



Amélioration des performances de la méthode ELFI pour l'évaluation de la qualité des eaux de transition

C. Delpech, Hilaire Drouineau, Mario Lepage

► To cite this version:

C. Delpech, Hilaire Drouineau, Mario Lepage. Amélioration des performances de la méthode ELFI pour l'évaluation de la qualité des eaux de transition. [Rapport de recherche] irstea. 2010, pp.95. hal-02594216

HAL Id: hal-02594216

<https://hal.inrae.fr/hal-02594216>

Submitted on 15 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2009

*Domaine : Dynamique des biocénoses aquatiques -
Hydrobiologie et bioindication*

*Action : Développement de l'indicateur « poisson » pour
les eaux de transition, intercalibration européenne et
interfaçage avec le système d'évaluation (SEEE)*

Amélioration des performances de la méthode ELFI pour l'évaluation de la qualité des eaux de transition

Auteurs :

Christine Delpech

Hilaire Drouineau

Mario Lepage

Localisation :

Unité Ecosystèmes Estuariens et
Poissons Migrateurs Amphihalins
Groupement de Bordeaux

Février 2010

Table des matières

Contexte.....	1
Chapitre 1 -Développement de l'indicateur « poisson » pour les eaux de transition.....	3
1 Validation de l'indicateur poisson en estuaires avec des données externes.....	3
2 Modélisation de l'impact de pressions anthropiques sur diverses métriques décrivant les peuplements de poissons.....	7
2.1 Constitution des indices de pressions.....	9
2.1.1 Indice de pression de pollution.....	9
2.1.2 Indice de pression sur l'habitat et le vivant.....	12
2.1.3 Indice de pression d'occupation des sols.....	15
2.1.4 Indice global de pression.....	17
2.2 Relations métrique/pression à l'échelle de l'échantillon.....	18
2.2.1 Estuaires.....	18
2.2.2 Lagunes.....	22
2.3 Relations métrique/pression à l'échelle de la classe de salinité.....	24
2.3.1 Paramétrage des modèles.....	24
2.3.2 Estuaires.....	26
2.3.3 Lagunes.....	31
3 De la métrique à l'indicateur.....	34
3.1 Ajustement de la méthodologie de calcul des seuils.....	34
3.2 Seuils et scores.....	35
3.2.1 Métriques à l'échelle de l'échantillon.....	35
3.2.2 Comparaison à l'échelle de la zone haline.....	42
3.3 Vers de nouvelles métriques.....	46
3.3.1 Métriques de diversité.....	47
3.3.2 Métriques en nombre d'espèces.....	47
3.3.3 Métriques de densités.....	48
3.3.4 Intégration de ces métriques à l'indicateur poisson.....	50
4 Conclusion.....	53
Chapitre 2 -Analyses multivariées : travailler directement à l'échelle de l'assemblage de poissons.....	54
1 Analyse en composantes principales (ACP) et analyse de redondance (RDA).....	54
1.1 Analyse en composantes principales: caractérisation et discrimination des lagunes en fonction des variables d'espèces.....	54
1.1.1 Matériel et méthodes.....	54
1.1.2 Résultats.....	56
1.2 Analyse de redondance: lier les variables d'espèces aux pressions anthropiques.....	58
1.2.1 Matériel et méthodes.....	58

1.2.2 Résultats.....	58
1.3 Discussions – Perspectives.....	60
2 Arbres de régressions multiples.....	61
2.1 Matériel et méthodes.....	61
2.2 Résultats.....	62
2.3 Discussions et perspectives.....	65
3 Discussions et perspectives sur les analyses multivariées.....	65
Chapitre 3 -Intercalibration des indicateurs avec les autres pays membres.....	67
1 Exercice d'intercalibration de l'indicateur poisson pour les estuaires du GIG NEA	67
1.1 Liste des experts.....	67
1.2 Programme de la semaine.....	70
1.3 Logistique.....	70
1.4 Debriefing et organisation du travail.....	71
2 Exercice d'intercalibration de l'indicateur poisson pour les lagunes méditerranéennes (groupe GIG-MED) à Mar Menor (Murcia, Espagne).....	80
2.1 Liste des experts.....	80
2.2 Organisation du travail lors de l'exercice d'intercalibration.....	80
2.3 Compte rendu des discussions avec les participants des autres états membres.....	81
2.3.1 Méthode développée par les différents pays membres pour l'indicateur poisson.....	81
2.3.2 Organisation du traitement des données récoltées lors de la campagne.....	85
2.3.3 Organisation de la suite du travail.....	85
2.4 Conclusion de cet exercice.....	86
Chapitre 4 -Interfaçage avec le système d'évaluation SEEE.....	87
1 Vérification des données.....	87
2 Contrôle des résultats en sortie de l'application.....	88
3 Conclusion.....	89
Références.....	90
Annexe 1 - Seuils calculés pour les 4 métriques retenues en estuaires.....	92
Annexe 2 - Seuils calculés pour les 3 métriques retenues en lagunes.....	96

Contexte

La mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE - Directive 2000/60/EC) nécessite d'évaluer l'état des communautés piscicoles des masses d'eau de transition, par le développement de méthodologies d'échantillonnage et d'interprétation des résultats, permettant le classement de cette composante dans l'une des 5 classes de qualité. Une méthodologie a été développée afin de créer un indicateur « poisson » capable de qualifier l'état écologique des masses d'eau de transition françaises (Lepage *et al.*, 2007; Girardin *et al.*, 2009). Cet indicateur est composé de plusieurs descripteurs du peuplement (métriques), permettant ainsi de caractériser divers aspects des peuplements de poissons. De plus, cet outil prend en compte à la fois les caractéristiques physiques des masses d'eau et les pressions anthropiques qui s'exercent sur ces milieux. Le choix des métriques constituant l'indicateur est basé sur un travail rigoureux de modélisation et d'interprétation de la réponse induite par une pression d'origine anthropique sur chacune de ces métriques. Les travaux précédents (Courrat *et al.*, 2009 ; Girardin *et al.*, 2009 ; Delpech *et al.*, in press) ont permis d'identifier 4 métriques pour les estuaires et 3 métriques pour les lagunes méditerranéennes. Néanmoins, pour améliorer le degré de confiance dans le diagnostic obtenu et sa robustesse, il serait nécessaire de développer environ 6 métriques par type de masse d'eau de transition (estuaires et lagunes).

De façon à assurer une homogénéité dans les outils et le diagnostic fourni selon les divers pays impliqués dans la DCE, il est nécessaire de procéder à leurs intercalibrations. Les travaux d'intercalibration des différents outils de classification européens sont toujours en cours et l'état d'avancement entre les deux GIGs qui nous concernent est très différent. Les travaux du GIG MED n'en sont qu'au tout début alors que, dans le GIG NEA, un calendrier a été établi jusqu'en 2010.

Au niveau national, l'indicateur poisson en eaux de transition a été intégré dans le Système d'Évaluation de l'État des Eaux (SEEE). Le SEEE est développé par l'ONEMA, en partenariat avec Logica (Société de Services en Ingénierie Informatique) et Géo-Hyd (société d'études et de services à double compétence Informatique et Environnement). Le but du SEEE est de mettre à disposition des utilisateurs, gestionnaires et experts, un outil d'évaluation et de diagnostic des masses d'eau. Cet outil fournit également les éléments nécessaires au rapportage DCE. Il réunit tous les indices développés dans les différents types de masses d'eau (cours d'eau, plans d'eau, eaux de transition, eaux côtières et eaux souterraines) pour l'ensemble des éléments de qualité concernés (chimie, biologie : végétaux, faune benthique, ichtyofaune, etc.). En 2008, la base de données DCE du Cemagref dénommée « POMET » a été transmise à l'Onéma et à ses partenaires pour être incorporée aux autres données alimentant le SEEE. De plus, des fiches détaillées ont été complétées pour chacune des métriques et indicateurs afin de faciliter la compréhension de la méthode d'évaluation de la qualité des masses d'eau de transition et le développement des scripts de calcul.

Dans la continuité des travaux menés en 2008, ce rapport est constitué de 3 volets majeurs :

- développement de l'indicateur « poisson » pour les eaux de transition,
- intercalibration européenne,
- interfaçage avec le système d'évaluation (SEEE).

Le premier chapitre présentera les travaux menés afin d'améliorer la robustesse de l'indicateur poisson. Ce chapitre se divise en 4 points.

En premier lieu, l'indicateur poisson dans les estuaires développé par le Cemagref (Courrat *et al.*, 2009 ; Girardin *et al.*, 2009 ; Delpech *et al.*, in press) a été testé avec un jeu de données externes afin de procéder à une validation des résultats qu'il fournit. A la suite de cette étape, il est apparu essentiel d'intégrer, dans les analyses, les données des campagnes réalisées dans les estuaires bretons. En effet, ces données n'étaient pas disponibles lors des travaux précédents (Delpech et Lepage, 2009; Girardin *et al.*, 2009). Or, ces masses d'eau constituent, pour la plupart, de petits estuaires faiblement anthropisés dont les assemblages de poissons peuvent nous aider à mieux calibrer nos modèles et ainsi mieux appréhender « l'état de référence ».

Dans un second point, nous présenterons les travaux menés afin d'identifier de nouvelles relations pression-impact susceptibles de conduire au développement de nouvelles métriques composant l'indicateur. Dans un premier temps, l'étude à l'échelle de l'échantillon (trait de chalut et relevé de capetchade) a été approfondie. En effet, lors des travaux précédents, seules des métriques répondant à un effet de la pollution ont été prises en compte dans l'indicateur estuarien. Dans les lagunes, il s'agissait de métriques influencées par les activités humaines sur la zone rivulaire. Bien que ces deux types de pression soient par nature très intégratrices des activités humaines, il semble nécessaire d'élargir un peu plus le panel de pressions dont on peut identifier un impact sur les milieux aquatiques et les poissons. De ce fait, un plus grand nombre de relations pression-impact ont été analysées afin de rechercher des métriques répondant à différentes pressions. Dans un second temps, les métriques ont été analysées à une autre échelle : celle de la zone haline. Ce changement d'échelle pourrait permettre, entre autres, d'intégrer des métriques concernant la richesse spécifique ou des indices de diversité qui se sont révélés difficilement modélisables et interprétables à l'échelle du trait de chalut.

Puis, le 3^{ème} point développera les travaux menés sur l'indicateur poisson lui-même. En effet, la méthode de calcul des seuils a évolué. De plus, les seuils et scores ont été ré-évalués en fonction des nouvelles relations pression-impact mises en évidence.

Le chapitre suivant détaillera comment des méthodes multivariées travaillant directement à l'échelle de l'assemblage ichtyofaunistique peuvent éventuellement être utilisées pour développer l'indicateur poisson pour les masses d'eau de transition.

Le troisième chapitre traitera des avancées effectuées en termes d'intercalibration de l'indicateur poisson dans les eaux de transition du GIG NEA et celles du GIG MED. Les deux campagnes d'intercalibration qui ont eu lieu au cours de cette année y sont détaillées.

Le dernier chapitre présentera les travaux réalisés dans le cadre du développement du Système d'Evaluation de l'Etat des Eaux (SEEE). Début Janvier 2009, l'Onéma a fourni un premier outil dit « de simulation » de l'application SEEE aux scientifiques. Notre tâche a principalement consisté à contrôler la qualité des données mises à disposition, vérifier la validité des modèles d'indicateurs implémentés dans l'application et contrôler le fonctionnement de la création et de l'exécution des modèles. Cette phase de prise en main de l'outil a pour but à terme de nous permettre de développer nous-mêmes, sous le logiciel R, nos futurs indicateurs et métriques en nous basant sur les scripts déjà écrits.

Chapitre 1 - Développement de l'indicateur « poisson » pour les eaux de transition

1 Validation de l'indicateur poisson en estuaires avec des données externes

Il existe deux façons de procéder à la vérification des résultats fournis par un indicateur : une validation interne et une validation externe. La validation interne consiste à appliquer l'indicateur sur une fraction (tirée aléatoirement) du jeu de données qui a servi à calibrer cet indicateur ; tandis que la validation externe consiste à appliquer l'indicateur sur un jeu de données différent de celui ayant servi à le calibrer.

Dans cette section, nous avons procédé à une validation externe de l'indicateur poisson créé pour les estuaires français en utilisant des données qui n'ont pas servi à calculer et calibrer cet indicateur. En effet, le district Loire-Bretagne (hormis l'estuaire de la Loire) n'a été inventorié qu'en 2007 et les données étaient indisponibles lors du développement de l'indicateur poisson (Courrat *et al.*, 2009 ; Girardin *et al.*, 2009 ; Delpech *et al.*, in press). C'est donc ce jeu de données qui a servi à tester l'indicateur.

L'indicateur poisson a été conçu pour fournir des notes en fonction des 2 saisons printemps et automne. Son résultat est donc plus fiable lorsque ces 2 saisons sont échantillonnées et analysées. Parmi les 15 masses d'eau bretonnes échantillonnées, seules 7 ont pu être analysées au printemps et automne 2007 (Tableau 1). En effet, 5 masses d'eau ont été échantillonnées en été et non au printemps tel que prévu dans le protocole. De plus, pour les estuaires Aber Wrac'h, Aulne et Elorn, les échantillonnages réalisés au printemps ont dû être déclarés invalides car le chalutage a été réalisé dans le sens du courant avec une vitesse trop élevée plutôt que contre le courant tel que préconisé.

Tableau 1 - Nombre de traits de chalut réalisés dans les estuaires bretons au cours de la campagne 2007. En gras : les masses d'eau utilisées pour procéder au test de l'indicateur.

Masse d'eau	printemps	été	automne
Aber Wrac'h	26 (invalides)		25
Aulne	27 (invalides)		28
Aven		14	20
Belon		14	24
Blavet	26		35
Elorn	27 (invalides)		28
Goyen	20		20
Laita		24	30
Morlaix	25		26
Odet		26	29
Pont l'Abbe		14	18
Scorff	11		21
Sèvre Niortaise	30		31
Trieux	28		28
Vilaine	31		30

Le test de l'indicateur consiste à regarder, pour ces 7 masses d'eau bretonnes, les résultats que donne l'indicateur avec des seuils calibrés sur le jeu de données ne contenant pas ces masses d'eau.

Tableau 2 - Valeurs obtenues (de 0 à 1) dans les estuaires bretons pour chaque métrique et pour l'indicateur poisson. CA : Migrateurs amphihalins, B : espèces benthiques, MJ : juvéniles marins.

Masse d'eau	Densité CA	Densité B	Densité MJ	Densité totale	Indicateur poisson
Blavet	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Scorff	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Vilaine	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Goyen	1,00	1,00	0,80	1,00	0,95
Sèvre					
Niortaise	1,00	0,73	1,00	1,00	0,93
Morlaix	0,40	0,60	0,60	0,60	0,55
Trieux	0,40	0,20	0,40	0,20	0,30

Les valeurs obtenues pour chacune des 4 métriques constituant l'indicateur poisson sont présentées dans le Tableau 2. Le Blavet, le Scorff et la Vilaine présentent des notes maximales de 1

pour toutes les métriques. Les valeurs de l'indicateur poisson obtenues pour le Goyen et la Sèvre Niortaise sont également très élevées (respectivement 0,95 et 0,93). Morlaix a obtenu une valeur intermédiaire de 0,55 et le Trieux une valeur relativement basse (0,30). Les valeurs de l'indicateur poisson pour ces sept masses d'eau bretonnes ont également été comparées à celles des estuaires utilisés pour la calibration de l'indicateur (Figure 1).

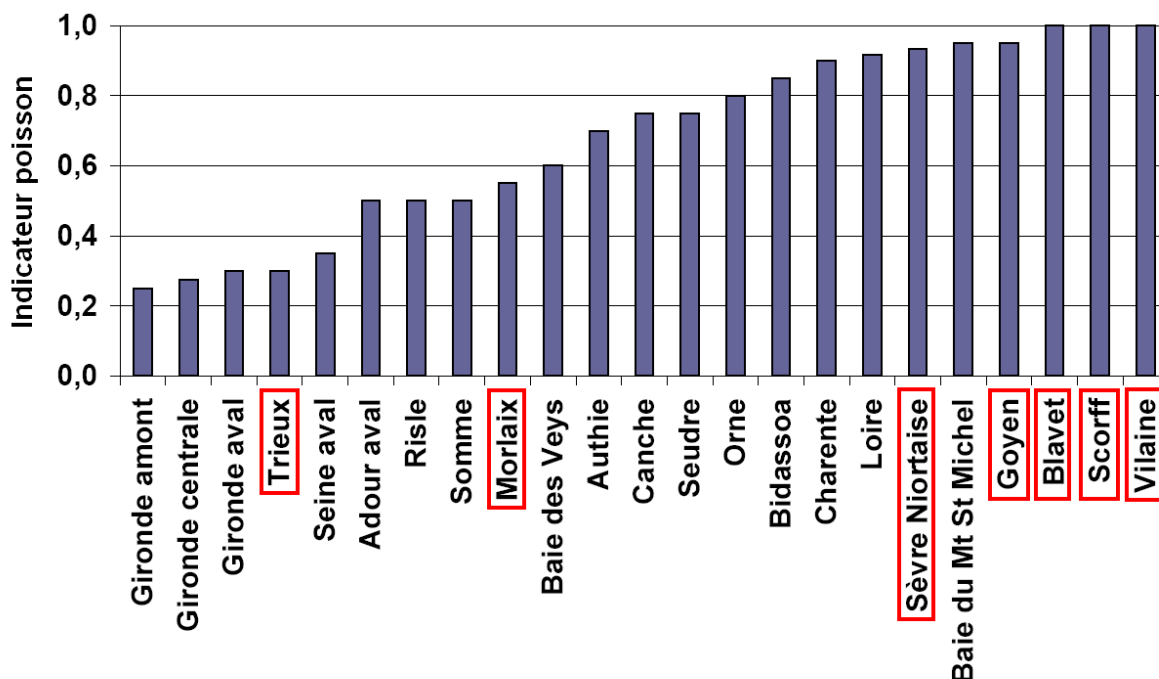


Figure 1 - Représentation des notes obtenues pour les estuaires bretons et comparaison avec les autres estuaires français.

Pour la plupart, les estuaires bretons sont de petits estuaires possédant des bassins versants de tailles modestes et soumis à des niveaux de pressions anthropiques divers et certains ont même été classés en masse d'eau fortement modifiée (MEFM).

Ceci est notamment le cas pour la Vilaine et la Sèvre Niortaise. La principale cause de ce classement en MEFM pour la Vilaine est le barrage d'Arzal, situé à 12 km en amont de l'embouchure, qui a provoqué d'importantes modifications dans la dynamique hydrosédimentaire de l'estuaire (envasement massif). La dynamique hydrosédimentaire de la Sèvre Niortaise est également fortement modifiée, notamment à cause des divers aménagements visant à maîtriser les niveaux d'eau dans le marais poitevin (État Des Lieux Du Bassin Loire-Bretagne, 2004).

Le Blavet est soumis à une importante activité portuaire dans la rade de Lorient. Les modifications physiques (75% des bords de la rade sont artificialisés), entraînées par les infrastructures portuaires et l'urbanisation qui se sont développées tout autour de la rade, ont valu le classement de l'estuaire du Blavet en MEFM. Néanmoins, la diversité de l'ichtyofaune y est particulièrement importante (Le Pimpec, 2004).

Concernant le Scorff, même si la partie aval de la masse d'eau débouche en rade de Lorient (fortement anthropisées), le Scorff possède un milieu naturel bien conservé et proche du bon état écologique en amont (présence d'espèces rares et protégées) (Le Pimpec, 2004), ce qui est cohérent

avec les fortes densités de poissons capturées dans cet estuaire.

Le Trieux possède une avifaune locale riche et diversifiée, qui compte des espèces rares et d'un intérêt écologique majeur, ce qui illustre la bonne qualité de ce milieu estuarien (Le Pimpec, 2004). Les faibles densités de poissons relevées dans le Trieux semblent être essentiellement dues à la difficulté d'échantillonnage dans cet estuaire.

Malgré toutes les pressions qui s'exercent sur les 3 masses d'eau fortement modifiées, les densités de poissons qu'elles abritent sont relativement importantes et les valeurs de l'indicateur poisson sont très élevées : valeurs maximales de 1 obtenues pour quasiment toutes les métriques à l'exception de la densité d'espèces benthiques dans la Sèvre Niortaise. Ces densités sont donc à chaque fois supérieures aux seuils calculés précédemment alors que ces estuaires sont soumis à d'importantes pressions hydromorphosédimentaires. Ces résultats nous laissent penser deux choses : soit les estuaires bretons constituent un genre bien particulier d'estuaires et nos seuils ne sont pas adaptés à eux, soit les métriques que nous utilisons ne sont pas efficaces pour discriminer les effets du type de pression prédominant (hydromorphologie). Jusqu'à présent seule la pression liée à la pollution dans les estuaires a été utilisée dans la sélection des métriques et le calcul des seuils. Les résultats obtenus pour les estuaires bretons confirment la nécessité de prendre en compte d'autres types de pressions qui seraient davantage susceptibles de caractériser de tels estuaires (Girardin et al., 2009 ; Delpech et al., in press). Ainsi, de nouvelles relations pression-impact seront étudiées dans le chapitre suivant dans le but de déceler de nouvelles métriques pertinentes et d'augmenter la robustesse de l'indicateur poisson.

2 Modélisation de l'impact de pressions anthropiques sur diverses métriques décrivant les peuplements de poissons.

Les travaux précédents (Delpech et Lepage, 2009; Girardin *et al.*, 2009) ont permis de mettre en évidence un certain nombre de relations pression-impact significatives. Au cours de ces travaux, 22 métriques candidates susceptibles de traduire la diversité et les fonctionnalités importantes des masses d'eau de transition ont été présélectionnées et calculées à l'échelle du trait de chalut dans les estuaires et à l'échelle de la station de pêche dans les lagunes (Tableau 3). Les différentes étapes de présélection des métriques et d'évaluation du comportement de chacune d'entre-elle face à une augmentation du niveau de pression sont décrites dans le Rapport Liteau II (Girardin *et al.*, 2009). La réponse de ces métriques candidates face à différents types de pressions anthropiques a été testée. En estuaires, la pression liée aux différents polluants métalliques et organiques s'est révélée particulièrement pertinente car elle a un effet significatif sur la majorité des métriques candidates. Pour les lagunes méditerranéennes, c'est la pression liée à l'occupation des sols qui a eu un impact significatif sur la majorité des métriques.

Cependant, il s'avère nécessaire d'étudier une plus large gamme de pressions susceptibles d'affecter les communautés de poissons en eaux de transition. Les impacts de chacun des 3 indices de pression (pollution, habitat et vivant, occupation des sols) ainsi que celui d'un indice global de pression (moyenne de ces 3 indices) ont été analysés plus en détail.

Dans un premier temps, nous décrirons rapidement les indices de pressions utilisés. Puis, nous présenterons les résultats des analyses pression-impact, entre les métriques biologiques et ces indices de pressions, menées à 2 échelles différentes : celle de l'échantillon, puis celle de la zone haline.

Tableau 3 - Récapitulatif des métriques présélectionnées et avis sur les réponses attendues à la pression.

(-) Diminution (+) Augmentation.

Métriques présélectionnées	Abréviation	Réponse attendue face à une dégradation croissante
<i>Métriques descriptives</i>		
1. Richesse taxonomique	RT	(-)
2. Densité totale	DT	(-)
<i>Métriques de diversité fonctionnelle</i>		
<u>Guildes écologiques</u>		
3. Nombre d'espèces migratrices amphihalines	NCA	(-)
4. Densité d'espèces migratrices amphihalines	DCA	(-)
5. Nombre d'espèces résidentes	NER	(-) ou (+)
6. Densité d'espèces résidentes	DER	(-) ou (+)
7. Nombre d'espèces d'origine dulçaquicole	NFW	(-)
8. Densité d'espèces d'origine dulçaquicole	DFW	(-)
9. Nombre d'espèces juvéniles marines	NMJ	(-)
10. Densité d'espèces juvéniles marines	DMJ	(-)
11. Nombre d'espèces marines saisonnières	NMS	(-)
12. Densité d'espèces marines saisonnières	DMS	(-)
<u>Guildes trophiques</u>		
13. Nombre d'espèces zooplanctonophages	NZ	(+) ou (-)
14. Densité d'espèces zooplanctonophages	DZ	(+) ou (-)
15. Nombre d'espèces prédatrices d'invertébrés benthiques	NIB	(-)
16. Densité d'espèces prédatrices d'invertébrés benthiques	DIB	(-)
17. Nombre d'espèces piscivores	NF	(-)
18. Densité d'espèces piscivores	DF	(-)
19. Nombre d'espèces omnivores	NO	(+)
20. Densité d'espèces omnivores	DO	(+)
<u>Guildes de position</u>		
21. Nombre d'espèces benthiques	NB	(-)
22. Densité d'espèces benthiques	DB	(-)

2.1 Constitution des indices de pressions

Des indices de pressions ont été initialement développés par Lepage *et al.* (2008). Ces indices ont été repris et utilisés dans la présente étude. Ce chapitre constitue donc essentiellement un résumé de leur construction afin de rappeler aux lecteurs à quoi ils correspondent. Néanmoins, pour certains de ces indices, quelques analyses complémentaires ont été menées afin de les compléter ou de les rendre plus robustes. Ces analyses seront donc également détaillées dans ce chapitre.

2.1.1 Indice de pression de pollution

○ Estuaires

L'élaboration de l'indice de pression de pollution dans les estuaires a été effectuée à partir des mesures de contamination de bivalves réalisées par le Réseau National d'Observation (RNO - données Ifremer - <http://www.ifremer.fr/envlit>). Ce réseau rassemble le jeu de données le plus large et le plus fiable actuellement à notre disposition. De plus, les sites de prélèvement se situent à l'intérieur des estuaires ou à proximité de leur embouchure, et chaque estuaire étudié peut ainsi être caractérisé par au moins un site de prélèvement. Les concentrations de 5 métaux lourds (Cd, Zn, Cu, Hg and Pb) et 2 types de polluants organiques (les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les polychlorobiphényles) ont été standardisées car les moules et les huîtres ne concentrent pas tous les contaminants dans la même proportion (Beliaeff *et al.*, 1998; RNO, 2006). L'indice de pollution se base sur les coordonnées factorielles des différentes variables (contaminants) issues de l'Analyse en Composante Principale (ACP) réalisée avec les valeurs médianes des concentrations sur la période 2000-2005.

Une nouvelle ACP a été réalisée de façon à prendre en compte les estuaires bretons qui n'avaient pas été analysés précédemment (Figure 2). Cependant, afin de construire un indice de pollution aussi complet que possible qui rend compte des niveaux de pollution de l'ensemble des estuaires français, nous ne nous sommes pas limités aux seuls estuaires échantillonnés dans le cadre de la DCE. Nous avons pris en compte autant d'estuaires que possibles, du moment qu'ils étaient suivi par un site du RNO durant la période 2000-2005. L'analyse en composante principale a ainsi été réalisée sur un total de 35 masses d'eau.

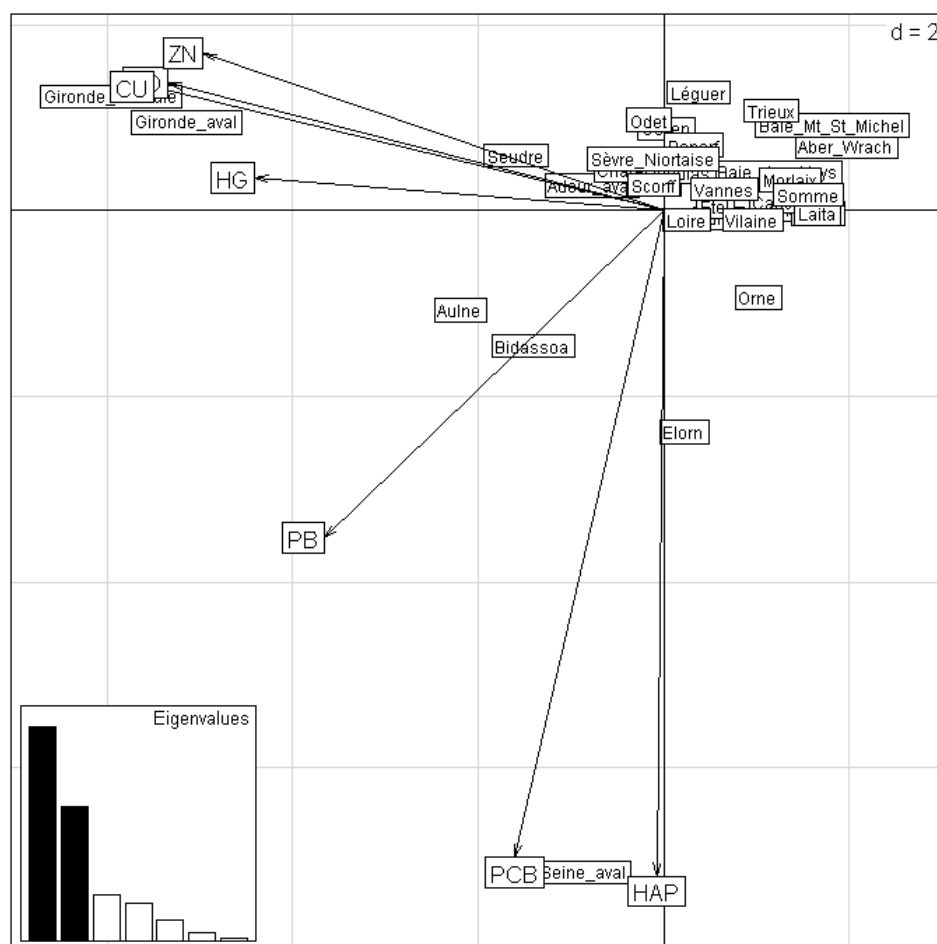


Figure 2 - Analyse en composante principale des médianes des concentrations en polluants métalliques et organiques dans les estuaires français.

