression directe) évalué par le pourcentage d'artificialisation des berges,

Pression N°3 (P3): perte de connectivité (à la mer/ inter-étangs / aux rivières),

Pression N°4 (P4): pollution. Ici aussi, il est choisi d'utiliser le premier axe de l'ACP réalisée sur les concentrations de contaminants dans les moules (pollution organique et aux métaux lourds, Derolez *et al.*, 2014),

Pression N°5 (P5): pression de la pêche est considérée comme importante mais difficile à évaluer. Pour l'instant, il existe un indice semi-quantitatif à dire d'expert et non pondéré par la surface de la lagune. Dans la mesure du possible, cet indice est à améliorer et compléter avec les pêcheurs partenaires du projet.

Pression N°6 (P6): conchyliculture évaluée par la surface occupée

Pression N°7 (P7): espèces invasives évaluée une variable semi-quantitative

Pression N°8 (P8): gestion des apports d'eau douce approximée par la salinité.



Figure 1: Schéma des caractéristiques d'un écosystème lagunaire et des pressions anthropiques potentielles. D'après Meneisz *et al.* (2013), Derolez *et al.* (2014) et modifié pendant le WS du projet INPOLAG. Les pressions notées P1, P2 etc. sont reconnues comme prioritaires.

4.4 Choix des sites

Afin de couvrir le maximum de diversité d'habitat (localisation géographique, salinité, profondeur, couverture végétale...), de typologie et de pression, il est proposé à ce jour d'échantillonner huit lagunes méditerranéennes (Tableau 6). Celles-ci, réparties le long de deux gradients : la « connectivité à la mer » (liée à la variabilité naturelle et anthropique) qui peut être approximée par la salinité et « l'eutrophisation ». Ce dernier gradient doit être vu comme un proxy des pressions anthropiques qui s'exercent sur chacune des lagunes. La stratégie d'échantillonnage sera détaillée dans la livrable 2 du projet INPOLAG.

L'analyse des données collectées au cours du projet permettra d'obtenir, par modélisation, 3 états de références correspondants aux 3 niveaux de connections à la mer, et décrivant l'état de masses d'eau en situation de faible eutrophisation du point de vue de leurs communautés ichthyologiques.

Tableau 6: Liste des lagunes proposées pour la construction de l'indicateur "poisson" adapté au contexte français

	Oligotrophe	Eutrophe	Très eutrophes
Non/peu connectée		Bages Nord - Vaccares	Or
bien connectée	Thau	Pala-E (Arnel)	Canet
Très connectée	Ayrolle - Leucate	Prevost	Berre

4.5 Métriques à considérer

De façon classique, nous prévoyons pour la construction de l'indice de nous baser *a minima* sur les métriques du Tableau 3 (colonne « Bioindicators of fish assemblage »). Mais nous avons exploré la possibilité de métriques supplémentaires à prendre en compte :

1. le % d'espèces exotiques, d'espèces indicatrices,
2. le % de juvéniles / adultes de certaines espèces,
3. la structure en taille,
4. l'indice de condition de certaines espèces : Longueur totale (mm) / poids total (g). Espèces sédentaires et migratrices ? voir liste des bio-indicateurs possibles (athérines, gobies, anguille, dorade, sole, mulets) ,
5. l'ADN environnemental (cf projet mené par le Laboratoire d'Écologie Alpine, Grenoble) et
6. l'identification des crevettes et crabes (décapodes).

A priori des métriques basées que des mesures de cortisol (indicateur de stress) ou de contamination chimique sont écartées pour un coût trop important.

5 Références bibliographiques

Aliaume C., Do Chi, T., Viaroli, P., Zaldivar, J.M., 2007. Coastal lagoons of Southern Europe: Recent changes and future scenarios. *Trans. Water. Monograph*. 1, 1-12.

Aubry A.I., Elliott, M., 2006. The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: application to the Humber estuary, UK. *Mar. Pollut. Bull.* 53, 175-185.

Beck M. W., Heck K.L., Able K.W., Childers D.L., Eggleston D.B., Gillanders B.M., Halpem B., Hays C.G., Hoshino K., Minello T.J., Orth R.J., Sheridan P.F., Weistein M.R. 2001. The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience* 1, 633-641

Billen G., Silvestre M., Grizzetti B., Leip A., Garnier J., Voss M., Howarth R., Bouraoui F., Lepisto A., Kortelainen P., Johnes P., Curtis C., Humborg C., Smedburg E., Kaste O., Ganeshram R., Beusen A., Lancelot C. 2011. Nitrogen flows from European watersheds to coastal marine waters. In: Sutton, M. A. (ed.) *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 271-297.

