

**AGROCAMPUS OUEST**

CFR Angers  CFR Rennes

<p>Année universitaire : 2019 - 2020</p> <p>Spécialité : Ingénieur agronome</p> <p>Spécialisation (et option éventuelle) :</p> <p>Sciences halieutiques et aquacoles, préparée à Agrocampus Ouest (Ressources et Ecosystèmes Aquatiques)</p>	<p><b>Mémoire de fin d'études</b></p> <p><input checked="" type="checkbox"/> d'ingénieur de l'École nationale supérieure des sciences agronomiques de Bordeaux (Bordeaux Sciences Agro), école interne de l'institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement</p> <p><input type="checkbox"/> de master de l'École nationale supérieure des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage (AGROCAMPUS OUEST), école interne de l'institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement</p> <p><input type="checkbox"/> d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2)</p>
--	---

**Analyse des indicateurs en lien avec les caractéristiques démographiques des populations de poissons des façades métropolitaines françaises dans le cadre de la DCSMM**

Par : Léo DAVIES



Copyright : Ifremer

**Soutenu à Rennes le 16/09/2020**

**Devant le jury composé de :**

Président : Olivier Le Pape (Agrocampus Ouest)

Maître de stage : Damien Delaunay (Ifremer)

Enseignant référent : Olivier Le Pape (Agrocampus Ouest)

Autres membres du jury (Nom, Qualité) :

Didier Gascuel (Agrocampus Ouest)

Jérémy Lobry (INRAE)

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle d'AGROCAMPUS OUEST

Ce document est soumis aux conditions d'utilisation  
«Paternité-Pas d'Utilisation Commerciale-Pas de Modification 4.0 France»  
disponible en ligne <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.fr>







## Remerciements

---

Tout d'abord un très grand merci à Damien Delaunay pour son encadrement tout au long du stage malgré les circonstances particulières. Merci pour ton aide, tes conseils, ton soutien et toutes les discussions diverses et variées que nous avons eu. Ça aura été un réel plaisir de faire ta rencontre et travailler avec toi, je n'aurai pas pu espérer meilleur maître de stage pour ma fin d'étude. Ça sera avec un grand plaisir que je retravaillerai avec toi si l'occasion se présente !

Merci aussi à mes encadrants Anik Brind'Amour et Eric Foucher pour le suivi de mon travail, leur patience et leurs points de vus éclairés.

Une dédicace spéciale à « l'équipe technique » dont les membres se reconnaîtront en ces mots. Vous avez su me sortir de situations inextricables grâce à vos coups de pouces dans la bonne humeur !

Il me semble aussi important de remercier l'équipe de VIGIES pour leur accueil chaleureux et les discussions que nous avons pu avoir durant les pauses café et les repas. A mon grand regret, la situation de pandémie ne m'a pas permis d'apprendre à vous connaître autant que je l'aurai souhaité. Malgré cela, j'ai pu saisir la bonne ambiance dans laquelle vous travaillez et j'espère que je trouverai la même partout où j'irai dans ma future vie professionnelle.

Enfin merci infiniment à mes parents Geneviève et Pascal qui se sont toujours assurés de mon éducation et m'ont encouragé dans mes choix d'orientations. Vous m'avez toujours soutenu et très largement contribués aux expériences diverses et variées que j'ai eu la chance de vivre en France comme ailleurs. Merci pour votre confiance !



## Sommaire

---

Table des illustrations.....	iii
1. Contexte.....	1
1.1 La DCSMM.....	1
1.2 Le Descripteur 1 et Descripteur 3.....	2
1.3 L'évaluation du cycle 2.....	3
1.4 Focus D1C3 et D3C3: opérationnalité et enjeux de la prochaine évaluation.....	3
1.5 Structure en taille des populations de poissons.....	4
1.6 Les indicateurs en taille.....	4
2. Matériel et méthodes.....	5
2.1 Matériel.....	5
2.1.1 Les campagnes scientifiques.....	5
2.1.2 Les données.....	6
2.1.3 Les logiciels utilisés.....	9
2.2 Méthodes.....	10
2.2.1 Les indicateurs et leur méthode de calcul.....	10
2.2.1.1 Les indicateurs populationnels.....	10
2.2.1.2 Les indicateurs communautaires.....	12
2.2.2 Les espèces d'intérêt.....	14
2.2.2.1 Sélection des espèces d'intérêts.....	14
2.2.2.2 Les groupes d'espèces.....	16
2.2.3 Regroupement des strates.....	17
2.2.4 Analyse des résultats.....	17
2.2.4.1 Redondance des indicateurs.....	17
2.2.4.2 Evolution des indicateurs et périodes de stabilité.....	17
3. Résultats.....	19
3.1 La sélection des espèces et formation des groupes de sensibilité au chalutage.....	19
3.1.1 La sélection.....	19
3.1.1.1 Les Osteichthyens.....	19
3.1.1.2 Les requins.....	20
3.1.1.3 Les raies.....	20
3.1.2 Les groupes d'espèces.....	21

3.2	Regroupement des strates .....	21
3.3	Sélection des indicateurs non corrélés .....	22
3.3.1	Analyse en composante principale .....	23
3.3.1.1	Les indicateurs populationnels .....	23
3.3.1.2	Les indicateurs communautaires .....	25
3.3.1.3	Sélection des indicateurs .....	25
3.3.2	Les analyses de tendance.....	26
3.3.2.1	Les indicateurs populationnels .....	26
3.3.2.2	Les indicateurs communautaires .....	30
4.	Discussion .....	32
4.1	Sélection des indicateurs de taille pour les poissons .....	32
4.2	Analyse en entonnoir et prise de recul sur l'analyse TSBA .....	33
4.3	L'état écologique à travers les indicateurs en taille.....	34
4.4	Perspectives .....	36
5.	Conclusion .....	36
6.	Bibliographique.....	38
7.	Liste des annexes .....	i
8.	Annexes.....	ii

## Table des illustrations

---

### Liste des tableaux

Tableau 1 Les critères du D1 et D3 .....	3
Tableau 2 Extrait du tableau "Trait" .....	7
Tableau 3 Extrait du tableau "Taille" .....	7
Tableau 4 Nombre d'espèces par taxa et nombre d'observations absolu en nombre et en proportion.....	9
Tableau 5 Distribution du nombre d'espèce .....	19
Tableau 6 Nombre d'observation des 10 espèces les plus .....	19
Tableau 7 Les trois groupes d'espèces obtenus suite à la classification ascendante hiérarchique.....	21
Tableau 8 Résumé de l'analyse TSBA sur les indicateurs populationnels. ....	27
Tableau 9 Résumé de l'analyse TSBA sur les indicateurs populationnels .....	30

### Liste des Figures

Figure 1 Carte des différents campagnes halieutiques de l'Ifremer (source : Ifremer) .....	6
Figure 2 Les différents strates de la campagne EVHOE ( <i>source personnelle</i> ).....	8
Figure 3 Evolution du nombre d'espèces par écotype et écart-type sur la série temporelle.....	9
Figure 4 Processus de sélection des espèces d'intérêts.....	15
Figure 5 Exemple des différents types de distribution en taille .....	16
Figure 6 Illustration schématique des analyses temporelles .....	17
Figure 7 Traitement des indicateurs populationnels .....	18
Figure 8 Illustration schématique de la représentation de la distance au seuil .....	19
Figure 9 Illustration schématique de la différence entre la proportion d'espèces au-dessus et en dessous du seuil.....	18
Figure 10 Proportion du nombre d'individus par classe.....	19
Figure 11 Nombre d'individus pour les trois espèces de requins .....	20
Figure 12 Nombre d'individus pour les trois espèces de raies .....	20
Figure 13 Zones de la campagne EVHOE déterminées pour le calcul des indicateurs .....	22
Figure 14 projection du nuage des observations selon les deux premiers axes pour l'ACP ....	23
Figure 15 ACP globale : Projection du nuage des variables .....	23
Figure 16 ACP sur la zone GDG - Intermédiaire.....	24
Figure 17 Résultat de l'ACP : projection des variables.....	25
Figure 18 Résultat de l'ACP sur les indicateurs communautaires.....	25
Figure 19 Graphique de synthèse : différence entre la proportion des espèces au-dessus du seuil et sous le seuil, les barres d'erreurs représentant l'écart-type. ....	28
Figure 20 Différence entre la proportion d'espèces au-dessus et en dessous du seuil pour chaque indicateur.....	28



# 1. Contexte

## 1.1 La DCSMM

L'Union européenne a adopté en 2008 la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) ayant pour objectif de promouvoir l'intégration des problématiques environnementales aux milieux marins et de constituer le pilier des prochaines politiques maritimes de l'Union européenne (Directive 2008/56/CE, DCSMM). Au travers de cette directive, les Etats membres s'engagent à l'atteinte du bon état écologique (BEE ou GES : Good Environmental Status) de leurs eaux. Ce terme est défini dans le texte de ladite directive comme étant un « état écologique des eaux marines telles que celles-ci conservent leurs diversités écologiques et le dynamisme d'océans et de mers qui soient propres, en bon état sanitaire et productif dans le cadre de leurs conditions intrinsèques, et que l'utilisation du milieu marin soit durable, sauvegardant ainsi le potentiel de celui-ci aux fins des utilisations et activités des générations actuelles et à venir ». La dernière partie de cette définition rappelle d'ailleurs la notion de développement durable conceptualisée en 1987 par la Commission mondiale sur l'environnement et le développement de l'Organisation des Nations Unies (ONU) (Commission mondiale sur l'environnement et le développement, 1987) officialisée en 1992 lors du sommet de la Terre à Rio comme étant un « développement qui répond aux besoins présents sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs » (Déclaration de Rio sur l'Environnement et le développement – Principes de Gestion des Forêts, 1992).

La notion d'héritage a toujours été ancrée dans les us et coutumes de la civilisation occidentale mais plutôt d'un point de vue matériel (Steiner, 2008 ; Jourdain et Naulin, 2011). Il semble important de souligner que cette volonté de transmettre un milieu de vie sain est donc une préoccupation récente. C'est dans cette optique que s'inscrit le concept de bon état écologique de la DCSMM puisqu'il permet de référencer si telle ou telle partie de l'écosystème est en bonne santé à l'échelle des régions ou sous-régions marines. Dans la situation où cela ne serait pas le cas, les pays membres s'engagent à y remédier grâce à l'application de mesures de gestions adéquates.

Afin de qualifier l'état du milieu marin, la directive cadre est basée sur 11 descripteurs qualitatifs (D1 à D11) allant de la conservation de la biodiversité (D1) à l'introduction d'énergie à des niveaux ne nuisant pas aux milieux (D11) en passant par la réduction au minimum de l'eutrophisation d'origine humaine (D5). Ces descripteurs ont été définis pour permettre de renseigner le plus exhaustivement possible l'état des milieux marins, de ses ressources biologiques ainsi que l'impact des activités anthropiques. Un cadre méthodologique est impératif afin d'assurer la cohérence des résultats d'évaluation entre les différents pays et permettre leur comparaison. Chaque descripteur est donc renseigné par différents critères élaborés communément entre tous les pays concernés. Au total, un ensemble de 29 critères permettent de caractériser les 11 descripteurs. Selon le type des données disponibles, de leurs quantités et de leurs qualités, ces critères reposent sur des méthodes d'analyses quantitatives ou qualitatives. Dans le meilleur des cas, elles permettent le calcul d'indicateurs témoignant de l'état, de la pression ou de l'impact exercé sur tel ou tel compartiment et le développement de valeurs seuils. De nombreuses définitions pour le terme « indicateur » peuvent être trouvées dans la bibliographie. Dans le contexte de la DCSMM, la définition donnée par le Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie en 2012 sera retenue (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a). A savoir qu'un indicateur est défini comme « un paramètre ou une combinaison de paramètres qui permet de juger de l'atteinte du BEE et de mesurer l'accomplissement des progrès vers le

BEE ». Suivant ce cadre européen, la France qui s'était engagée à l'atteinte du BEE de ses eaux en 2020, a mis en place un plan d'action pour atteindre cet objectif dont l'un des volets est la réévaluation de l'état écologique tous les 6 ans.

## 1.2 Le Descripteur 1 et Descripteur 3

Dans le cadre de l'étude menée, il semble important de détailler les deux descripteurs sur lesquels portera l'étude et leurs critères. Cela permettra par la suite une meilleure compréhension du travail déjà réalisé et des enjeux pour celui à venir.