Les 2 premiers axes expliquent 75% de la variabilité des données (respectivement 46% et 29%). Le premier axe de l'ACP est fortement influencé par les métaux lourds (à l'exception du plomb dont la contribution à cet axe est plus modérée). Le deuxième axe est fortement influencé par les polluants organiques. Etant donné que toutes les variables sont corrélées dans le même sens, la méthode employée dans les travaux précédents (Courrat *et al.*, 2009; Girardin *et al.*, 2009) peut être appliquée : les coordonnées factorielles sur chacun des 2 premiers axes sont utilisées afin d'attribuer aux masses d'eau une valeur d'indice de pollution (Figure 3). Ainsi les coordonnées factorielles sur le 1^{er} axe fournissent un indice de pollution aux métaux lourds et le second axe un indice de pollution aux polluants organiques. L'indice global de pression de pollution est obtenu en procédant à une moyenne centrée réduite des deux indices précédents (Figure 3).

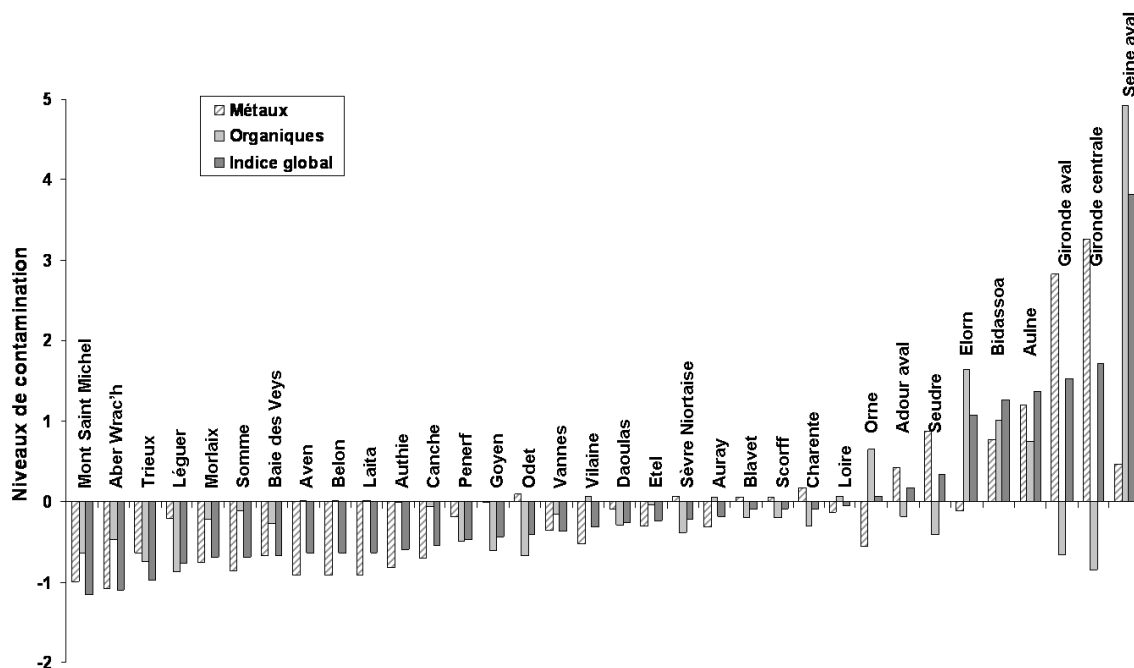


Figure 3 - Indices de pollution aux métaux lourds et aux polluants organiques et indice global de pollution dans 35 masses d'eau estuariennes, construits à partir des résultats de l'analyse en composante principale des médianes des concentrations en contaminants sur une période de 6 ans.

Cet indice global de pollution est, à l'heure actuelle, le plus complet et le plus robuste qu'il nous a été possible de construire afin de caractériser au mieux les niveaux de pollutions des estuaires français. En effet, l'indice développé lors des premières études (Lepage *et al.*, 2008) n'était basé que sur les valeurs de concentrations en contaminants des mois d'octobre et novembre 2004 pour coller au plus près à la période où ont été réalisés les inventaires poisson, ce qui menait à des valeurs aberrantes si les conditions lors du prélèvement des bivalves étaient extraordinaires par rapport aux conditions rencontrées la majeure partie du temps. Le calcul d'une médiane sur plusieurs années permet de s'affranchir de ce risque. De plus, l'indice prenait en compte des mesures de nitrates et phosphates. Or, il s'avère que ces composés peuvent avoir des effets antagonistes sur les organismes car ils peuvent provoquer une augmentation de la richesse trophique du milieu en favorisant les producteurs primaires, mais selon les conditions, de trop fortes concentrations auront des conséquences néfastes pour les organismes. Il devient alors impossible de les inclure dans un indice global de pollution. De ce fait, nous avons choisi d'utiliser la méthode et les contaminants décrits ultérieurement par Girardin *et al.* (2009). Néanmoins, l'indice développé ici prend en compte un panel d'estuaires beaucoup plus varié.

○ Lagunes

Contrairement aux estuaires, le réseau RNO ne permet pas de bien caractériser les lagunes méditerranéennes car les points de prélèvements sont situés sur la zone côtière. L'indice de pollution en lagunes développé par Lepage *et al.* (2008) dans un premier temps prenait en compte les nitrates, les phosphates, les matières en suspensions, les pesticides, les métaux lourds et les polluants organiques. Néanmoins, les nitrates, phosphates et matières en suspensions ont des effets ambigus sur les organismes aquatiques comme nous l'avons signalé précédemment ; ils ont donc été

supprimés dans l'indice développé ici. Ainsi, nous avons reconstruit un indice basé uniquement sur des pressions ayant un effet néfaste sur les organismes : métaux lourds, polluants organiques et pesticides. Il a été difficile de se procurer des données quantitatives et comparables pour toutes les lagunes étudiées. Les données utilisées proviennent des grilles de Non Atteinte du Bon Etat (grilles NABE) élaborées par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse (AE-RMC) (<http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/docs/dce/rendus-gt-locaux-2003/>). Pour ces 3 pressions (métaux, polluants organiques et pesticides), l'Agence de l'Eau a attribué un état (allant du très bon au mauvais état). Lepage *et al.* (2008) ont repris ces grilles et transformé ces « états » en notes allant de 1 à 5. Pour certaines lagunes, ces notes ont été ajustées ou complétées par avis d'experts avec l'aide de Créocéan et d'experts de l'Agence de l'Eau RM&C. Afin de construire un indice de pression de pollution et de classer les lagunes selon leur niveau de pollution, les notes de ces 3 pressions ont été additionnées puis ramenées à une note entre 0 et 1 (Figure 4).

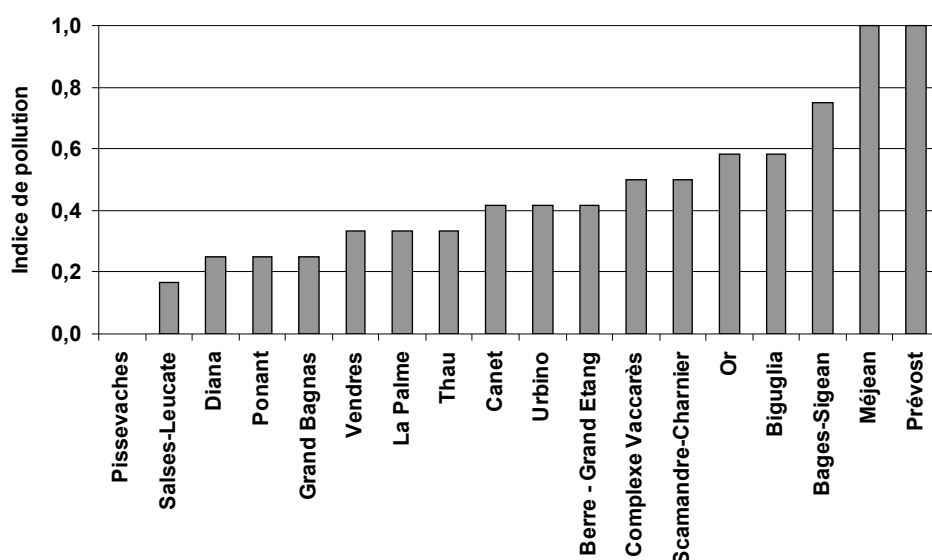


Figure 4: Indice de pollution développé pour les lagunes méditerranéennes basé sur les métaux lourds, les polluants organiques et les pesticides.

Cet indice est un bon moyen de caractériser et classer les masses d'eau lagunaires en fonction des polluants qui les affectent. Il est toutefois basé sur des données qualitatives.

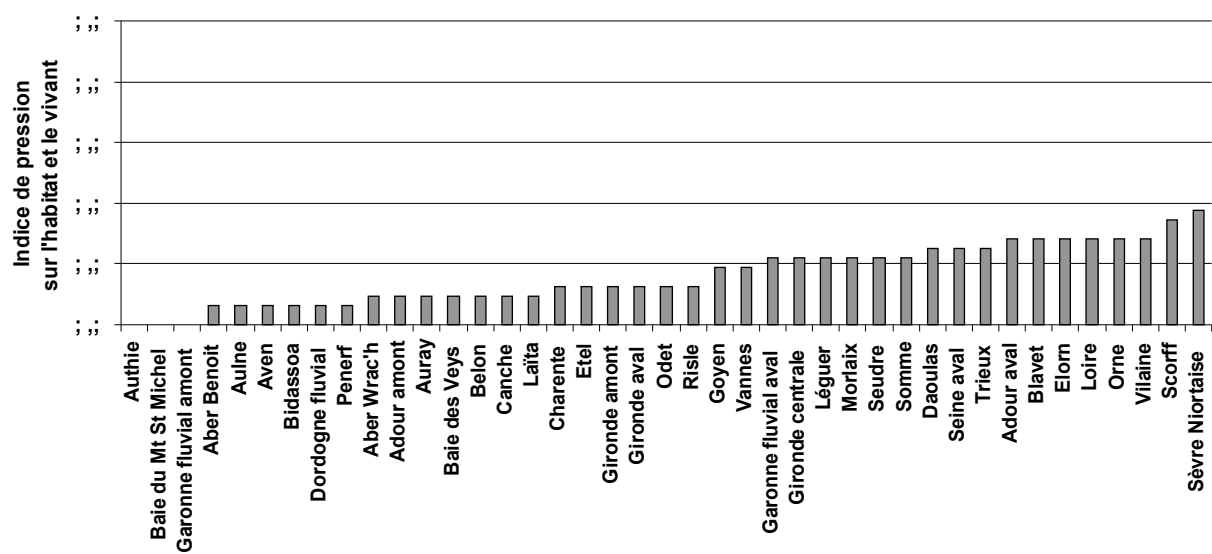
2.1.2 Indice de pression sur l'habitat et le vivant

Les indices de pression sur l'habitat et le vivant, développés lors de travaux précédents (Lepage *et al.*, 2008), ont été repris pour cette étude. Ils sont constitués de plusieurs pressions affectant l'hydromorphologie des systèmes et pouvant avoir un effet direct sur les habitats et la mortalité des poissons. Les différentes pressions prises en compte en fonction du type de milieu (estuaire ou lagune) sont listées dans le Tableau 4. Pour chacune de ces pressions, une note en classe allant de 1 à 5 a été attribuée (voir Lepage *et al.* (2008) pour le détail concernant la provenance des données et l'attribution des notes). Afin de constituer l'indice, les notes de chaque pression sont additionnées et ramenées à une note entre 0 et 1 (Figure 5).

Tableau 4 - Pressions affectant les habitats et la mortalité des poissons prises en compte pour les estuaires et lagunes.

Estuaires	Lagunes
- dragage - pompage industriel - barrages	- nombre de pêcheurs professionnels - ports de plaisance (anneaux) - ports de commerce (tonnage) - ports de pêche (criée) - conchyliculture - aménagement sur le milieu - artificialisation des berges - artificialisation des échanges avec la mer (endiguement grau, etc.) - entretien des chenaux

(a)



(b)

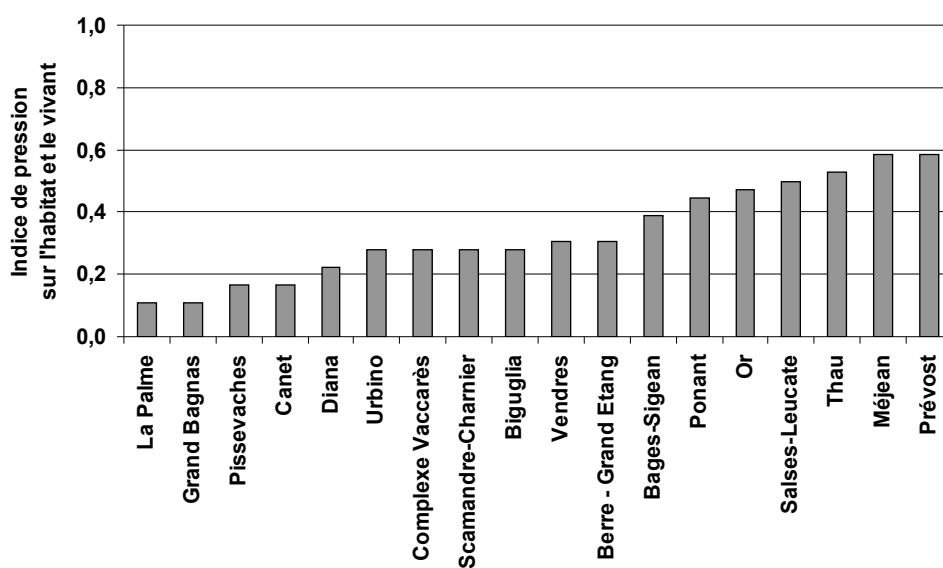
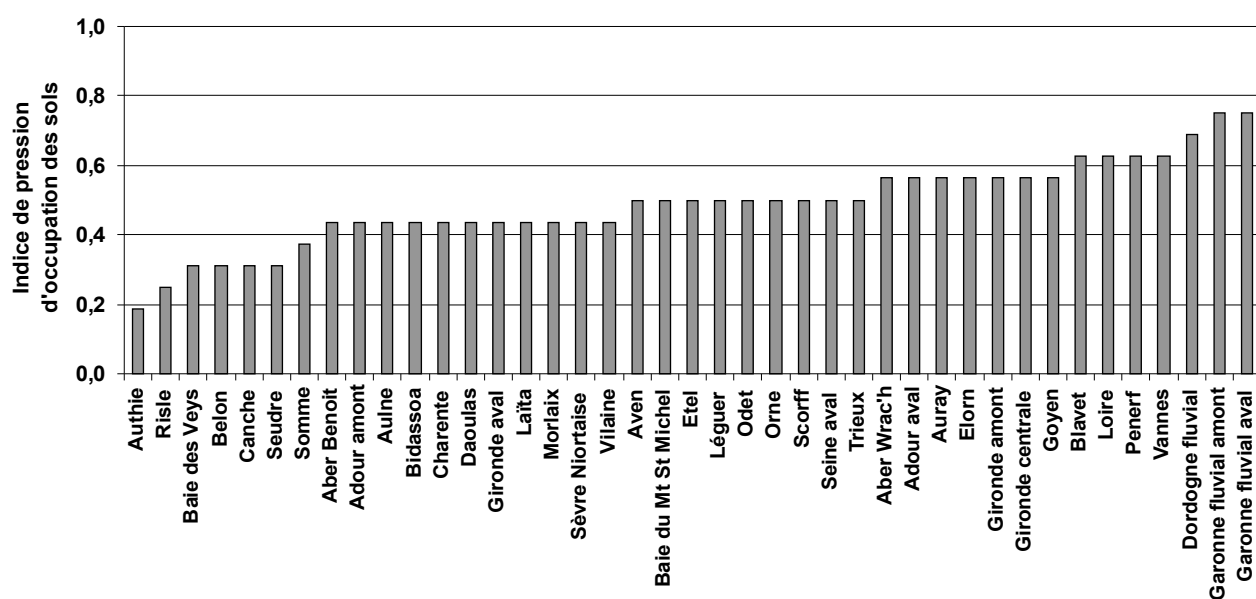


Figure 5 - Indice de pression sur l'habitat et le vivant en estuaires (a) et lagunes (b).

2.1.3 Indice de pression d'occupation des sols

L'indice de pression d'occupation des sols concerne un troisième type de pression intégrateur d'une grande partie des activités humaines ayant lieu autour des lagunes. Les indices d'occupation des sols en estuaires et lagunes, utilisés dans cette étude, sont également ceux développés au cours des travaux précédents (Lepage *et al.*, 2008). Ils sont calculés à partir des pourcentages de recouvrement de la zone rivulaire, sur un pourtour de 500m autour de la masse d'eau, de 6 catégories d'activité parmi les 15 catégories définies par le niveau II de Corinne Land Cover (CLC 2000 ; www.ifen.fr). Ces 6 catégories ont été choisies car elles correspondent à des activités humaines considérées comme ayant un impact défavorables pour le milieu aquatique. Comme pour les indices précédents, une note en classe de 1 à 5 est attribuée et l'indice est obtenu en additionnant chacune de ces notes et en ramenant cette valeur entre 0 et 1 (Figure 6). La note minimale de zéro correspond à une absence de ces activités humaines autour de la masse d'eau.

(a)



(b)

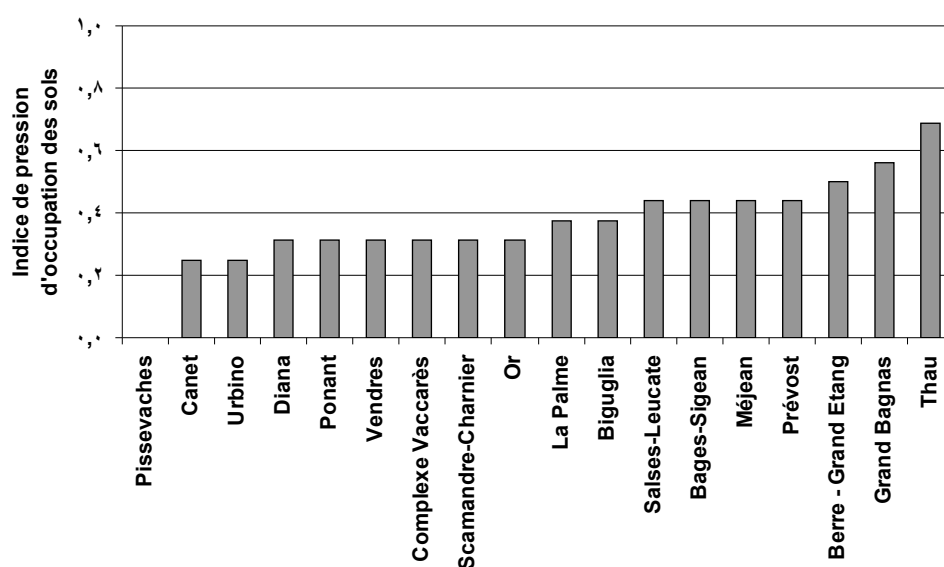


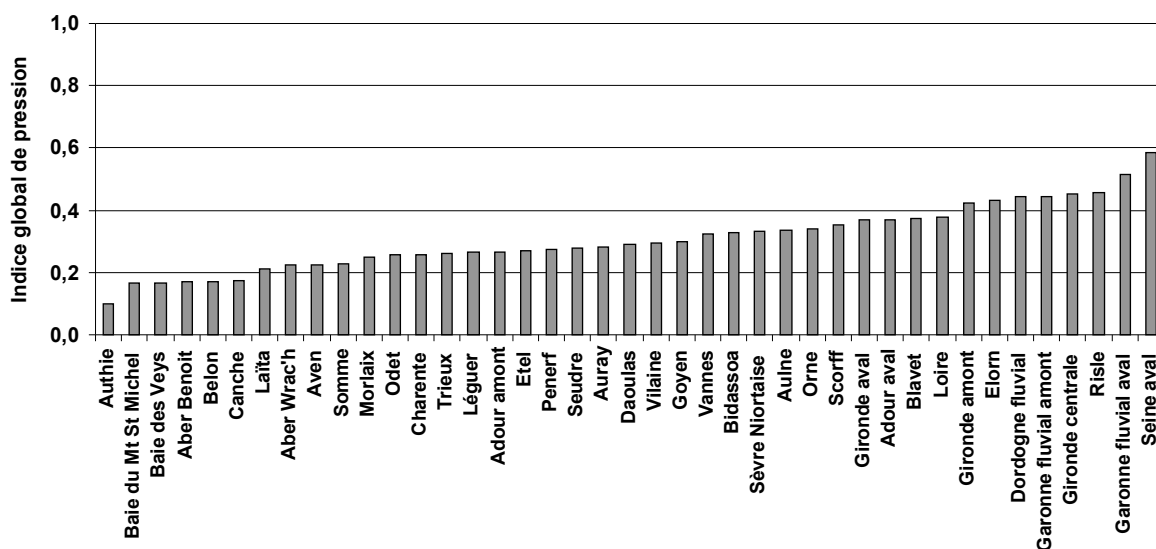
Figure 6 - Indice de pression d'occupation des sols en estuaires (a) et lagunes (b).

Perspectives : Il sera intéressant de reconsidérer le buffer utilisé pour les lagunes et de regarder les recouvrements des activités humaines néfastes pour les organismes à l'échelle de tout le bassin versant. Les couches SIG des bassins versants ayant été fournies par l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse, ce travail sera accompli en 2010.

2.1.4 Indice global de pression

Cet indice global de pression a été construit en combinant les 3 indices décrits ci-dessus. Pour cela, les valeurs de l'indice de pollution dans les estuaires, qui correspondent à des scores factoriels issus de l'ACP, ont été ramenées à une valeur variant de 0 à 1. Ainsi, les 3 indices varient de 0 à 1, aussi bien dans les lagunes que dans les estuaires. Nous avons alors moyenné les 3 indices entre eux (indice de pollution, indice de pression sur l'habitat et le vivant et indice d'occupation des sols). Nous avons choisi de ne pas pondérer les différents types de pression, ni les pressions entre elles au sein d'un même type (Figure 7).

(a)



(b)

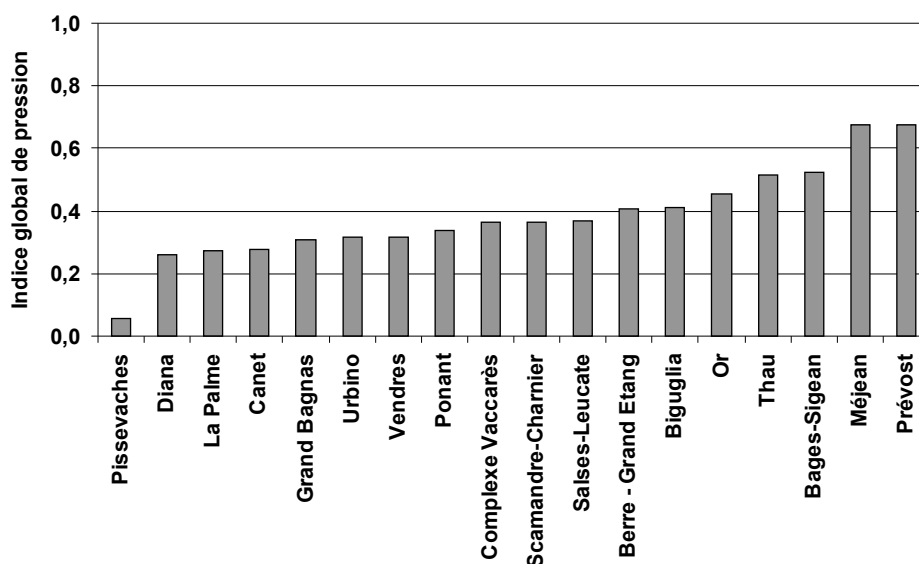


Figure 7 - Indice global de pression en estuaires (a) et lagunes (b).

2.2 Relations métrique/pression à l'échelle de l'échantillon

2.2.1 Estuaires

Le jeu de données analysé comprend désormais les données des inventaires effectués dans les estuaires bretons. En effet, ces données n'étaient pas disponibles lors des analyses préliminaires (Courrat *et al.*, 2009 ; Girardin *et al.*, 2009), et n'avaient pas encore été incluses dans les modèles. Comme indiqué dans le paragraphe précédent sur la validation de l'indicateur, seuls les estuaires échantillonnés à la fois au printemps et à l'automne sont utilisés pour paramétrer les modèles et calculer les seuils. Nous disposons de 7 estuaires bretons qui remplissent cette condition. Au total, ce sont donc 20 estuaires échantillonnés au printemps et à l'automne entre 2005 et 2007 qui ont été étudiés (Figure 8). Ces 7 estuaires bretons nous permettent d'augmenter notre jeu de données de plus de 35%, passant de 734 à 1003 traits de chalut analysés.

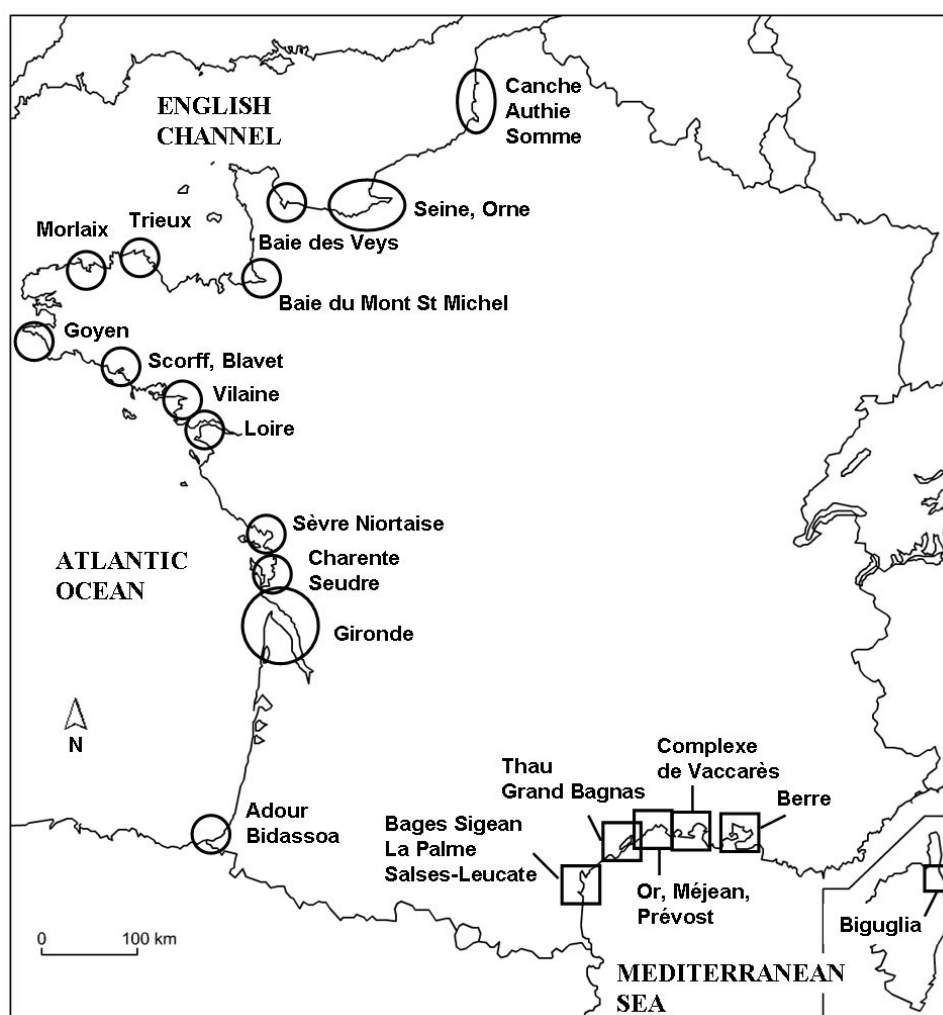


Figure 8 - Localisation des 20 estuaires (cercle) et 11 lagunes (carré) étudiés.

Les 22 métriques candidates (Tableau 3) ont été calculées à l'échelle du trait de chalut afin d'être modélisées. Néanmoins, parmi ces métriques, 4 n'ont pas pu être analysées ; il s'agit des nombres d'espèces et densités des poissons d'eau douce et des poissons piscivores. En effet, très peu de poissons appartenant à ces guildes ont été capturés et les pourcentages de présence de ces espèces dans les traits de chalut sont beaucoup trop faibles (moins de 10%), ce qui rend leur modélisation difficile. Les 18 autres métriques ont été analysées à l'aide de modèles linéaires généralisés (GLMs)

car ces modèles nous permettent de faire la part entre variabilité naturelle et anthropique. Les variables prises en compte dans les modèles pour décrire la variabilité environnementale et la variabilité liée au protocole sont : la saison, la zone haline, la superficie de l'estuaire et l'écorégion (Courrat *et al.*, 2009; Girardin *et al.*, 2009).

L'effet de chaque indice de pression a été résumé dans le Tableau 5 :

- nature (positive ou négative) de l'effet,
- significativité de l'impact de la pression sur la métrique,
- part de variabilité expliquée par la pression.

Tableau 5 - Effet de chaque indice de pression et de l'indice global de pression sur chacune des métriques calculées à l'échelle du trait de chenal dans les estuaires. Effet négatif (-), positif (+). *, **, *** : Significativité de l'effet au seuil de 5%, 1 % et 0,1%. (1,55) : part de variabilité expliquée par la pression. En vert, la réponse de la pression est conforme à celle attendue. En rouge, la réponse de la pression est contraire à celle attendue. NS : effet non significatif de la pression.