Borja A., Franco J., Valencia V., Bald J., Muxika I., Belzunce M.J., Solaun O., 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., Bald J., Franco J., Larreta J., Muxika I., Revilla M., Rodriguez J.G., Solaun O., Uriarte A. Valencia, V., 2009. Using multiple ecosystem components, in assessing ecological status in Spanish (Basque Country) Atlantic marine waters. *Marine Pollution Bulletin* 59 (1-3): 54-64.

Bouchoucha M., Aliaume C., Baldi Y., Lebel I., Abdallah Y., Thieulle L., Sofianos A., Courrat A., Lepage M. 2012. Suivi des peuplements ichthyologiques dans les eaux de transition du bassin Rhône-Méditerranée et Corse. Convention Agence de l'Eau RM&C / Ifremer n° 2010 0584 . RST.ODE/LER-PAC/12-11 100pp

Brehmer, P., Laugier, T., Kantoussan, J., Galgani, F., Mouillot, D. 2013. Does coastal lagoon habitat quality affect fish growth rate and their recruitment? Insights from fishing and acoustic surveys. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 126, 1-6.

Breine J.J., Maes J., Quataert P., Van den Bergh E., Simoens I., Van Thuyne G., Belpaire C. 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 575, 141- 159.

Breine J. 2009. Fish assemblages as ecological indicator in estuaries: the Zeeschelde (Belgium). PhD thesis. Katholieke Universiteit Leuven and Research Institute for Nature and Forest. INBO.T.2009.1. 263 pp.

Breine J., Quataert P., Stevens M., Ollevier F., Volckaert F.A.M. 2010. A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Mar. Pollut. Bull.* 60, 1099-1112.

Cabral H.N., Fonseca V.F., Gamito R., Goncalves C.I., Costa J.L., Erzini K., Goncalves J., Martins J., Leite L., Andrade J.P., Ramos S., Bordalo A., Amorim E., Neto J.M., Marques J.C., Rebelo J.E., Silva C., Castro N., Almeida P.R., Domingos I., Gordo L.S., Costa M.J. 2012. Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: The Estuarine Fish Assessment Index (EFAI). *Ecol. Indic.* 19, 144-153.

Cade B.S, Noon B.R. 2003. A gentle introduction to quantile regression for ecologists. *Frontiers in Ecology in the Environment*, 1 (8) : 412-420

Cataudella S., Crossetti D., Massa F. 2015. Mediterranean coastal lagoons: sustainable management and interactions among aquaculture, capture fisheries and the environment. *Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean*. No 95. Rome, FAO. 2015. 278 pp.

Coates S., Waugh A., Anwar A., Robson M., 2007. Efficacy of a multimetric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 225-240.

Costa J.L., Marques J.F., Alves J., Gamito R., Fonseca V.F., Gonçalves C.I., Cabral H.N., Costa M.J., 2012. Is parasitism in fish a good metric to assess ecological water quality in transitional waters? What can be learned from two estuarine resident species? *Ecological Indicators* 19, 154-160.

Cottet M., Lepage M., 2009. Recherche de métriques complémentaires pour les lagunes méditerranéennes et bilan des travaux d'intercalibration. Rapport Cemagref. Mars 2009. 25 p. + annexes.

Courrat A., Lepage M., Alvarez M.C., Borja A., Cabral H., Elliott M., Gamito R., Neto J.M., Pérez-Domínguez R., Raykov V., Uriarte A. 2013. The ecological status assessment of transitional waters: an uncertainty analysis for the most commonly used fish metrics in Europe. WISER EU program Deliverable D4.4-2, part 2. 45p

Darnaude, A.M., 2005. Fish ecology and terrestrial carbon use in coastal areas: implications for marine fish production. *Journal of Animal. Ecology*, 74, 864-876.

Delpech C., Courrat A., Pasquaud S., Lobry J., Le Pape O., Nicolas D., Boët P., Girardin M., Lepage M. 2010. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 908-918.