Selon la DCSMM, le bon état écologique est atteint pour le premier descripteur (D1) lorsque « La diversité biologique est conservée. La qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptées aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes ». Ce descripteur intègre donc les habitats marins et l'ensemble des espèces mobiles qui y évoluent. Ces dernières sont séparées en composantes écosystémiques dans lesquelles le groupe des poissons est décrit. Le D1 est renseigné par 5 critères (*tableau 1*). Pour le troisième descripteur (D3), le bon état écologique est considéré comme atteint lorsque « Les populations de tous les poissons et crustacés<sup>1</sup> exploités à des fins commerciales se situent dans les limites de sécurité biologique, en présentant une répartition de la population par âge et par taille qui témoigne de la bonne santé du stock. » Ce descripteur est renseigné par 3 critères (*tableau 1*).

Critère	Descripteur 1	Descripteur 3
C1	La mortalité par capture accidentelle ne constitue pas une menace pour l'espèce	L'effort de pêche (F) sur les espèces exploitées est inférieur ou égal au Rendement Maximum durable (RMD ou Maximum Sustainable Yield MSY).
C2	Les pressions anthropiques n'ont pas d'effets néfastes sur l'abondance des populations de l'espèce et leur viabilité à long terme est garantie.	La biomasse féconde (SSB) des espèces exploitées est supérieure ou égale au niveau permettant d'atteindre le RMD.
C3	Les caractéristiques démographiques de la population de l'espèce témoignent d'une population saine, non affectée par des pressions anthropiques (taille, âge, taux de fécondité/survie...)	La répartition par âge et par taille des individus dans les populations d'espèces exploitées à des fins commerciales témoigne de la bonne santé du stock.
C4	La répartition spatiale de la population est conforme aux conditions physio géographiques, géographiques et climatiques	X

<sup>1</sup> Traduits de l'anglais « Fish and shellfish ». Les mollusques et échinodermes exploités sont aussi inclus

	dominantes.	
C5	Les habitats offrent toutes les conditions nécessaires aux espèces pour y accomplir leurs différentes étapes de cycle de vie.	X

Tableau 1 Les critères du D1 et D3

Les trois premiers critères du D1 et D3 sont similaires à la différence près que le D1 englobe l'ensemble des espèces quand le D3 cible seulement les populations exploitées (tableau 1).

### 1.3 L'évaluation du cycle 2

L'Ifremer a été chargé par l'Etat français de conduire une partie de cette évaluation, notamment pour le descripteur biodiversité – Poissons et céphalopodes (D1), en partenariat avec le Museum National d'Histoire Naturelle (MNHN), et espèces commerciales (D3). Des travaux ont déjà été menés pour ces deux descripteurs donnant lieu à une première évaluation qualitative en 2012 (cycle 1) et une deuxième évaluation plus quantitative livrée en 2018 (cycle 2) (Brind'Amour et Delaunay, 2018 ; Foucher et Delaunay, 2018). Ces évaluations reposent en partie sur le programme d'acquisition de données nécessaires à l'évaluation des stocks gérés dans le cadre de la Politique Commune des Pêches (programme Data Collection Framework – DCF de la PCP). Ce programme, inscrit dans les programmes de surveillance (PdS) dédiés à ces thématiques, met à disposition des données de campagnes halieutiques et des données relatives à l'activité de pêche (e.g. déclarations de débarquement). Pour l'évaluation de la composante poisson du D1, seul le critère deux (D1C2) concernant l'abondance des populations, a pu être renseigné de manière quantitative pour les poissons benthodémersaux du plateau continental et les poissons pélagiques du plateau continental. Pour cela, deux indicateurs ont été utilisés, un indice d'abondance en nombre et un indice de biomasse (Brind'Amour et Delaunay, 2018). Les autres critères de ce descripteur ont été jugés non opérationnels pour de multiples raisons (manque de connaissances, de données, d'indicateurs ou de valeurs de référence). Cette évaluation a été effectuée sur une sélection de poissons déterminés, au regard de leurs traits d'histoire de vie, comme sensibles à la pression de pêche, considérant que cette activité est la principale source de pression sur ces populations de poissons. Pour le descripteur D3, deux critères parmi les trois déterminés pour le renseigner, à savoir l'effort de pêche (F) et la Biomasse Féconde (SSB), ont été utilisés pour qualifier l'état écologique des populations de poissons exploités pour les quatre sous régions marines françaises (Foucher et Delaunay, 2018). A la suite de travaux menés au niveau international par le CIEM, il a été décidé que le troisième critère (D3C3, relatif à la structure démographique des populations exploitées) n'était pas opérationnel pour l'évaluation 2018, notamment à cause de l'absence d'un consensus scientifique sur des points de référence à adopter (WKIND3.3i, ICES, 2016 et WKIND3.3ii, ICES, 2017).

### 1.4 Focus D1C3 et D3C3 : opérationnalité et enjeux de la prochaine évaluation

Que ce soit pour les descripteurs 1 ou 3, le critère trois (D1C3 et D3C3) relatif aux caractéristiques démographiques des populations de poissons et leur taille ne sont pas renseignés. La quantité et qualité des données pour les quatre sous régions marines sont suffisantes à l'échelle des populations comme à l'échelle des communautés et de nombreux indicateurs en taille existent (WKLIFEV, ICES, 2015 et WKPROXY, ICES, 2016).

Cependant, aucun seuil de bon état écologique n'a fait l'unanimité malgré plusieurs rencontres de groupes de travail du CIEM mandatées par l'Union européenne. La prochaine échéance d'évaluation du bon état écologique est prévue pour 2024 (cycle 3). L'objectif est de pouvoir proposer d'ici là une analyse quantitative des caractéristiques démographiques des populations et communautés de poissons et donc de produire des indicateurs pour renseigner le critère trois des descripteurs 1 et 3. Grâce aux campagnes halieutiques menées par l'Ifremer dans les 4 sous-régions marines depuis maintenant plusieurs décennies, une grande base de données est disponible pour les poissons pélagiques et démersaux avec des informations sur la taille et l'âge des individus. Une large variété d'indicateurs démographiques peut ainsi être calculée et comparée.

## 1.5 Structure en taille des populations de poissons

La taille des organismes constitue un facteur clef dans les interactions et processus écologiques des populations et des communautés. Elle dicte en partie l'organisation du réseau trophique (Brown and West, 2000). La plupart des traits d'histoire de vie des espèces marines sont d'ailleurs corrélées à la taille. Cette dernière agit comme un facteur contraignant sur le métabolisme et l'assimilation de l'énergie. Elle influe donc tout au long de la vie de l'individu sur sa croissance, sa reproduction et sa survie. De nombreuses causes peuvent cependant entraîner une modification de la structure en taille au sein des écosystèmes marins tels que les changements environnementaux ou les impacts anthropiques comme la pêche par exemple (Shin et al, 2005). Cette dernière a des impacts directs à l'échelle des individus, des populations et des communautés. Comme elle tend à cibler les gros poissons ayant une plus forte valeur ajoutée, cela provoque une diminution de leur abondance et biomasse au sein d'une population. A l'échelle des communautés, le même phénomène est observable pour les espèces de plus grandes tailles. De manière indirecte, la pêche influe aussi à l'échelle individuelle avec l'effet « compensatoire » : les organismes grandissent plus vite pour atteindre leur stade de maturité plus tôt et avoir une chance de se reproduire avant leur capture. La pêche favorise aussi des populations ayant une vitesse de croissance plus lente et une faible taille à maturité ( $L_{mat}$ ). C'est l'effet « Génétique ». Ces processus provoquent la diminution du potentiel de reproduction des stocks, de leur stabilité et résilience (Walsh et al, 2006 ; Wright et Trippel, 2009). A l'échelle des communautés, la diminution des prédateurs et une plus faible compétition intra spécifique permettent une meilleure survie des petites espèces. Ces modifications de la structure en taille provoquent sur le long terme une augmentation de la variabilité de l'abondance des populations (Handerson et al, 2008). Dans le cas où les plus grands individus sont retirés de la population, l'effort de pêche est dirigé vers les classes de tailles plus petites pouvant impacter les juvéniles. Leur surexploitation provoque une réduction de la productivité des populations sur le long terme (Edwards and Plaganyi, 2011).

Ces changements marqués de distribution en taille, qu'ils soient induits par la pêche ou d'autres facteurs, peuvent être observés à travers des indicateurs en taille.

## 1.6 Les indicateurs en taille

Pour beaucoup de stocks, les données disponibles ne permettent pas une évaluation analytique, empêchant la formulation d'un avis scientifique basé sur le Rendement Maximum Durable (RMD). Ainsi pour les stocks de catégorie trois et plus, une approche dite de précaution est appliquée pour tendre vers une exploitation plus durable. Dans ces situations, il reste cependant difficile de mettre en place des règles de gestion permettant une exploitation

durable (Miethe, 2019).

Les indicateurs en taille constituent une métrique complémentaire lisible permettant de décrire simplement un état. Les points de références pour ces indicateurs sont basés sur les traits d'histoires de vie tels que la taille asymptotique<sup>2</sup> ( $L_{inf}$ ) et la taille à laquelle 50% des individus ont atteint la maturité sexuelle ( $L_{mat}$ ). Les indicateurs répondants le plus sensiblement aux changements de statut des stocks et de leur niveau d'exploitation, ou des communautés, seront ceux jugés les plus adéquats pour qualifier un état. Ces derniers peuvent rentrer dans le cadre d'une gestion par approche écosystémique des pêches. Un des avantages des indicateurs en taille repose sur le type de donnée nécessaire. Contrairement aux paramètres de l'âge, le paramètre de taille est collecté en routine dans les campagnes halieutiques et est largement enregistré dans les captures commerciales lors des débarquements. Les données en tailles sont ainsi disponibles pour un plus grand nombre d'espèces. De nombreux indicateurs en taille sont donc potentiellement calculables.

Dans ce contexte, nous proposons de dresser un bilan des indicateurs en tailles existants à ce jour pouvant permettre de renseigner le critère trois pour les descripteurs 1 et 3. Cette première partie se basera sur les travaux du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) et de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR). D'autres sources bibliographiques seront aussi utilisées (Froese, 2005 ; Modica et al., 2014 ; Mieth, 2016). Dans ce cadre spécifique, le terme indicateur en taille est défini comme étant « une information quantifiable servant d'approximation pouvant attester de l'état d'un stock, d'une population ou d'une communauté, ou de la mortalité par pêche » (Miethe et al., 2019). Dans un deuxième temps, les indicateurs seront calculés et comparés entre eux en utilisant les données de la campagne EVHOE sur la période 1997 – 2019. Enfin le dernier objectif de ce travail sera de juger de la pertinence ou redondance des indicateurs calculés et de leur éventuelle complémentarité quant au renseignement du critère trois des deux descripteurs. La suite de ce rapport sera structurée en conséquence de la manière suivante. Une première partie matériel et méthodes permettra d'explicitier quelles ont été les moyens disponibles et mis en œuvre pour apporter les résultats présentés dans une deuxième partie. Une dernière partie permettra de commenter, discuter les résultats obtenus et justifier la sélection d'indicateurs le cas échéant. Enfin, la conclusion aura pour but de mettre ces résultats en perspectives.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1 Matériel

#### 2.1.1 Les campagnes scientifiques

Les campagnes de pêche halieutique ont été mises en place dans le cadre de la Politique Commune des Pêche (PCP, règlement européen 170/83 du 25 Janvier 1983) il y a plus de 30 ans. En France, elles sont conduites sur toutes les façades maritimes par l'Ifremer pour les espèces démersales, benthiques et pélagiques. Dans un premier temps, elles ont eu pour but de produire des indices d'abondance pour les stocks d'espèces exploitées en vue d'améliorer leur gestion. Ces campagnes ont par la suite été élargies à toutes les espèces, puis leur environnement, permettant ainsi l'amélioration des connaissances biologique, physique et chimique avec pour objectif la mise en place d'une approche écosystémique des pêches. Il existe ainsi 4 grandes campagnes ciblant les populations benthodémersales et 2 ciblant les

---

<sup>2</sup> Longueur moyenne maximale qui serait atteinte si l'âge « t » augmentait indéfiniment.



populations pélagiques. Elles sont menées sur des périodes de l'année différentes en fonction de leurs thématiques (*figure n° 1*). Elles ciblent les espèces évoluant dans les écotypes cités précédemment. Pour ce faire, 2 engins de prélèvement sont utilisés selon les campagnes : le chalut de fond à grande ouverture verticale (GOV) et le chalut pélagique. Des méthodes acoustiques ont aussi utilisées. Pour chaque campagne, la procédure d'échantillonnage est standardisée afin de permettre un suivi cohérent et une comparaison interannuelle. Il en va de même pour les campagnes associées entre plusieurs pays.