	Indice pollution	Indice habitat vivant	Indice occupation des sols	Indice global
<i>Métriques descriptives</i>				
RT	-*** (1,55)	+** (0,46)	+* (0,25)	NS
densité totale	-*** (7,70)	NS	NS	-*** (4,49)
présence totale	NS	NS	-* (0,92)	-* (0,95)
<i>Métriques de diversité fonctionnelle</i>				
<u>Guides écologiques</u>				
nb d'esp. CA	-*** (1,74)	+*** (3,80)	+*** (1,29)	+* (0,33)
densité CA	-*** (15,03)	+** (1,43)	NS	-*** (4,28)
présence CA	-*** (1,20)	+** (0,76)	+** (0,69)	NS
nb d'esp. ER	NS	-*** (1,49)	NS	NS
densité ER	-*** (1,70)	-*** (2,70)	+** (0,69)	-*** (2,24)
présence ER	NS	-*** (3,87)	-*** (2,83)	-*** (1,20)
nb d'esp. MJ	-*** (2,54)	+** (0,52)	+** (0,69)	NS
densité MJ	-*** (10,94)	+*** (3,43)	NS	-** (1,37)
présence MJ	-*** (2,04)	NS	+*** (1,09)	NS
nb d'esp. MS	+*** (2,90)	-*** (1,79)	-*** (5,98)	-* (0,53)
densité MS	+** (1,85)	-*** (8,39)	-** (1,58)	-*** (2,20)
présence MS	+*** (3,51)	-*** (1,39)	-*** (5,47)	-* (0,37)
<u>Gilde de position</u>				
nb d'esp. B	-*** (1,09)	NS	+** (0,73)	NS
densité B	-*** (12,46)	NS	+*** (1,35)	-*** (5,21)
présence B	NS	NS	NS	-* (0,56)
<u>Guides trophiques</u>				
nb d'esp. IB	-*** (2,08)	NS	+*** (1,03)	NS
densité IB	-*** (11,40)	NS	+*** (1,08)	-*** (5,06)
présence IB	NS	NS	NS	NS
nb d'esp. O	-* (0,67)	+*** (3,97)	NS	NS
densité O	-*** (7,28)	+*** (4,73)	NS	-* (1,27)
présence O	NS	+*** (2,35)	+** (0,77)	+* (0,55)
nb d'esp. Z	NS	-*** (1,83)	-*** (2,01)	-*** (1,03)
densité Z	NS	-* (0,90)	-*** (2,01)	-*** (2,23)
présence Z	+*** (0,88)	-*** (0,83)	-*** (1,38)	-* (0,29)

Comme expliqué précédemment, l'indice de pression sur l'habitat et le vivant (HV) et l'indice de pression d'occupation des sols (CLC) ont des effets significatifs et conformes à ceux attendus sur certaines métriques, mais globalement l'indice de pollution a des effets sur un plus grand nombre de métriques.

Néanmoins, afin de mieux appréhender l'impact de chaque pression, il est nécessaire d'évaluer la part de variabilité de la métrique expliquée par la pression analysée. Les parts de variabilité expliquée par l'indice de pression sur l'habitat et le vivant et l'indice de pression d'occupation des sols sont beaucoup plus faibles que celles obtenues avec l'indice de pollution. En effet, les parts de variabilité expliquée par l'indice de pollution varient entre 10 et 15% pour les métriques retenues jusqu'à présent dans l'indicateur poisson (excepté pour la densité totale où elle est égale à 7,7%) alors qu'elles n'atteignent jamais les 10% pour les indices de pression HV et CLC. La part de variabilité expliquée par l'indice de pression HV ne dépasse les 5% que pour une seule métrique : la densité de marins saisonniers (MS). Concernant l'indice de pression d'occupation des sols, la part de variabilité expliquée dépasse les 5% pour seulement deux métriques : le nombre d'espèces et la présence de marins saisonniers.

Ces résultats montrent que, dans les estuaires, les relations pression-impact obtenues sur d'autres aspects que la pollution sont peu satisfaisantes avec les métriques que nous avons sélectionné.

D'après la série de couple métrique/pression testée (Tableau 5), la densité de poissons marins saisonniers est susceptible de constituer une métrique pertinente qui discriminerait les milieux en fonction des pressions sur l'habitat et le vivant qu'ils subissent. Le nombre d'espèces de poissons marins saisonniers, négativement influencé par l'indice d'occupation des sols, pourrait également faire l'objet d'une métrique. Néanmoins, il faudra s'assurer que ces 2 métriques ne soient pas redondantes. De plus, la distinction de seuils discriminant l'état de qualité des estuaires pour cette métrique en nombre d'espèces risque de poser davantage de difficultés que pour la métrique exprimée en densité car la gamme de variation des valeurs est très faible (de 0 à 3 espèces MS par trait de chalut).

La densité de poissons résidents des estuaires est également susceptible de constituer une métrique supplémentaire car elle est significativement impactée par la pression sur l'habitat et le vivant. Néanmoins, la part de variabilité expliquée est faible, ce qui risque d'influencer la robustesse des seuils ou encore la pertinence de scores obtenus.

Les différents points relatifs au calcul des seuils et à la possibilité et la pertinence d'ajouter ces métriques à l'indicateur poisson dans les estuaires seront discutés dans le chapitre 3.3.

En comparant les modèles décrits dans les analyses précédentes (Delpech et Lepage, 2009) avec les modèles décrits dans le Tableau 5, on note que les parts de variabilité expliquée par l'indice de pollution pour les quatre métriques retenues dans l'indicateur poisson sont légèrement plus importantes, de l'ordre de 2 à 6%. Cette différence provient de l'ajout des données récoltées dans les estuaires bretons. Ces données supplémentaires permettent donc de mieux discriminer l'effet de cet indice de pression de pollution sur les métriques.

En raison de la diversité des réponses de chacun des indices de pression, il n'est pas surprenant de constater que les réponses de l'indice global de pression sont faibles. Même si l'effet est souvent conforme à celui attendu, les parts de variabilité expliquée sont très faibles (inférieures ou égales à 5%). Il sera donc difficile d'utiliser un tel indice global de pression dans la suite de la construction de l'indicateur poisson avec les métriques actuelles, notamment pour paramétrer des seuils discriminants la qualité des masses d'eau de transition. L'utilisation d'un indice regroupant plusieurs pressions est un bon moyen d'évaluer l'état général de la masse d'eau via différents aspects et dégradations causées par les activités humaines. Néanmoins, les relations entre les métriques candidates et chaque pression constituant l'indice n'ont pas été vérifiées. Si une pression a un effet non significatif voire positif sur une métrique, l'effet de l'indice global de pression sur cette

métrique sera fortement diminué. Il est donc nécessaire de s'assurer de l'homogénéité des réponses des métriques face à chaque pression pour ne pas diminuer le signal ou même le masquer complètement. Dans ce contexte une des perspectives à ce travail sera de tester les relations pression-impact en considérant dans les modèles les pressions prises individuellement. Il sera alors possible de sélectionner uniquement les pressions qui ont un effet négatif sur les métriques et de les combiner en un indice global de pression. Cet indice global permettra d'augmenter la significativité des relations pression-impact et d'améliorer la qualité de nos modèles.

2.2.2 Lagunes

Les relations pression-impact ont été étudiées dans les 11 lagunes méditerranéennes (Figure 8) échantillonnées au printemps et automne 2006 de la même manière que dans les estuaires. Des modèles linéaires généralisés ont permis de modéliser l'effet des indices de pressions (décrits dans le paragraphe 2.1 Constitution des indices de pressions) sur les métriques (Tableau 3) calculées à l'échelle de l'échantillon, c'est-à-dire du relevé de capetchade. Le jeu de données analysé comprend 302 relevés de capetchades.

Comme décrit dans Girardin *et al.* (2009) et Delpech *et al.* (in press), l'occupation des sols est la pression qui a un effet significatif et conforme à celui attendu sur le plus grand nombre de métriques dans les lagunes. Néanmoins, en regardant plus en détails les variabilités expliquées par cette pression, nous constatons que l'occupation des sols n'explique qu'un faible pourcentage (inférieur à 5 %) de la variabilité des métriques de densités des espèces migratrices et de densités des espèces benthiques retenues dans l'indicateur poisson (Tableau 6).

En effet, les 4 indices de pressions étudiés ont un effet négatif sur la densité des espèces migratrices amphihalines (CA) et l'indice global de pression est celui qui explique le plus de variabilité de cette métrique (15,23%). Les migrateurs amphihalins sont des espèces sensibles à diverses dégradations et pollutions et l'indice global de pression que nous avons mis au point dans les lagunes se révèle être un bon moyen de mettre en évidence l'effet de ces diverses perturbations sur les migrateurs. Dorénavant, le calcul des seuils pour cette métrique de densités des espèces CA sera effectué à partir des modèles calibrés avec l'indice global de pression et non avec l'indice d'occupation des sols. En effet, la relation pression-impact étant plus forte, les seuils calculés seront plus robustes.

Tout comme la métrique de densités des migrateurs, la métrique de densités des espèces benthiques (B) ainsi que celle des espèces prédatrices d'invertébrés benthiques (IB) ne sont que faiblement expliquées par l'indice d'occupation des sols. L'indice global de pression et l'indice de pression sur l'habitat et le vivant ont aussi un effet négatif sur ces 2 métriques, de même que l'indice de pollution pour les espèces IB. Pour ces métriques, c'est l'indice sur l'habitat et le vivant qui explique le plus de variabilité expliquée et qui sera utilisé dans le calcul des seuils. Néanmoins, les densités des espèces B et IB sont fortement corrélées (Delpech et Lepage, 2009; Girardin *et al.*, 2009). Par conséquent, une seule sera retenue dans l'indicateur poisson. Or, nous obtenons une meilleure modélisation des densités des espèces IB avec près de 42% de variabilité expliquée contre seulement 32% pour les densités des espèces B. En raison de ces résultats, il semble plus approprié de conserver la métrique de densités des espèces IB plutôt que la densité des espèces benthiques qui avait été retenue jusqu'à présent. Le calcul des seuils de cette nouvelle métrique sera détaillé ultérieurement.

Tableau 6 - Effet de chaque indice de pression et de l'indice global de pression sur chacune des métriques dans les lagunes. Effet négatif (-), positif (+). *, **, *** : Significativité de l'effet au seuil de 5%, 1 % et 0,1%. (1,50) : part de variabilité expliquée par la pression. En vert, la réponse de la pression est conforme à celle attendue. En rouge, la réponse de la pression est contraire à celle attendue. NS : effet non significatif de la pression.

	Indice pollution	Indice habitat vivant	Indice occupation des sols	Indice global
<i>Métriques descriptives</i>				
RT	NS	NS	NS	NS
densité totale	NS	NS	+* (1,50)	NS
<i>Métriques de diversité fonctionnelle</i>				
<u>Guildes écologiques</u>				
nb d'esp. CA	NS	NS	NS	NS
densité CA	-*** (7,68)	-*** (11,62)	-** (4,09)	-*** (15,23)
présence CA	NS	-* (1,50)	NS	-* (1,25)
nb d'esp. ER	-*** (12,00)	-*** (11,16)	+* (1,95)	-*** (8,50)
densité ER	-*** (3,53)	-*** (4,12)	+*** (2,74)	-** (1,94)
présence ER	NS	NS	NS	NS
nb d'esp. MJ	+*** (9,58)	+*** (8,34)	-** (2,86)	+*** (6,37)
densité MJ	+* (4,10)	NS	NS	NS
présence MJ	+*** (4,43)	+*** (5,39)	-*** (3,41)	+*** (2,71)
nb d'esp. MS	+** (4,28)	+*** (5,66)	NS	+** (5,13)
densité MS	NS	NS	NS	NS
présence MS	+*** (3,38)	+*** (4,48)	NS	+*** (4,11)
<u>Guilde de position</u>				
nb d'esp. B	NS	NS	NS	NS
densité B	NS	-*** (7,04)	-** (3,46)	-*** (4,74)
présence B	NS	NS	NS	NS
<u>Guildes trophiques</u>				
nb d'esp. IB	NS	-** (2,80)	NS	-** (2,66)
densité IB	-** (3,08)	-*** (12,51)	-* (1,56)	-*** (11,77)
présence IB	NS	NS	NS	NS
nb d'esp. O	NS	NS	NS	NS
densité O	-** (2,93)	-*** (10,13)	NS	-*** (9,34)
présence O	-* (1,16)	NS	NS	NS
nb d'esp. Z	NS	NS	NS	NS
densité Z	NS	+* (1,77)	+*** (11,16)	+*** (3,85)
présence Z	NS	NS	NS	NS

Concernant la métrique de densités des poissons zooplanctonophages (3ième métrique retenue dans l'indicateur poisson en lagunes), l'indice de pression sur l'habitat et le vivant et l'indice global de pression ont des effets positifs sur cette métrique mais les variabilités expliquées sont très faibles. L'indice de pression d'occupation des sols est celui qui a le plus d'effets sur cette métrique et la part de variabilité qu'il explique est relativement correcte (11%). Ce couple métrique de densité des espèces zooplanctonophages / pression d'occupation des sols sera conservé pour le calcul des seuils.

En dehors des relations décrites ci-dessus, qui concernent essentiellement les métriques déjà retenues dans l'indicateur poisson, peu de nouvelles relations significatives ont pu être observées : seuls le nombre et la densité des espèces résidentes montrent des réponses significatives et conformes à celles attendues. Néanmoins, la réponse des espèces résidentes face à une perturbation est souvent en forme de cloche et leur analyse avec des modèles linéaires est délicate. Les espèces résidentes semblent être positivement influencées par les activités humaines des zones rivulaires qui sont susceptibles d'enrichir le milieu en nutriments. Mais la part de variabilité expliquée est très faible. Inversement, le nombre d'espèces résidentes et leurs densités sont négativement influencés par la pression de pollution et la pression sur l'habitat et le vivant. Les parts de variabilités expliquées de la métrique de densité semblent trop faibles pour que des seuils robustes puissent être calculés. En revanche, les relations entre le nombre d'espèces résidentes et ces 2 indices de pression (de pollution et sur l'habitat et le vivant) semblent plus exploitables car les parts de variabilité expliquée sont de 11 et 12%. Néanmoins, il est toujours difficile de distinguer des seuils robustes sur une métrique exprimée en nombre d'espèces. Nous reviendrons sur ce sujet dans le chapitre traitant du calcul des seuils.

2.3 Relations métrique/pression à l'échelle de la classe de salinité

Le chapitre ci-dessus ainsi que les travaux précédents (Delpech et Lepage, 2009; Girardin *et al.*, 2009) ont montré que les métriques de diversité (richesse spécifique totale et par guildes) ne répondent que très faiblement à l'échelle de l'évènement de pêche (trait de chalut dans les estuaires et relevé de capetichade dans les lagunes). Ceci est en partie dû au très faible nombre d'espèces capturées par opération de pêche. En moyenne, 4 espèces sont capturées par trait de chalut et entre 5 et 6 espèces par capetichade. Par conséquent, de nouvelles analyses ont été réalisées à une échelle plus large : au niveau de la zone haline pour augmenter les nombres d'espèces comptabilisées et de diminuer la variabilité. De nouvelles métriques de diversité (indice de Shannon, indice d'équitabilité, dominance et nombre de guildes), qui étaient difficilement analysables à l'échelle de l'échantillon, ont également été calculées à l'échelle de la zone haline et analysées.

2.3.1 Paramétrage des modèles

Le calcul des métriques à l'échelle de la zone haline a pour conséquence de fortement diminuer le jeu de données analysé. En effet, pour les estuaires, il passe de 1003 traits de chaluts à 100 zones halines étudiées et pour les lagunes, les 302 relevés de capetichades sont réduits à 26 zones halines. Cette réduction du jeu de données entraîne des modifications dans la construction des modèles réalisés, d'une part par rapport au nombre de variables qu'il sera possible d'introduire et d'autre part, dans la loi utilisée pour les modèles de densités.

○ Degrés de liberté

La réalisation des modèles nécessite de conserver un certain nombre de degrés de liberté (ddl). Or, plus on introduit de variables ou de modalités dans un modèle, plus le nombre de degrés de liberté s'en trouve réduit. On perd 1 degré de liberté lorsqu'on introduit une variable quantitative dans le modèle, et on perd (n-1) ddl lorsqu'on introduit une variable qualitative à n modalités. La qualité de l'estimation peut ainsi se dégrader pour de petits échantillons et on parle alors de sur-paramétrage du modèle. Il est recommandé d'avoir un jeu de données contenant 10 fois plus de valeurs que le nombre de ddl perdu. Par exemple, pour les lagunes, avec à peine 30 données, il sera difficile de paramétrer un modèle avec plus 3 variables quantitatives.

○ Loi et équation des modèles

Les métriques étudiées se divisent en 2 catégories : celles exprimées en nombre d'espèces et celles exprimées en densités.

Concernant les métriques de diversité (exprimées en nombre d'espèces), la nature de ces données (nombres entiers positifs) ainsi que leur distribution (Figure 9) nous ont conduit à utiliser des GLMs suivant une loi de poisson. Il n'y a donc pas de changements par rapport aux travaux précédents (Delpech et Lepage, 2009; Girardin *et al.*, 2009), et l'équation correspondant à ces modèles s'écrit de la façon suivante :

$$glm(M_{nb} \sim \text{saison} + \text{salinité} + \text{superficie} + \text{écorégion} + \text{type de pression}, \text{family} = \text{poisson})$$

où M_{nb} correspond aux différentes métriques exprimées en nombre d'espèces. Dans chaque modèle, les variables non significatives seront évidemment retirées.

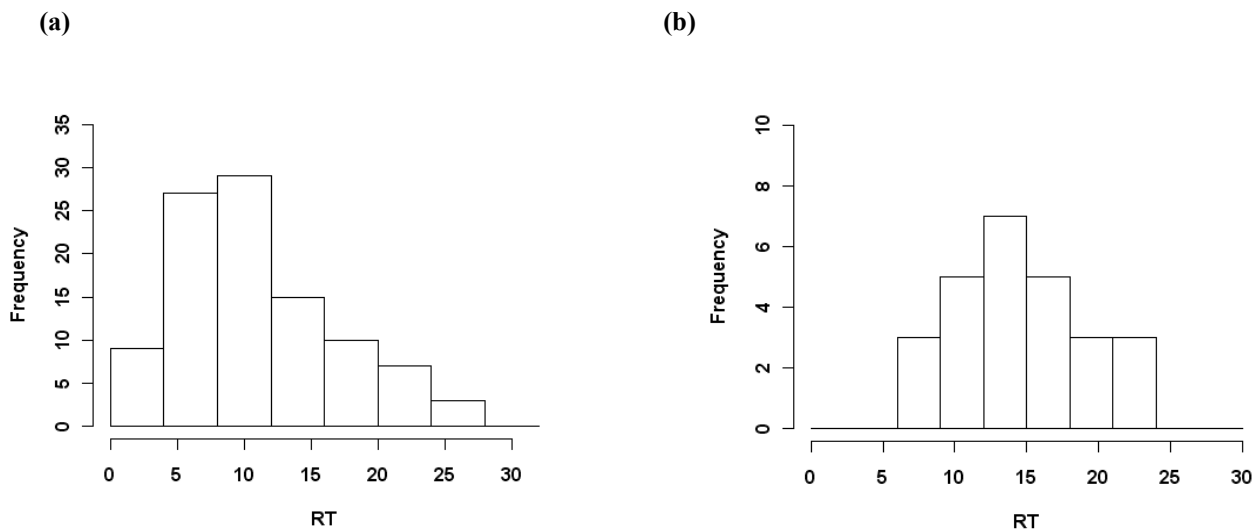


Figure 9 - Histogramme de fréquence des richesses taxonomiques (RT) rencontrées par zone haline dans les estuaires (a) et dans les lagunes (b).

Concernant les métriques de densités, la particularité de l'étude à l'échelle de l'échantillon était une forte présence de valeurs nulles, notamment lorsqu'on raisonnait en termes de guildes. De ce fait, des modèles de type delta étaient réalisés en combinant un sous-modèle concernant les probabilités de présence avec un second sous-modèle réalisés à partir des densités non nulles. A l'échelle de la classe de salinité, la probabilité d'obtenir des densités nulles est beaucoup plus faible, et il est donc inutile de travailler avec des modèles delta. Les modèles utilisés sont donc des modèles gaussiens. Les densités par zone haline sont log-transformées pour diminuer le poids des très fortes densités. La transformation $\log(X + 1)$ sera tout de même utilisée pour pallier l'éventuelle présence de valeurs nulles dans les densités par guildes. Une transformation $\log(X)$ est utilisée pour les densités totales (Figure 10). Par exemple, le modèle concernant la densité totale (DT) dans les estuaires s'écrit :

$$glm(\log(M_{DT}) \sim \text{saison} + \text{salinité} + \text{superficie} + \text{écorégion} + \text{type de pression}, \\ \text{family} = \text{gaussian})$$

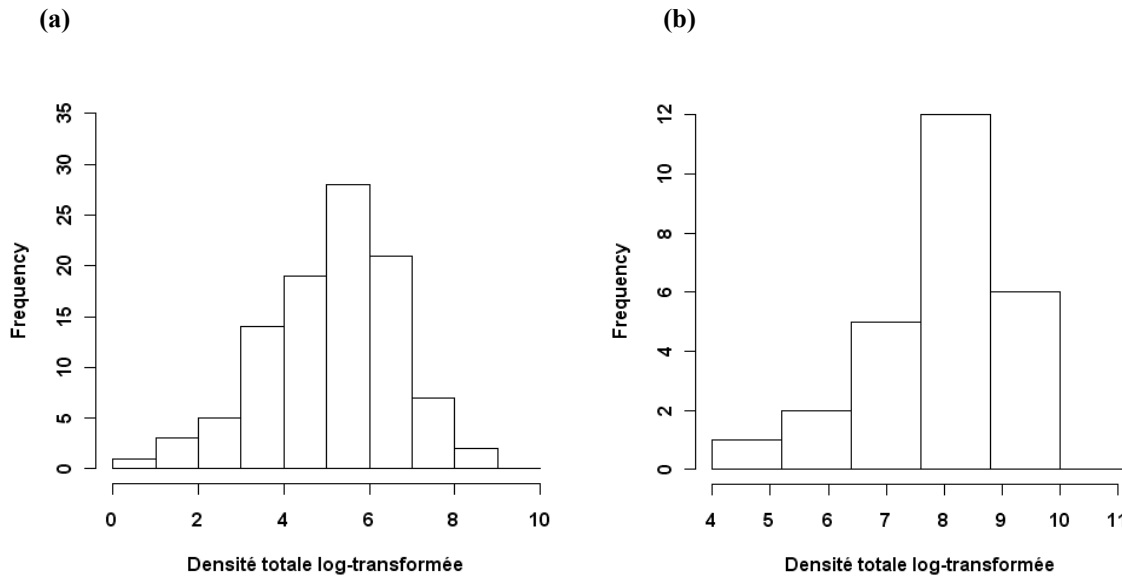


Figure 10 - Histogramme de fréquence des densités totales log-transformées rencontrées par zone haline dans les estuaires (a) et dans les lagunes (b).

2.3.2 Estuaires

Les résultats des modèles obtenus ont été rapportés dans le Tableau 7.

Les facteurs décrivant les variations « naturelles » des cortèges de poissons qui ont été introduits dans les modèles sont les mêmes que ceux recueillis et analysés par Delpech *et al.* (in press) :

- la saison : printemps ou automne,
- la classe de salinité : oligohaline, mésohaline ou polyhaline,
- la superficie de l'estuaire : petite (< 100 km²) ou grande,
- l'écorégion : Manche ou Atlantique.

○ Facteurs environnementaux

A l'échelle de la zone haline, la saison a très peu d'effets sur les métriques. Seule la densité des espèces résidentes (ER) et la densité des espèces marines saisonnières (MS) sont significativement influencées par la saison. L'écorégion aussi a un effet limité. La salinité a un effet sur presque toutes les métriques, ce qui est normal. De plus, les parts de variabilités expliquées par cette variable sont relativement élevées, atteignant jusqu'à 45% pour le nombre d'espèces benthiques. Ceci montre bien que le rassemblement des échantillons et le calcul des métriques à l'échelle de la zone haline a permis de diminuer la très forte variabilité qui résidait d'un trait de chalut à l'autre.

En général, les modèles réalisés à l'échelle de la zone haline permettent d'expliquer un plus fort pourcentage de la variabilité des métriques. Ceci est en partie dû au fait qu'à cette échelle, la variabilité du jeu de données a fortement été diminuée par rapport à la variabilité qui résidait à l'échelle du trait de chalut. Néanmoins, pour 4 métriques de densités concernant les espèces CA, MS, O et Z, les modèles à l'échelle du trait de chalut sont meilleurs.

- Métriques de diversité

Une représentation graphique des relations entre les métriques de diversité et les indices de pressions montre que ces métriques ne paraissent pas être impactées par les pressions anthropiques (Figure 11). Aucune relation négative n'est décelable. Au contraire, la richesse taxonomique aurait plutôt tendance à augmenter avec la pression d'occupation des sols, et l'équitabilité semble augmenter avec la pression de pollution.

Les GLMs produisent les mêmes résultats. Les nouvelles métriques de diversité (indice de Shannon, équitabilité, dominance et nombre de guildes écologiques (GE) et trophiques (GT)) ne sont influencées par aucun des indices de pressions analysés. Seule la richesse taxonomique est négativement influencée par la pression de pollution. Ceci avait déjà été constaté lors de l'étude à l'échelle du trait de chalut. Néanmoins, dans un cas comme dans l'autre, la pollution n'explique qu'une faible part de la variabilité de cette métrique (à peine 2 %), et il paraît donc difficile de pouvoir en extraire des seuils robustes.

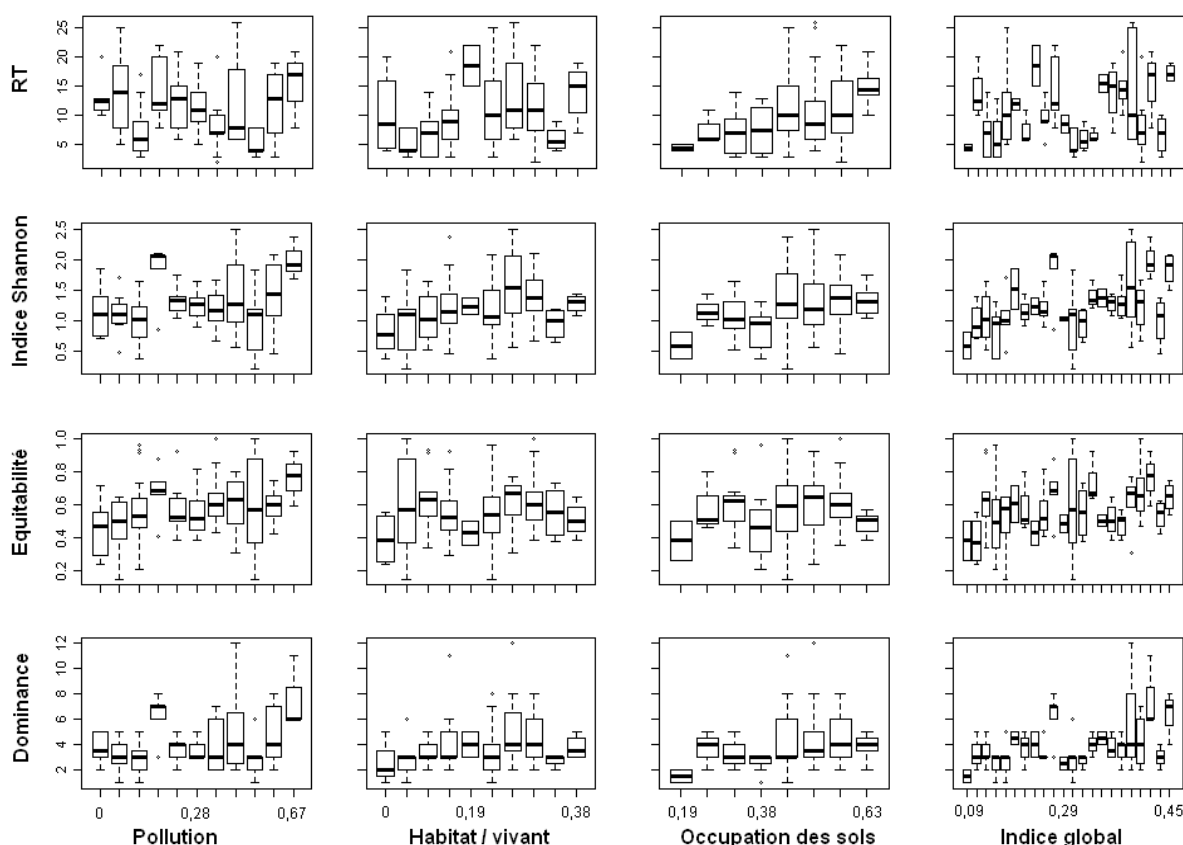


Figure 11 - Relations entre 4 métriques de diversité calculées à l'échelle de la zone haline et les indices de pressions dans les estuaires français.

○ Autres métriques : densité totale et guildes

L'indice de pression de pollution a un effet négatif sur 3 des 4 métriques qui avaient été retenues à l'échelle du trait de chalut (la densité totale, la densité de juvéniles marins et la densité de poissons benthiques). Mais, il n'a plus d'effet significatif sur la densité de migrateurs amphihalins calculée par zone haline. La densité de migrateurs amphihalins paraît plus difficile à interpréter à l'échelle de la zone haline car les facteurs environnementaux utilisés dans le modèle n'expliquent qu'une faible part de la variabilité de cette métrique. Pour les 3 autres métriques, il sera intéressant d'appliquer la méthode de calcul des seuils afin de comparer les différents résultats obtenus selon que l'on raisonne à l'échelle du trait de chalut ou de la zone haline (voir chapitre 3.2.2).

Pour les autres couples métrique/pression, le nombre de relations significatives a nettement diminué par rapport à l'étude à échelle du trait de chalut. De plus, toutes les relations significatives obtenues à l'échelle de la zone haline avaient déjà été mises en évidence à l'échelle du trait de chalut. A priori, l'étude à l'échelle de la zone haline n'apporte donc rien de plus avec les indices de pressions tel que définis actuellement. Soit les métriques candidates ne sont pas sensibles aux différentes pressions que nous avons identifiées, soit le niveau d'observation des métriques ne permet

pas la mise en évidence de réponse biologique, soit encore le niveau de renseignement des pressions n'est pas compatible avec le niveau des observations biologiques. Néanmoins, étant donné que la variabilité a été réduite et que les métriques sont mieux décrites par les modèles, il est possible que les écarts-types soient également réduits lors des simulations effectuées pour le calcul des seuils. Nous appliquerons la méthode de calcul des seuils pour essayer d'établir des seuils robustes pour les couples métrique / pression suivants (voir chapitre 3.3) :

- densité de poissons résidents / indice habitat-vivant,
- nombre d'espèces marines saisonnières / indice occupation des sols,
- nombre d'espèces omnivores / indice habitat-vivant,
- densité de poissons omnivores / indice habitat-vivant.