Delpech C., Lepage M. 2011. Indicateur ELFI : agrégation temporelle et incertitudes et état d'avancement de l'intercalibration européenne. Rapport final de convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2010 : 37 pp

Derolez V., 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. 46p

Derolez V., Fiandrino A., Munaron D., Cadoret M., Giraud A. 2019. Pressure exerted on the French Mediterranean lagoons. Links with WFD indicators. Workshop "Fish-based index for transitional water bodies assessment (WFD)" - 25-27 March 2019 - Montpellier. INPOLAG AFB project.

Desmit X., Thieu V., Billen G., Campuzano F., Duliere V., Garnier J., Lassaletta L., Menesguen A., Neves R., Pinto L., Silvestre M., Sobrinho J. L., Lacroix G. 2018. Reducing marine eutrophication may require a paradigmatic change. *ce of the Total Environment*, 635 : 1444-1466

Drouineau H., Delpech C., Lepage M. 2010. Réponses des assemblages ichtyofaunistiques à l'eutrophisation et proposition de méthode pour la définition d'un état de référence. Rapport final de convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2009 : 14 pp.

Drouineau H., Lobry J., Delpech C., Bouchoucha M., Mahevas S., Courrat A., Pasquaud S., Lepage M. (2012) A Bayesian framework to objectively combine metrics when developing stressor specific multimetric indicator. *Ecological Indicators* 13:314-321

Elliott M., Hemingway K.L. 2002. *Fishes in Estuaries*. Blackwell Science, Oxford.

Fonseca V.F., Vasconcelos R.P., Gamito R., Pasquaud S., Gonçalves C.I., Costa J.L., Costa M.J., Cabral H.N. 2013. Fish community-based measures of estuarine ecological quality and pressure-impact relationships. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 134, 128-137

Franco A., Franzoi P., Malavasi S., Riccato F., Torricelli P., Mainardi D. 2006. Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 66: 67-83.

Franco A., Elliott M., Franzoi P., Torricelli P. 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology-Progress Series*, 354, 219-228

Franco A., Torricelli P., Franzoi P., 2009. A habitat- specific fish-based approach to assess the ecological status of Mediterranean coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1704- 1717

Franco A., Pérez-Ruzafa A., Drouineau H., Franzoi P., Koutrakis E.T., Lepage M., Verdiell-Cubedo D., Bouchoucha M., Lopez-Capel A., Riccato F., Sapounidis A., Marcos C., Oliva-Paterna F.J., Torralva-Forero M., Torricelli P. 2012. Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: Effect of sampling method. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 112, 115-125

Girardin M., Lepage M., Amara R., Boet P., Courrat A., Delpech C., Durozoi B., Laffargue P., Le Pape O., Lobry J., Parlier E., Pasquaud S. 2009. Développement d'un indicateur poisson pour les eaux de transition - Fish Index development for transitional waters. *Programme Liteau II 2005*, 50p

Giraud A., Stroffek S. 2016. Connaissance des lagunes : quel bilan, quelle stratégie dans le cadre de la mise en œuvre du SDAGE ? Agence de l'Eau RMC. *Eau & Connaissance* 31p.

Hesse C., Krysanova V., Stefanova A., Bielecka M., Domnin D.A. 2015. Assessment of climate change impacts on water quantity and quality of the multi-river Vistula Lagoon catchment, *Hydrological Sciences Journal*, 60 (5) : 890-911

Jager Z., Kranenbarg J. 2004. Development of a WFD Fish Index for transitional waters in the Netherlands. Report RIKZ/2004/606w.

Jordan S.J., Vaas P.A. 2000. An index of ecosystem integrity for Northern Chesapeake Bay. *Environmental Science & Policy* 3, 559-588.

Kara M.H., Quignard J-P. 2018. Les poissons des lagunes et des estuaires de Méditerranée 1 : diversité, bio-écologie, exploitation. ISTE édition. Collection Ecologie.

Karr J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*. 6 :21-27

Kerambrun E., Henry F., Courcot L., Gevaert F., Amara R. 2012. Biological responses of caged juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and turbot (*Scophthalmus maximus*) in a polluted harbour. *Ecological Indicators* 19, 161-171.

Lepage M., Aliaume C., Crivelli A., Lebel I., Abdallah Y., Bouchoucha M., Orsoni V. 2008. Etat des lieux des peuplements piscicoles dans les eaux de transition du bassin Rhône Méditerranée et Corse. *Rapp. Cemagref étude* 125. 180 p + Annexes

Lepage M. 2019. Development of ELFI fish index for Mediterranean lagoon. "Fish-based index for transitional water bodies assessment (WFD)" Workshop - 25-26-27 March 2019 - Montpellier. INPOLAG AFB project.