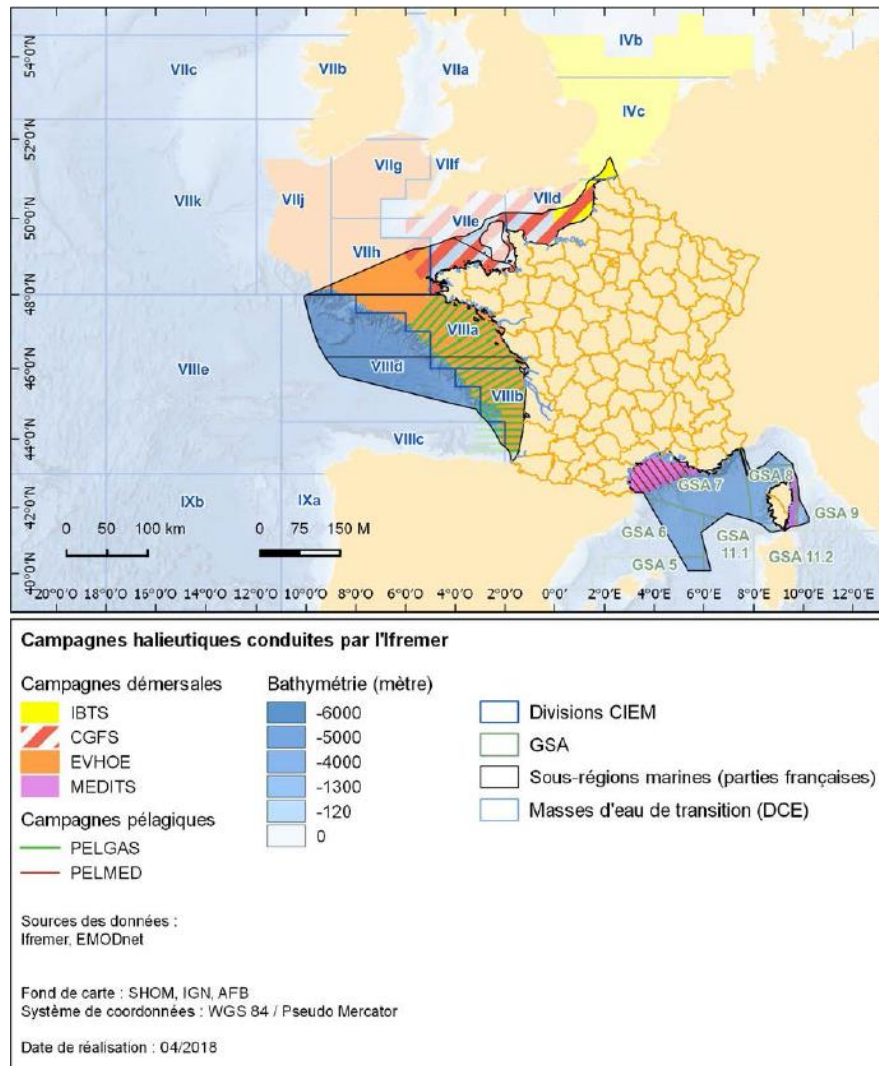


Figure 1 Carte des différents campagnes halieutiques menées par l'Ifremer (source : Ifremer)

Figure 2 Les différents strates de la campagne EVHOE (source personnelle) Figure 3 Carte des différents campagnes halieutiques menées par l'Ifremer (source : Ifremer)

### 2.1.2 Les données

Les données utilisées sont celles de la campagne halieutique EVHOE (Evaluation des ressources Halieutiques de l'Ouest Européen) sur la série temporelle de 1997 à 2019. Cette campagne a été sélectionnée parmi les 5 autres pour plusieurs raisons. Tout d'abord elle s'étend sur une série temporelle longue, indispensable pour la sélection des indicateurs en tailles à venir. Elle couvre une aire géographique importante de 222 500 km<sup>2</sup> s'étirant des mers Celtiques (150 000 km<sup>2</sup>) au golfe de Gascogne (72 500 km<sup>2</sup>) et permettant

d'échantillonner une large diversité d'habitats, des zones côtières jusqu'au talus continental, pour un gradient de latitude élevé.

La campagne EVHOE est une campagne benthodémersale utilisant un chalut de fond à grande ouverture verticale (GOV) 36/47, d'une ouverture verticale de 4 mètres et horizontale de 20 mètres, comme moyen de d'échantillonnage (Mahé et Polard, 2005). Le maillage utilisé pour le cul du chalut est de 10mm de côté. Elle a lieu chaque année de mi-octobre jusqu'aux derniers jours de novembre. Elle a pour but d'enrichir les connaissances scientifiques sur la biologie des espèces inféodées aux fonds marins, de leurs abondances à leurs répartitions, en passant par leurs cycles de vie. Les connaissances ainsi générées permettent une amélioration en continue de la gestion des stocks exploités ou non et des connaissances sur les communautés du golfe de Gascogne et de la mer Celtique. Les premières séries de données de cette campagne remontent à 1987. Cependant le premier navire « THALASSA I » initialement utilisé a été remplacé par une nouvelle unité « THALASSA II » à partir de 1997. Cette année a servi de campagne d'inter-calibration entre les deux bateaux afin de s'assurer de la continuité de la méthode d'échantillonnage et ne pas créer de biais dans la série temporelle. Aussi, avant le renouvellement du THALASSA, le jeu de données n'est pas complet pour plusieurs années que ce soit pour cause d'évolution de la zone échantillonnée ou de problèmes techniques. Enfin, c'est à partir de 1997 que de nouveaux objectifs halieutiques ont été déterminés sur l'ensemble avec une extension de cette dernière à l'intégralité de la mer Celtique. Ces raisons historiques de l'évolution de la campagne EVHOE justifient le choix de l'année 1997 comme date de départ dans la sélection des données traitées. Il est aussi à noter que l'année 2017 n'est pas prise en compte dans la série temporelle. Une panne moteur est survenue sur le « THALASSA II » quelques jours après le début de la campagne ne permettant l'échantillonnage que d'un nombre très réduit de strates. Après la phase d'acquisition, les données sont bancarisées dans le Système d'Informations Halieutiques (SIH) mis en place au début des années 2000. Au cours de ce processus, un contrôle qualité est appliqué aux données pour s'assurer de leurs cohérences et permettre leur homogénéisation en vue de pouvoir les croiser avec les sources d'informations autres que les campagnes.

Campagne	Annee	Trait	Espec	Sexe	Longueur	Nombre
EVHOE	2019	1-B1008	ARNOLAT	N	11	1
EVHOE	2019	1-B1008	ARNOTHO	N	13	1
EVHOE	2019	1-B1008	BOOPBOO	N	14	1
EVHOE	2019	1-B1008	BOOPBOO	N	15	1
EVHOE	2019	1-B1008	BOOPBOO	N	16	16

Tableau 2 Extrait du tableau "Taille"

Campagne	Annee	Trait	Mois	Strate	SurfaceBalayee	Lat	Long
EVHOE	2019	1-X0441	10	Gn3	0,0713	47,8253	-4,781
EVHOE	2019	1-X0442	10	Gn4	0,0713	46,9222	-4,7511

Deux tableaux principaux regroupant les échantillonnages de la campagne EVHOE

EVHOE	2019	1-X0443	10	Gn6	0,069	46,7647	-4,9912
EVHOE	2019	1-X0444	10	Gn7	0,069	46,6166	-4,9291
EVHOE	2019	1-X0445	10	Gn5	0,0552	46,5761	-4,7292

après traitement par le SIH constituent ainsi la base de cette étude. Le premier tableau « Tailles » (*tableau 2*) recense le nombre d'individus dénombrés pour chaque classe de taille des différentes espèces observées dans chaque trait de chaque strate pour chaque année. On y retrouve le sexe quand il a pu être renseigné à bord. Le deuxième tableau comprend les informations relatives à chaque trait et chaque année : son mois, sa strate, sa position (latitude/longitude) et la surface balayée (*tableau 3*). Le golfe de Gascogne et la mer Celtique ont été séparés en 26 strates dans le protocole d'échantillonnage, en fonction de la bathymétrie (*figure n° 2*). Jusqu'en 2015, la stratégie d'échantillonnage était aléatoire stratifiée. Depuis 2016, le plan d'échantillonnage est fixe stratifié avec la mise en place de station. Il est important de noter que même si dans le protocole d'échantillonnage, la troisième et quatrième strate de la mer Celtique Centre sont séparées selon leur localisation Est/Ouest (Cc3e/Cc3w et Cc4e/Cc4w) par rapport aux zones administratives CIEM, elles sont en réalité regroupées dans le jeu de données finales (Cc3 et Cc4).

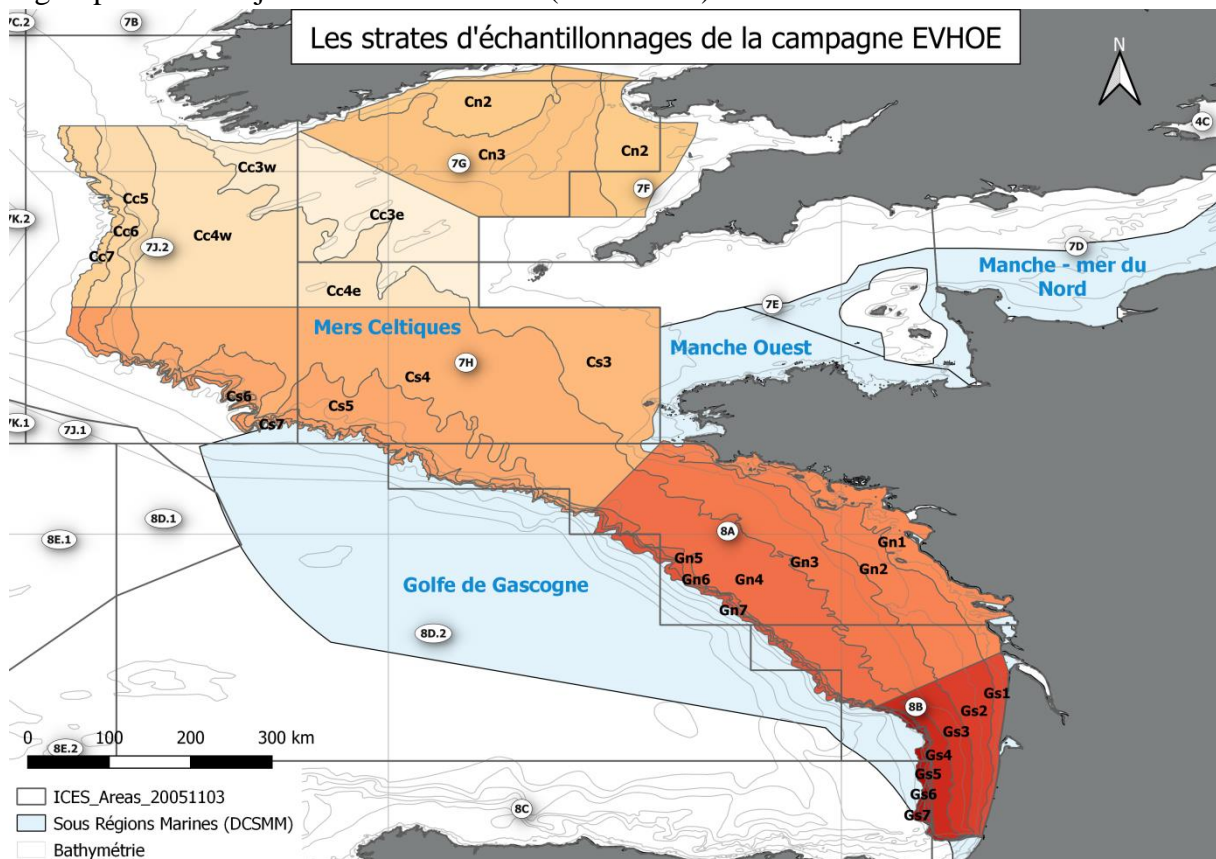


Figure 4 Les différents strates de la campagne EVHOE (source personnelle)

Figure 5 Evolution du nombre d'espèces par écotype et écart-type sur la série temporelle Figure 6 Les différents strates de la campagne EVHOE (source personnelle)

Au cours de la campagne halieutique EVHOE, 336 espèces appartenant à 8 taxons différents sont recensées entre 1997 et 2019. Le taxon poisson (Pisces-Agnatha) est très largement dominant que ce soit en termes de nombre d'espèces ou en nombre absolu d'individus observés sur la série temporelle (*tableau 4*).