Tableau 7 : Résultats des modèles réalisés pour les métriques calculées à l'échelle de la zone haline dans les estuaires français de la façade Atlantique et Manche. Effet négatif (-), positif (+), en forme de cloche (+/-) ou en forme de U (-/+). *, **, *** : Significativité de l'effet au seuil de 5%, 1 % et 0,1%. (28,2) : Pourcentage de variabilité expliquée par la variable. En vert, la réponse de la pression est conforme à celle attendue. En rouge, la réponse de la pression est contraire à celle attendue. NS : effet non significatif de la pression.

	Variables environnementales				Indices de pression			
	saison	salinité	superficie	écorégion	Pollution	Habitat vivant	Occupation des sols	Indice global
Métriques de diversité								
Richesse Taxonomique		-/+ *** (28,2)	+ *** (12,0)		- * (2,2)	+ ** (3,2)	+ ** (2,1)	NS
Indice de Shannon (H')		+ ** (10,7)	+ *** (10,0)		NS	NS	NS	NS
Equitabilité (J)		+ * (6,7)			NS	NS	NS	NS
Dominance		+ ** (12,5)	+ ** (11,5)		NS	NS	NS	NS
nombre GE					NS	NS	NS	NS
nombre GT			+ * (15,11)		NS	NS	NS	NS
Densité totale		-/+ *** (17,4)		+ ** (7,1)	- *** (12)	NS	NS	- ** (7,3)
Métriques de diversité fonctionnelle								
<u>Guildes écologiques</u>								
nombre d'esp. CA			+ *** (20,1)		NS	NS	NS	NS
densité CA		- * (6,4)		+ * (4,2)	NS	NS	NS	NS
nombre d'esp. ER		+ *** (31,6)			NS	NS	NS	NS
densité ER	- *** (10,8)	-/+ *** (20,6)	- *** (7,60)	+ * (3,0)	NS	- *** (6,8)	NS	- * (3,7)
nombre d'esp. MJ		+ *** (23,9)	+ ** (8,8)		NS	NS	NS	NS
densité MJ		+ *** (17,2)			- *** (13,7)	- * (4,6)	NS	NS
nombre d'esp. MS			+ *** (11,3)	- * (5,0)	NS	NS	- ** (8,7)	NS
densité MS	- * (3,9)	+ * (6,7)			NS	NS	NS	NS
<u>Guildes de répartition verticale</u>								
nombre d'esp. B		+ *** (45,4)	+ * (2,6)		- * (2,6)	NS	+ * (2,7)	NS
densité B		-/+ *** (18,5)	- * (3,9)	+ * (3,0)	- *** (13,8)	NS	NS	- *** (11,3)
<u>Guildes trophiques</u>								
nombre d'esp. IB		-/+ *** (32,0)			NS	NS	+ ** (5,7)	NS
densité IB		-/+ *** (16,6)	- * (3,7)		- *** (15,9)	NS	NS	- *** (12)
nombre d'esp. O			+ ** (9,0)		- * (4,7)	+ ** (6,2)	NS	NS
densité O			+ ** (9,1)		- * (3,9)	+ ** (7,3)	NS	NS
nombre d'esp. Z		+ *** (23,7)	+ ** (6,1)		NS	NS	NS	NS
densité Z		+ *** (12,7)	+ * (4,0)		NS	NS	NS	NS

2.3.3 Lagunes

Les facteurs décrivant les variations « naturelles » des cortèges de poissons dans les lagunes méditerranéennes qui ont été introduits dans les modèles sont les mêmes que ceux recueillis et analysés par Delpech *et al.* (2009) :

- la saison : printemps ou automne,
- la classe de salinité : oligo-mésohaline ou polyhaline-euhaline
- la superficie de la lagune : petite (<50 km²) ou grande,
- la connectivité : présence ou absence d'un cordon dunaire (lido),
- la section : petite (<100 m²) ou grande surface transversale des graus (Cottet et Lepage, 2009).

Les résultats des modèles obtenus ont été rapportés dans le Tableau 8.

○ Facteurs environnementaux

Le jeu de données ne comprend que 26 valeurs et l'analyse via modèles linéaires généralisés ne semble pas appropriée sur un si petit jeu de données. En effet, pour beaucoup de métriques, aucune variable environnementale n'est significative. L'effet de la salinité est nettement moins probant que pour les estuaires. La superficie et la connectivité n'interviennent dans aucun modèle, tandis que la saison n'influence que la densité des poissons marins saisonniers et la section n'est significative que pour 4 métriques.

○ Métriques de diversité

Tout comme dans les estuaires, à première vue, il existe peu de relations entre les métriques de diversité et les indices de pressions (Figure 12). Il semble donc difficile d'utiliser ces métriques pour qualifier l'état écologique des lagunes. Seuls, l'indice H' de Shannon et l'indice d'équitabilité de Pielou J' semblent diminuer avec la pression d'occupation des sols.

Les GLMs produisent les mêmes résultats. Parmi les 6 métriques de diversité analysées, seule l'équitabilité diminue significativement avec l'indice d'occupation des sols.

○ Autres métriques : densité totale et guildes

Comme pour les estuaires, les couples métrique/pression, montrant des relations significatives à l'échelle de la zone haline, montraient les mêmes types de relations à l'échelle de l'échantillon (à l'exception du couple densités de poissons benthiques / indice de pollution). De plus, les parts de variabilité expliquée à l'échelle de la zone haline sont également plus élevées que lors de l'étude à l'échelle de l'échantillon. Néanmoins, les relations significatives et conformes à celles attendues sont peu nombreuses. La métrique « nombre d'espèces résidentes » diminue lorsque l'indice de pollution et l'indice global de pression augmentent. La métrique « densité d'espèces résidentes » diminue lorsque l'indice de pollution, l'indice de pression sur l'habitat et le vivant et l'indice global de pression augmentent. La métrique « densité de poissons migrateurs » diminue également lorsque la pression de pollution augmente. Nous ne retiendrons que les couples métrique/pression qui fournissent les meilleurs modèles. Ainsi, nous tenterons de calculer des seuils pour les couples métrique/pression suivants :

- densité de poissons migrateurs / indice de pollution,

- nombre d'espèces résidentes / indice de pollution,
- densité de poissons résidents / indice de pollution,
- densité de poissons benthiques / indice global de pression,
- densité de prédateurs d'invertébrés benthiques / indice global de pression,
- densité de poissons zooplanctonophages / indice d'occupation des sols,

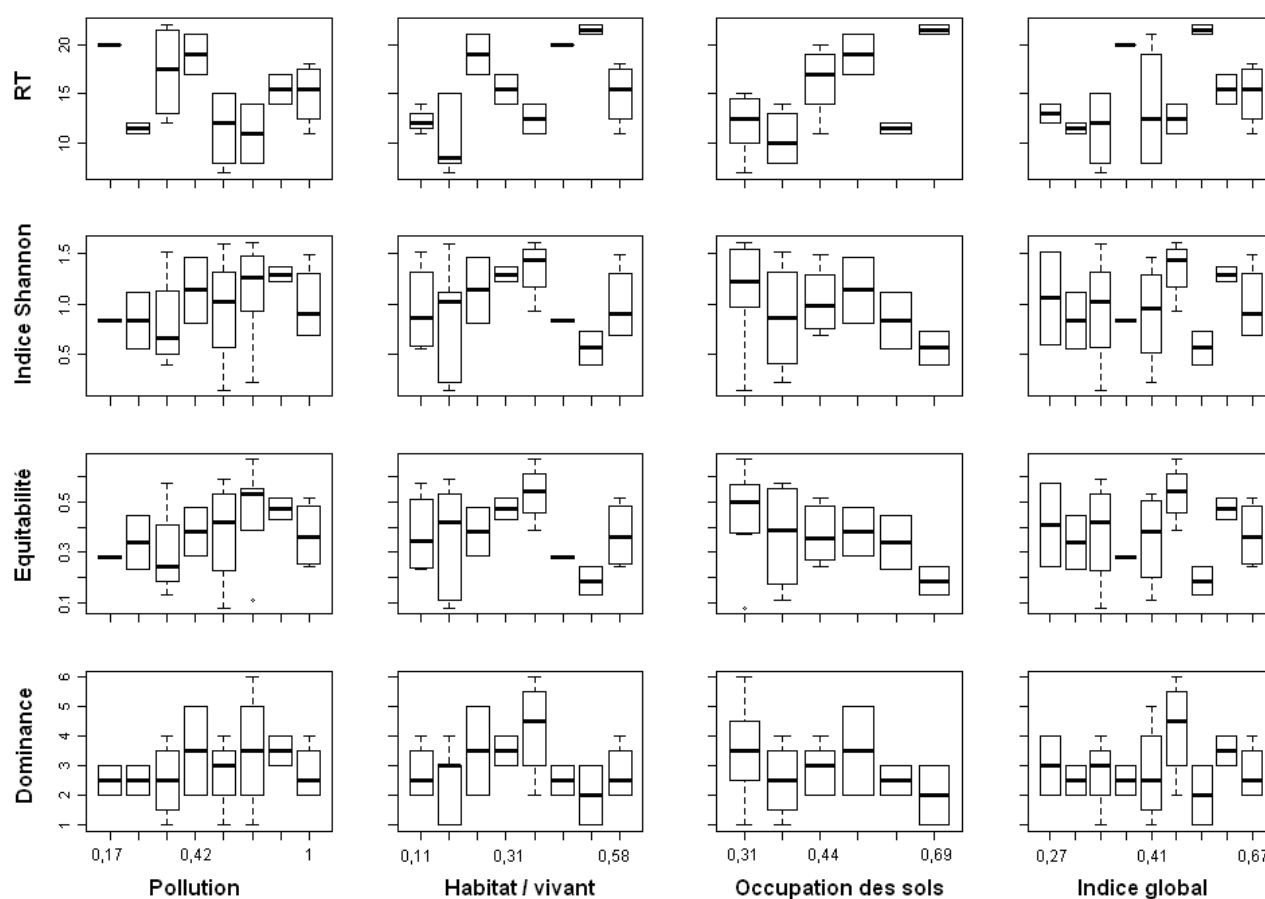


Figure 12 - Relations entre 4 métriques de diversité calculées à l'échelle de la zone haline et les indices de pressions dans les lagunes méditerranéennes.

Tableau 8 -Résultats des modèles réalisés pour les métriques calculées à l'échelle de la zone haline dans les lagunes méditerranéennes. Effet négatif (-), positif (+), en forme de cloche (+/-) ou en forme de U (-/+). *, **, *** : Significativité de l'effet au seuil de 5%, 1 % et 0,1%. (28,2) : pourcentage de variabilité expliquée par la variable. En vert, la réponse de la pression est conforme à celle attendue. En rouge, la réponse de la pression est contraire à celle attendue. NS : effet non significatif de la pression.

Variables environnementales				Indices de pression			
saison	salinité	superficie	section connectivité	Pollution	Habitat vivant	Occupation des sols	Indice global
Métriques de diversité							
			+ *** (50,2)	NS	NS	NS	NS
RT				NS	NS	NS	NS
Indice de Shannon				NS	NS	-* (16,4)	NS
Equitabilité (J)				NS	NS	NS	NS
Dominance				NS	NS	NS	NS
nombre GE				NS	NS	NS	NS
nombre GT				NS	NS	NS	NS
Densité totale				NS	NS	+* (19,7)	NS
Métriques de diversité fonctionnelle							
Guildes écologiques							
				NS	NS	NS	NS
nombre d'esp. CA				-* (20,1)	NS	NS	-* (15,1)
densité CA				-** (21,6)	NS	NS	-* (14,5)
nombre d'esp. ER			+ *** (42,4)	-*** (45,8)	- ** (22,8)	NS	-*** (35,0)
densité ER				NS	+ ** (25,5)	NS	+* (20,2)
nombre d'esp. MJ	+ ** (37,4)			+*** (14,4)	NS	NS	+* (10,9)
densité MJ	+ *** (44,0)			NS	NS	NS	NS
nombre d'esp. MS				NS	+ * (11,2)	NS	NS
densité MS	- * (11,8)		+ * (17,9)	NS		NS	NS
Guildes de répartition verticale							
				NS	NS	NS	NS
nombre d'esp. B	+ * (41,7)		+ *** (23,8)	-** (25,3)	- *** (34,8)	NS	-*** (41,2)
densité B							
Guildes trophiques							
				NS	NS	NS	NS
nombre d'esp. IB				-*** (27,1)	- *** (40,3)	NS	-*** (41,8)
densité IB	- * (17,2)			NS	NS	NS	NS
nombre d'esp. O	- * (16,0)			-** (23,1)	NS	NS	NS
densité O				NS	NS	NS	NS
nombre d'esp. Z				NS	NS	+*** (28,7)	NS
densité Z							

3 De la métrique à l'indicateur

3.1 Ajustement de la méthodologie de calcul des seuils

La méthodologie de calcul des seuils est basée sur des modèles pression-impact, tout comme la sélection des métriques retenues pour l'indicateur. Dans les travaux précédents (Girardin *et al.*, 2009, Delpech *et al.*, in press), elle consistait à calculer les quantiles à 10 et 90% des 2 lois utilisées pour le modèle delta : loi binomiale pour les données de présence-absence et loi gaussienne pour les log-densités non nulles. Puis, ces quantiles étaient multipliés entre eux pour combiner ces 2 lois. Néanmoins, cette méthode a tendance à sous estimer les écarts-types lorsque les probabilités de présence sont très faibles, c'est-à-dire lorsqu'un grand nombre de densités sont nulles. Pour pallier ce problème, nous avons tenté une nouvelle approche. Pour chacune des 3 prédictions en fonction du niveau de pression (milieu fortement, moyennement et faiblement impacté), la valeur prédite par le modèle (P_i), ainsi que son écart-type (EC_{P_i}) sont utilisés pour simuler des échantillons. 5000 échantillons suivant une loi normale de moyenne P_i et d'écart-type EC_{P_i} sont ainsi simulés pour le modèle de présence/absence, puis pour le modèle des log-densités non nulles. Les 5000 simulations des deux modèles sont multipliées entre-elles et les quantiles à 10 et 90% sont calculés sur ce jeu d'échantillons simulés.

La principale différence entre les 2 méthodes s'observe lorsque la probabilité de présence des espèces est faible, par exemple, la probabilité de présence de migrateurs amphihalins dans les petits estuaires de la façade Atlantique. Dans ces cas là, les valeurs prédites par les modèles sont beaucoup moins fiables car les écarts-types sont grands. Cela est susceptible d'entraîner des chevauchements des écarts-types entre les différents niveaux de pression.

Lorsque ces chevauchements sont relativement limités, le système de score 1-3-5 a été adapté afin d'attribuer un score intermédiaire de 2 ou 4 pour les valeurs situées dans la zone de recouvrement (Figure 13).

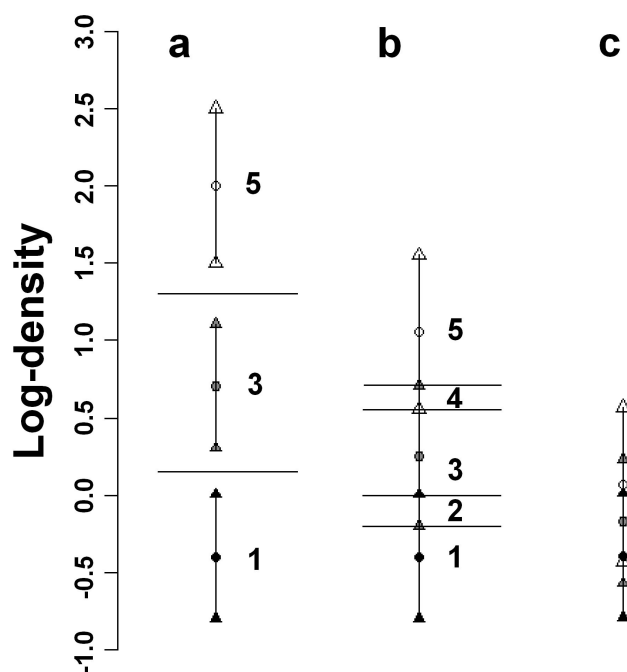


Figure 13 - Système de scoring utilisé pour les métriques de densités.

a : système classique en l'absence de chevauchement des intervalles de confiance.

b : système adapté lorsque le chevauchement est limité.

c : chevauchement trop important, impossibilité de définir des seuils robustes, la métrique n'est pas retenue.

3.2 Seuils et scores

3.2.1 Métriques à l'échelle de l'échantillon

Le nouveau système de calcul des seuils et d'attribution des scores a été appliqué aux 4 métriques (calculées à l'échelle de l'échantillon) retenues jusqu'à présent dans les estuaires et aux 3 métriques retenues jusqu'à présent dans les lagunes.

○ Estuaires

Concernant les estuaires, les seuils calculés ici seront différents de ceux calculés précédemment (Delpech et Lepage, 2009; Girardin *et al.*, 2009) non seulement à cause de la méthode de calcul mais également à cause du jeu de données sur lequel se base ce calcul. En effet, nous rappelons que les données des estuaires bretons échantillonnées en 2007 ont été désormais prises en compte et qu'elles participent donc à la calibration des seuils.

Des seuils ont ainsi été recalculés pour les métriques :

- densité totale,

- densité de poissons migrateurs amphihalins,
- densité de juvéniles marins,
- densité de poissons benthiques,

en fonction de la pression de pollution (cf annexes pour le détail des seuils).

Des seuils différents sont calculés selon les conditions environnementales (combinaison des facteurs : salinité, saison, superficie et écorégion). Pour les 4 métriques, quelques soit les conditions environnementales, les seuils ne se chevauchent pas et permettent donc d'attribuer des scores selon le système de notation 1-3-5. Les différents scores sont moyennés par métrique, puis ces notes par métrique sont moyennées pour donner la note de l'indicateur poisson (Tableau 9).

Tableau 9 : Notes obtenues pour les 4 métriques de densités retenues en estuaires.

	DCA	DMJ	DB	DT	Indicateur poisson
Gironde amont	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
Gironde centrale	0,20	0,20	0,20	0,30	0,23
Gironde aval	0,40	0,20	0,20	0,20	0,25
Adour aval	0,40	0,30	0,40	0,20	0,33
Seudre	0,60	0,20	0,60	0,60	0,50
Trioux	0,60	0,60	0,60	0,20	0,50
Bidassoa	0,60	0,60	0,60	0,40	0,55
Risle	0,80	0,20	0,80	0,60	0,60
Somme	0,47	0,73	0,60	0,60	0,60
Seine aval	0,60	0,80	0,60	0,60	0,65
Blavet	0,60	0,60	0,80	0,80	0,70
Goyen	0,60	0,60	0,80	0,80	0,70
Morlaix	0,60	0,60	0,80	0,80	0,70
Canche	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
Charente	0,60	0,87	0,73	1,00	0,80
Loire	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
Sèvre Niortaise	0,87	0,87	0,60	0,87	0,80
Authie	0,80	0,80	0,80	1,00	0,85
Baie des Veys	0,60	1,00	1,00	0,80	0,85
Scorff	1,00	0,80	1,00	0,80	0,90
Orne	1,00	0,90	0,90	0,90	0,93
Baie du Mont Saint Michel	1,00	0,80	1,00	1,00	0,95
Vilaine	1,00	1,00	0,80	1,00	0,95

Pour certaines masses d'eau, ces notes sont peu différentes de celles déjà calculées auparavant (Figure 14). Ceci est notamment le cas pour les 3 masses d'eau de Gironde, la Baie du Mont Saint Michel, la Vilaine et la Canche. Pour d'autres masses d'eau, telles que le Trioux, la Seine et la Baie des Veys, leur note a été augmentée de l'ordre de 40 à 85%. Et enfin, l'Adour, la Seudre, la Bidassoa, le Blavet et le Goyen ont été fortement déclassés avec ce nouveau système de scoring et de calcul des seuils. Ces nouveaux seuils paraissent plus robustes. En effet, avec les anciens seuils, calibrés sans les masses d'eau bretonnes, les scores des métriques de 5 des 7 masses d'eau bretonnes se retrouvaient systématiquement supérieures aux seuils, ce qui surévaluait l'état de ces masses d'eau (voir chapitre 1 Validation de l'indicateur poisson en estuaires avec des données externes). Les caractéristiques de ces masses d'eau sont désormais prises en compte dans la calibration des seuils et les scores obtenus paraissent davantage en adéquation avec leur état.

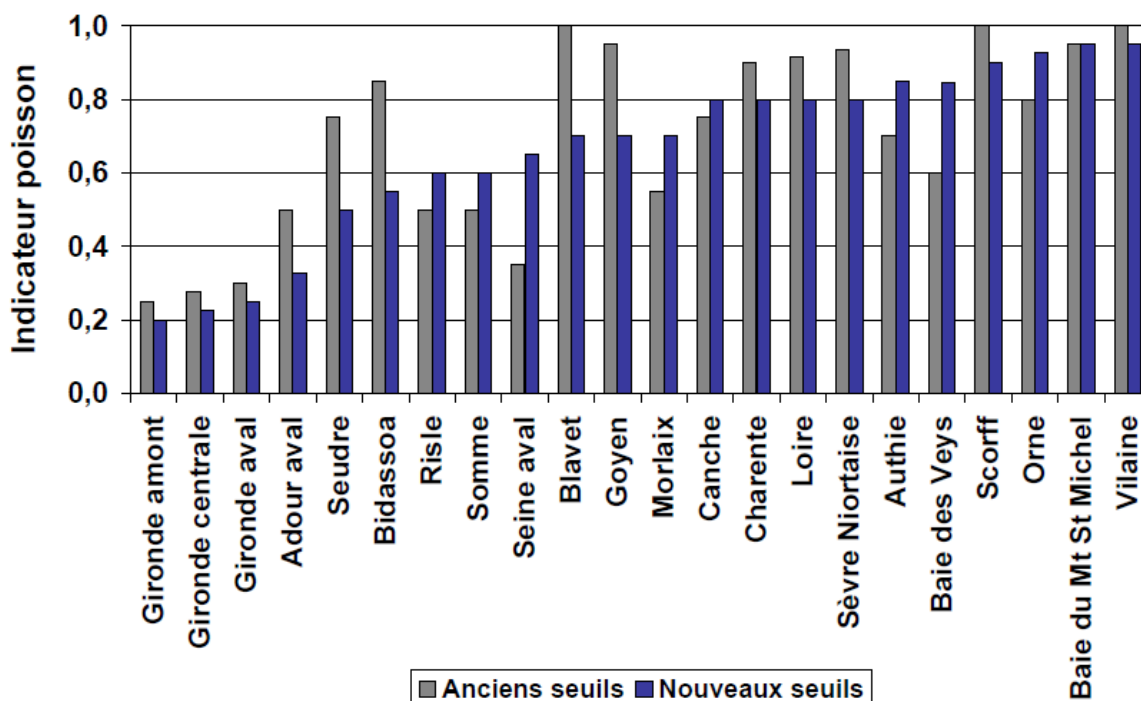


Figure 14 - Scores obtenus pour chaque masse d'eau avec le nouveau système de seuils et comparaison avec les scores obtenus avec l'ancien système de seuils (Figure 1).

Une régression linéaire confirme la relation significative ($p.value < 5\%$) entre les valeurs de l'indicateur poisson et l'indice de pollution (Figure 15). L'équation de cette régression est :

$$\text{Indicateur Poisson}_{\text{estuaire}} = -1,01 * \text{Indice de pollution} + 0,91$$

La pression de pollution explique 67% des variations du nouvel indicateur poisson. Ce coefficient n'était que de 41% lorsque l'indicateur était basé sur l'ancien système de seuils et de scores (Delpech et Lepage, 2009).

Par conséquent, la modification de la méthode de calcul des seuils, ainsi que la prise en compte des données des estuaires bretons pour leur calibration, a permis d'améliorer la sensibilité de l'indicateur développé pour les estuaires. Celui-ci est davantage apte à caractériser l'état de la composante ichthyologique dans les différents estuaires en fonction des pollutions qui affectent ces milieux.

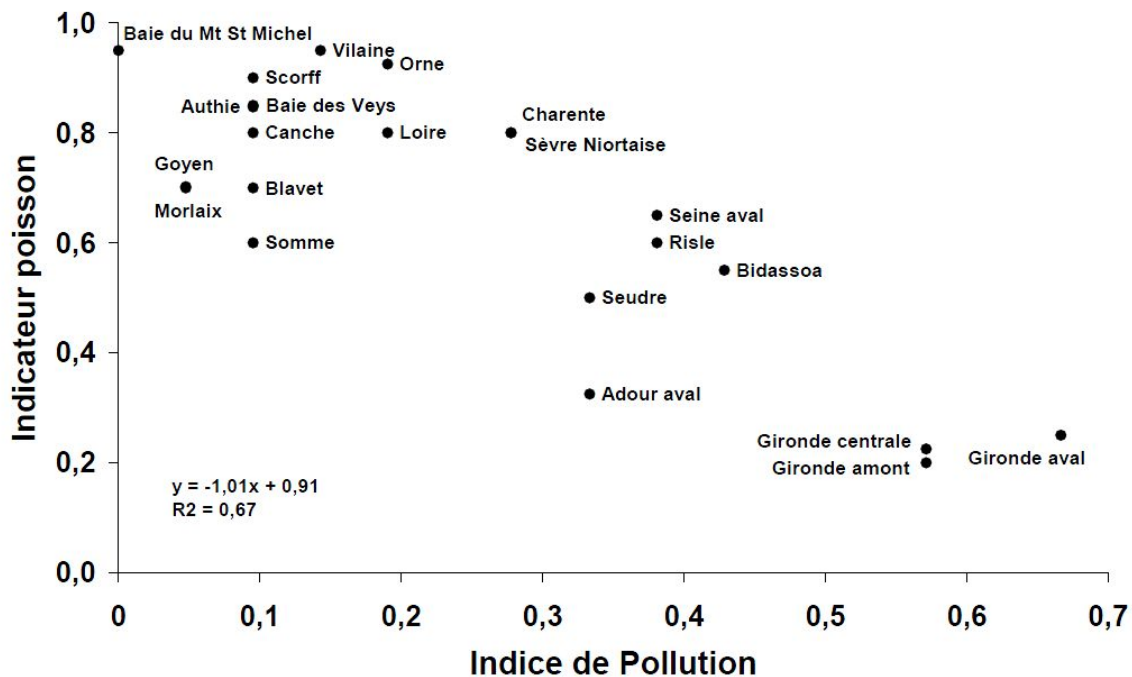


Figure 15 - Relation entre indicateur poisson basé sur le nouveau système de calcul des seuils et indice de pollution dans les estuaires.

○ Lagunes

Pour les lagunes, il a été montré dans le chapitre précédent que la métrique de densité des espèces migratrices réagissent davantage à l'indice global de pression qu'à la pression d'occupation des sols utilisée auparavant. De même, les densités des espèces benthiques (B) et prédatrices d'invertébrés benthiques (IB) semblent être davantage impactées par la pression sur l'habitat et le vivant. De plus, le modèle réalisé pour la métrique de densité des prédateurs d'invertébrés benthiques est meilleur que celui obtenu pour la densité des espèces benthiques.

Suite à ces nouveaux résultats, nous conserverons donc pour l'indicateur poisson en lagunes la métrique de densité des espèces IB plutôt que celle concernant les espèces B.

De nouveaux seuils ont donc été calculés pour les couples métrique/pression suivants :

- densité de migrants amphihalins / indice global de pression,
- densité de poissons IB / indice de pression sur l'habitat et le vivant,
- densité de zooplanctonophages / indice d'occupation des sols (cf annexes pour le détail des valeurs des seuils).

Pour les 2 premières métriques, tous les quantiles obtenus sont parfaitement distincts, et les seuils calculés sont donc robustes. Dans certains cas (zone polyhaline des petites lagunes), les quantiles obtenus pour la métrique de densités des zooplanctonophages se chevauchent. Néanmoins, le recouvrement n'est que partiel et il a été possible de distinguer des seuils selon la méthode « b » (Figure 13). Les notes obtenues par métrique, ainsi que celle de l'indicateur poisson, sont détaillées dans le Tableau 10.

Tableau 10 : Notes obtenues pour les 3 métriques de densités retenues en lagunes.

	DCA	DIB	DZ	Indicateur poisson
Prévost	0,40	0,20	0,30	0,30
Bages-Sigean	0,20	0,20	0,60	0,33
Méjean	0,40	0,20	0,60	0,40
Thau	0,40	0,60	0,20	0,40
Salses-Leucate	0,60	0,20	0,60	0,47
Berre - Grand Etang	0,80	0,40	0,60	0,60
Biguglia	0,60	1,00	0,40	0,67
Grand Bagnas	0,80	0,80	0,40	0,67
Or	0,80	0,50	0,90	0,73
Complexe Vaccarès	0,87	0,80	0,90	0,86
La Palme	1,00	0,80	1,00	0,93

Ces notes ont été comparées à celles obtenues lors des travaux précédents, basés sur l'ancien système de calcul des seuils (Delpech et Lepage, 2009; Girardin *et al.*, 2009). Globalement, les valeurs de l'indicateur poisson en lagunes ont augmentées. Pour Berre et Bages-Sigean, la note est restée inchangée, quant à celle du Prévost, elle a été légèrement diminuée. En ce qui concerne le classement des différentes lagunes, il est pratiquement resté le même. Seules les lagunes de Biguglia et Berre ont perdu 2 places dans le classement par rapport à Grand-Bagnas et Or.

Par conséquent, voici les différentes modifications qui ont été apportées à l'indicateur poisson des lagunes :

- la modification de la méthodologie de calcul des seuils,
- le remplacement de la métrique 'densités des espèces B' par 'densité des espèces IB',
- la prise en compte de pressions autres que l'occupation des sols (pression globale pour la densité des espèces CA et pression sur l'habitat et le vivant pour la densité des espèces IB), n'ont eu qu'un impact limité sur le classement final des lagunes par rapport aux modifications qui ont pu être observées dans les estuaires.