Lloret J., Marin A., Marin-Guirao L. 2008. Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78 : 403-412

Malavasi S., Fiorin R., Franco A., Franzoi P., Granzotto A., Riccato F., Mainardi D. 2004. Fish assemblages of Venice Lagoon shallow waters: an analysis based on species, families and functional guilds. *J.Mar.Syst.* 51, 19-31.

Maunder M.N., Sibert J.R., Fonteneau A., Hampton J., Kleiber P., Harley S.J. 2006. Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities. *ICES Journal of Marine Science* 63, 1373-1385.

Meinesz C., Derolez V., Bouchoucha M. 2013. Base de données "pressions sur les lagunes méditerranéennes" - Analyse des liens état - pression. RST.ODE/LER-PAC/13-11.

Menu M., Vaz S., Bajjouk T., Derolez V., Giraud A., Grillas P., Ouisse V. 2019. Rapport final du projet CHAMILA (Cartographie des habitats en milieu lagunaire méditerranéen), Ifremer, 78p

Minello T. J. 1999. Nekton densities in shallow estuarine habitats of Texas and Louisiana and the identification of essential fish habitat. *Amer. Fish. Soc. Symp.*, 22:43-75.

Moyle P.B., Randall P.J. 1996. Sierra Nevada Ecosystem Project: Final report to Congress, vol. II, Assessments and scientific basis for management options. Davis: University of California, Centers for Water and Wildland Resources.

Newton A., Icely J., Cristina S., Brito A., Cardoso A.C., Colijn F., Dalla Riva S., Gertz F., Würgler Hanseni G., Holmerj M., Ivanova K., Leppäkoski E., Melaku Canuv D., Mocennim C., Mudge S., Murraye N., Pejrup M., Razinkovas A., Reizopoulou S., Pérez-Ruzafa A., Schernewski G., Schubert H., Carr L., Solidorov C., Viaroli P., Zaldívar J.M. 2014. An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 140, 95-122.

Nixon S.W. 2009. Eutrophication and the macroscope. *Hydrobiologia*, 629: 5-19

Noges P., van de Bund W., Cardoso A.C., Solimini A.G., Heiskanen A.S. 2009. Assessment of the ecological status of European surface waters: a work in progress. *Hydrobiologia* 633, 197-211.

Oberdorff T., Pont D., Hugueny B., Porcher, J.-P. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology*, 47: 1720-1734

Pasquaud S., Courrat A., Fonseca V.F., Gamito R., Gonçalves C.I., Lobry J., Lepage M., Costa M.J., Cabral H. 2013. Strength and time lag of relationships between human pressures and fish-based metrics used to assess ecological quality of estuarine systems. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 134 : 119-127

Perez-Dominguez R., Maci S., Courrat A., Lepage M., Borja A., Uriarte A., Neto J.M., Cabral H., Raykov V.S., Franco A., Alvarez M.C., Elliott M. 2012a. Current developments on fish-based indices to assess ecological-quality status of estuaries and lagoons. *Ecological Indicators* 23, 34-45

Perez-Dominguez R., Álvarez M.C. , Borja A., Cabral H.N. , Courrat A., Elliott M., Fonseca V.F., Franco A., Gamito R., Garmendia J.M., Lepage M., Muxika I., Mota Neto J., Pasquaud S., St. Raykov V., Uriarte A. 2012b. Precision and behaviour of fish-based ecological quality metrics in relation to natural and anthropogenic pressure gradients in European estuaries and lagoons. WISER EU program Deliverable D4.4-5. 71p

Pérez-Ruzafa A., Compeán M.C., Marcos C., 2007. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia* 577, 107-125.

Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Pérez-Ruzafa I.M., Pérez-Marcos M., 2011. Coastal lagoons: “transitional ecosystems” between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation* 15:369-392.

Pérez-Ruzafa A., Pérez-Ruzafa I.M., Newton A., Concepción Marcos C. 2019. Coastal Lagoons: Environmental Variability, Ecosystem Complexity, and Goods and Services Uniformity. *Coasts and Estuaries*, Chap 15 : 253-275

Quignard, J.P., Man Wai R., Vianet R. 1984. The fishes of Mauguio lagoon (Hérault, France). Inventory, population structure size polymorphise and growth. *Vie Milieu* 34, 173-183.

Razinkovas A. *et al.*, 2006. Water quality criteria in transitional and coastal waters. Technical Report, Coastal Research and Planning Institute.