Taxa	Pisces-Agnatha	Cephalopoda	Crustacea	Echinoderma	Cnidaria	Mollusca	Bryozoa	Ctenophora
Nombre d'espèces	267 79,5 %	31 9,4 %	17 5 %	9 2,7 %	6 1,8 %	4 1,2 %	1 0,2 %	1 0,2 %
Nombre d'obs.	35059646 98,7 %	326670 0,9 %	100955 0,3 %	14690 0 %	4177 0%	372 0%	35 0 %	4 0 %

Tableau 2 Nombre d'espèces par taxa et nombre d'observations absolu en nombre et en proportion

Parmi les 267 espèces de poissons recensées, les relations tailles-poids sont connues pour 144 d'entre elles dont 137 pour lesquelles les traits d'histoire de vie sont connus. Ces derniers permettent d'établir une catégorie de sensibilité à la pêche grâce à la méthode développée lors du cycle 2 (Brind'Amour et Delaunay, 2018). Ces espèces sont réparties sur 5 écotypes différents. Le terme écotype est ici défini selon l'expression très largement réutilisée par la suite d'un biologiste suédois comme étant « une population génétiquement unique et adapté à son environnement local » (Tuerson, 1922). Les écotypes recensés dans la base de données sont les suivants :

- Pélagique : espèces évoluant dans la colonne d'eau associée à la surface ou aux profondeurs moyennes sur les zones non côtières
- Démersale : espèces évoluant au-dessus du fond et dépendant de ce dernier pour s'alimenter
- Bathypélagique : espèces pélagiques évoluant dans la colonne d'eau mais à de très grandes profondeurs ; dans la zone bathyale
- Benthopélagique : espèces démersales inféodés aux milieux profonds comme les accores et la pente de plateau (Mauchline & Gordon, 1991)
- Bathydémersal : espèces démersales évoluant à de très grandes profondeurs ; dans la zone bathyale

Evolution du nombre d'espèces par écotype pour chaque année

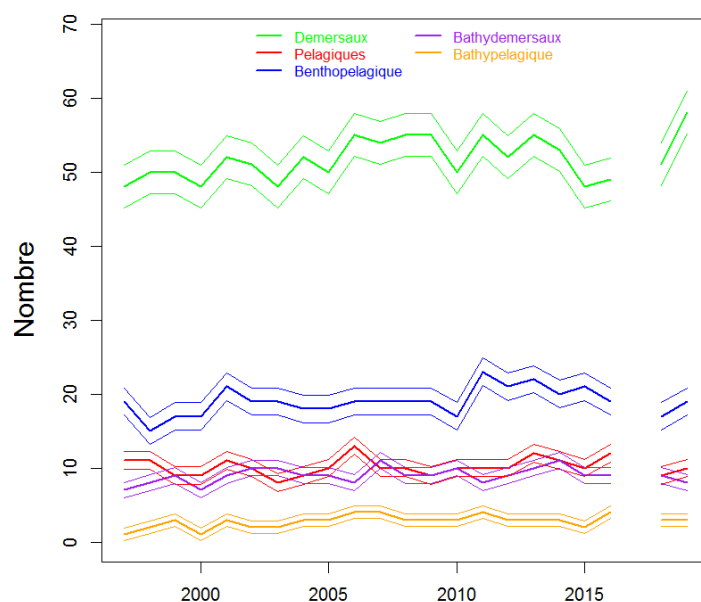


Figure 7 Evolution du nombre d'espèces par écotype et écart-type sur la série temporelle

Le nombre d'espèces observées pour chaque écotype évolue sans tendance particulière tout au long de la série temporelle (*figure n° 3*).

### 2.1.3 Les logiciels utilisés

- Rstudio

Le logiciel Rstudio a été utilisé pour toute la partie traitement et analyse des données. C'est un logiciel de programmation gratuit le plus communément utilisé dans la communauté scientifique et universitaire. Mis à part le fait d'être gratuit et mis à jour régulièrement, il a l'avantage de pouvoir traiter d'importants volumes de données de manière rapide et automatisée dans un langage très bien référencé. Les différents packages R utilisés sont mentionnés au cours du travail.

- QGIS

Qgis est un logiciel de cartographie ou SIG (Système d'Information Géographique) open source. Ce logiciel a été utilisé dans le but de présenter de l'information et valoriser les résultats obtenus au cours de cette étude sous forme de carte.

## 2.2 Méthodes

### 2.2.1 Les indicateurs et leur méthode de calcul

#### 2.2.1.1 Les indicateurs populationnels

Les indicateurs populationnels permettent de renseigner plusieurs parties de la distribution en taille d'une espèce. Ils indiquent l'état des petits individus, des grands individus, des très grands reproducteurs. Ils permettent aussi de rapporter la distribution en taille à des proxys d'exploitation optimale ou de rendement maximum durable.

- Conservation des petits individus (immatures)

- i) Le 25<sup>ème</sup> centile de la distribution en taille ( $L_{25\%}$ )

$$L_{25\%} = \bar{L} - 0,67 * \sigma$$

Avec  $\bar{L}$  la taille moyenne et  $\sigma$  l'écart type de la distribution en taille.

La formule théorique ci-dessus (WKLIFE V, ICES, 2015) a été testée en parallèle de la fonction « *quantile* () » du logiciel R. Cette dernière a été retenue à l'instar de la formule théorique puisque la normalité de la distribution en taille n'est pas toujours vérifiée. Ainsi, avec cette méthode, il est certain d'obtenir une valeur observée dans le jeu de donnée.

- ii) Taille de première capture ( $L_c$ )

Cet indicateur est calculé à partir du mode de la distribution en taille de l'espèce. Il représente la moitié du mode. (WKLIFE V, ICES, 2015 ; Miethe & Dobby, 2015 ; Miethe, 2016).

$$L_c = \frac{1}{2}M_{O_L}$$

Avec  $M_{O_L}$  le mode de la distribution en taille.

Ces deux indicateurs représentent l'état de conservation des individus immatures au sein d'une population et sont combinés à la longueur à maturité ( $L_{mat}$ ). Si le ratio ( $L_{25\%}/L_{mat}$  ou  $L_c / L_{mat}$ ) obtenu est supérieur à 1, il est considéré que la sélectivité est suffisamment bonne pour permettre aux petits individus d'atteindre l'âge de maturité et d'avoir le temps de se reproduire, en théorie, au moins une fois avant d'être prélevé.

- Conservation des grands reproducteurs

- i) Le 95<sup>ème</sup> centile des longueurs ( $L_{95\%}$ )

$$L_{95\%} = \bar{L} + 1,65 * \sigma$$

Avec  $\bar{L}$  la taille moyenne et  $\sigma$  l'écart type de la distribution en taille.

Comme pour le calcul du 25<sup>ème</sup> centile, la formule « *quantile*() » du logiciel R a été testée en parallèle et a été retenue pour les mêmes raisons.

- ii) Longueur moyenne des 5% d'individus les plus grands ( $L_{max5\%}$ )

$$L_{max5\%} = \frac{\sum_{i=L_{95\%}}^{L_{max}} L_i}{N_{L \geq L_{95\%}}}$$

Avec  $L_{max}$  la longueur maximum observée et  $N_{L \geq L_{95\%}}$  le nombre des 5% d'individus les plus grands.

iii) Proportion des individus dont la longueur est supérieur de 10 % à  $L_{opt}$  ( $P_{mega}$ )

$$P_{mega} = \frac{\sum_{i=1,1*L_{opt}}^{L_{max}} N_{L_i}}{N}$$

Avec  $L_{max}$  la longueur maximum observée,  $N_{L_i}$  le nombre d'individus observés pour cette classe de longueur et  $L_{opt} = 2/3L_{inf}$  la longueur théorique considérée dans le cas d'un rendement optimal, c'est-à-dire la classe de longueur ayant une biomasse maximum dans le cas de cohortes non exploitées (Froese, 2005 ; WKLIFE V, ICES, 2015 ; Miethe & Dobby, 2015 ; Miethe, 2016).  $L_{opt*1.1}$  est considérée comme un proxy représentant la taille minimum des méga reproducteurs.

Ces trois indicateurs rendent compte de l'état écologique dans lequel se trouvent les grands reproducteurs à savoir s'ils sont présents en nombre suffisant. Ces individus sont importants au sein d'une population puisqu'ils permettent une productivité importante. Les femelles de grandes tailles pondent une plus grande quantité d'œufs et de meilleure qualité par rapport à de jeunes femelles matures (Journal of Marine Science, ICES, 2018).

Les deux premiers indicateurs de cette série,  $L_{95\%}$  et  $L_{max5\%}$ , sont combinés au trait d'histoire de vie  $L_{inf}$ . La valeur seuil théorique de ce ratio informant d'un nombre acceptable de mega reproducteurs pour une population en bon état est placée à 0,8 (WKLIFE V, ICES, 2015 ; Miethe & Dobby, 2015). Pour l'indicateur  $P_{mega}$ , la valeur seuil fixée est 0,3. Si le  $P_{mega}$  passe sous ce seuil, alors il est considéré que la pression sur les très grands individus est trop grande. Dans cette situation la résilience du stock peut être affectée.

- Situation d'exploitation optimale

- i) Classe de longueur avec la plus grande biomasse dans les captures ( $L_{maxy}$ )

$$L_{maxy} = L_{B_{max}}$$

Avec  $B_{max}$  la biomasse maximum observée dans classe de longueur  $L$ .

Cet indicateur permet de rendre compte si le prélèvement se fait sur la classe de taille permettant un rendement optimal.

- ii) Longueur moyenne des individus plus grands que la taille de première capture ( $L_{mean>c}$ )

$$L_{mean>c} = \overline{L_{L>L_c}}$$

Avec  $L_c$  la taille de première capture.

Cet indicateur permet de renseigner à quel point les individus ont le temps de croître avant d'être capturé (ou mourir) et si la tendance d'exploitation est à la capture des gros individus ou non.

Les deux indicateurs de cette famille sont comparés à la valeur théorique  $L_{opt}$ . La valeur de bon état attendu de ce ratio est autour de 1. Par ailleurs, une fourchette de 10% est acceptée autour de  $L_{opt}$ , la valeur peut donc varier entre 0,9 et 1, 1 (WKLIFE V, ICES, 2015 et Miethe & Dobby, 2015). En dessous de cette valeur, des individus trop petits sont exploités et au-dessus, les très grands individus.

- Rendement maximum durable

- i) Longueur moyenne des individus plus grande que la taille de première capture ( $L_{mean.FM}$ )

$$L_{mean>c} = \overline{L_{L>L_c}}$$

Avec  $L_c$  la taille de première capture.

Cette fois, la comparaison est faite par rapport à un proxy en taille du RMD (ICES, 2012) ; le  $L_{F=M}$  correspondant à  $0,75L_c + 0,25L_{inf}$ . Pour considérer la population en situation de RMD, la valeur de ce ratio doit être supérieure ou égale à 1 (WKLIFE V, ICES, 2015 et Miethe & Dobby, 2015).

### 2.2.1.2 Les indicateurs communautaires

- Conservation des grands individus

- i) Moyenne de la longueur maximum ( $L_{max.Com}$ )

$$L_{max.Com} = \frac{\sum_i N_i L_{max_i}}{N}$$

Avec  $N_i$  le nombre d'individus de l'espèce  $i$ , et  $L_{max_i}$  la longueur maximum potentielle de l'espèce selon fishBase ou la longueur maximum enregistrée sur l'ensemble de la campagne. (Journal of Marine Science, ICES, 2018). La plus grande longueur est retenue.

- ii) Moyenne de la longueur maximum pondérée par la biomasse (MML)

$$MML = \frac{\sum_j (L_{max_j} B_j)}{B}$$

Avec  $L_{max_j}$  la longueur maximum par espèce  $j$ ,  $B_j$  la biomasse de tous les individus de l'espèce  $j$  et  $B$  la biomasse totale de tous les individus (OSPAR intermediate assessment, 2017).

Pour les deux indicateurs précédents, la longueur maximum est au centre de l'indicateur puisque ce trait d'histoire de vie permet de caractériser les espèces les plus vulnérables à la mortalité additionnelle occasionnée par la pêche. En effet, les espèces qui ont une longueur maximum élevée se reproduisent aussi tardivement. Elles sont alors exposées plus longtemps aux pressions que rencontre la communauté par rapports aux autres espèces. Ainsi, elles ont tendances à être les premières à décliner quand la pression est forte. Une diminution du MML ou du  $L_{max.com}$  indique donc une diminution de l'abondance des poissons les plus vulnérables et des élastombranches, entraînant une perte de biodiversité.