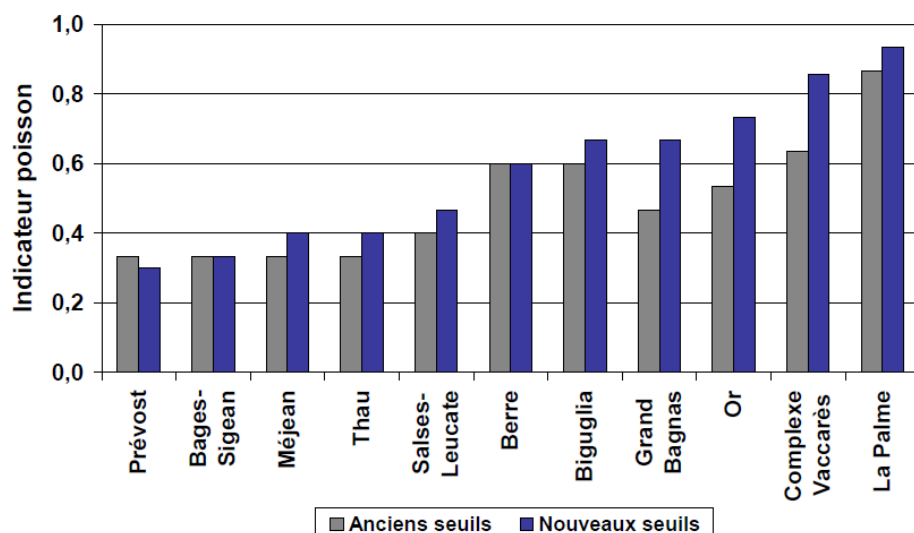


Figure 16 - Scores obtenus pour chaque lagune avec le nouveau système de seuils, et comparaison avec les scores obtenus avec l'ancien système de seuils.

Les nouvelles valeurs de l'indicateur poisson en lagunes ont été comparées à l'indice global de pression afin de confirmer la cohérence entre le diagnostic fourni par l'indicateur et les pressions qui s'exercent sur ces milieux. Une relation linéaire significative ($p.value < 5\%$) montre que 64% des variations de l'indicateur poisson sont expliquées par cet indice global de pression. Les modifications apportées à l'indicateur ont permis d'augmenter sa sensibilité car la relation n'est que de 54% entre les précédentes valeurs de l'indicateur (Delpech et Lepage, 2009) et l'indice global de pression.

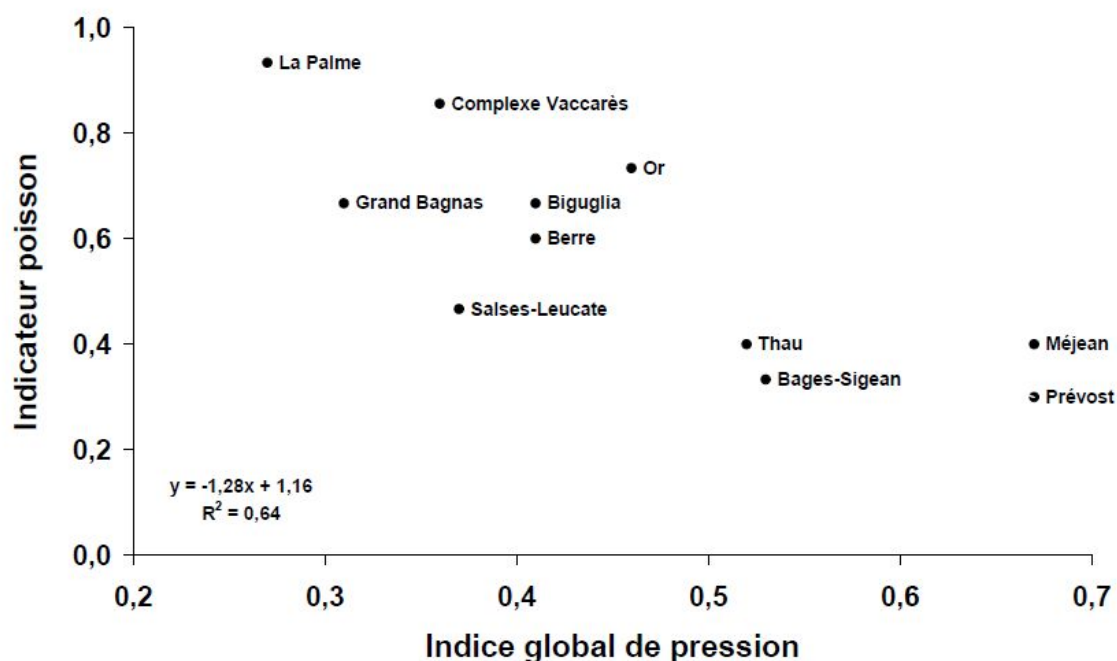


Figure 17 - Relation entre indicateur poisson basé sur le nouveau système de calcul des seuils et indice global de pression dans les lagunes méditerranéennes.

En conclusion, pour les estuaires comme pour les lagunes, les différents traitements réalisés lors de cette étude ont permis d'affiner le diagnostic fourni par les indicateurs poissons en les rendant plus aptes à détecter les perturbations liées aux pressions anthropiques.

Néanmoins, la robustesse de ces indicateurs est discutable à cause du faible nombre de métriques qui les composent. En effet, une valeur exceptionnelle de l'une des métriques pourrait fortement influencer la valeur de l'indicateur, mais le protocole actuel (2 campagnes par an, 3 années de suite) permet de pondérer un peu l'effet des événements exceptionnels. Toutefois, une recherche de métriques supplémentaires, capables de discriminer l'état écologique des masses d'eau de transition, a été entreprise et développée dans le chapitre « 3.3 Vers de nouvelles métriques... ».

De plus, les métriques composant l'indicateur poisson des lagunes permettent de détecter diverses pressions liées aux activités humaines. Cependant, en estuaires, nous n'avons pu déceler que des perturbations liées aux pollutions métalliques et organiques des eaux estuariennes. Il est donc important que les métriques supplémentaires qui seront développées pour cet indicateur puissent répondre à d'autres types de pressions anthropiques.

3.2.2 Comparaison à l'échelle de la zone haline

Les analyses à l'échelle de la zone haline n'ont pas fourni les résultats escomptés concernant les métriques de diversité et les métriques exprimées en nombre d'espèces par guildes. Néanmoins, pour 3 des 4 métriques de densités retenues en estuaires, ainsi que pour les 3 métriques retenues en lagunes, des relations similaires à celles déjà observées à l'échelle de l'échantillon ont été démontrées dans le chapitre « 2.3 Relations métrique/pression à l'échelle de la classe de salinité ». Suite à ces résultats, il est apparu intéressant de comparer les scores et les valeurs de l'indicateur poisson obtenus selon ces 2 échelles d'étude.

○ Estuaires

A l'échelle de la zone haline, la méthode de calcul des seuils a permis de calculer des seuils robustes (sans superposition des intervalles de confiance) pour les 3 métriques analysées : densité des juvéniles marins, densités des espèces benthiques et densité totale de poisson. Les notes par métrique ainsi obtenues ont été reportées dans le Tableau 11.

Tableau 11 : Notes obtenues pour les 3 métriques calculées à l'échelle de la zone haline dans les estuaires.

	DMJ	DB	DT
Adour aval	0,30	0,30	0,30
Authie	0,80	0,80	1,00
Baie des Veys	1,00	1,00	1,00
Baie du Mt St Michel	0,80	1,00	1,00
Bidassoa	0,40	0,40	0,40
Blavet	1,00	1,00	1,00
Canche	0,80	0,80	1,00
Charente	0,73	0,73	1,00
Gironde amont	0,40	0,40	0,60
Gironde aval	0,20	0,20	0,20
Gironde centrale	0,70	0,60	0,60
Goyen	0,40	1,00	0,80
Loire	1,00	0,80	0,93
Morlaix	0,60	0,80	0,80
Orne	0,80	0,80	0,70
Risle	0,20	0,80	0,60
Scorff	0,60	1,00	1,00
Seine aval	1,00	0,80	1,00
Seudre	0,20	0,80	0,80
Sèvre Niortaise	0,87	0,60	0,87
Somme	1,00	0,87	0,87
Trioux	0,60	0,60	0,40
Vilaine	1,00	0,80	1,00

Pour visualiser l'impact de ce changement d'échelle, un nouvel indicateur poisson a été calculé en conservant la métrique de densité des poissons migrateurs à l'échelle du trait de chalut (car aucun indice de pression n'avait d'effet sur cette métrique à l'échelle de la zone haline), et en remplaçant les 3 autres métriques par leurs homologues obtenus à l'échelle de la zone haline. Ainsi, ces valeurs ont été comparées à celles obtenues pour l'indicateur poisson basé sur les 4 métriques calculées à l'échelle de l'échantillon (Tableau 9). Peu de modifications ont été entraînées par ce changement d'échelle (Figure 18). Les principales différences sont une augmentation des notes obtenues pour la Gironde amont et centrale, la Somme, la Seine aval et le Blavet, et une diminution de celles obtenues pour la Bidassoa et l'Orne. Néanmoins, ces valeurs sont beaucoup moins bien corrélées à l'indice de pression de pollution. En effet, une régression linéaire montre que l'indice de pollution explique 48% des variations de l'indicateur composé des 3 métriques à l'échelle de la zone haline, alors qu'il en explique 67% lorsque les 4 métriques sont calculées à l'échelle du trait de chalut (Figure 15).

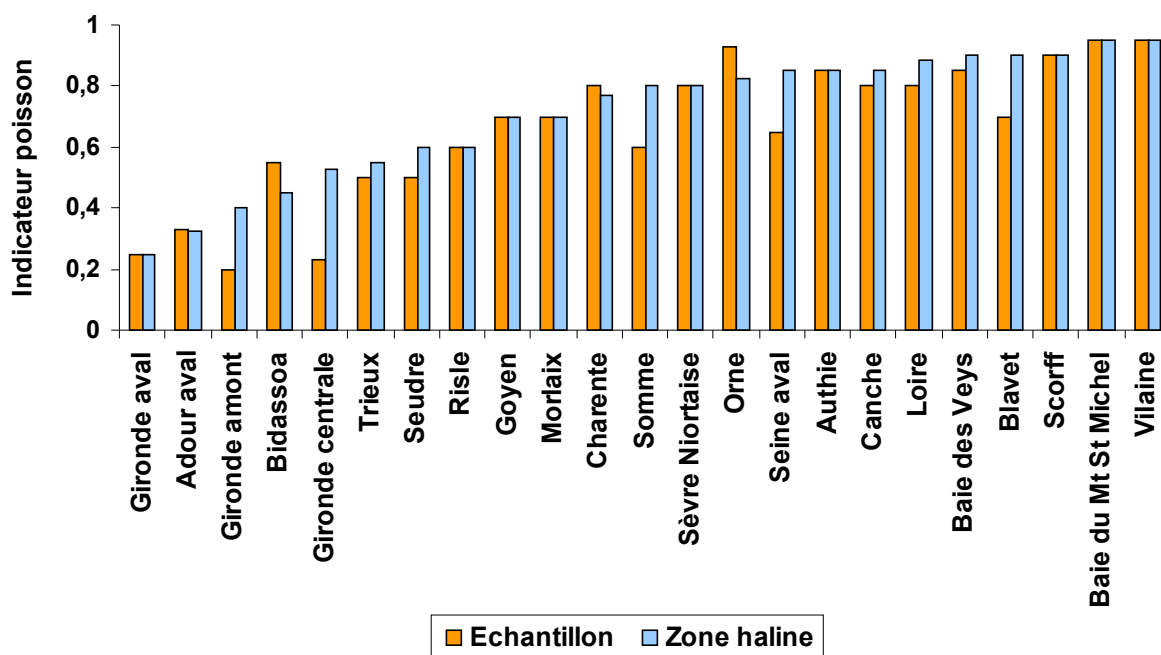


Figure 18 - Comparaison des valeurs de l'indicateur poisson obtenu avec les 4 métriques calculées à l'échelle du trait de chalut (échantillon) avec celles de l'indicateur basé sur 3 métriques calculées à l'échelle de la zone haline (la densité de poissons migrateurs étant toujours calculée à l'échelle du trait de chalut).

Les métriques de densités calculées à l'échelle de la zone haline paraissent donc moins aptes à décrire l'état du peuplement que celles calculées à l'échelle du trait de chalut pour les estuaires. Elles introduisent davantage de bruit dans le diagnostic fourni et permettent moins bien de détecter l'impact de la pression de pollution sur l'indicateur poisson ainsi obtenu.

○ Lagunes

Pour les lagunes, il a également été possible de définir des seuils robustes pour les 3 métriques : densités des poissons migrateurs (DCA), densités des prédateurs d'invertébrés benthiques (DIB) et densités des poissons zooplanctonophages (DZ) calculées à l'échelle de la zone haline. Les notes ainsi obtenues ont été reportées dans le Tableau 12.

Tableau 12 : Notes obtenues pour les 3 métriques calculées à l'échelle de la zone haline dans les lagunes.

	DCA	DIB	DZ
Bages-Sigean	0,40	0,40	0,60
Berre	0,80	0,60	0,60
Biguglia	0,60	0,80	0,20
Complexe Vaccarès	0,30	0,90	1,00
Grand Bagnas	1,00	1,00	0,20
La Palme	1,00	1,00	1,00
Méjean	0,40	0,40	1,00
Or	0,70	0,40	0,80
Prévost	0,20	0,20	0,60
Salses-Leucate	0,80	0,60	0,40
Thau	0,80	0,80	0,20

La même comparaison que celle réalisée pour l'indicateur estuarien a permis de visualiser les notes obtenues pour l'indicateur poisson dans les lagunes selon que l'on se place à l'échelle de l'échantillon ou à l'échelle de la zone haline (Figure 19). Cette opération a entraîné une diminution des notes de 3 lagunes (Biguglia, Or et Vaccarès) et une augmentation des notes des 8 autres lagunes. Au niveau du classement, le plus grand changement est le déclassement de Biguglia qui apparaît ici comme la 3^{ème} lagune la plus dégradées.

La régression avec l'indice global de pression montre que cet indice explique 58% des variations de l'indicateur poisson basé sur les zones halines. Dans le chapitre précédent, nous avons obtenu un pourcentage de 64% de variances expliquées avec l'indicateur calculé à l'échelle de l'échantillon. La différence n'est pas énorme, cependant nous conserverons les métriques calculées à l'échantillon, d'une part car elles sont davantage corrélées à l'ensemble des pressions anthropiques affectant les lagunes, et d'autre part car la modélisation par GLMs apparaît plus robuste avec un plus large jeu de données en rendant mieux compte des variations liées aux facteurs environnementaux.

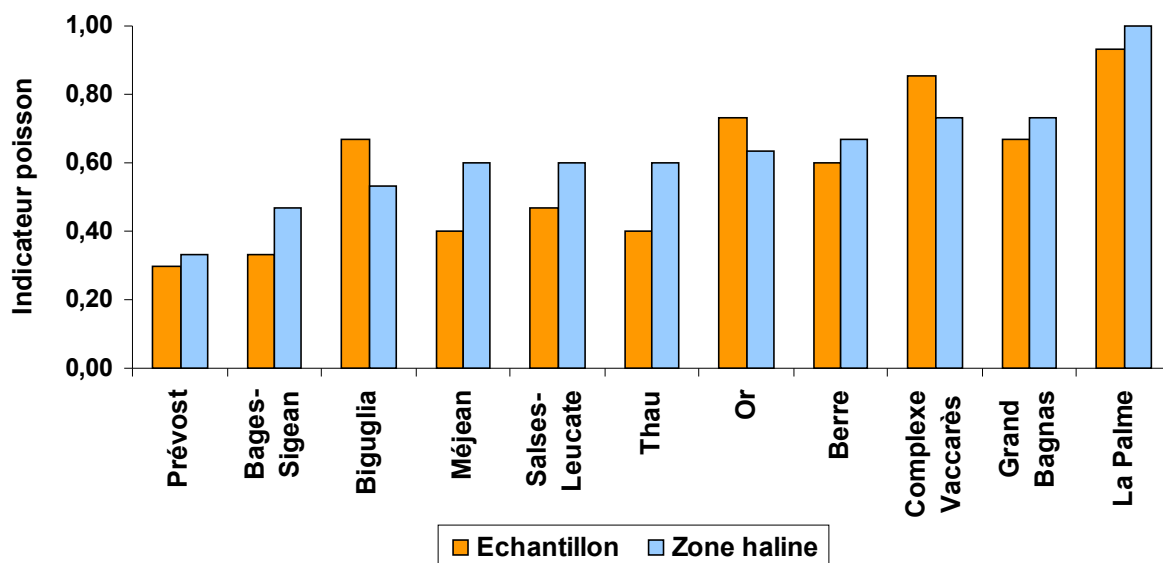


Figure 19 - Comparaison des valeurs de l'indicateur poisson dans les lagunes en fonction de l'échelle utilisée pour le calcul des métriques : échantillon ou zone haline.

3.3 Vers de nouvelles métriques...

Les analyses menées dans les paragraphes 2.2 et 2.3 ont permis de sélectionner un certain nombre de couples métrique/pression pour lesquels des relations significatives ont été observées et qui sont ainsi susceptibles de constituer des métriques supplémentaires. Les différents couples concernés, et pour lesquels la méthode de calcul des seuils décrite dans le chapitre 3.1 a été appliquée, ont été résumés dans le Tableau 13.

Tableau 13 : Couples métrique/pression susceptibles de constituer des métriques supplémentaires. Se référer au Tableau 3 pour l'abréviation des métriques.

Estuaires	Lagunes
<i>Echelle de l'échantillon</i>	
DMS / indice HV	DER / indice HV
DER / indice HV	NER / indice de pollution
DO / indice HV	
NMS / indice CLC	
<i>Echelle de la zone haline</i>	
DER / indice HV	Indice d'équitabilité (J) / indice CLC
DO / indice HV	DER / indice de pollution
NO / indice HV	NER / indice de pollution
NMS / indice CLC	

3.3.1 Métriques de diversité

Parmi les 6 métriques de diversité testées à l'échelle de la zone haline, seule l'équitabilité a montré une relation forte et significative avec l'un des indices de pression, et ceci uniquement dans les lagunes méditerranéennes. Néanmoins, les quantiles, obtenus avec la méthode de calcul des seuils, se superposent entre les différents niveaux de pression. Il est donc impossible d'utiliser cette métrique dans l'indicateur poisson pour le moment. Les métriques de diversité telles que richesse spécifique, indice de Shannon, indice de Simpson, restent encore actuellement des métriques très largement utilisées dans une majorité d'indicateurs poisson (Borja et al., 2004; Harrison and Whitfield, 2004; Coates et al., 2007; Breine et al., 2007) mais les recherches de relation pression-impact que nous avons fait jusqu'à présent se sont révélées infructueuses. Cette métrique mesurant la diversité nous apparaît tout de même importante et nous continuerons à rechercher une façon de mieux visualiser les effets des pressions sur la diversité du peuplement. Il est à noter que la possibilité d'utiliser ou non une métrique en fonction de notre capacité à calculer des seuils sans trop de recouvrement, relève d'un choix assez drastique de notre part. Il serait possible d'introduire plus de souplesse dans le choix des métriques si la combinaison finale des métriques nous apparaissait meilleure pour qualifier l'état d'une masse d'eau compte tenu des incertitudes de classement.

3.3.2 Métriques en nombre d'espèces

La méthode de calcul des seuils sur les métriques exprimées en nombre d'espèces n'a pas donné de résultats pertinents, que ce soit à l'échelle de l'échantillon ou à l'échelle de la zone haline. En effet, les intervalles de confiance sur les valeurs prédites sont beaucoup trop grands. Ceci est peu surprenant pour les métriques calculées à l'échelle de l'échantillon. Néanmoins, l'opération consistant à regrouper les échantillons par zone haline avait été réalisée spécifiquement dans l'objectif de pouvoir prendre en compte ces métriques basées sur des nombres d'espèces. La gamme

de variation de la richesse taxonomique a effectivement été augmentée grâce à cette opération, mais cela n'a pas été le cas pour les nombres d'espèces par guildes. Ces métriques ne sont donc pas aptes à discriminer les milieux selon leurs niveaux de pressions même à cette échelle de la zone haline.

3.3.3 Métriques de densités

○ Estuaires

Des seuils sans recouvrement des intervalles de confiance ont pu être calculés pour les 2 métriques de densités calculées à l'échelle de l'échantillon (DMS et DER) en fonction de l'indice de pression sur l'habitat et le vivant. Les scores correspondant à ces 2 métriques ont été indiqués dans le Tableau 14.

Concernant les 2 métriques DER et DO qui sont significativement impactées par l'indice de pression sur l'habitat et le vivant lorsqu'elles sont calculées à l'échelle de la zone haline, plus de la moitié des intervalles de confiance permettant de délimiter les seuils se chevauchent. Ce résultat s'explique par la faible part de variabilité expliquée par cette pression (moins de 8%). En effet, plus ce pourcentage est faible, plus il sera difficile de distinguer des seuils robustes capables de discriminer les différents niveaux de pressions.

○ Lagunes

Dans les lagunes, les densités d'une seule guildes présentent des relations suffisamment fortes avec les pressions anthropiques pour pouvoir constituer une métrique supplémentaire : la guildes des espèces résidentes. En fonction de l'échelle à laquelle on se place, les poissons de cette guildes ne réagissent pas aux mêmes pressions. En effet, la pression sur l'habitat et le vivant semble jouer localement, alors que la pression de pollution a un effet plus global à l'échelle de la zone haline. Pour la métrique DER calculée à l'échelle de l'échantillon, les quantiles obtenus se chevauchent sous certaines conditions, notamment pour les zones oligo- et mésohalines. Néanmoins, le recouvrement n'étant que partiel, il a été possible d'attribuer des scores. À l'échelle de la zone haline, cette métrique semble également pertinente car des seuils (sans recouvrements des intervalles de confiance) ont pu être déterminés en fonction de la pression de pollution. Les scores obtenus pour cette métrique selon les 2 échelles de calcul ont été reportés dans le Tableau 15. La prise en compte de ces 2 métriques dans l'indicateur ne semble pas utile. En effet, même si elles caractérisent deux pressions différentes affectant les lagunes, ces 2 métriques décrivent la même composante du peuplement de poisson et sont fortement redondantes. La sélection de celle qui sera conservée a été faite en fonction des résultats fournis par l'indicateur poisson avec chacune d'entre-elles (voir paragraphe suivant).

Tableau 14 : Scores obtenus pour les métriques de densités des espèces résidentes (DER) et de densités des espèces marines saisonnières (DMS) calculées à l'échelle de l'échantillon dans les estuaires.

	DER	DMS
Adour aval	0,50	0,20
Authie	1,00	0,60
Baie des Veys	0,20	0,80
Bidassoa	0,20	0,40
Blavet	0,20	0,60
Canche	1,00	0,60
Charente	1,00	0,47
Baie du Mt St Michel	0,30	1,00
Gironde amont	0,40	0,40
Gironde aval	0,40	0,60
Gironde centrale	0,70	0,40
Goyen	0,20	0,60
Loire	0,33	0,73
Morlaix	0,20	0,80
Orne	0,30	0,60
Risle	0,40	0,60
Scorff	0,20	0,80
Seine aval	0,60	0,40
Seudre	0,40	0,60
Sèvre Niortaise	0,20	0,33
Somme	0,47	0,47
Trieux	0,20	0,20
Vilaine	0,80	0,20

Tableau 15 : Scores obtenus pour la métrique de densités des espèces résidentes (DER) calculée à l'échelle de l'échantillon (Ech) et à l'échelle de la zone haline (ZA) dans les lagunes.

	DER-Ech	DER-ZA
Bages-Sigean	0,80	0,60
Berre	0,40	0,60
Biguglia	1,00	1,00
Complexe Vaccarès	0,65	0,70
Grand Bagnas	1,00	1,00
La Palme	0,60	0,60
Méjean	0,60	0,20
Or	0,30	0,60
Prévost	0,20	0,20
Salses-Leucate	0,20	1,00
Thau	0,60	1,00

3.3.4 Intégration de ces métriques à l'indicateur poisson

Suite aux différentes étapes de sélection (test de la pertinence et significativité des réponses face à une pression anthropique et test de la robustesse des seuils), nous avons retenu deux métriques supplémentaires pour l'indicateur poisson en estuaires (densité des espèces résidentes et densités des poissons marins saisonniers) et une métrique supplémentaire pour l'indicateur poisson en lagunes (densités des espèces résidentes).

Des régressions linéaires ont été effectuées entre indicateur poisson et indice global de pression afin de vérifier la pertinence de l'ajout de ces métriques.

○ Estuaires

Pour les estuaires, les 2 métriques supplémentaires (DMS et DER) caractérisent l'impact de la pression sur l'habitat et le vivant alors que les 4 autres caractérisaient l'impact de la pression de pollution. La sensibilité de l'indicateur face à ces 2 types de pressions a été testée à l'aide de régressions linéaires. Un indice global de pression, représentant la moyenne entre les 2 indices de pression cités précédemment, a été calculé et les valeurs de l'indicateur poisson ont été calculées en introduisant tour à tour les 2 métriques supplémentaires. Ainsi, la relation entre les pressions et l'indicateur poisson est de 50% avec les 4 métriques de base (DT, DCA, MJ et DB). En incluant la métrique DMS, nous obtenons un coefficient de détermination (r^2) de 56%. Puis en incluant la seconde métrique supplémentaire, nous augmentons ce coefficient à 57% (Figure 20). La faible contribution de la métrique DER n'est pas surprenante compte tenu de la faible part de variabilité expliquée par le modèle (Tableau 5). Une des perspectives à ce travail sera de perfectionner les indices de pression en ne prenant en compte que les pressions les plus significatives afin d'obtenir un signal plus fort, d'améliorer les modèles produits et de mieux identifier les pressions qui ont le plus d'effet individuel.

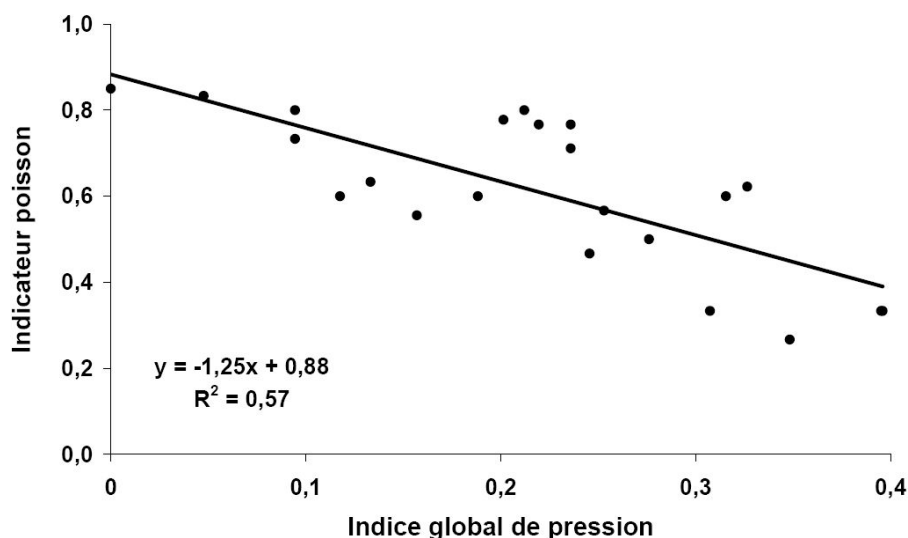


Figure 20 - Régression linéaire entre l'indice global de pression (pollution et pression sur l'habitat et le vivant) et les valeurs de l'indicateur poisson dans les estuaires basé sur les 6 métriques calculées à l'échelle du trait de chalut (DT, DCA, DMJ, DB, DMS et DER).

Les nouvelles valeurs de l'indicateur poisson obtenues pour chaque estuaire ont été représentées dans la figure ci-dessous.

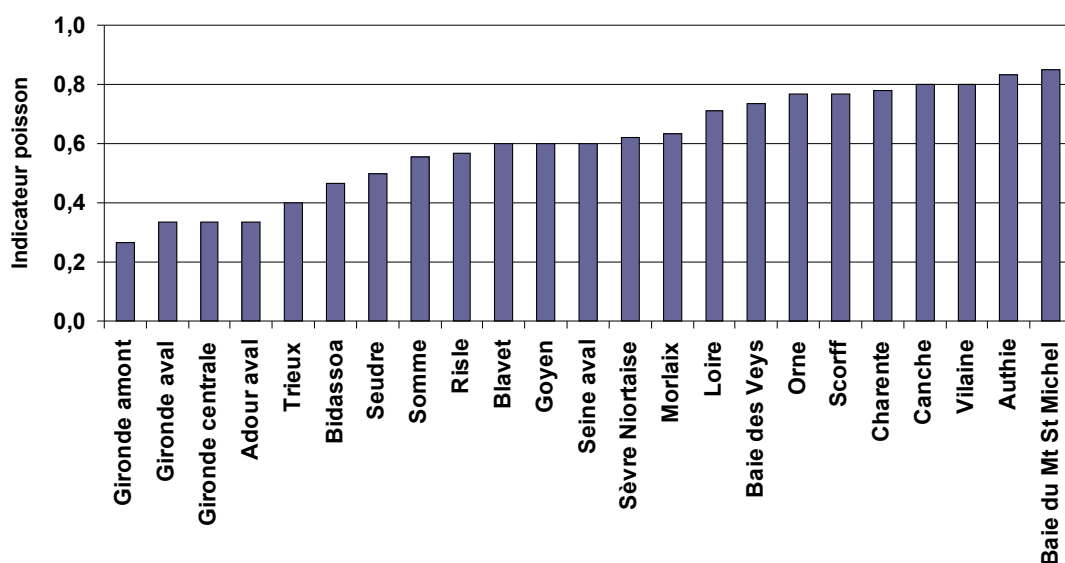


Figure 21 - Classification des masses d'eau estuariennes en fonction des nouvelles valeurs de l'indicateur poisson basé sur les 6 métriques calculées à l'échelle du trait de chalut (DT, DCA, DMJ, DB, DMS et DER).

○ Lagunes

Pour les lagunes, nous avons procédé de la même manière pour statuer de l'échelle à laquelle sera calculée la métrique de densité DER : échantillon (Ech) ou zone haline (ZA). Une régression entre les valeurs de l'indicateur poisson et l'indice global de pression a été effectuée. Lorsque DER-Ech est utilisée, le coefficient de détermination (r^2) est de 62%, donc plus faible que celui obtenu avec seulement les 3 métriques de base (DCA, DIB et DZ). Cette métrique n'est donc pas pertinente. Lorsque la métrique DER-ZA est utilisée, le coefficient de détermination atteint 84%, cette métrique apparaît donc tout à fait pertinente pour améliorer la sensibilité de l'indicateur dans les lagunes.