Rice J., 2003. Environmental health indicators. *Ocean & Coastal Management*, 46 : 235-259.

Riera R., Tuset V.M., Betancour-R R., Lombarte A., Marcos C., Perez-Ruzafa A. 2018. Modelling alpha-diversities of coastal lagoon fish assemblages from the Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography* 165 : 100-109.

Scapin L., Zucchetta, M., Facca, C., Sfriso, A., Franzoi, P. 2016. Using fish assemblage to identify success criteria for seagrass habitat restoration, *Web Ecol.*, 16, 33-36,

Scholle J., Schuchardt B. 2012. A fish-based index of biotic integrity – FAT-TW an assessment tool for transitional waters of the northern German tidal estuaries. *Coastline Reports* 18 (2012), 73p.

Schoolmaster D.R., Grace J.B., Schweiger E.W., Guntenspergen G.R., Mitchell B.R., Miller K.M., Little A.M. 2013. An algorithmic and information-theoretic approach to multimetric index construction. *Ecol. Indic.* 26, 14-23

Serafim A., Company R., Lopes B., Fonseca V.F., Franca S., Vasconcelos R.P., Bebiano M.J., Cabral H.N. 2012. Application of an integrated biomarker response index (IBR) to assess temporal variation of environmental quality in two Portuguese aquatic systems. *Ecological Indicators* 19, 215-225.

Simas T., Nunes J.P., Ferreira J.G. 2001. Effects of global climate change on coastal salt marshes. *Ecological Modelling*, 139 : 1-15

Solimini A.G., Cardoso A.C., Heiskanen A.S. 2006. Indicators and Methods for the Ecological Status Assessment Under the Water Framework Directive. Linkages Between Chemical and Biological Quality of Surface Waters Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Center, European Communities. 262 pp.

Stefanova A., Krysanova V., Hesse C., Lillebø A.I. 2015. Climate change impact assessment on water inflow to a coastal lagoon: the Ria de Aveiro watershed, Portugal. *Hydrological Sciences Journal*, 60 (5) : 929-948

United Kingdom Advisory Group UKTAG 2014. Guide to Transitional Fish Classification Index (TFCI). Water Framework Directive : *Transitional waters*. 37p

Uriarte A., Borja A. 2009. Assessing fish quality in transitional waters, within the European Water Framework Directive: setting boundary classes and responding to anthropogenic pressures. *Journal of Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 82 (2): 214-224.

Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Torralva M. 2007: Characterisation of the nursery areas for YOY Sparidae fish species in a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Anales de Biología*. 29:3-11.

Zucchetta M., Scapin L., Cavarero F., Pranovi F., Franco A., Franzoi P. 2016. Can the Effects of Anthropogenic Pressures and Environmental Variability on Nekton Fauna Be Detected in Fishery Data? Insights from the Monitoring of the Artisanal Fishery Within the Venice Lagoon. *Estuaries and Coasts*, 39 (4) :1164-1182

Zucchetta M., Scapin L., Franzoi P. 2019. The Habitat Fish BioIndicator (HFBI) for Italian lagoons. Workshop "Fish-based index for transitional water bodies assessment (WFD)" - 25-27 March 2019 - Montpellier. INPOLAG AFB project.

6 Annexe 1 : Listes des métriques biologiques candidates et leur réponse attendue face à une pression d'après Cottet & Lepage (2009)

Tableau 1 : Liste des métriques biologiques candidates et leur réponse attendue face à une pression.

Métriques potentielles	réponse
<i>Métriques descriptives</i>	
1. Richesse spécifique à l'échelle de l'échantillon (RS échantillon)	(-)
2. Richesse spécifique à l'échelle de la zone haline (RS salinité)	(-)
3. Abondance totale	(-)
4. H'	(-)
5. J	(-)
6. Dominance	(-)
<i>Métrique de diversité fonctionnelle</i>	
Guildes écologiques : nombre d'espèces (nb), densité absolue (densité.pos), présence/absence (prés-abs)	
7-9 Espèces migratrices (CA)	(-)
10-12 Espèces résidentes des eaux de transition (ER)	(--) ou (++)
13-15 Espèces d'eau douce (FW)	(-)
16-18 Juvéniles marins (MJ)	(-)
19-21 Espèces marines saisonnières (MS)	(-)
Guildes trophiques : nombre d'espèces (nb), densité absolue (densité.pos), présence/absence (prés-abs)	
22-24 Espèces zooplanctonophages (Z)	(+) ou (-)
25-27 Espèces prédatrices de benthos (IB)	(-)
28-30 Espèces piscivores (F)	(--)
31-33 Espèces omnivores (O)	(++)
Guildes de position : nombre d'espèces (nb), densité absolue (densité.pos), présence/absence (prés-abs)	
34-36 Espèces benthiques (B)	(-)

7 Annexe 2 : Revue des métriques utilisées dans 17 indices d'après Pérez-Dominguez *et al.* (2012b)

Families of metrics used in the different multimetric fish indices evaluated.