- iii) Proportion (en poids) d'individus les plus grands (LFI = Large Fish Indicator)

$$LFI = \frac{W_{>L40cm}}{W}$$

Avec  $W_{>L40cm}$  le poids pour les individus plus grands que 40 cm. La taille à partir de laquelle les poissons sont déterminés comme grands varie selon la façade maritime considérée. Pour la mer Celtique, la taille de 40 cm est retenue (OSPAR intermediate assessment, 2017). Pour le golfe de Gascogne, 4 tailles ont été testées : 30, 35, 40 et 45 cm (Modica et al., 2014). Les coefficients de corrélation des polynômes du 6<sup>ème</sup> degré ajustés sur les séries temporelles du LFI pour chacune des 4 tailles permettent d'identifier 35 cm comme seuil le plus approprié pour déterminer les grands poissons. Cependant, une très faible différence est observée entre les 4 tailles. Ainsi, la longueur de 40 cm est utilisée comme seuil pour le calcul du LFI sur l'ensemble des zones de la campagne EVHOE.

Pour ces trois indicateurs, il n'existe pas de valeur de référence ou de point de comparaison. Plus leur valeur est élevée plus la communauté est composée de grands individus synonyme de bon état.

- Santé de la communauté

- i) Longueur moyenne des individus du trait ( $L_{mean}$ )

$$\bar{L} = \frac{\sum N_i L_i}{N}$$

Avec  $N_i$  le nombre d'individus dans la classe de taille  $L_i$  et  $N$  le nombre d'individus total (Journal of Marine Science, ICES, 2018).

- ii) Longueur typique (TyL)

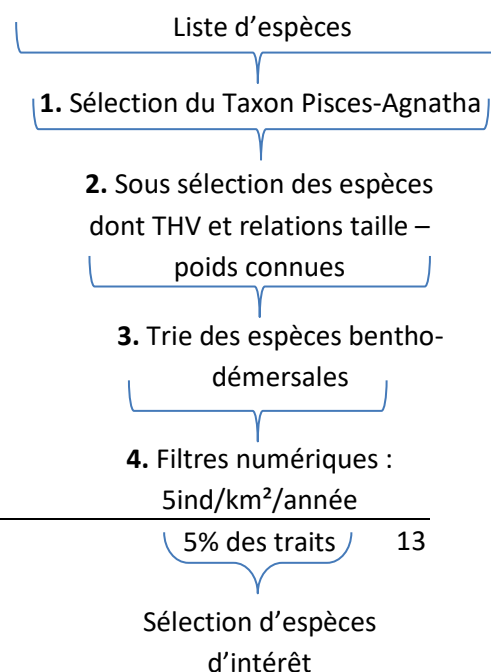
$$TyL = e^{\frac{\sum_{i=1}^N M_i \ln L_i}{\sum_{i=1}^N M_i}}$$

Avec  $M_i$  la masse corporelle standardisée en kilogramme par surface pêchée, la longueur  $L_i$  en cm et  $N$  le nombre d'individus dans l'échantillon.

Cet indicateur (OSPAR intermediate assessment, 2017) représente la proportion de poissons pêchés au sommet de la chaîne alimentaire et sa valeur diminue si une forte pression de pêche est exercée sur la communauté. Cependant, il n'existe pas de valeur de référence ni de seuil théorique fixé. Dans son évaluation intermédiaire, OSPAR propose une approche en fixant comme valeur seuil la plus petite valeur observée durant la série temporelle considérée, en dehors des 6 dernières années.

Ces deux indicateurs permettent de rendre compte de la structure de l'écosystème et du changement en composition de la communauté à partir de la taille. Aucune valeur seuil ou point de référence n'a été identifiée durant la phase de bibliographie.

Pour les deux types d'indicateurs, une incertitude est estimée. Cette dernière est générée par méthode de « bootstrap ». Cette méthode statistique basée sur le rééchantillonnage aléatoire avec remise d'un jeu de données permet, sans connaître sa distribution à priori, de calculer un intervalle de confiance pour une statistique



donnée. Dans le cas présent, un intervalle de confiance à 95% sera déterminé.

## **2.2.2 Les espèces d'intérêt**

### 2.2.2.1 Sélection des espèces d'intérêts

Les espèces ont été retenues selon les quatre étapes suivantes (*figure n°4*). Le travail demandé portant sur la composante poisson pour le D1C3 et les populations de poissons exploités pour le D3C3, seules les espèces du taxon Pisces-Agnatha sont sélectionnées (**Etape 1**). Une première sous-sélection est ensuite effectuée pour ne retenir que les espèces dont la relation taille/poids et les traits d'histoires de vie (THV) sont connus (**Etape 2**). Ces deux éléments s'avèrent en effet essentiels pour le travail effectué. Les traits d'histoire de vie permettent de calculer une catégorie de sensibilité à la pression de pêche qui servira par la suite de socle pour la comparaison des résultats. Ces derniers sont aussi indispensables aux calculs des indicateurs en taille comme il l'a été présenté dans la partie précédente. Il en va de même pour la relation taille/poids. Un tri est ensuite appliqué pour retenir uniquement les espèces dont l'échantillonnage est représentatif. La campagne EVHOE étant une campagne benthodémersale ; seules les espèces dont l'écologie est liée à ces écotypes sont retenues (**Etape 3**). Enfin, deux filtres sont appliqués pour s'assurer d'une certaine robustesse statistique dans les résultats des calculs d'indicateurs. Ils permettent de sélectionner les espèces dont l'abondance est d'au moins 5 individus par kilomètre carré par année et dont la présence est observée dans au moins 5% des traits (**Etape 4**). Ces deux filtres ont été choisis puisque ce sont ceux appliqués avant tout calcul d'indicateurs ou autres traitements d'informations à partir des données de campagne dans les scripts développés par l'Ifremer.

Figure 10 Processus de sélection des espèces d'intérêts

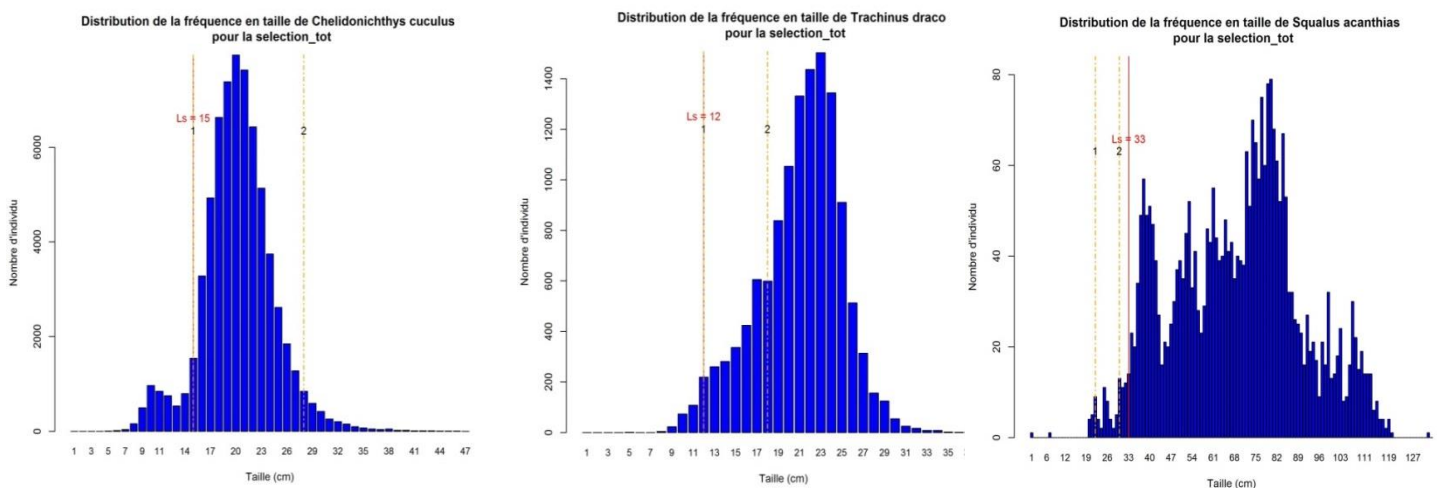
Pour finir, un dernier retranchement est effectué sur les individus de petite taille (Ravard et. al, 2014). Pour chaque espèce, la distribution en taille a été étudiée. Ces dernières ont permis d'identifier la taille « L<sub>s</sub> » (*figure n°5*) en dessous de laquelle les individus étaient exclus du jeu de données (*Annexe n° 1*). Pour plus d'un tiers des espèces, la distribution de la fréquence en taille était bimodale ou bien une première distribution représentant les jeunes individus était identifiable dans les petites tailles (*figure n°5 - A*). Dans ces situations, la partie gauche de la distribution a été rejetée des données. Pour ces cas, les tailles «L<sub>s</sub> » sont faibles et s'étalent sur une fourchette de 7 à 16 centimètres environ. Dans d'autres cas la distribution de la fréquence en taille étant monomodale, elle ne permettait pas d'identifier clairement les juvéniles (*figure n°5 - B*). Enfin pour quelques cas particulier comme

l'Aiguillat commun (*Squalus acanthias*) (**figure n°5 - C**) les juvéniles n'étaient pas du tout présents et/ou aucun mode ne se dégageait de la distribution en taille. Pour ces deux derniers cas de figure, les «L<sub>s</sub>» ont été choisis pour tenir compte de ces spécificités. Dans chaque situation les clefs taille-âge présentes dans la littérature ont été utilisées pour conforter les choix effectués et dans la majorité des cas, la taille seuil correspondait au jeune de l'année ou à l'âge 1 si ce n'est les deux. Quand les distributions de fréquence en taille étaient plutôt floues, il a été décidé que seuls les individus supérieurs à deux ans étaient conservés dans les données.

L'objectif de ce processus est de retirer les classes de taille pour lesquels le protocole d'échantillonnage ne permet pas une sélectivité représentative. En effet, la capturabilité des petits individus, directement liée à la taille des mailles de l'engin d'échantillonnage, est très faible. Aussi, la disponibilité des jeunes individus n'est pas forcément représentative puisque leurs zones de répartition sont souvent trop peu profondes pour permettre leur échantillonnage. Le retranchement de ces petits individus est aussi effectué en vue de s'affranchir d'un effet recrutement. Les indicateurs en tailles sont sensibles à ce dernier (ICES. 2017. EU request and ICES. 2017. WKIND3.3ii). L'ensemble de ces filtres a permis de conserver 26 % et 34% des abondances et biomasses respectivement.

### 2.2.2.2 Les groupes d'espèces

Une fois la sélection des espèces d'intérêts effectuée, une réflexion est menée pour former des groupes. Ils permettront de comparer à terme les valeurs obtenues pour les indicateurs et de regarder si elles évoluent différemment. Une première proposition est d'utiliser les trois catégories de sensibilité à la pression de pêche déterminées pour les espèces lors du cycle 2 (Brind'Amour et Delaunay, 2018). Une deuxième méthode de formation de groupes est d'appliquer une classification ascendante hiérarchique sur les traits d'histoire de vie des espèces en utilisant la méthode de Ward (Husson et al., 2010). Il est à noter que pour



**Figure 13 A : exemple d'une distribution bimodale ou les G0 sont identifiable / B : exemple d'une distribution en taille pour laquelle les G0 sont non identifiables / C : exemple de distribution sans mode apparaissant clairement**

**Figure 14 A : exemple d'une distribution bimodale ou les G0 sont identifiable / B : exemple d'une distribution en taille pour laquelle les G0 sont non identifiables / C : exemple de distribution sans mode apparaissant clairement**

cette deuxième méthode, les poissons osseux sont séparés des poissons cartilagineux de manière à ce que ces derniers n'influencent pas le résultat de la classification. Les poissons



cartilagineux possèdent des traits d'histoire de vie particuliers avec une croissance lente pour de grandes tailles à maturités et d'importantes tailles maximums et infinies.