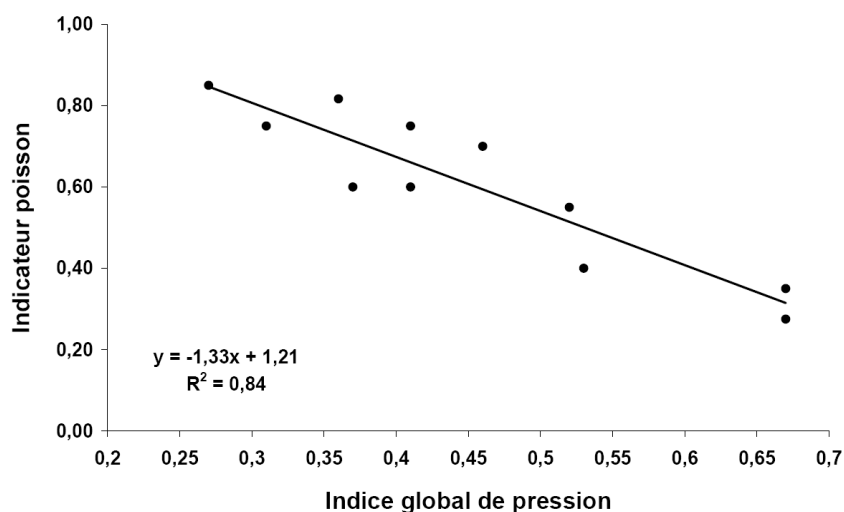


Figure 22 - Régression linéaire entre l'indice global de pression et les valeurs de l'indicateur poisson dans les lagunes basé sur 4 métriques (DCA-Ech, DIB-Ech, DZ-Ech et DER-ZA).

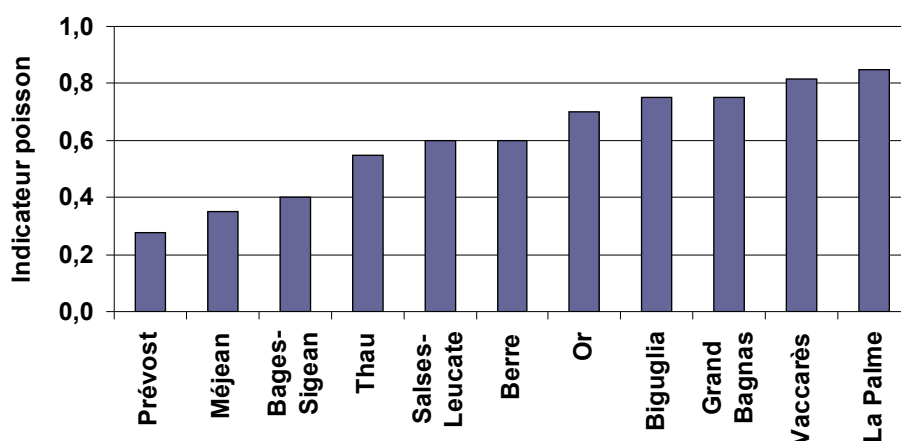


Figure 23 - Classification des lagunes en fonction des nouvelles valeurs de l'indicateur poisson basé sur les 4 métriques : DCA-Ech, DIB-Ech, DZ-Ech et DER-ZA.

4 Conclusion

Les travaux menés en 2009 ont montré qu'il est difficile d'identifier des métriques supplémentaires. Peu de relations pression/impact sont suffisamment significatives pour pouvoir constituer des métriques pertinentes. De plus, outre la relation pression/impact, la métrique doit également être capable de discriminer différents niveaux de pression. Or le calcul des seuils est souvent une étape rédhibitoire.

Les métriques de diversité n'ont pas donné les résultats escomptés à l'échelle de la zone haline. Cependant, il a été possible de déterminer deux métriques supplémentaires pour l'indicateur poisson des estuaires. Ces métriques apparaissent tout à fait pertinentes, d'une part, car elles augmentent la robustesse de l'indicateur poisson en augmentant le nombre de métriques sur lequel l'indicateur est basé, et d'autre part car elles augmentent sa sensibilité face aux niveaux de perturbations des milieux estuariens. De plus, elles permettent de caractériser un nouvel aspect des activités humaines : les pressions sur l'habitat et le vivant (activités de pêche, barrages, dragages...), alors que seule la pollution des eaux estuariennes était prise en compte jusqu'à présent. Pour l'indicateur poisson des lagunes, le panel des pressions a également été élargi. Désormais, les perturbations liées aux pollutions, aux activités de pêche et aux aménagements des berges, ainsi que la présence d'activités humaines sur les zones rivulaires sont caractérisées par les métriques. De plus, une métrique supplémentaire, qui augmente considérablement la sensibilité de l'indicateur face aux pressions anthropiques, a été développée pour les lagunes.

Afin de compléter le travail réalisé, il sera nécessaire d'améliorer les modèles réalisés, notamment en améliorant les indices de pressions utilisés. Une meilleure caractérisation des pressions affectant l'hydromorphologie des eaux de transition ou encore des états d'eutrophisation sera réalisée. De même, une analyse pression par pression et une sélection des pressions qui ont des effets équivalents sont susceptibles d'augmenter le signal perçu par les GLMs et donc la sensibilité des métriques.

Chapitre 2 - Analyses multivariées : travailler directement à l'échelle de l'assemblage de poissons

En vue de répondre aux objectifs de l'action 16, c'est à dire au développement d'un indicateur de qualité écologique des eaux de transition basé sur la composante poisson, une première méthode a été développée. Celle-ci est basée sur des relations pression-impact cherchant à décrire l'effet de pressions anthropiques sur chacune des guildes de l'assemblage de poissons prise individuellement. Cette approche donne déjà de bons résultats et continue à être perfectionnée afin d'améliorer l'indicateur en résultant (cf. Chapitre 1). En parallèle au travail sur cette approche, de nouvelles méthodes potentiellement pertinentes sont également explorées pour compléter les outils actuels.

En particulier, les méthodes dites multivariées sont actuellement considérées. Dans ce type d'approche, on travaille sur une combinaison de métriques, on essaie donc de mettre en évidence les impacts des pressions anthropiques directement à l'échelle de l'assemblage de poissons plutôt que sur les guildes prises séparément. Deux grandes approches ont été considérées jusqu'ici : (i) les méthodes d'ordination type analyse en composantes principales et analyse de redondance et (ii) les méthodes de classification par arbre de régressions multiples. Ce travail a été réalisé dans un premier temps sur les lagunes méditerranéennes, et n'a pas encore été appliqué aux autres eaux de transition.

1 Analyse en composantes principales (ACP) et analyse de redondance (RDA)

1.1 *Analyse en composantes principales: caractérisation et discrimination des lagunes en fonction des variables d'espèces*

1.1.1 Matériel et méthodes

L'analyse en composantes principales est une méthode d'ordination multivariée qui cherche à résumer au mieux l'information comprise dans un ensemble de variables quantitatives (Zuur *et al.*, 2007). Pour cela, on recherche différentes combinaisons linéaires indépendantes des variables telles que les distances entre les observations sur ces composantes soit maximales. Dans notre cas, nous cherchons à résumer l'information incluse dans les densités par guildes et par opération de pêche en un nombre minimal de dimensions, les axes étant appelés composantes principales.

Pour cela, nous utilisons les données récoltées lors des campagnes de pêche DCE en 2006 sur Méjean, Prévost, Grand-Bagnas, Vaccarès, Berre, Thau, Biguglia, La Palme, Salses-Leucate, Or, Bages-Sigean, et les données récoltées en 2009 par l'IFREMER en suivant le protocole DCE, dans les lagunes corses de Diana, Urbino, Palo (Tableau 16, Figure 24).

Tableau 16 - Nombres d'opérations de pêche par lagune utilisé pour l'analyse.

Lagunes	Nombre d'opérations de pêche
Bages-Sigean	27
Berre	30
Biguglia	16
Complexe Vaccarès	14
Diana	18
Grand Bagnas	31
La Palme	32
Méjean	16
Or	15
Palo	16
Prévost	16
Salses-Leucate	52
Thau	45
Urbino	2

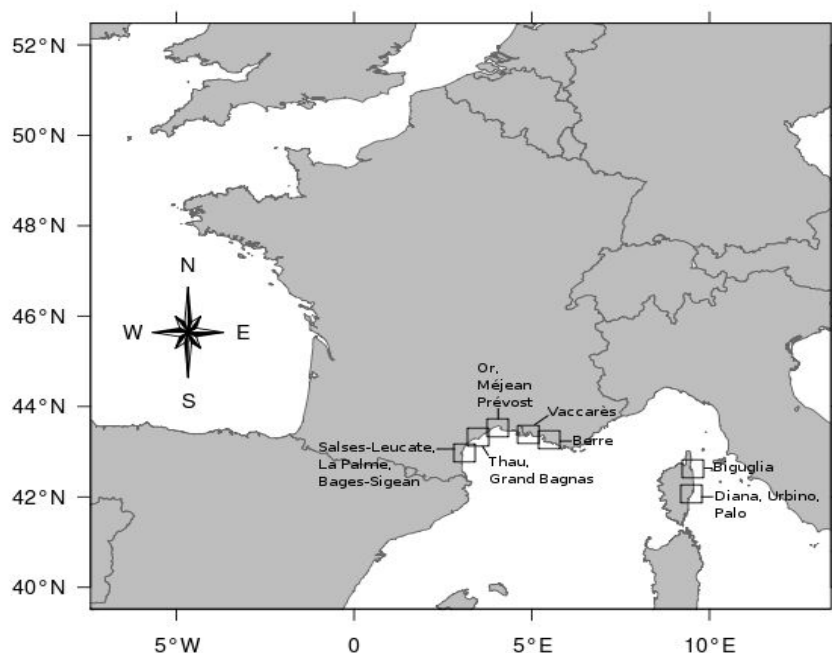


Figure 24 - Localisation des différentes lagunes échantillonnées.

Pour chaque opération de pêche, les mêmes métriques que celles présentées dans le chapitre précédent (Tableau 3) sont calculées.

Le premier travail consiste à sélectionner les métriques à conserver. Pour cela, les métriques incluant un trop grand nombre de densités nulles sont éliminées. Les métriques trop fortement corrélées sont ensuite retirées afin d'éviter la redondance de l'information. Seules 5 métriques sont ainsi conservées:

- densité de juvéniles marins (DMJ)
- densité d'espèces résidentes (DER)
- densité de migrateurs amphihalins (DCA)
- densité d'espèces omnivores (DO)
- densité de poissons se nourrissant d'invertébrés benthiques (DIB)

Ces métriques sont ensuite transformées par transformation racine carrée, afin de limiter l'influence des très fortes valeurs et se rapprocher d'une distribution normale. Puis elles sont centrées réduites (on parle d'analyse en composantes principales sur matrice de corrélations) afin de se ramener à une échelle de valeurs communes (Zuur *et al.*, 2007).

Le tableau est donc constitué de N lignes, avec N le nombre total d'opérations de pêche, et 5 colonnes qui sont les 5 métriques retenues.

Le même travail est également réalisé à l'échelle de la masse d'eau. Pour chaque masse d'eau une densité moyenne pour chacune des 5 métriques est calculée en faisant la moyenne des racines carrées des densités observées pour chaque opération de pêche dans la lagune. Ces données sont ensuite centrées réduites. On dispose donc d'un tableau de M lignes avec M le nombre de masses d'eau et de 5 colonnes.

Les résultats des ACP à l'échelle de l'opération de pêche et à l'échelle de la masse d'eau étant très similaires, on ne présente ici que les résultats à l'échelle de la lagune.

1.1.2 Résultats

L'analyse des valeurs propres (Figure 25c) associées à chacun des axes de l'ACP montre que plus de 78% de la variabilité totale du tableau se trouve résumer par les deux premiers axes de l'ACP, l'axe 1 représentant à lui seul 48 % de la variabilité totale.

On distingue sur la figure (Figure 25a) un groupe de 6 masses d'eau qui ont une forte valeur sur l'axe 1: Palo, Biguglia, La Palme, Vaccarès, Grand Bagnas et Urbino. A l'opposé, Prévost semble se détacher avec une coordonnée fortement négative sur cet axe. D'un point de vue des corrélations (Figure 25b), l'axe 1 est assez fortement corrélé à 4 métriques (DER, DO, DMJ, DIB), la densité des juvéniles marins étant corrélée négativement. Par contre, l'axe 2 est essentiellement corrélé à la densité de migrateurs amphihalins, et dans une moindre mesure aux résidents estuariens.

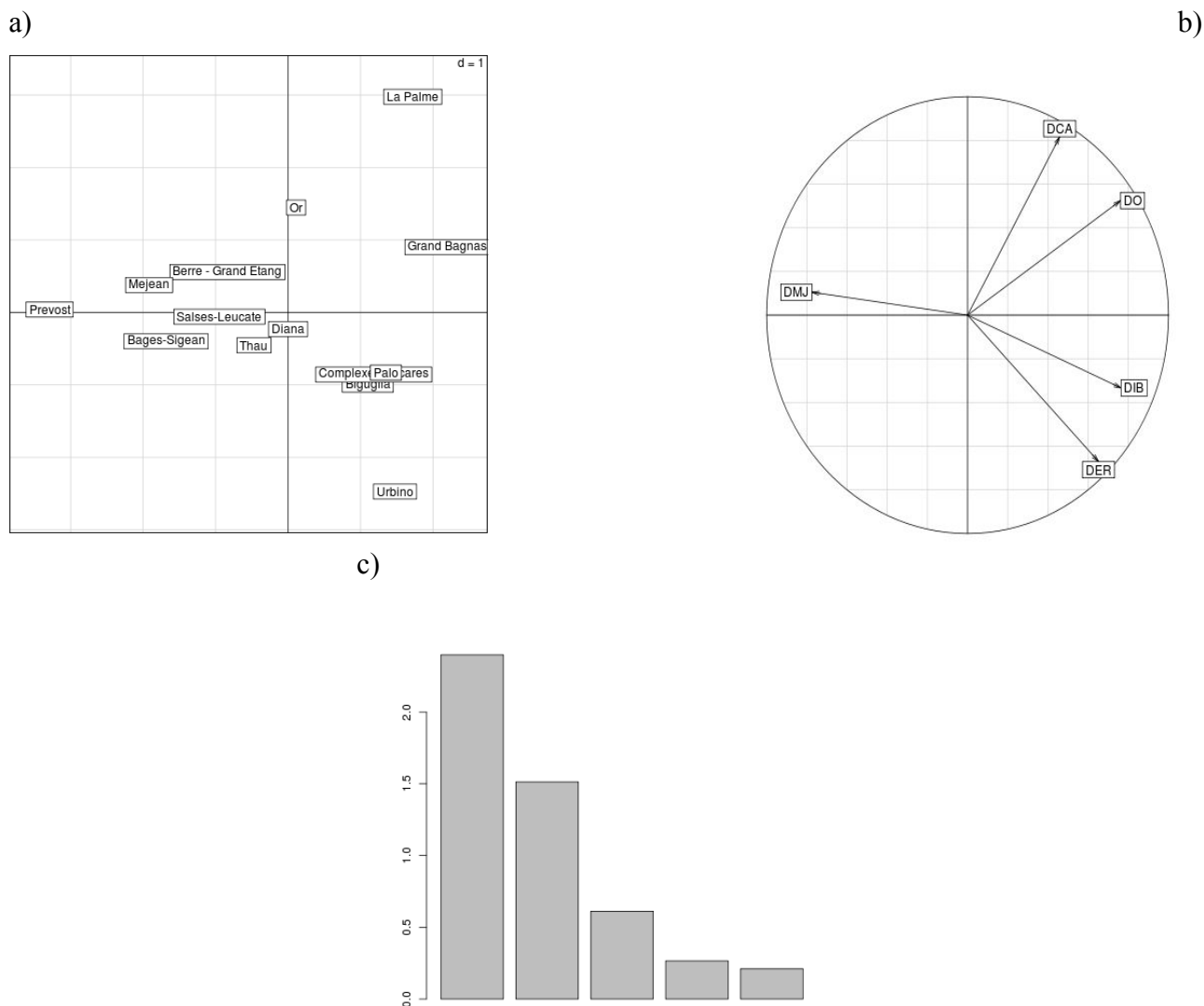


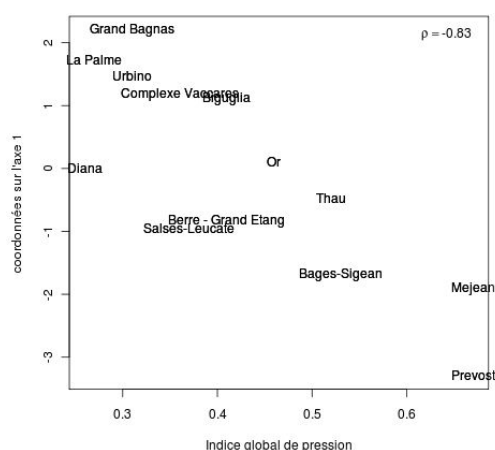
Figure 25 - Résultats de l'analyse en composantes principales réalisée à l'échelle de la masse d'eau. Le graphique a en haut à gauche représente la position des différentes lagunes sur le plan défini par les composantes 1 (abscisse) et 2 (ordonnées). Le graphique b en haut à droite représente la corrélation des métriques de densités aux axes 1 (abscisse) et 2 (ordonnées) de l'analyse. Le graphique c en bas représente la valeur propre associés à chacun des axes de l'analyse.

Si l'on observe l'indice global de pression, tel que définit dans Cottet et Lepage (2009), on observe une très bonne corrélation (indice de Pearson $\rho = -0.83$) avec la position sur l'axe 1 de l'ACP (Figure 26a): les lagunes peu anthropisées étant placées à la droite du graphique tandis que celle plus fortement anthropisées se trouvent à gauche du graphique (Figure 25a).

Cela semble montrer que la position sur l'axe 1 pourrait constituer un bon indicateur de pression s'exerçant sur les masses d'eau (Figure 26b).

Afin de s'en assurer, on réalise une analyse de redondance.

a)



b)

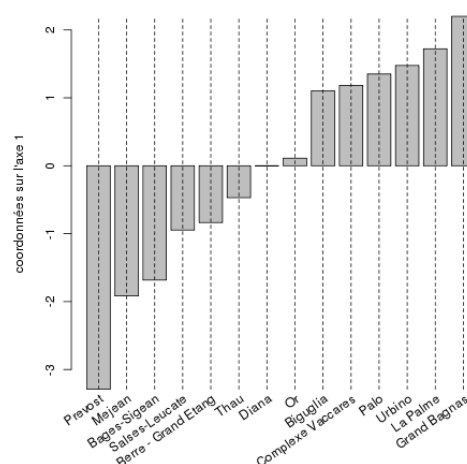


Figure 26 - a : Corrélation entre la position des masses d'eau sur l'axe 1 de l'analyse en composantes principales, et l'indice global de pression préalablement défini par le Cemagref. b : Cordonnées sur l'axe 1 de l'ACP des différentes lagunes considérées.

1.2 Analyse de redondance: lier les variables d'espèces aux pressions anthropiques

1.2.1 Matériel et méthodes

Si l'analyse en composantes principales cherche à résumer l'information contenue dans un ensemble de variables quantitatives, typiquement des densités de poissons, l'analyse de redondance cherche à résumer au mieux l'information commune trouver simultanément dans deux jeux de variables quantitatives (Zuur *et al.*, 2007), dans notre cas les densités et les pressions anthropiques.

On réutilise donc le tableau utilisé pour l'ACP (celle à l'échelle de la masse d'eau) qu'on croise avec un tableau de pressions contenant pour chaque lagune les valeurs de l'indice de pollution, la valeur de l'indice Habitat du Vivant, la valeur de l'indice CLC et la valeur de l'indice global, ces quatre variables étant préalablement centrées réduites. L'analyse de redondance cherche alors des axes résumant au mieux simultanément l'information des tableaux de densité et de pression.

La lagune de Palo a du être retirée de l'analyse puisque les indicateurs de pression n'étaient pas disponibles pour cette masse d'eau au moment de l'analyse.

1.2.2 Résultats

On observe que 91% de la variance totale est résumée par les deux premiers axes de l'analyse de redondance (Figure 27b). L'axe 1, comme le laissait supposer l'analyse en composantes principales, est fortement corrélé positivement à l'indice global de pression et également à l'indice de pression sur l'habitat et le vivant (Figure 27d). Dans le même temps, cet axe est négativement corrélé aux densités d'omnivores et dans une mesure un peu moindre, aux densités de migrateurs amphihalins, résidents estuariens et poissons se nourrissant d'invertébrés benthiques (Figure 27c). Cela semble donc démontrer que les masses d'eau subissant de fortes pressions anthropiques sont caractérisées par de relativement faibles densités pour ces quatre guildes. Par contre, on note que comme pour

l'analyse en composantes principales, la densité en juvéniles marins est corrélée négativement avec les densités des autres guildes. Un groupe de lagunes fortement anthropisées (Méjean et Prévost principalement) se distingue à la droite de la figure 27a. A l'inverse, des lagunes plus propres semblent se dégager, notamment La Palme et Grand Bagnas sur la gauche de la figure 27a.

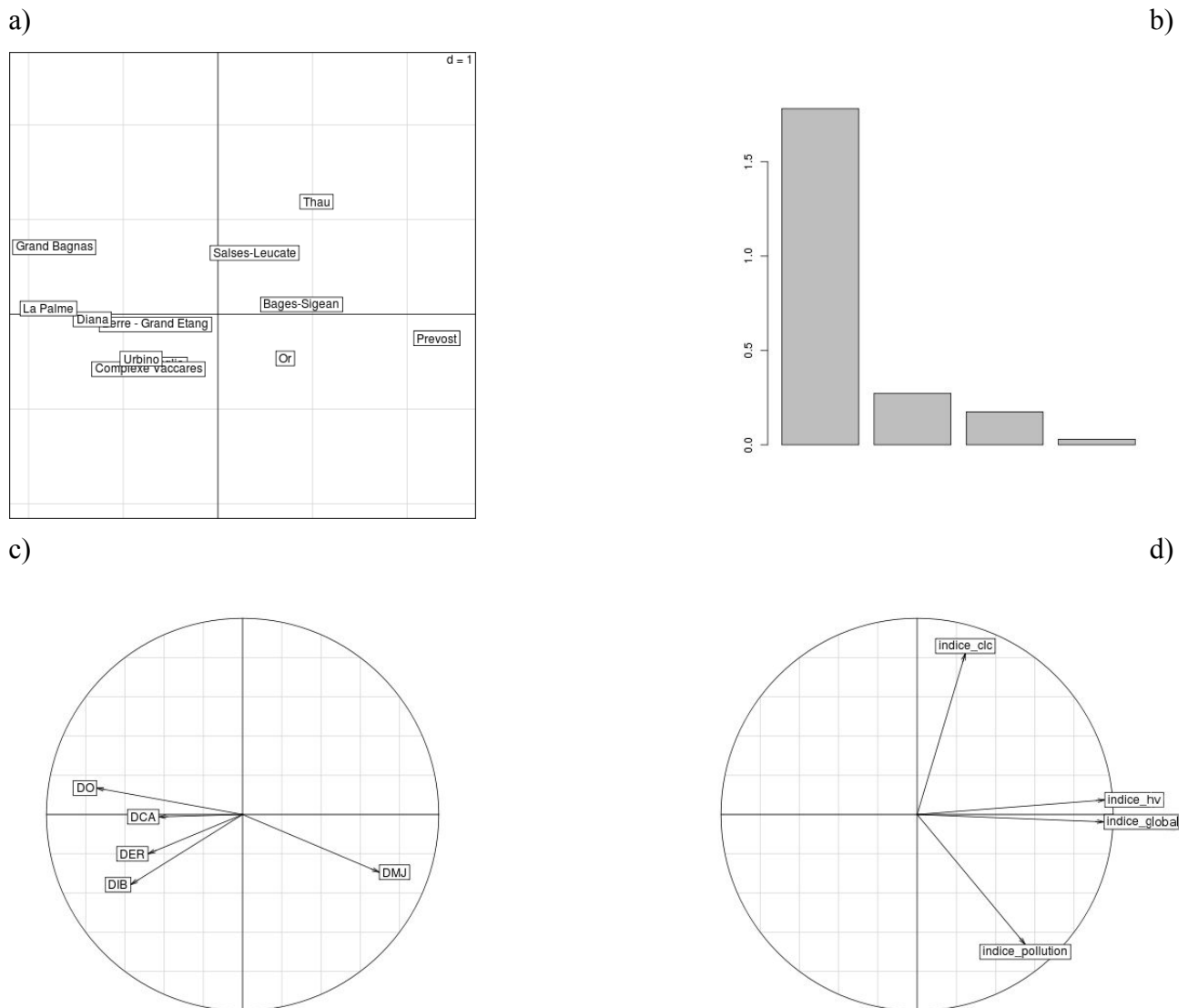
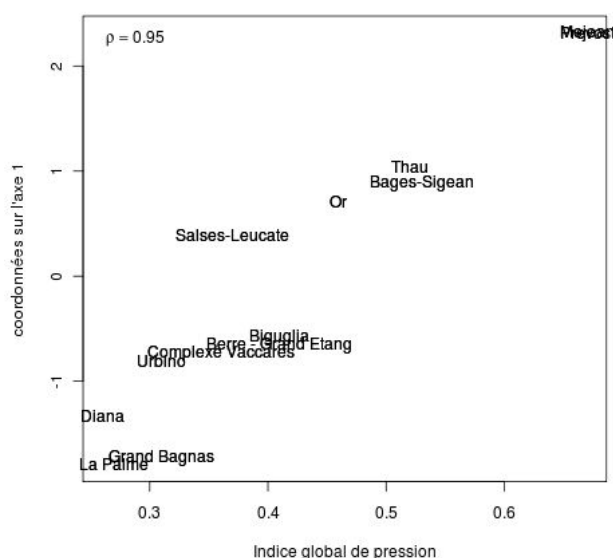


Figure 27 - Résultats de l'analyse de redondance. Le graphique a en haut à gauche représente la position des différentes lagunes sur le plan défini par les composantes 1 (abscisse) et 2 (ordonnées). Le graphique b en haut à droite représente la valeur propre associée à chacun des axes de l'analyse. Le graphique c en bas à gauche représente la corrélation des métriques de densité aux axes 1 (abscisse) et 2 (ordonnées) de l'analyse. Le graphique d en bas à droite représente la corrélation des indices de pression aux axes 1 (abscisse) et 2 (ordonnées) de l'analyse.

Comme attendu, on observe une très forte corrélation entre la coordonnée sur l'axe 1 et l'indice global de pression (Figure 28b). Les coordonnées sur l'axe 1 semblent donc permettre une classification des masses d'eau, les moins anthropisées ayant une coordonnée faible (Figure 28a).

a)



b)

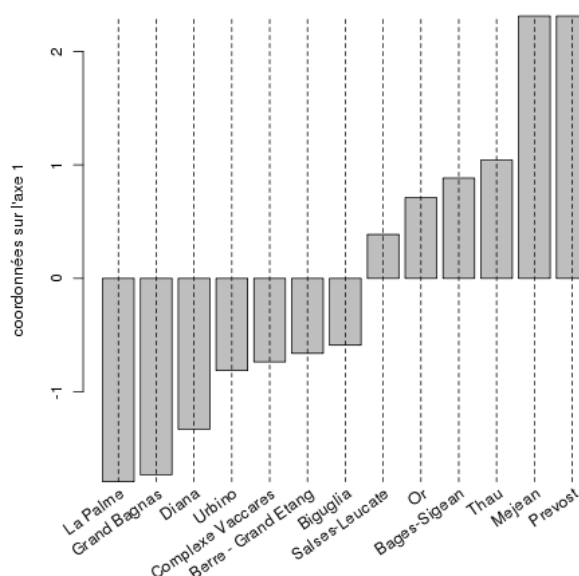


Figure 28 - a : Corrélation entre la position des masses d'eau sur l'axe 1 de l'analyse de redondance, et l'indice global de pression préalablement défini par le Cemagref. b : Cordonnées sur l'axe 1 de l'analyse de redondance des différentes lagunes considérées.

1.3 Discussions – Perspectives

Ces méthodes semblent donc donner des premiers résultats intéressants. Elles ont l'avantage, par rapport aux méthodes univariées, de considérer directement l'assemblage des poissons, et ne nécessitent donc pas de pondérations ultérieures des données. Ce travail devra être poursuivi, notamment avec les nouvelles données qui seront acquises lors de la campagne d'échantillonnage 2010 des lagunes du district de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse.

Les premiers résultats semblent montrer que les lagunes en bon état écologique sont caractérisées par des fortes densités de résidents estuariens et/ou d'omnivores et/ou de migrateurs amphihalins et/ou de poissons se nourrissant d'invertébrés benthiques. Par contre, résultat plus surprenant, la densité de juvéniles marins semble réagir plutôt positivement à des pressions anthropiques, ce qui va à l'encontre des hypothèses faites à priori sur la réponse des guildes aux pressions et reste donc à interpréter.

Ces méthodes semblent donc pertinentes pour fournir un diagnostic sur l'état écologique des masses d'eau, et elles présentent le gros avantage de considérer l'ensemble des guildes simultanément. Il reste cependant à vérifier que ces méthodes sont suffisamment précises et sensibles pour pouvoir discriminer les masses d'eaux en fonction des pressions anthropiques qui s'y exercent. Cela passe notamment par une classification hiérarchique des masses d'eau selon leurs coordonnées sur les deux premiers axes (de l'ACP ou de la RDA), puis par une analyse discriminante et une analyse d'inertie, ceci afin de vérifier que les différences de notes obtenues entre les masses d'eau ne peuvent pas être expliquées uniquement par le hasard.

Les deux méthodes fournissent, comme on s'y attendait, des résultats relativement proches. Toutefois, quelques lagunes sont plus ou moins bien notées selon la méthode, notamment la lagune

de Thau, beaucoup moins bien notée lors de l'analyse de redondance que lors de l'ACP, ou Diana qui à l'inverse, est mieux notée lors de l'ACP que lors de la RDA. Cela peut s'expliquer par l'indice global de pression qui contribue fortement à la construction des axes de l'analyse de redondance et qui reste encore à affiner.