Metric type	Number of metrics
Species Richness-Composition	
Number or Proportion of indicator species ^a	20
Total number of species	9
Number of species that make up 90% of abundance (dominance)	6
Species composition (Similarity or dissimilarity index)	4
Number of species without freshwater species	1
Seasonal overlap of fish community	1
Shannon diversity H'	1
Habitat use	
Number or proportion of estuarine species or individuals ^a	13
Number or proportion of diadromous species or individuals	5
Number or proportion of benthic species or individuals ^a	5
Number or proportion of habitat sensitive species ^a	3
Proportion of estuarine-dependent marine species	2
Number and identity of marine species	2
Number and identity of freshwater species	1
Functional guild complexity (number of habitat guilds)	1
Trophic Guild	
Number or proportion of piscivores and carnivores species or individuals ^a	15
Number or proportion of benthic-feeding species or individuals ^a	8
Number or proportion of demersal and pelagic-prey feeding species	2
Number or proportion of individuals as omnivorous or detritivorous	2
Feeding guild complexity (number of trophic guilds)	1
Abundance and Condition	
Number or Proportion of indicator individuals ^a	6
Proportion of disease or abnormal individuals ^a	4
Number or density of individuals	4
Species relative abundance (BC similarity)	3
Presence and status of introduced species	1
Nursery function	
Number or proportion of juvenile resident species or individuals ^a	15

^a A metric family.

8 Annexe 3 : Évaluation des pressions anthropiques pour l'indice italien (HFBI) d'après Zucchetto *et al.* (2019)

CATEGORY	VARIABLE	UNIT	2001	2002	2003	2009	2010	2011	2012	2013
morphology	intertidal area lost	% area lost								
	gross change in bathymetry	% area modified								
	seagrass habitat loss	% area lost								
	relative sea level rise	mm/year								
	interference with hydrographic regime	% area affected								
Resource/habitat use	aquaculture	% area covered								
	fisheries	% area covered	x	x	x	x	x			x
	intensity of marina developments	n° of berths								
	navigation	n° of boats/day								
Environmental quality	intensity of shipyards	n° shipyards								
	water chemical quality	n° of substances not complying with EQSs	x	x	x	x				
	sediment chemical quality	mHQ								
	sediment quality biological effects	indice WATI								
	benthos	indice M_AMBI								
	nutrients (DIN;RP mean)	µg/L	x	x	x	x				
	Chlorophyll	µg/L	x	x	x	x	x	x	x	x
Dissolved Oxygen	Saturation	x	x	x	x	x	x	x	x	

 Fixed in time
 Time specific

9 Annexe 4 : Métriques utilisées dans l'indice italien HFBI d'après Zucchetto *et al.* (2019)

Métrique	Description	Formule	Poids (w_i)
d_{dom}	Indice de Margalef évalué sur la biomasse d'espèces dominantes	\ln	1
B/N (g)	Poids moyen individuel	$\ln \left[\frac{B}{N} + 1 \right]$	0.70
d_{mig}	Indice de Margalef évalué sur la biomasse d'espèces migratrices	$\ln \left[\frac{S_{mig} - 1}{\ln(B_{mig})} + 1 \right]$	0.05
B_{bent} (g/100m ²)	Densité de biomasse des benthivores	$\ln \left[\frac{Bio_{bent}}{A} \cdot 100 + 1 \right]$	0.82
d_{bent}	Indice de Margalef évalué sur la biomasse d'espèces benthivores	$\ln \left[\frac{S_{bent} - 1}{\ln(B_{bent})} + 1 \right]$	0.37
d_{hzp}	Indice de Margalef évalué sur la biomasse des espèces hyperbenthivores / zooplanctivores / piscivores	$\ln \left[\frac{S_{hzp} - 0.2}{\ln(B_{hzp})} + 1 \right]$	0.84