### 2.2.3 Regroupement des strates

La campagne EVHOE est répartie en 26 strates d'échantillonnages découpées selon la bathymétrie et un gradient latitudinal du golfe de Gascogne et de la mer Celtique. Un regroupement de ces strates est effectué à partir de la taille moyenne observée pour chaque espèce d'intérêt dans les différentes strates. Ce paramètre est utilisé comme base pour le regroupement puisque l'ensemble du travail effectué et les indicateurs utilisés sont relatifs à la taille. Comme pour la formation des groupes d'espèces, une classification ascendante hiérarchique est appliquée en utilisant la méthode de Ward. L'objectif du regroupement des strates est d'améliorer la lisibilité des indicateurs sans pour autant perdre en significativité. Ainsi, chaque indicateur sera calculé pour chaque population ou communauté à l'échelle des zones formées après le regroupement des strates.

### 2.2.4 Analyse des résultats

#### 2.2.4.1 Redondance des indicateurs

La méthode de l'analyse en composante principale (ACP) est utilisée afin d'évaluer la redondance des indicateurs. Pour les indicateurs populationnels, l'ACP est appliquée sur le ratio des indicateurs sur leur valeur de référence selon les espèces. Pour les indicateurs communautaires, c'est la valeur de l'indicateur qui est utilisée comme ils ne possèdent pas de seuils ou de valeurs de référence. Dans un deuxième temps, les ACP sont appliquées en suivant la même logique mais sur les sélections d'espèces correspondantes aux groupes identifiés précédemment. Cette deuxième série d'analyse est effectuée dans le but de voir si la redondance des indicateurs varie selon les groupes. Pour effectuer ces analyse, la fonction ACP du package « FactoMineR » est utilisée.

#### 2.2.4.2 Evolution des indicateurs et périodes de stabilité

Afin d'analyser les séries temporelles obtenues, une méthode développée dans le but de pouvoir comparer et opérationnaliser des indicateurs écologiques nommée « time-series based benchmarking and assessments analysis framework » (TSBA) est employée (Probst, Stelzenmüller, 2015). Elle repose sur la combinaison de deux types d'analyses temporelles : le point de rupture et la régression linéaire (*figure n°6*). La première analyse permet de mettre en

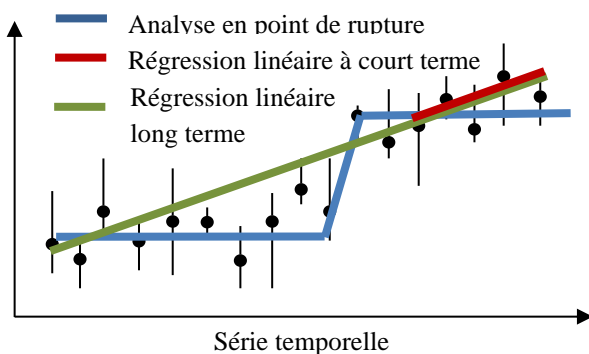


Figure 16 Illustration schématique des analyses temporelles

lumière les périodes de stabilité. La fonction « breakpoint » du package « strucchange » est utilisée à cette effet. Elle permet d'identifier un point à partir duquel une série temporelle passe d'une période de stabilité à une autre le cas échéant. Pour ce faire, l'algorithme ajuste le nombre optimal de régressions linéaires à pente nulle sur une série chronologique en minimisant la somme des écarts aux carrés (Bai & Perron, 2003). La deuxième méthode consiste en une analyse de tendance des 5 dernières années de la série temporelle pour l'indicateur considéré. Cela est effectué par une régression linéaire permettant de savoir si la pente de la courbe augmente ou diminue significativement sur les six dernières années correspondant au dernier cycle DCSMM. Dans le cadre de ce travail, le pas de temps de cette analyse de tendance est fixé à 5 au lieu de 6 car l'année 2017 est absente du jeu de donnée. Cette analyse permet de donner une vision à court terme de l'évolution de la situation. Enfin,

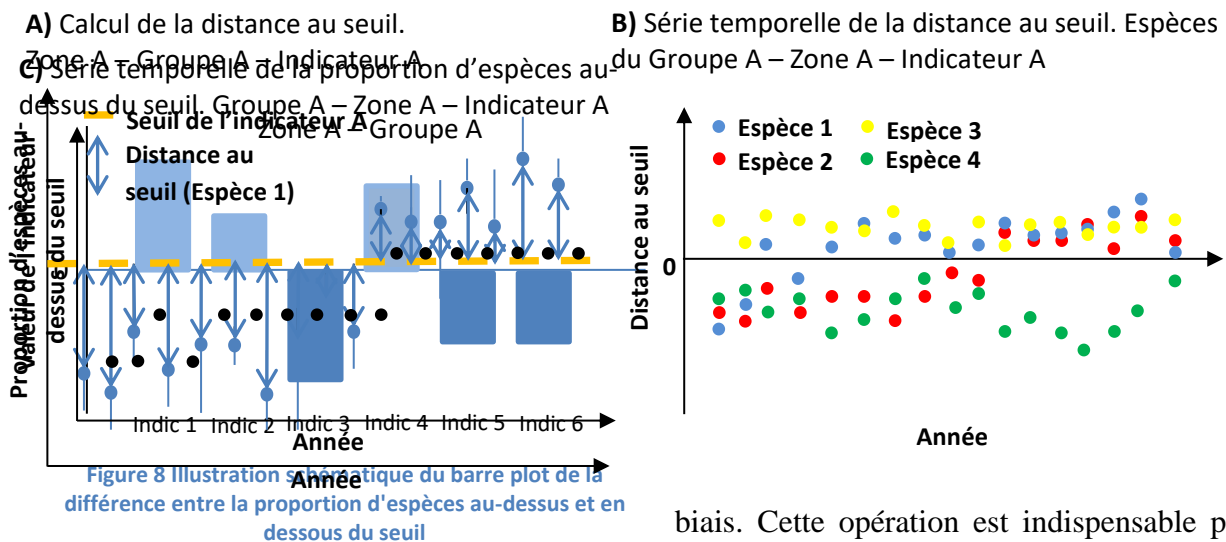
une analyse de tendance via une régression est aussi effectuée sur l'ensemble de la série temporelle dans le cas où aucun point de rupture n'est détecté.

L'avantage de la combinaison d'une analyse en point de rupture et de la régression linéaire est la complémentarité de leur force et leur limite (Probst & Stelzenmüller, 2015). En effet, l'analyse en point de rupture permet de rapporter des valeurs de références basées sur des périodes de stabilités observées. Cependant, elle est insensible aux changements récents et la sensibilité de l'analyse dépend de l'échelle temporelle, sa longueur et sa variabilité. Une série temporelle relativement longue est nécessaire pour ce type d'analyse. A l'inverse, l'analyse de tendance est sensible aux changements à court terme, permettant de rendre compte de l'efficacité des mesures et est insensible à l'échelle temporelle. Cependant, elle ne permet pas de rendre de comptes de l'état par rapport à une cible de gestion, mais informe seulement de la tendance quant à cette cible.

- Les indicateurs populationnels

Dans un premier temps, les séries temporelles des indicateurs sont calculées pour chaque espèce et chaque localisation (*Annexe n°7*). Dans un deuxième temps, la distance au seuil est calculée pour chaque année (*figure n°7-A*) afin de générer une série temporelle pour chaque espèce et pour chaque indicateur (*figure n°7-B*). Les distances aux seuils sont alors converties en proportions d'espèces au-dessus du seuil pour chaque groupe et chaque zone. Des séries temporelles de la proportion d'espèces au-dessus du seuil pour chaque groupe, zone et indicateur sont alors obtenues (*figure n°7-C*). Elever les résultats obtenus par espèce aux groupes permet de faciliter la lecture pour identifier plus simplement les zones pour lesquelles plus d'espèces sont sous le seuil. Aussi, comme le nombre d'espèces d'un groupe donné n'est pas toujours identique d'une zone à une autre ou d'une année à une autre, cela permet de s'affranchir de ce

Figure 19 Traitement des indicateurs populationnels



biais. Cette opération est indispensable pour générer des séries temporelles sur l'ensemble d'un groupe. De cette manière, il est aussi possible de comparer les résultats aux différentes localisations.

Sur ces séries temporelles sont appliquées l'analyse statistique décrite précédemment dans le but de regarder pour le jeu d'indicateurs calculés quelle est l'évolution de la proportion d'espèce au-dessus du seuil pour un groupe d'espèces et une zone donnée.

De manière à synthétiser les résultats obtenus, un focus sur le dernier cycle de la DCSMM est effectué avec la création de deux graphiques. Le premier est un barre plot représentant pour chaque groupe d'espèces en une localisation donnée, la différence entre la proportion d'espèces au-dessus du seuil et celle en dessous du seuil (*figure n°8*). Quand la

valeur de la différence est proche de 0, la proportion d'espèce au-dessus ou en dessous du seuil est identique. Plus la barre s'éloigne du 0, plus la proportion d'espèces au-dessus du seuil dans le groupe est importante et inversement si la barre s'éloigne du 0 dans les valeurs négatives. Grâce à ce graphique, il est possible de se rendre compte visuellement pour chaque indicateur si un grand nombre d'espèces est au-dessus du seuil, donc quelle partie de la distribution en taille est en meilleur condition dans une zone donnée. Le deuxième graphique de synthèse permet de faire un focus sur les espèces dont la valeur de l'indicateur est en dessous du seuil de référence (*figure n°9*). C'est un diagramme en barre circulaire représentant pour chacune d'elle la distance au seuil. Ainsi, plus la barre se rapproche du centre du graphique, plus elle se rapproche de la cible, plus elle est grande, plus l'espèce est éloignée du seuil pour l'indicateur considéré. Une différence de couleur est appliquée entre les espèces éloignées de plus de 25% du seuil et celle à moins de 25%. Ce graphique a pour but de visualiser rapidement quelle espèce obtient le plus faible score pour un indicateur et laquelle est en phase de passer au-dessus du seuil.

- Les indicateurs communautaires

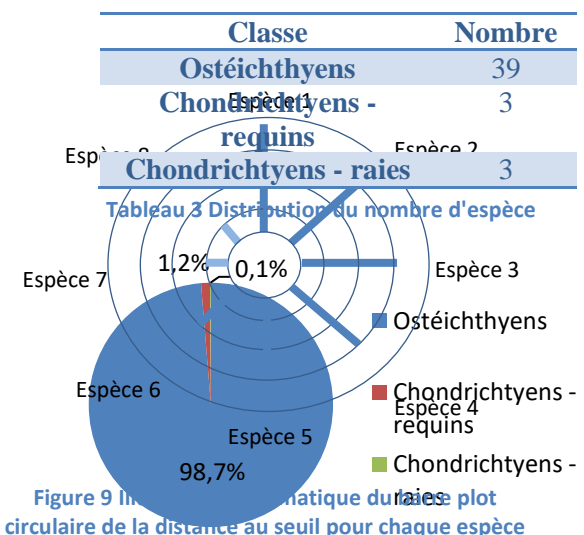
Pour les indicateurs communautaires, l'analyse TSBA est appliquée directement sur les séries temporelles des indicateurs par zones et groupes d'espèces. Le choix de la méthode de présentation des résultats s'est portée sur les cartes qui sont un moyen de synthétiser de manière claire et visuelle une information. Ce choix a aussi été fait au regard du travail effectué par OSPAR sur les mêmes types d'indicateurs en vue de pouvoir les comparer.

### 3. Résultats

#### 3.1 La sélection des espèces et formation des groupes de sensibilité au chalutage

##### 3.1.1 La sélection

Le filtre de sélection appliqué sur le jeu de données débouche sur une liste constituée de 45 espèces (*Annexe n°1*) d'intérêts réparties selon 3 écotypes : demersal, bentopélagique et bathydémersale. Cette liste est dominée par les Ostéichthyens tant en nombre d'espèces (*tableau n°5*) qu'en nombre d'observation (*figure n°10*). Les proportions ne sont cependant pas tout à fait respectées puisque les poissons osseux constituant 87% des espèces représentent 99% des individus observés. La classe des poissons cartilagineux est séparée en deux selon le genre raie ou requin. Bien qu'ils représentent à eux deux 12% des espèces, ils représentent à peine 1% des données en densité.



##### 3.1.1.1 Les Osteichthyens

La classe des poissons osseux est très largement dominée par le poisson sanglier (*Capros aper*), environ six fois plus abondante sur la série temporelle que la deuxième espèce la plus observée, le petit tacaud (*Trisopterus minutus*) (**tableau n°6**). Au regard des données,

le nombre de poisson sanglier commence à augmenter à partir de 2005 avec un premier pic et fini par atteindre une abondance record en 2019. A l'inverse, le petit tacaud suit une tendance négative avec un nombre d'observation diminuée par quatre entre le début et la fin de la série temporelle étudiée.