2 Arbres de régressions multiples

Comme nous l'avons vu dans la section précédente, certaines analyses multivariées permettent de faire le lien entre un ou des indices de pression, et l'assemblage ichtyofaunistique dans son ensemble. Parmi cette famille de méthodes, les arbres de régressions multiples (De'Ath, 2002) permettent d'explorer l'impact de variables explicatives sur plusieurs variables quantitatives à expliquer simultanément. L'arbre est construit itérativement en séparant en deux partitions des groupes tels que la distance Euclidienne intergroupe soit maximale et que la distance euclidienne au centroïde intragroupe soit minimale. Chaque groupe est caractérisé par un critère sur une des variables explicatives. L'ordre "d'utilisation" des variables explicatives dans la construction de l'arbre reflète donc leurs impacts relatifs sur les deux variables à expliquer (Drouineau, 2008).

Ainsi, dans notre cas, les arbres de régressions multiples peuvent être utilisés pour mettre en relation des métriques observées sur l'assemblage de poissons, et des indicateurs de pressions anthropiques. Les partitions de l'arbre ainsi construites doivent permettre de mettre en évidence des critères sur l'assemblage de poissons démontrant des impacts anthropiques, et donc permettre une notation des masses d'eau en fonction de leur état écologique comme demandé par l'action 16 de la convention ONEMA/CEMAGREF. Ce type de méthodes peut ensuite être utilisé de façon prédictive pour prédire l'assemblage de poisson pour des lagunes qui serait dans un état de référence, comme présenté dans le rapport de l'action 12 de la convention ONEMA/CEMAGREF 2009.

On va donc utiliser un arbre de régressions multiples pour voir si on peut construire un arbre capable de prédire le niveau de pression subie par la masse d'eau à partir des métriques observées. Ce travail se déroule en trois étapes : (i) sélection des métriques et des indices de pressions, (ii) construction de l'arbre, (iii) utilisation de l'arbre comme outil prédictif.

2.1 Matériel et méthodes

Les mêmes données que dans le Chapitre 2 -1 sont utilisées, sauf les données des lagunes corses récoltées en 2009 (lagunes de Diana, Urbino, Palo) qui n'étaient pas encore disponibles au moment de l'analyse. Les mêmes métriques sont calculées, plus des métriques de présence absence et des nombres d'espèce par guild.

Afin de construire un arbre, il faut dans un premier temps choisir les indices de pressions et les métriques qu'on utilisera dans la formule de régression. On travaille ici à l'échelle de l'opération de pêche. Les métriques considérées sont: présence-absence, nombre d'espèces par guild et densité (avec une transformation racine carrée afin de limiter l'influence de très grosse capture). Les indices de pressions considérées sont les indices de pollution, de pression sur l'habitat et le vivant, pression d'occupation des sols, l'indice global définis par le Cemagref (Cottet et Lepage, 2009), et des mesures de contaminant provenant des réseaux RSL et RINBIO de l'IFREMER.

Afin de limiter le nombre de variables explicatives (métriques) et de variables à expliquer (pression), on essaie de ne garder que les couples métriques x pression pour lequel on observe une relation forte. Pour cela, on calcule pour chaque masse d'eau : (i) la proportion des opérations de

pêche où la guildes est présente, (ii) le nombre total d'espèces de la guildes trouvées dans la lagune, toute opération confondue et (iii) la moyenne des racines carrées des densités par trait. On réalise ensuite pour chaque couple pression x métrique, une régression simple du type :

Métrique ~ Pression	pour les métriques densité et présence absence
Métrique ~ Salinité + Pression	pour les métriques nombre d'espèce

On ne garde uniquement que les variables de pression et les métriques appartenant à au moins une relation significative pression x métrique et variant dans le sens attendu (défini préalablement par des experts, cf Girardin et al., 2009).

Afin d'éliminer les variables redondantes, on analyse ensuite les corrélations entre métriques à l'échelle de l'opération de pêche.

Cela permet d'aboutir à un jeu de P variables de pressions et D métriques. Les variables de pression sont ensuite centrées réduites et on construit alors un arbre de régressions multiples selon la formule :

$$pression_1, \dots, pression_p \sim métrique_1 + métrique_2 + \dots métrique_D$$

Après validation de l'arbre, une note est attribuée à chaque feuille selon le niveau de pression associé ; la note d'une masse d'eau peut alors être calculée comme la moyenne des notes obtenues par chacune de ses opérations de pêche.

Ce travail est réalisé sur les masses d'eau suivantes : Bages-Sigean, Etang de Berre, Biguglia, Complexe Vaccarès, Grand Bagnas, Etang de la Palme, Méjean, Or, Prévost, Salses-Leucate, Thau.

2.2 Résultats

A l'issue de la pré-analyse (significativité de la relation pression x métrique et élimination des variables redondantes), la formule suivante est utilisée pour construire l'arbre:

$$\begin{pmatrix} \text{Indice_Pollution} \\ \text{Indice_HV} \\ \text{SDDTs} \\ \text{S16HAPs} \\ \text{SPCBs} \\ \text{HG} \\ \text{PB} \end{pmatrix} \sim \text{NER} + \text{DO} + \text{Présence_ER} + \text{NCA} + \text{Présence_Z} + \text{DER} + \text{NZ} + \text{NO} + \text{ND} + \text{salinite_lagune}$$

avec:

- Indice Pollution, l'indice de pollution défini par le Cemagref
- Indice HV, l'indice de pression défini par le Cemagref
- SDDTs, la concentration en SDDTs fournie par le réseau RINBIO
- S16HAPs, la concentration en S16HAPs fournie par le réseau RINBIO
- SPCBs, la concentration en SPCBs fournie par le réseau RINBIO
- HG, la concentration en mercure fournie par le réseau RINBIO

- PB, la concentration en plomb fournie par le réseau RINBIO, cf Girardin et al., 2009)
- NER: nombre d'espèces de la guildes des espèces résidentes
- NCA: nombre d'espèces de la guildes des migrateurs amphihalins
- NZ: nombre d'espèces de la guildes des espèces zooplanctonophages
- NO: nombre d'espèces de la guildes des espèces omnivores
- ND: nombre d'espèces de la guildes des espèces démersales
- Présence_Z: présence ou absence d'individus de la guildes des espèces zooplanctonophages
- DO et DER, cf. (Tableau 3)

L'arbre de régression (Figure 29) obtenu doit se lire comme suit:

- pour chaque noeud/feuille, la déviance totale et le nombre d'individus du noeud/feuille sont indiqués. Plus la déviance est forte, plus le noeud est hétérogène (cependant, les déviations ne peuvent être comparées directement entre deux noeuds puisque les nombres d'observations sont différents).
- pour chaque noeud/feuille, le graphique représente le niveau moyen de chacune des pressions par rapport à la moyenne générale
- le critère de partition suivant est indiqué sur les branches partant du noeud.

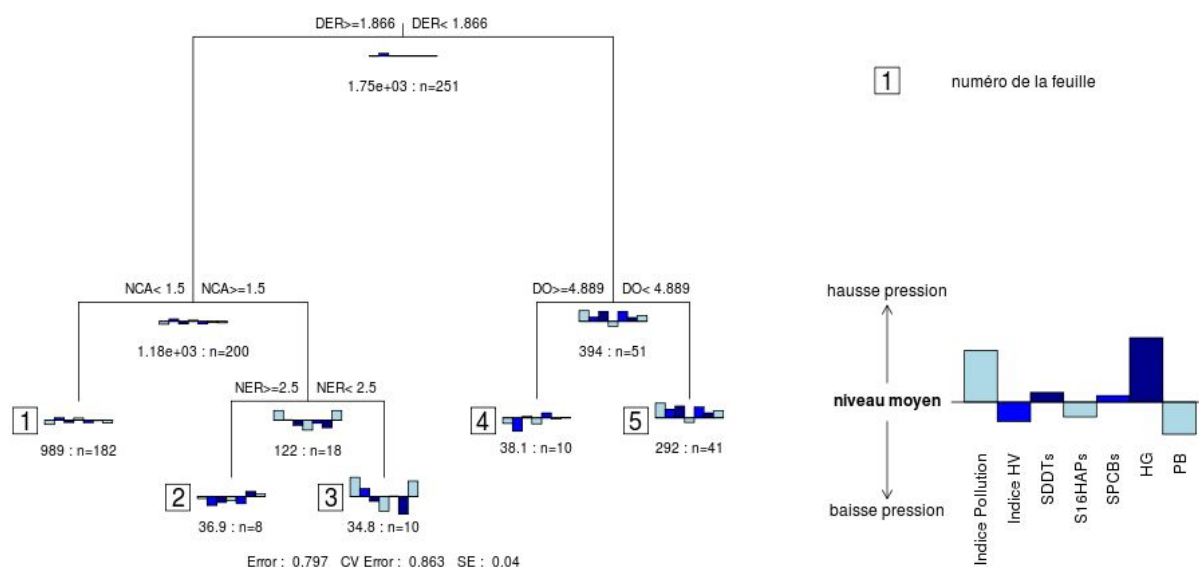


Figure 29 - Arbre de régressions multiples.

Au vu des critères de partition de l'arbre, on observe donc que les opérations de pêche où l'on trouve de fortes densités ou nombres d'espèces sont associés généralement à des niveaux globaux de

pression inférieurs ou égaux au niveau global de pression du nœud hiérarchiquement supérieur, alors que les plus faibles densités ou nombres d'espèces sont plutôt associées à des niveaux globaux de pression supérieurs ou égaux au niveau global de pression du nœud hiérarchiquement supérieur (Figure 29).

Pour noter les masses d'eau, on donne à chaque opération de pêche, une note selon la feuille dans laquelle elle se trouve (Tableau 17). Les feuilles qui correspondent à des bas niveaux de densité ou de nombre d'espèces ont des notes élevées et inversement :

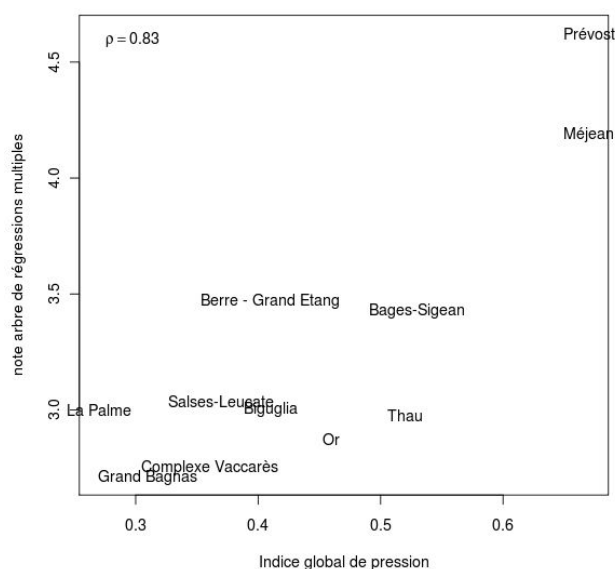
Tableau 17 - Note attribuée aux opérations de pêche selon la feuille dans laquelle elle se trouve.

Numéro de la feuille	Note
1	3
2	1
3	2
4	4
5	5

Pour chaque masse d'eau, sa note est alors la moyenne de la note de chacune de ses opérations de pêche.

Si l'on compare la note finale obtenue pour chacune des masses d'eau (Figure 30b), on observe que malgré un indice de corrélation élevé, la corrélation entre indice de pression global et la note obtenue par l'arbre (Figure 30a) est moins bonne que celles obtenues lors de l'ACP ou de la RA (le fort coefficient de corrélation étant principalement lié à Prévost et Méjean). D'autre part, la méthode semble assez peu discriminante, seule Prévost et Méjean semblant fortement se détacher des autres masses d'eau.

a)



b)

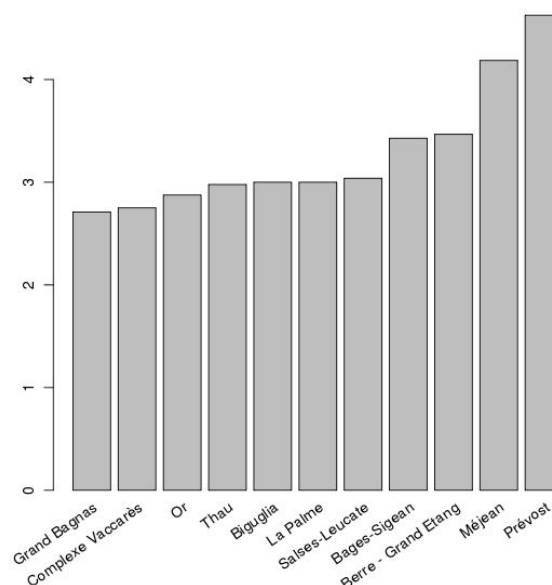


Figure 30 - a : Corrélation entre la note obtenue pour chaque lagune et l'indice global de pression préalablement défini par le Cemagref. b : Note obtenue pour chacune des lagunes (plus la note est faible, moins la pression est importante).

2.3 Discussions et perspectives

L'utilisation et donc les résultats issus de l'analyse par arbre de régressions multiples, sont complètement préliminaires. La méthode de sélection des variables retenues reste à améliorer, et les données des lagunes nouvellement échantillonnées doivent être intégrées. Toutefois, les premiers résultats semblent intéressants puisque la méthode paraît capable d'associer des niveaux de métrique (au travers des seuils), à des bas ou haut niveaux globaux de pression anthropique.

Le système de notation reste lui aussi à améliorer. On observe notamment que la corrélation entre note finale obtenue et indice global de pression est relativement faible, ce qui pousse à relativiser ces résultats.

De plus, en l'état la méthode paraît peu discriminante entre les différentes masses d'eau. Cela peut s'expliquer par le grand nombre d'opérations de pêche se trouvant dans la feuille numéro 1 (note moyenne). La possibilité de continuer la classification au-delà des 5 feuilles actuelles devra donc être explorée pour voir si cela permet d'obtenir un arbre plus discriminant vis à vis des pressions anthropiques.

Des bootstraps devront également être réalisés afin de quantifier les incertitudes autour des notes attribuées par cette méthode.

3 Discussions et perspectives sur les analyses multivariées

Les premières études sur la possible utilisation de méthodes multivariées donnent des résultats intéressants. Elles présentent le gros avantage de travailler directement à l'échelle de l'assemblage

ichtyologique, et ne nécessitent donc pas ultérieurement de méthodes pour combiner les métriques individuelles en un indicateur final. Par contre, elle présente l'inconvénient de peu, voire pas, prendre en compte les variables liées à la variabilité du protocole (saison d'échantillonnage notamment) ou aux variables physiques de la masse d'eau (superficie par exemple).

Chapitre 3 - Intercalibration des indicateurs avec les autres pays membres

Le travail d'intercalibration des indicateurs pour les masses d'eau de transition se déroule au sein des groupes de travail GIG-NEA et GIG-MED. Ces groupes réunissent les experts des pays membres en charge de la mise en place des indicateurs DCE pour respectivement les zones Nord-Est Atlantique et Méditerranée. Les groupes GIG-NEA et GIG-MED se sont réunis les 15 et 16 juin 2009, respectivement à Lisbonne et Rome. Deux membres du CEMAGREF ont participé à ces groupes de travail. Des représentants du ministère et de l'ONEMA étaient également présents. Ces réunions ont permis de discuter sur l'avancement des travaux dans les différents pays membres et d'organiser le lancement de la seconde phase des travaux d'intercalibration.

Un exercice d'intercalibration de l'indicateur poisson pour les eaux de transition de type estuarienne a eu lieu en Allemagne du 12 au 16 octobre sur la Weser et un autre pour les lagunes méditerranéennes a également eu lieu du 19 au 23 octobre en Espagne sur la lagune de Mar Menor. Deux personnes du Cemagref ont participé à la campagne de pêche en Allemagne, et deux personnes du Cemagref et une de l'Ifremer représentaient la France en Espagne.

1 Exercice d'intercalibration de l'indicateur poisson pour les estuaires du GIG NEA

1.1 Liste des experts

- Jan Breine Jan.BREINE@inbo.be
- Adam Waugh adam.waugh@environment-agency.gov.uk
- Steve Colclough steve.colclough@environment-agency.gov.uk
- Eva-Christine Mosch Eva-Christine.Mosch@LAVES.Niedersachsen.de
- Jörg Scholle scholle@bioconsult.de
- Jan Witt Jan.Witt@NLWKN-OL.Niedersachsen.de
- Sandra Schultze D
- Zwanette Jager info@ziltwater.eu
- Maria Cano mariacp@indurot.uniovi.es
- Luis Pesquera luisgp@indurot.uniovi.es
- Aymeric Guibert aymeric.guibert@cemagref.fr
- Mario Lepage mario.lepage@cemagref.fr
- Maria Salmer Maria.Salmer@dirnat.no

Tableau 18: Agenda des opérations de pêche

Land	Monday	Tuesday	Wednesday	Thursday	Friday	Remarks
ES		-beach seine WSA-beach -set fykes (1x type 1, 2x type 2) near Bremerhaven	-lift fyke near Bremerhaven -beach seine WSA beach	-set fyke Dedersdorf	lift fyke Dedersdorf	-only mesohaline zone -beach seine ca. 30 m
BEL		-set fykes (4x) in Brake -5x beach seine Brake; 2 types: type 1 = 17 m long + cod- end; mesh 1 cm, 2m high; type 2 = 25 m long, 2,5 m high, no cod end, 5 mm mesh	-1x set fyke UK in Bremerhaven -2x beach seine UK Bremerhaven -4x lift fyke Brake	-1x lift fyke UK Bremerhaven -2x fyke in Bremerhaven	2x fuik uit Bremerha ven	-beach seine 25 m
UK		beach seine 3x Brake	-Blexen (west side) seine 2x -Bremerhaven beach seine 2x -Wremen beach	-beach seine UK poly	-	

			seine			
FR		beam trawl oligo	beam trawl meso	beam trawl poly	-	
D(NL)	Anchor net freshwater	anchornet oligo	anchornet meso	anchornet poly	-	

1.2 Programme de la semaine

L'exercice d'intercalibration qui s'est tenu à Bremmerhaven sur la Weser en Allemagne en octobre 2009 avait été décidé par le groupe d'experts poisson du GIG NEA lors de la réunion de Edimbourg de novembre 2008. Presque toutes les équipes du GIG NEA étaient présentes, c'est à dire, l'Allemagne, les Pays Bas, la Belgique, le Royaume Uni, la France et l'Asturie pour les régions autonomes espagnoles. Il manquait, le Portugal et de façon exceptionnelle le Pays Basque espagnol. Les régions de Cantabrie et de Galice n'ont jusqu'à maintenant participé qu'à une seule réunion depuis le début de nos rencontres en 2002. Le Tableau 18 présente un résumé du programme des opérations de pêche.

Le programme de la semaine, organisé par le bureau d'étude BioConsult (Schuchardt & Scholle) en charge du développement de l'indice poisson pour les eaux de transition en Allemagne, a démarré le lundi 12 octobre par une conférence sur la Weser et les modification de son fonctionnement hydraulique, ses aménagements physiques, ses espaces naturels et la création de nouvelles zones humides par le professeur Michael Schirmer de l'université de Bremen . Un exposé très complet des conditions physico chimiques sur un profil longitudinal de l'estuaire a été donné. Suite à cet exposé, l'organisation détaillée des échantillonnages a été présentée.

1.3 Logistique

La logistique pour permettre à 5 équipes de terrain d'appliquer plus ou moins simultanément leur propre méthodologie dans les mêmes secteurs de l'estuaire a été assez compliquée mais nos hôtes se sont parfaitement acquittés de cette tâche avec l'aide de trois pêcheurs professionnels, des services portuaires et des services du Land de Brême. Six bateaux ont été nécessaires pour exécuter toutes les opérations de pêche, allant du pneumatique de 4,5m de longueur pour la mise en place des verveux et seine de plage à un navire multi-usage d'une longueur de 39,50m pour le chalut à perche dans la zone polyhaline de l'estuaire.

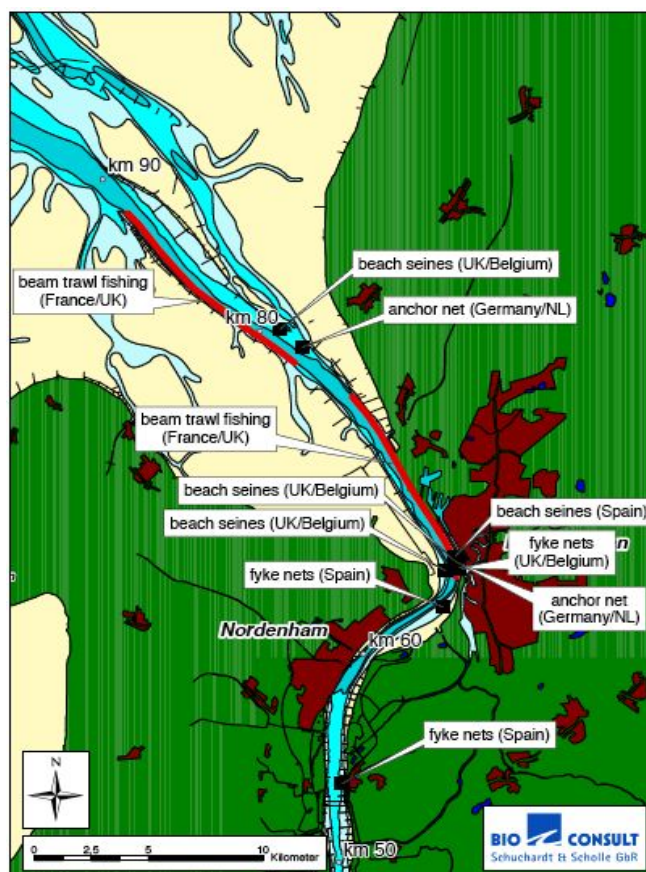
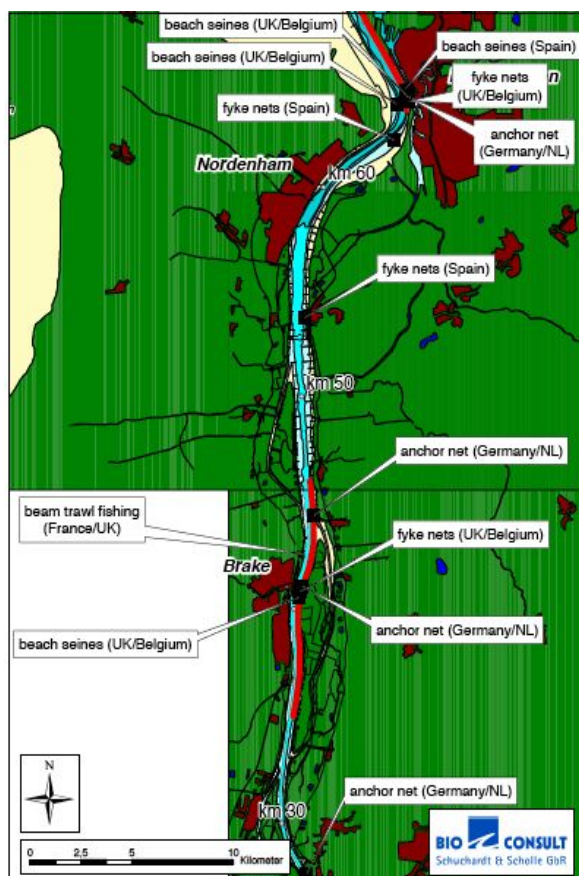


Figure 31 : Carte illustrant les sites de pêche sur la Weser lors de l'exercice d'intercalibration 2009

1.4 Debriefing et organisation du travail

Le dernier jour a été réservé pour la mise en commun des jeux de données collectées durant la semaine et pour discuter de la suite à apporter à cette campagne de pêche. Il a été décidé que chaque équipe devait fournir à l'issue de cette semaine de terrain, un avis d'expert (gut feeling) sur les trois secteurs de l'estuaire qui ont été échantillonnés ainsi qu'un avis d'expert sur l'état général de l'estuaire. Le tableau des avis sera centralisé par Eva Christina Mosch et sera transmis aux participants ultérieurement. Il est ensuite décidé que chaque Etat Membre devait réaliser son évaluation à partir de sa méthode et des données de cette semaine d'intercalibration. La date limite est fixée à janvier 2010 pour la réalisation de cet exercice.

Un état des lieux des méthodes utilisées par chaque Etat membre a été réalisé. Les tableaux 19, 20 et 21 présentent les stratégies d'échantillonnage adoptées et un descriptif des caractéristiques des engins de pêche.

Tableau 19: Stratégies d'échantillonnage multi-engins dans le GIG NEA

Table 1:Time/length	UK	SCOTLAND
Seine 1	≥2 replicates	Has been two reps, but from next year, as we changing strategy, will be more until cumulative curve flattens out. Don't know how many, but if you need a number then min of two may still be ok>
Seine 2		
Fyke (Twin)	24 hours	12 hrs (again, from next year we will be putting two or four fykes (depending on WB size) nearish each other for 12 hrs.
Fyke (Winged)		
Beam (1.5)	one haul, 200m	one haul, 10 mins (at 1.5ish knots = 500 m)
Beam (2m)		
Beam (3)		
Otter (8m)	30 mins	30 mins
Anchor 1		
Anchor 2		

Tableau 20: Stratégies d'échantillonnage dans le GIG NEA

Table 2: Strategy per salinity zone	Salinity zone	UK	SCOTLAND	SPAIN	FRANCE	BELGIUM	GERMANY	NETHERLANDS
Seine 1	Oligo	1-3 (size dependent)	was 1 (size dependent), in future will be 2 - 4? (size dependent)			in development		
	Meso	1-3 (size dependent)	was 1 (size dependent), in future will be 2 - 4? (size dependent)		1	in development		
	Poly	1-3 (size dependent)	was 1 (size dependent), in future will be 2 - 4? (size dependent)			in development		
Seine 2	Oligo							
	Meso							
	Poly							
Fyke (Twin)	Oligo	1-3 (size dependent)	was 1 (size dependent), in future will be 2 - 4 (size dependent)			4 sites		
	Meso	1-3 (size dependent)	was 1 (size dependent), in future will be 2 - 4 (size dependent)		1	4 sites		
	Poly	1-3 (size dependent)	was 1 (size dependent), in future will be 2 - 4 (size dependent)			4 sites		
Fyke (Winged)	Oligo							
	Meso							
	Poly							
Beam (1.5m)	Oligo	1-3 (size dependent)	Was 1-3 (size dependent), in future will be up to 8 (size dependent)			6-8 tows (small tws)		
	Meso	1-3 (size dependent)	Was 1-3 (size dependent), in future will be up to 8 (size dependent)			6-8 tows (small tws)		
	Poly	1-3 (size dependent)	Was 1-3 (size dependent), in future will be up to 8 (size dependent)			6-8 tows (small tws)		
Beam (2m)	Oligo							
	Meso							
	Poly							

Beam (3m)	Oligo	1-3 (size dependent)	1-3 (size dependent)			6-8 tows (large tws)
	Meso	1-3 (size dependent)	1-3 (size dependent)			6-8 tows (large tws)
	Poly	1-3 (size dependent)	1-3 (size dependent)			6-8 tows (large tws)
Otter (8m)	Oligo					
	Meso					
	Poly	1-3 (size dependent)	was and will be 1 or 2, size dependant			
Anchor 1	Oligo					
	Meso					
	Poly					
Anchor 2	Oligo				1	1
	Meso				1	1
	Poly				1	1

Tableau 21: Caractéristiques des engins d'échantillonnage dans le GIG NEA

Table 3: Net details (Width (m), Height (m), Mesh (cod end/bag (mm)), Weight (kg))	UK	SCOTLAND	SPAIN	FRANCE	BELGIUM	GERMANY	NETHERLANDS
Seine 1	43, 3.5, 5, 40	43, 3.5, 5, 40 (but am going to cut height of net - as we deploy in dry suits max depth we can fish is chest high, we currently have 3.5 m net floating about pointlessly, so will cut it to 2 m high. This will reduce weight and faff without affecting efficiency.	30, 2, 6, 30		17, 1.5, 10, 10		
Seine 2					25, 2.5, 5, 30		
Fyke (Twin)	0.8, 0.9, lead 12m 3mm	0.8, 0.9, lead 12m 3mm	1, 0.5, lead 5m, 10mm cod		0.8, 0.9, lead 12m 3mm cod end,		
Fyke (Winged)			10m each wing, mesh 10mm, 1m height				
Beam (1.5m)	1.45, 0.45, 8, 28			1.5, 0.5, 8, 28			

Beam (2m)	2, 0.5, 10, 85	we did use a 1m beam on small boats, but as we no longer have a small boat we are able to fish from (?) we will be using the big boats 2m * 0.5 * 15mm cod end net			
Beam (3m)			3, 0.5, 10, 85		3, 0.5?, 20,
Otter (8m)	8, 3, 5, 100	Pelagic net: variable mouth size, but skipper suggests mouth between warps is up to 30 m, 5m deep. Mesh panels variable to cod end of approx. 15mm.			
Anchor 1			13.5, 10, 10 (4+4h)		13.5, 10, 10 (4+4h) (ems-dollard)
Anchor 2					13.5, 10, 10 (4+4h) (westerschelde))

2 Exercice d'intercalibration de l'indicateur poisson pour les lagunes méditerranéennes (groupe GIG-MED) à Mar Menor (Murcia, Espagne)

2.1 Liste des experts

- Manos Koutrakis (manosk@inale.gr)
- Argyrios Sapounidis (asapoun@inale.gr)
- Anita Franco (afranco@unive.it)
- Federico Maci (frederik@unive.it)
- Angel Perez Ruzafa (angelpr@um.es)
- Antonio Lopez (antonio.lopezcapel@alum.uca.es)
- Mario Lepage (mario.lepage@cemagref.fr)
- Hilaire Drouineau (hilaire.drouineau@cemagref.fr)
- Marc Bouchoucha (Marc.Bouchoucha@ifremer.fr)

2.2 Organisation du travail lors de l'exercice d'intercalibration

Les trois premiers jours (lundi-mercredi) ont été consacrés au travail de terrain. Chaque équipe nationale a donc mis en œuvre son protocole de pêche et de traitement des captures. Sept stations ont été échantillonnées au cours de ces trois jours par les équipes grecques, espagnoles et italiennes (Figure 32). L'équipe française a échantillonné quatre stations, son travail de récolte de données se poursuivant les jeudi et vendredi matin.