Nom commun	Nombre d'individus	%
poisson sanglier	6594420	68,15%
petit tacaud	1056151	10,91%
tacaud norvégien	451919	4,67%
merlu commun	428633	4,43%
grondin gris	139194	1,44%
tacaud commun	92790	0,96%
grondin rouge	67293	0,70%
grenadier raton	46665	0,48%
cardine franche	45119	0,47%
callionyme lyre	29383	0,30%

*gurnardus*) est observable entre 2006 et 2009.

Un pic d'observation commun du nombre d'individus entre le poisson sanglier, le grenadier raton (*Coelorhynchus caelorhynchus*) et le grondin gris (*Eutrigla*

### 3.1.1.2 Les requins

L'abondance des trois requins présents dans la liste de données sur laquelle seront calculés les indicateurs en taille n'est pas répartie de manière équitable. A l'instar du poisson sanglier, la petite roussette (*Scyliorhinus canicula*) domine largement la distribution (**figure n°11**).

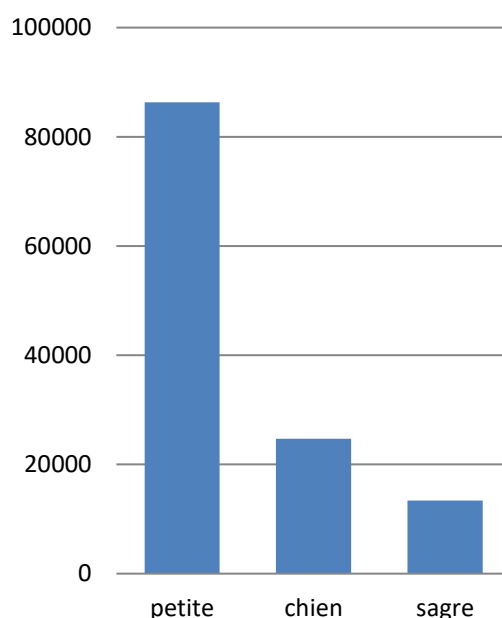


Figure 11 Nombre d'individus pour les trois espèces de requins

### 3.1.1.3 Les raies

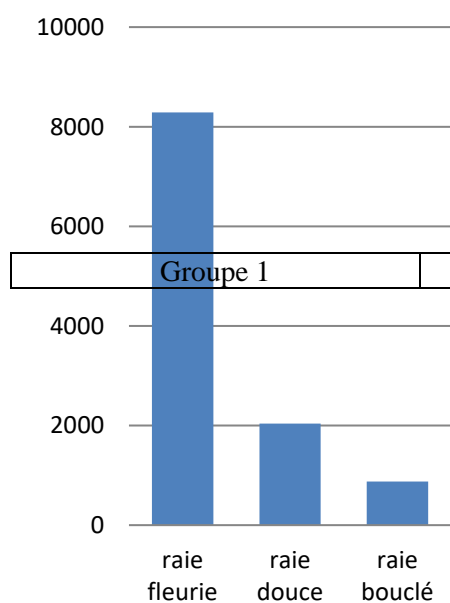


Figure 12 Nombre d'individus pour les trois espèces de raies

Comme dans les deux cas précédents, la répartition de l'abondance totale sommée sur l'ensemble de la série temporelle suit un schéma identique. On retrouve en effet une espèce plus représentée par rapport aux autres. La raie fleurie (*Leucoraja naevus*) est ainsi quatre fois plus présente que la raie douce (*Raja montagui*) et presque dix fois plus que la raie bouclée (*Raja clavata*) (**figure n°12**).

<p>limande commune, grondin gris, petit dragonnet tacheté, petite vive, callionyme lyre, tacaud commun, grondin rouge, petit tacaud, gobie de fries, petite sole jaune, plie commune</p>	<p>mostelle de vase, églefin, bar commun, saint-pierre, sébaste chèvre, tacaud norvégien, bogue, cepole, rouget de roche, merlan, cardine à quatre taches, dorade, cardine franche, sanglier, sole perdrix commune, mostelle à quatre barbillons, sole commune, limande sole, plie cynoglosse, merlu commun, grande vive, baudroie rousse, lingue espagnole, grenadier barbu</p>	<p>morue de l'Atlantique, lingue franche, baudroie commune, congre, aiguillat commun, chien espagnol, petite roussette, raie bouclée, raie fleurie, raie douce</p>
--	--	--

### 3.1.2 Les groupes d'espèces

Deux catégories de groupes d'espèces sur lesquelles calculer les indicateurs ont été identifiées et retenues. Cependant, il est choisi de présenter seulement la catégorie formée à partir de la classification ascendante hiérarchique sur les traits d'histoire de vie. La catégorie de groupes formées lors du cycle deux est cependant disponible en annexe (*Annexe n°2*).

La méthode à partir d'une classification ascendante hiérarchique sur les traits d'histoire de vie a permis la formation de trois groupes différents pour les poissons osseux. Un premier cluster constitué de 4 espèces, un deuxième cluster de 11 espèces et un dernier cluster de 24 espèces (*tableau 7 - Annexe n°3*).

Une partition en trois clusters est retenue dans le but de voir si les groupes obtenus avoisinent ceux issus de la sensibilité par pêche. Le premier groupe est constitué de petits poissons grandissants rapidement, pouvant se reproduire vite. Le groupe 3 est formé de grands poissons grandissants lentement et se reproduisant tardivement. Le deuxième groupe est constitué de poissons de taille intermédiaire possédant une croissance moyenne. Les 6 espèces de poissons cartilagineux présentes dans la sélection d'espèces d'intérêt sont incorporées au groupe 3. Leurs traits d'histoires de vie ont les mêmes caractéristiques.

Bien que les deux méthodes de regroupement s'appuient toutes les deux sur les traits d'histoire de vie, une différence avec les groupes formés selon la sensibilité des espèces à la pêche est observable. Cela s'explique par la méthode de calcul de la sensibilité qui est basée sur une somme. Plusieurs combinaisons sont donc possibles pour arriver à la même catégorie alors que la CAH rassemble les individus les plus proches.

## 3.2 Regroupement des strates

La perte d'inertie de la CAH sur la taille moyenne pour le regroupement des différentes strates (*Annexe n°4*) invite à une agrégation en 5 ou 6 groupes. La première partition en 5 zones (*Annexe n°5- A*) sépare la zone du talus en 2, isolant la partie la plus profonde du sud de la mer Celtique et nord du golfe de Gascogne du reste. La mer Celtique et le golfe de Gascogne sont liées par les strates Cs4, Cs5 - Gn4, Gn5 formant un très vaste ensemble constitué de 10 strates offrant une continuité du sud du golfe de Gascogne jusqu'au sud-ouest de l'Irlande. Une zone de transition entre une partie plus côtière du golfe de Gascogne et une partie plus au large est regroupée avec les strates du plateau des mers Celtiques. La partition en 6 zones (*Annexe n°5 - B*) permet de faire ressortir un nouveau groupe formé des strates connectant le golfe de Gascogne aux mers Celtiques.

Dans le cadre du travail effectué sur les indicateurs, un regroupement intermédiaire entre les résultats de la CAH en 5 partitions ou en 6 partitions sera retenu en prenant aussi en compte la bathymétrie, la latitude et l'hydrologie de la zone d'étude (*figure n°13*). Tout



d'abord, les zones les plus profondes sont regroupées formant l'ensemble « Talus » (zone rouge), le seul groupe commun entre les deux sous-régions marine golfe de Gascogne et mers Celtiques. La sous-région marine mers Celtiques est séparée en deux zones : une première partie plus proche des côtes anglaises et irlandaises constitue une zone littorale (zone violet clair) et une deuxième partie plus au large, le plateau celtique (zone violet foncé). Le golfe de Gascogne est divisé en 3 groupes : un premier constitue la bande côtière (zone bleu grise), un deuxième une bande de transition entre la côte et le large (zone bleu turquoise), et enfin une dernière bande constituant le plateau (zone bleu foncé). Cette zone intermédiaire entre la bande côtière et le plateau identifiée dans les deux partitionnements est conservée au regard de la bathymétrie et des travaux sur l'hydrologie du golfe de Gascogne menés par Planque et. al (2006). Ces derniers mettent en évidence des caractéristiques hydrologiques sur différentes zones relativement identiques à ce découpage.

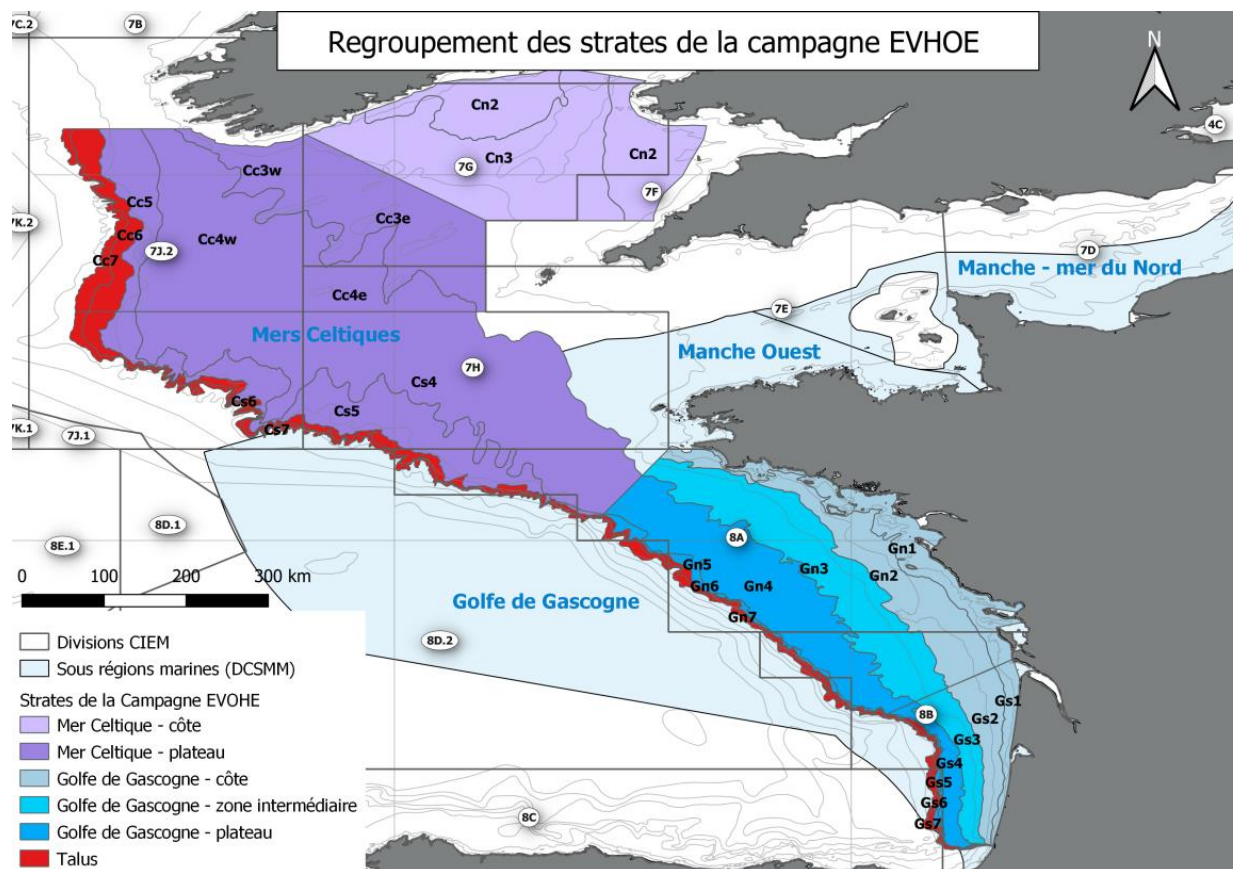
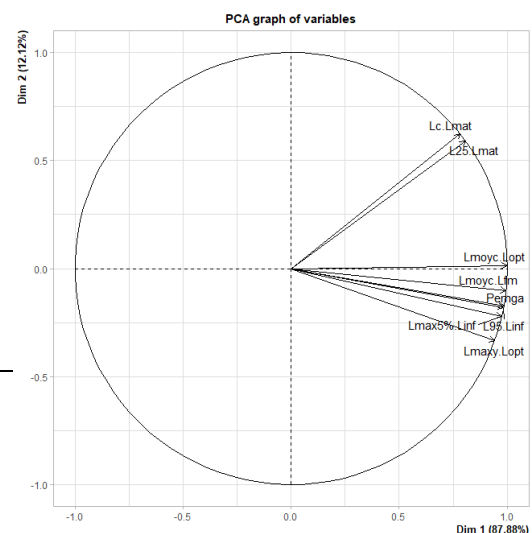


Figure 13 Zones de la campagne EVHOE déterminées pour le calcul des indicateurs

### 3.3 Sélection des indicateurs non corrélés

Suite à ces premiers résultats, deux catégories de groupes d'espèces sont obtenues. La première catégorie est constituée de trois groupes d'espèces formés selon trois niveaux de sensibilité à la pêche : sensible, intermédiaire, et résiliente. La deuxième catégorie est formée de trois groupes selon une ACP sur les traits d'histoire de vie de chaque espèce. In fine, un groupe est formé des espèces à biologie rapide, un deuxième intermédiaire et un troisième à biologie lente. L'ensemble des indicateurs est calculé pour chaque espèce (indicateurs populationnels) ou chaque groupe (indicateurs communautaires) en chacune des 6 zones déterminées précédemment : Golfe de Gascogne –



bande côtière / intermédiaire / plateau ; Mer Celtique – côte / plateau ; talus.