Figure 32 - Localisation des différentes stations échantillonnées.

Le jeudi était programmée une réunion visant à

- faire un état des lieux de l'avancement des travaux dans les différents pays participants, à la fois sur le protocole de récolte des données, et sur le développement de l'indicateur à proprement parler
- décider de la stratégie d'utilisation des données récoltées lors de cette semaine afin de (i)

répondre aux questions posées par la DCE, c'est à dire contrôler la cohérence des diagnostics fournis par les différents indicateurs et (ii) rédiger d'éventuelles publications scientifiques. Le premier point est prioritaire.

- programmer la suite du travail, que ce soit pour discuter du développement des indicateurs ou de l'organisation de nouvelle campagne d'intercalibration.

2.3 Compte rendu des discussions avec les participants des autres états membres

2.3.1 Méthode développée par les différents pays membres pour l'indicateur poisson

- **État d'avancement**

- Italie

Un indicateur basé sur 16 métriques a été développé pour la lagune de Venise et validé sur plusieurs autres lagunes italiennes. Des travaux sont en cours afin d'adapter l'indicateur à de nouveaux types d'habitat. Le groupe poisson est mené par Patrizia Torricelli. Les pouvoirs publics ont décidé d'exclure l'indicateur poisson des indicateurs à développer pour les eaux de transition pour l'instant.

- Grèce

La Grèce développe un indicateur basé sur les assemblages de poissons des lagunes côtières, qui comprend pour le moment 11 métriques. Cet indicateur a été appliqué à une grande partie des lagunes de nord de la Grèce, mais des discussions doivent encore avoir lieu afin de le tester et de le valider pour les autres régions.

- Espagne - Murcia

Murcia va s'attaquer à la classification des masses d'eau en 2010 et proposer un protocole pour Mar Menor. La méthodologie par comptage visuel est bien développée, mais pourrait être complétée par des échantillonnages par seine de plage. Des métriques vont être développées pour ce nouvel engin. Le groupe n'a pas d'information sur les travaux menés dans autres les régions autonomes.

- France

La France développe un indicateur basé sur des modèles statistiques de type pression-impact. Trois métriques semblent pour le moment réagir significativement aux pressions anthropiques. L'occupation des sols autour des masses d'eau est utilisée comme un proxy des pressions anthropiques s'appliquant sur la lagune. Un travail est toujours en cours pour intégrer de nouvelles métriques.

- **Protocole d'échantillonnage**

Le tableau 22 récapitule le développement des protocoles d'échantillonnage développés par les différents états membres. Le tableau 23 résume les caractéristiques principales des engins de pêche utilisés.

Tableau 22 - Récapitulatif des protocoles d'échantillonnage utilisés par les différents états membres.

	Espagne (Murcia)	Italie	Grèce	France
	Pas de protocole national, une intercalibration est nécessaire entre les 2 méthodes proposées (seine de plage et comptage visuel)	Pas de protocole national, une intercalibration est nécessaire entre les différentes méthodes proposées.	Pas de protocole national. Une méthode a été développée en Grèce du nord mais doit être testée à l'échelle nationale.	Un protocole standard pour toutes les lagunes méditerranéennes
Seine de plage	En cours de développement	• 2 répliquats par station • Le nombre de stations est déterminé en fonction de la surface occupée par les différents types d'habitat • La seine est fermée sur l'habitat • Par faible coefficient de marée • Marée haute • Automne et printemps	• 3 répliquats/station • Le nombre de stations est déterminé en fonction de la surface occupée par les différents types d'habitat • La seine est fermée sur l'habitat • De jour • Conditions de marée comparables • Printemps et automne	
Comptage visuel	• Transect de 50m de long sur 1 m de large. • 2 à 4 répliquats par site et type d'habitat. Le nombre de station est choisi en fonction de la surface occupée par les différents habitats. • Un 1 ou 2 opérateurs			

	• Transect de jour (entre midi et 16h) par bonne condition météo et faible turbidité • Au moins au printemps et automne			
Capétchade		Des capétchades mises en oeuvre par des pêcheurs professionnels. Le protocole doit encore être proposé par les professionnels.		• 2 capétchades par lagune inférieure à 50 km², 5 pour les plus grandes • Pêchent pendant 4 jours au printemps et à l'automne
Filets		• 2 répliqués par station • Une station se fait sur un type d'habitat • Le nombre de stations est déterminé en fonction de la surface occupée par les différents types d'habitat • 1-6 heures • De nuit		
Pièges permanents			A définir	

Tableau 23 - Récapitulatif des engins de pêche utilisés par les différents états membres.

	Espagne (Murcia)	Italie	Grèce	France
Seine de plage	Pas définitif	L :20m, H :2m, maillage 2mm, baglike type, surface échantillonnée 150 m2	L :12m, 2 ailes (12mm)+ un cul en 2mm, Type Seine Danoise	
Capétchade		A confirmer		Paradière de 25m (L), 2 ailes de 10m (L), tout en maillage 3mm
Filet		1 filet composé de 3 nappes de 100m ² , chaque nappe ayant un maillage différent (20 mm, 30 mm, 40 mm)		
Pièges permanents			• Sur les graux • Des barres espacées à 8mm • En place 10 mois par an • Ce sont des engins professionnels	

2.3.2 Organisation du traitement des données récoltées lors de la campagne

- **Réponse à la DCE**

Les participants espagnols ont proposé un formulaire commun afin de faciliter l'échange des données. Chaque pays devait donc fournir avant le 6 novembre, l'ensemble de ses données dument compilées sous ce format. D'ici la fin de l'année 2009, chaque état membre s'est engagé à appliquer son indicateur sur son propre jeu de données, mais également sur les états membres de chacun des autres pays, et sur le jeu de données global. Cela permettra ensuite de valider la cohérence des diagnostics.

- **Éventuelles valorisations scientifiques**

L'Espagne a proposé trois axes de réflexion pouvant aboutir à des publications:

- intercalibration de méthodes d'évaluation d'assemblage de poissons
- intercalibration de méthodes d'évaluations des écosystèmes
- utilisation des assemblages de poissons pour répondre à la DCE

Il a été souligné que ce travail, doit être mené en parallèle à la réponse à la DCE.

2.3.3 Organisation de la suite du travail

Outre l'organisation des données récoltées, deux points ont été abordés.

- **Organisation d'une nouvelle campagne d'intercalibration**

Le groupe a convenu qu'une nouvelle campagne d'intercalibration est souhaitable/indispensable. Nous avons convenu qu'une lagune peu ou pas anthropisée serait particulièrement pertinente, car elle permettrait aux différentes équipes de mieux définir un état de référence mais aussi de valider que les différentes méthodes sont aptes à donner un diagnostic valable sur des masses d'eau moins perturbées. Dans ce cadre, nous avons proposé une campagne, soit en Corse, soit sur l'étang de La Palme. Il serait souhaitable que cette campagne ait lieu, soit au printemps, ou au plus tard à l'automne 2010.

- **Redéfinition du concept de masse d'eau de transition**

Le concept « d'eaux de transition » tel que défini actuellement par la DCE semble trop restrictif. Une eau de transition, d'après le groupe, ne peut être uniquement défini selon sa salinité (influence des eaux marines et des eaux continentales), mais plus en terme de fonctionnalités. Ainsi, de nombreuses lagunes, dont Mar Menor, sont peu soumises à l'influence des eaux continentales et deviennent donc hyperhalines pour des périodes plus ou moins longues, toutefois, d'un point de vue fonctionnel (nourricerie, refuge, alimentation) et assemblage de poissons, elles sont plus proches d'une lagune que d'une baie marine ou d'une eau côtière.

Le groupe propose donc que ce type de lagunes soit inclus dans les eaux de transition, et donc qu'un indicateur poissons (qui n'est pas obligatoire dans les eaux côtières) soit mis en place pour l'évaluation de ces masses d'eau. La typologie actuelle des eaux de transition en méditerranée comprend un type de lagune euhaline et hyperhaline. Elle comprend même un type pour les salines

qui sont bien loin de la définition actuelle des eaux de transition n'incluant que la dilution de l'eau de mer par une arrivée d'eau douce...

2.4 Conclusion de cet exercice

Cette réunion a permis de faire un état des lieux précis de l'avancement des travaux dans chacun des pays membres, et constitue une étape importante dans le processus d'intercalibration. Elle a également permis d'entretenir la dynamique du groupe, qui devrait se réunir par vidéoconférence en janvier 2010.

Chapitre 4 - Interfaçage avec le système d'évaluation SEEE

Une première version de l'outil de simulation du Système d'Évaluation de l'État des Eaux (SEEE) a été livrée aux différents scientifiques travaillant sur le projet début Janvier 2009. Notre travail a principalement consisté à :

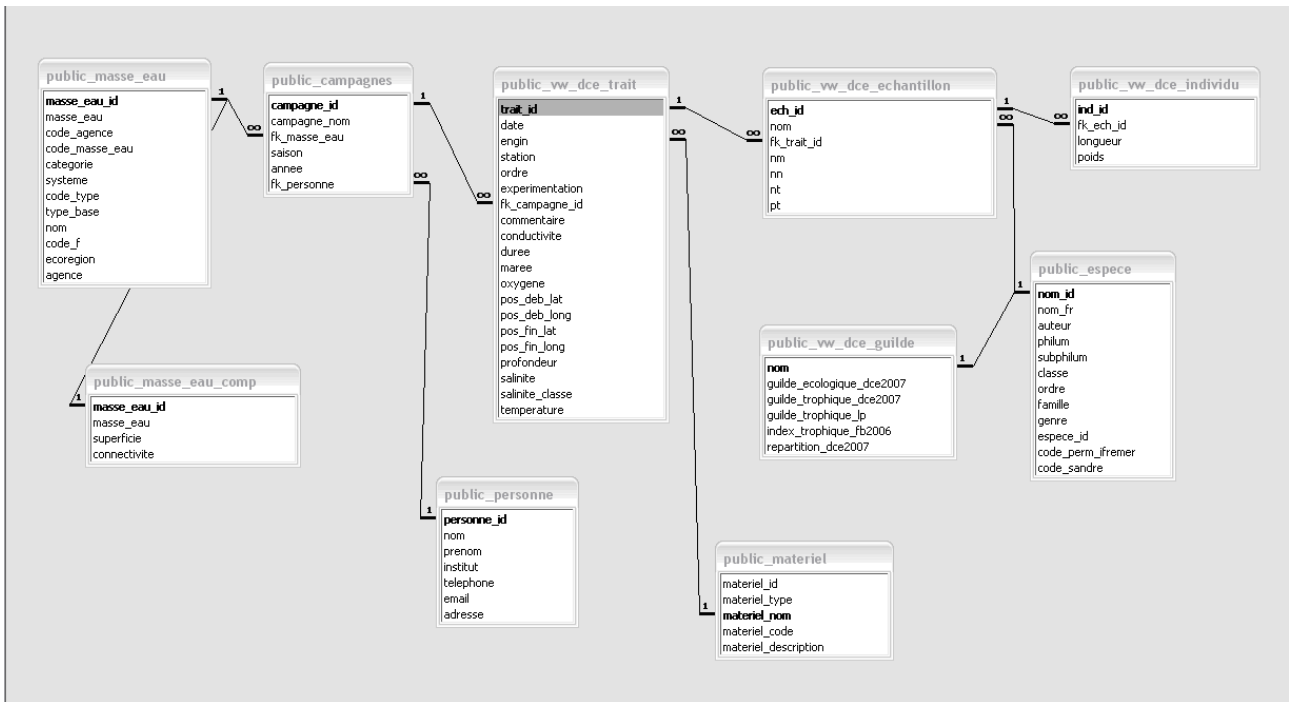
- évaluer l'ergonomie de l'application,
- contrôler le fonctionnement de la création et de l'exécution de nouveaux modèles,
- vérifier la validité des modèles d'indicateurs implémentés dans l'application,
- contrôler la qualité des données mises à disposition.

1 Vérification des données

La vérification des données importées dans la base de données du SEEE a tout d'abord révélé un problème de normalisation des différentes bases de données. En effet, un large pourcentage des données 'source' était rejeté, et ce pour tous les partenaires. La base de données du SEEE est composée d'un certain nombre de tables dites « de référence ». Ce sont, par exemple, les référentiels taxonomiques, les noms et codes des masses d'eau, les abréviations de paramètres utilisés, etc. Ces tables sont 'fixes' et communes à toutes les thématiques, elles n'évoluent que lors de grosses mises à jour. Il est donc impératif que les données de notre base de données POMET (poissons en eaux de transition) contiennent les mêmes noms et codes que les tables de référence afin de pouvoir être correctement intégrées à la base SEEE. Ceci nous a obligé à revoir les noms et codes de notre liste faunistique. Le référentiel utilisé dans le SEEE est celui du Sandre. Nous avons dû rechercher et corriger les noms d'espèces, ainsi que leur code Sandre, dans la base de données POMET. De plus, dans la version de la base qui a été livrée, nous avons supprimé les échantillons correspondants à diverses espèces de mollusques et d'arthropodes (renseignés dans la base POMET mais non utilisés dans le cadre de la DCE) qui entraînaient également des problèmes d'importation. La même démarche a été conduite afin de normaliser les noms et codes des masses d'eau. La base de données POMET ainsi normalisée a été livrée en Mars 2009. Cette opération a permis de réduire considérablement les problèmes d'importation des données. Les problèmes restants concernaient :

- une mauvaise spécification de certaines données de contexte (telles que la classe de salinité),
- une mauvaise spécification du type de données pour certains champs (exemple pour les poids : chiffres décimaux renseignés comme des nombres entiers),
- une mauvaise gestion des fichiers CSV générés à partir de la base POMET qui supprimait la première ligne de données de certains fichiers.

A l'heure actuelle, tous ces problèmes ont été corrigés, et les données de la base POMET sont correctement importées dans le SEEE.



Structure de la base de données POMET livrée pour être intégrée au SEEE.

2 Contrôle des résultats en sortie de l'application

Les résultats fournis par l'application ont été vérifiés. Pour cela, nous avons exporté les données importées dans le SEEE afin d'y appliquer nos propres routines de calculs. Cette opération a été nécessaire car, jusqu'en Octobre, la totalité des données de la base POMET n'étaient pas encore importées dans la base SEEE. Or, afin de comparer les résultats entre nos calculs et les routines du SEEE, il a fallu travailler sur le même jeu de données. Ceci a été mené à chaque nouvelle livraison de l'application qui nous a été faite (5 livraisons en tout au cours de l'année 2009). Diverses erreurs dans les routines R du SEEE, qui entraînaient des différences dans les résultats attendus, ont été trouvées et reportées dans l'outil 'Mantis' qui permet l'enregistrement et le suivi des anomalies détectées. Les sources d'erreurs ont été activement recherchées, puis corrigées avec l'aide des développeurs de Logica. Les routines de calcul sous R de l'application SEEE fournissent désormais les résultats escomptés.

Les fiches des spécifications techniques relatives aux 4 métriques, qui ont été développées dans les SEEE, ont également été mises à jour en fonction des diverses modifications apportées aux scripts R. En effet, certaines spécifications étaient incomplètes pour permettre le bon développement des calculs sous R.

Afin de mieux appréhender les scripts de calcul développés sous R par la société Logica, une formation de 3 jours a été organisée par l'Onéma avec les développeurs de Logica. La compréhension de ces scripts a été une étape fastidieuse mais nécessaire, d'une part afin de mieux détecter les sources d'erreurs et d'autre part, afin de nous permettre, à l'avenir, de réaliser nous-mêmes les scripts des métriques qui seront développées ultérieurement.

Bilan des bogues rapportés dans Mantis concernant la thématique Poisson en eaux de transition.

Nombre total de bogues rapportés	Ouvert	Fermés	Abandonnés	Commentaires
21	1	15	3	2

3 Conclusion

Le travail sur l'application SEEE a demandé plus de temps qu'il n'en était prévu au départ afin d'aboutir à un outil qui retourne les résultats souhaités. Ceci a entraîné un retard dans la réalisation d'autres tâches prévues pour 2009, notamment en terme de recherche de pressions supplémentaires affectant l'hydromorphologie des eaux de transition et de caractérisation des états de référence (Action 12 - Convention Onéma/Cemagref 2009). En 2010, un temps de travail aussi soutenu sera consacré au projet SEEE, notamment en termes de développement des métriques supplémentaires. En effet, de nouvelles métriques constitueront l'indicateur poisson dans les estuaires, mais aussi dans les lagunes pour lesquelles aucune métrique n'a encore été développé dans le SEEE.

Références

- Anonymous, 2000. Establishing a framework for Community action in the field of water policy. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000. Official Journal of European Community L327, 1–72.
- Beliaeff, B., O'Connor, T. P., Claisse, D., 1998. Comparison of chemical concentrations in mussels and oysters from the United States and France. *Environmental Monitoring and Assessment* 49, 87-95.
- Borja, Á., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M.J. and 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.
- Breine, J.J., Maes, J., Quataert, P., Van Den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G. and Belpaire, C., 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 575, 141.
- Coates, S., Waugh, A., Anwar, A. and Robson, M., 2007. Efficacy of a multi-metric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55, 225-240.
- Cottet, M., Lepage, M., 2009. Recherche de métriques complémentaires pour les lagunes méditerranéennes. Convention de partenariat Onema-Cemagref 2008, Rapport Cemagref Bordeaux, 25p.+ annexes.
- Courrat, A., Lobry, J., Nicolas, D., Laffargue, P., Amara, R., Lepage, M., Girardin, M., Le Pape, O., 2009. Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81, 179-190.
- État des lieux du bassin Loire-Bretagne, 2004. Volume 1 : caractérisation du bassin et registre des zones protégées. Comité de bassin Loire-Bretagne, 238 pp.
- De'Ath, G. 2002. Multivariate Regression Trees: a new technique for modelling species-environment relationships. *Ecology*, 83: 1105-1117.
- Delpech, C., Lepage, M., 2009. Perfectionnements et ajustements de l'indicateur poisson pour les eaux de transition. Convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2008, Cestas, 29 pp.
- Delpech, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., Girardin, M., Boët, P., Lepage, M., in press in *Marine Pollution Bulletin*. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: the case of French estuaries.
- Drouineau, H. 2008. Développement et ajustement d'un modèle de dynamique des populations structuré en longueur et spatialisé appliqué au stock Nord de merlu (*Merluccius merluccius*). Thèse de Doctorat de l'École Nationale Supérieure d'Agronomie de Rennes.
- Girardin, M., Lepage, M., Amara, R., Boët, 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. Programme Liteau II, Rapport scientifique de fin de contrat, Cemagref, Cestas, 50 pp.

Harrison, T.D. and Whitfield, A.K., 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology* 65, 683-710.

Le Pimpec, C., 2004. Etude des masses d'eau côtières et de transition fortement modifiées. Mémoire de D.E.S.S. Génie Littoral Portuaire et des Estuaires. Université de Caen. Agence de l'eau Loire-Bretagne, 191 pp.

Lepage, M., Courrat, A., Delpech, C., Durozoi, B., Girardin, M., Boët, P., Gonthier, P., 2008. Appui scientifique et méthodologique à la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau dans les eaux de transition. Rapport final Convention MEDAD-Cemagref, étude n° 120, Bordeaux, 121 pp.

Lepage, M., Girardin, M., Parlier, E., Boët, P., Lan Chow Wing, O., Bertrand, G., Gonthier, P., 2007. Développement d'outils d'évaluation et de suivi de l'état écologique des eaux de transition à partir des peuplements de poissons. Convention Cemagref- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (Direction de l'eau), 95 pp.

RNO, 2006. Surveillance du Milieu Marin. Travaux du RNO. Edition 2006. Ifremer et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. ISSN 1620-1124, 52 pp.

Zuur, A.F., Ieno, E.N and Smith, G.M 2007. *Analysing Ecological Data*. Springer, New York (2007). 672pp.

Annexe 1 - Seuils calculés pour les 4 métriques retenues en estuaires.

Seuils obtenus pour la métrique de densité des poissons migrateurs amphihalins en fonction de l'indice de pression de pollution.

salinité	saison	superficie	écorégion	Scores		
				1	3	5
oligo	automne	petit	ATL		0,0328	0,8889
méso	automne	petit	ATL		-0,0715	0,6112
poly	automne	petit	ATL		-0,1087	0,1453
oligo	printemps	petit	ATL		0,0313	1,0570
méso	printemps	petit	ATL		-0,1110	0,7406
poly	printemps	petit	ATL		-0,1583	0,1927
oligo	automne	grand	ATL		0,4738	2,0139
méso	automne	grand	ATL		0,1664	1,6217
poly	automne	grand	ATL		-0,2060	0,7870
oligo	printemps	grand	ATL		0,5003	2,0825
méso	printemps	grand	ATL		0,1676	1,6792
poly	printemps	grand	ATL		-0,2681	0,8699
oligo	automne	petit	MAN		0,2229	1,3264
méso	automne	petit	MAN		0,0777	0,9820
poly	automne	petit	MAN		-0,0496	0,3338
oligo	printemps	petit	MAN		0,2762	1,5378
méso	printemps	petit	MAN		0,0862	1,1642
poly	printemps	petit	MAN		-0,0767	0,4356
oligo	automne	grand	MAN		0,9476	2,5669
méso	automne	grand	MAN		0,6050	2,1604
poly	automne	grand	MAN		0,0662	1,2507
oligo	printemps	grand	MAN		1,0071	2,6423
méso	printemps	grand	MAN		0,6371	2,2327
poly	printemps	grand	MAN		0,0573	1,3636

Seuils obtenus pour la métrique de densité des juvéniles marins en fonction de l'indice de pression de pollution.

salinité	saison	superficie	écorégion	Scores		
				1	3	5
oligo	automne	petit	ATL	0,0169	0,3000	
méso	automne	petit	ATL	0,0518	0,8646	
poly	automne	petit	ATL	0,0523	0,9162	
oligo	printemps	petit	ATL	0,0394	0,3633	
méso	printemps	petit	ATL	0,1500	1,0416	
poly	printemps	petit	ATL	0,1656	1,1061	
oligo	automne	grand	ATL	0,1764	0,9813	
méso	automne	grand	ATL	0,3671	1,5973	
poly	automne	grand	ATL	0,3768	1,6188	
oligo	printemps	grand	ATL	0,2566	1,1392	
méso	printemps	grand	ATL	0,5742	1,8590	
poly	printemps	grand	ATL	0,5899	1,8870	
oligo	automne	petit	MAN	0,0109	0,2994	
méso	automne	petit	MAN	0,0242	0,8411	
poly	automne	petit	MAN	0,0268	0,8955	
oligo	printemps	petit	MAN	0,0319	0,3601	
méso	printemps	petit	MAN	0,1204	1,0221	
poly	printemps	petit	MAN	0,1331	1,0874	
oligo	automne	grand	MAN	0,1595	0,9684	
méso	automne	grand	MAN	0,3296	1,5560	
poly	automne	grand	MAN	0,3432	1,5821	
oligo	printemps	grand	MAN	0,2411	1,1237	
méso	printemps	grand	MAN	0,5376	1,8159	
poly	printemps	grand	MAN	0,5547	1,8454	

Seuils obtenus pour la métrique de densité des poissons benthiques en fonction de l'indice de pression de pollution.

salinité	saison	superficie	écorégion	Scores		
				1	3	5
oligo	automne	petit	ATL	0,6010	1,9527	
méso	automne	petit	ATL	0,7751	2,3605	
poly	automne	petit	ATL	0,5098	1,9715	
oligo	printemps	petit	ATL	0,6048	1,9593	
méso	printemps	petit	ATL	0,7647	2,3574	
poly	printemps	petit	ATL	0,5079	1,9739	
oligo	automne	grand	ATL	0,6397	2,0135	
méso	automne	grand	ATL	0,8201	2,4176	
poly	automne	grand	ATL	0,5467	2,0257	
oligo	printemps	grand	ATL	0,6427	2,0111	
méso	printemps	grand	ATL	0,8214	2,4206	
poly	printemps	grand	ATL	0,5502	2,0265	
oligo	automne	petit	MAN	0,6045	1,9631	
méso	automne	petit	MAN	0,7647	2,3677	
poly	automne	petit	MAN	0,5024	1,9979	
oligo	printemps	petit	MAN	0,6018	1,9664	
méso	printemps	petit	MAN	0,7686	2,3735	
poly	printemps	petit	MAN	0,5076	1,9957	
oligo	automne	grand	MAN	0,6492	2,0124	
méso	automne	grand	MAN	0,8308	2,4224	
poly	automne	grand	MAN	0,5602	2,0342	
oligo	printemps	grand	MAN	0,6532	2,0063	
méso	printemps	grand	MAN	0,8300	2,4257	
poly	printemps	grand	MAN	0,5558	2,0342	

Seuils obtenus pour la métrique de densité totale de poissons en fonction de l'indice de pression de pollution.

salinité	saison	superficie	écorégion	Scores		
				1	3	5
oligo	automne	petit	ATL	1,3817	2,4662	
méso	automne	petit	ATL	1,3845	2,4670	
poly	automne	petit	ATL	1,3836	2,4688	
oligo	printemps	petit	ATL	1,3843	2,4680	
méso	printemps	petit	ATL	1,3848	2,4651	
poly	printemps	petit	ATL	1,3839	2,4685	
oligo	automne	grand	ATL	1,6964	2,8393	
méso	automne	grand	ATL	1,6929	2,8376	
poly	automne	grand	ATL	1,6883	2,8365	
oligo	printemps	grand	ATL	1,6928	2,8384	
méso	printemps	grand	ATL	1,6928	2,8363	
poly	printemps	grand	ATL	1,6917	2,8359	
oligo	automne	petit	MAN	1,5799	2,6963	
méso	automne	petit	MAN	1,5835	2,6980	
poly	automne	petit	MAN	1,5869	2,6949	
oligo	printemps	petit	MAN	1,5845	2,6989	
méso	printemps	petit	MAN	1,5812	2,6971	
poly	printemps	petit	MAN	1,5776	2,6985	
oligo	automne	grand	MAN	1,9281	3,0667	
méso	automne	grand	MAN	1,9303	3,0655	
poly	automne	grand	MAN	1,9288	3,0662	
oligo	printemps	grand	MAN	1,9280	3,0688	
méso	printemps	grand	MAN	1,9314	3,0710	
poly	printemps	grand	MAN	1,9296	3,0689	

Annexe 2 - Seuils calculés pour les 3 métriques retenues en lagunes.

Seuils obtenus pour la métrique de densité des poissons migrateurs amphihalins en fonction de l'indice global de pression.

salinité	saison	connectivité	superficie	Scores		
				1	3	5
oligo-mésos	automne	faible	petite	1,5350	2,5767	
poly	automne	faible	petite	1,0573	1,9303	
oligo-mésos	printemps	faible	petite	0,5805	1,5415	
poly	printemps	faible	petite	0,3741	1,1340	
oligo-mésos	automne	forte	petite	1,5285	2,5782	
poly	automne	forte	petite	1,0598	1,9278	
oligo-mésos	printemps	forte	petite	0,5893	1,5462	
poly	printemps	forte	petite	0,3730	1,1313	
oligo-mésos	automne	faible	grande	0,9276	1,9201	
poly	automne	faible	grande	0,6289	1,4236	
oligo-mésos	printemps	faible	grande	-0,0186	0,8936	
poly	printemps	faible	grande	-0,0518	0,6317	
oligo-mésos	automne	forte	grande	0,9248	1,9218	
poly	automne	forte	grande	0,6269	1,4247	
oligo-mésos	printemps	forte	grande	-0,0179	0,8917	
poly	printemps	forte	grande	-0,0449	0,6273	

Seuils obtenus pour la métrique de densité des poissons prédateurs d'invertébrés benthiques en fonction de l'indice de pression sur l'habitat et le vivant.

salinité	saison	connectivité	superficie	Scores		
				1	3	5
oligo-mésos	automne	faible	petite	2,5662	3,5597	
poly	automne	faible	petite	0,7741	1,4668	
oligo-mésos	printemps	faible	petite	3,2925	4,3105	
poly	printemps	faible	petite	1,4172	2,2669	
oligo-mésos	automne	forte	petite	2,5445	3,5819	
poly	automne	forte	petite	0,7758	1,4604	
oligo-mésos	printemps	forte	petite	3,2896	4,3205	
poly	printemps	forte	petite	1,4134	2,2719	
oligo-mésos	automne	faible	grande	2,5657	3,5711	
poly	automne	faible	grande	0,7705	1,4593	
oligo-mésos	printemps	faible	grande	3,2827	4,3171	
poly	printemps	faible	grande	1,4159	2,2662	
oligo-mésos	automne	forte	grande	2,5531	3,5704	
poly	automne	forte	grande	0,7741	1,4596	
oligo-mésos	printemps	forte	grande	3,2905	4,3209	
poly	printemps	forte	grande	1,4170	2,2775	

Seuils obtenus pour la métrique de densité des poissons zooplanctonophages en fonction de l'indice d'occupation des sols.

salinité	saison	connectivité	superficie	Scores				
				5	4	3	2	1
oligo-méso	automne	faible	petite			4,7726	5,8376	
poly	automne	faible	petite	1,3704		1,4714	1,6929	2,5393
oligo-méso	printemps	faible	petite			4,4411	5,5126	
poly	printemps	faible	petite	1,2723		1,3162	1,4396	2,2783
oligo-méso	automne	forte	petite			5,8853	7,0050	
poly	automne	forte	petite			3,1345	3,8948	3,9832
oligo-méso	printemps	forte	petite			5,5381	6,6659	
poly	printemps	forte	petite			2,8444	3,6327	3,6662
oligo-méso	automne	faible	grande			5,1512	6,2828	
poly	automne	faible	grande			2,4935	3,3408	
oligo-méso	printemps	faible	grande			4,8222	5,9399	
poly	printemps	faible	grande			2,1926	3,0529	
oligo-méso	automne	forte	grande			6,1910	7,3311	
poly	automne	forte	grande			3,7291	4,7739	
oligo-méso	printemps	forte	grande			5,8629	6,9921	
poly	printemps	forte	grande			3,4076	4,4479	