### 3.3.1 Analyse en composante principale

#### 3.3.1.1 Les indicateurs populationnels

Une analyse en composantes principales (ACP) est effectuée pour les indicateurs populationnels ramenés à leur point de référence, sur l'ensemble des strates et des groupes (*figure n°14*). Comme les variables ne sont pas du même ordre de grandeur, elles sont réduites de manière à leur donner toute la même influence. Cette ACP permet d'avoir une vue

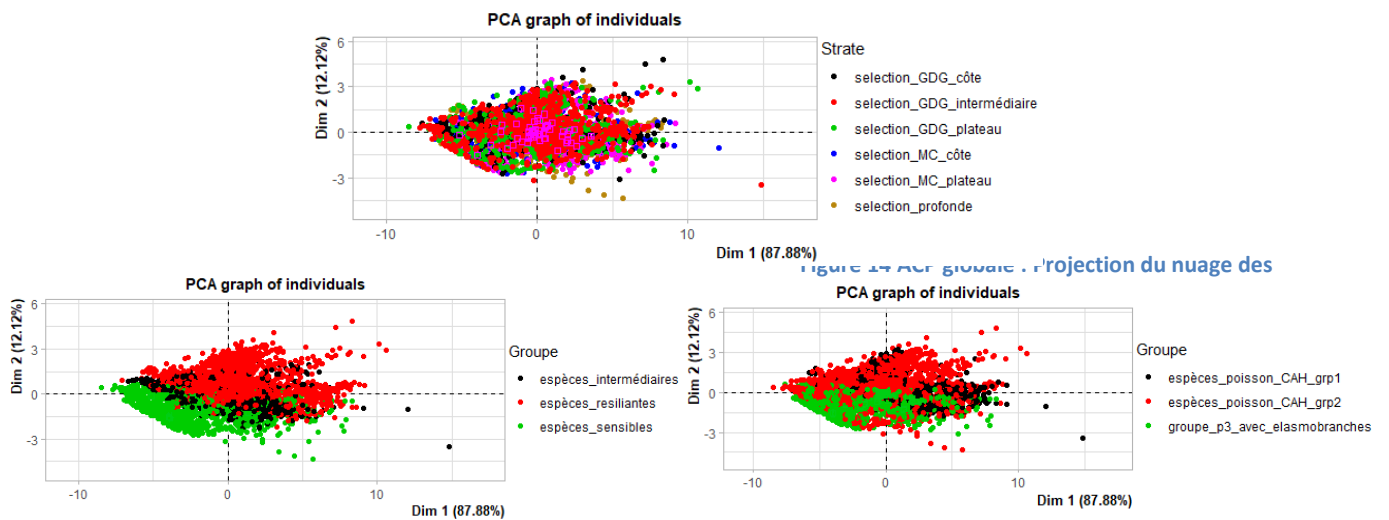


Figure 15 projection du nuage des observations selon les deux premiers axes pour l'ACP globale (De gauche à droite, d'en haut à en bas) :

- A : coloration selon les zones
- B : coloration selon les groupes d'espèces « sensibilité à la pêche »
- C : coloration selon les groupes d'espèces « CAH »

d'ensemble sur l'information apportée par les différents indicateurs. La totalité de l'inertie est expliquée par les deux premières dimensions. Les indicateurs liés aux petites tailles sont expliqués par le premier et le deuxième axe. Ce dernier explique aussi les indicateurs liés aux grandes tailles et aux proxys d'une exploitation optimale et du rendement maximum durable. Cette ACP permet de mettre en évidence dans deux cas, pour des indicateurs de la même famille, que l'information apportée est similaire. Le premier cas concerne les indicateurs informant de l'état des petits individus, le 25<sup>ième</sup> centile de la distribution en taille ( $L_{25\%}$ ) et la taille de première capture ( $L_c$ ) rapportés à la longueur à maturité ( $L_{mat}$ ). Le deuxième cas concerne les très grands individus avec le 95<sup>ième</sup> centile de la distribution en taille ( $L_{95\%}$ ) rapporté à sa valeur de référence, la taille asymptotique ( $L_{inf}$ ), et la proportion des « mega reproducteurs » ( $P_{mega}$ ). Une coloration sur le graphique des individus selon leur zone ou groupe n'apporte aucune information supplémentaire. Les nuages de points sont rendu illisibles par le très grands nombre d'individus (*figure n°15*).

Dans un second temps, des ACP sont effectuées pour chaque zone et les différents

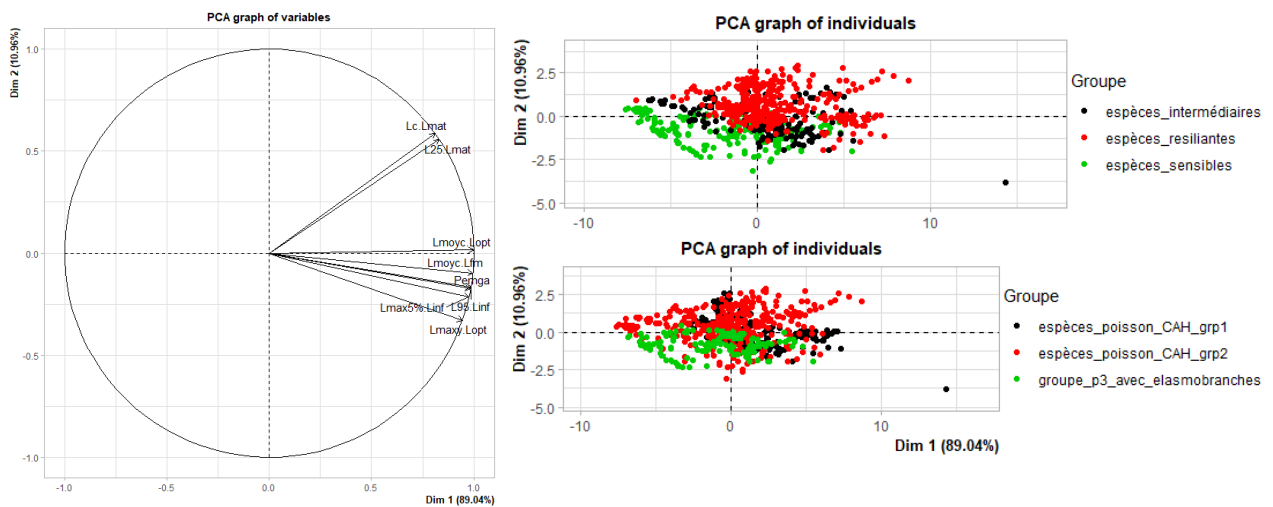


Figure 16 ACP sur la zone GDG - Intermédiaire :

à gauche : A – Projection du nuage des variables sur les deux premières dimensions (pour les groupes CAH)

à droite de bas en haut : B – Coloration du nuage des observations selon les groupes « sensibilité à la pêche »

C – Coloration du nuage des observations selon les groupes « CAH »

groupes d'espèces afin d'approfondir l'analyse et regarder si les indicateurs réagissent différemment selon ces critères. Cette deuxième analyse n'apporte pas de résultats différents. En effet, les mêmes groupes de variables homogènes sont obtenus avec des similitudes identiques entre  $L_{25\%}/L_{mat}$  et  $L_c/L_{mat}$  et  $L_{95\%}/L_{inf}$  et  $P_{mega}$ . Les résultats décrits ci-dessus pour la zone « GDG-intermédiaire » et les deux catégories de groupes (figure n°16-A-B-C) sont illustratifs de ce qui a été obtenu pour l'ensemble des couples zones-groupes d'espèces (Annexe 5).

Comme pour l'ACP sur l'ensemble des zones, la projection du nuage des variables sur les deux premiers axes apporte les mêmes résultats avec un degré d'explication presque identique (figure n° 16 – A). A l'issue de cette approche, il permet d'identifier deux groupes de variables, avec une forte corrélation entre elles à l'intérieur de ces groupes : le groupe « renseignement sur les petits individus ( $L_{25\%}/L_{mat}$ ,  $L_c/L_{mat}$ ) » et le groupe « renseignement sur les grands individus ( $P_{mega}$ ,  $L_{max5\%}/L_{inf}$ ,  $L_{95\%}/L_{inf}$ ) et proxys d'exploitation ( $L_{maxy}/L_{opt}$ ,  $L_{moy}>L_c/L_{opt}$  et  $L_{moy}>L_c/L_{FM}$ ) ».

Quel que soit les groupes d'espèces considérés, elles se répartissent sur l'ensemble du plan factoriel en se chevauchant. Les indicateurs ne réagissent donc pas différemment selon les groupes considérés (figure n°16 – B et C).

De manière globale, l'inertie expliquée sur les graphiques de projection des variables, leur angle et leur distance au cercle ne varie pas, quelle que soit la zone considérée. Cela indique qu'il n'y a pas d'indicateurs plus adaptés que d'autre pour qualifier l'état des espèces selon les zones.



### 3.3.1.2 Les indicateurs communautaires

La projection des variables ne change pas quel que soit le type de groupe ou zone sélectionnée comme il est possible de le voir sur l'exemple ci-contre (*figure n°17 A et B*). On retrouve le même schéma que dans le cas des indicateurs populationnels avec une première dimension très largement explicative. L'ACP permet une fois de plus de mettre en évidence un effet de redondance entre certains indicateurs. Une superposition presque systématique des indicateurs  $L_{moyCom}$ , Tyl et LFI est observable pour l'ensemble des zones. Il est intéressant de souligner que ces indicateurs n'ont pas été identifiés comme appartenant à la même famille. Le  $L_{moyCom}$  et le Tyl ont été identifiés comme des indicateurs rapportant la santé de la communauté plus globalement à partir de la taille moyenne et le LFI la conservation des grands reproducteurs. Ces indicateurs apportent selon l'ACP la même information. Toujours à la vue de cette figure, le MML et le  $L_{maxCom}$  semble apporter de l'information complémentaire avec  $L_{maxcom}$  essentiellement informé par le premier axe. Enfin d'un point de vue plus général, il semble important de souligner le fait que la projection des indicateurs communautaires renseigne d'une

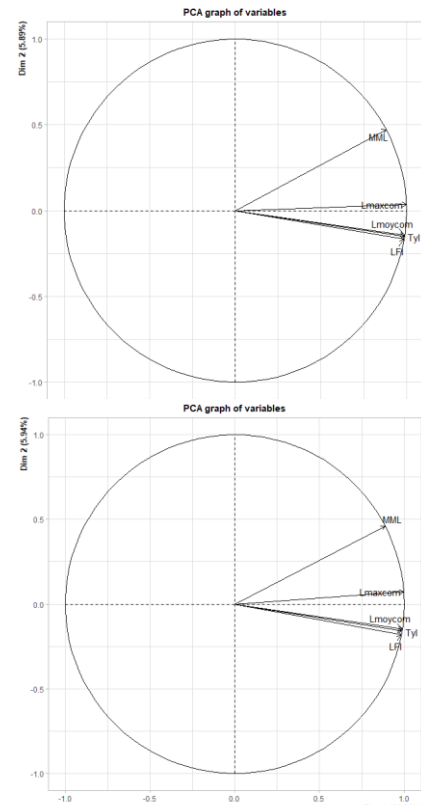


Figure 17 Résultat de l'ACP : projection des variables (de haut en bas)

A - la sélection zone profonde

B - Sélection golfe de Gascogne : bande

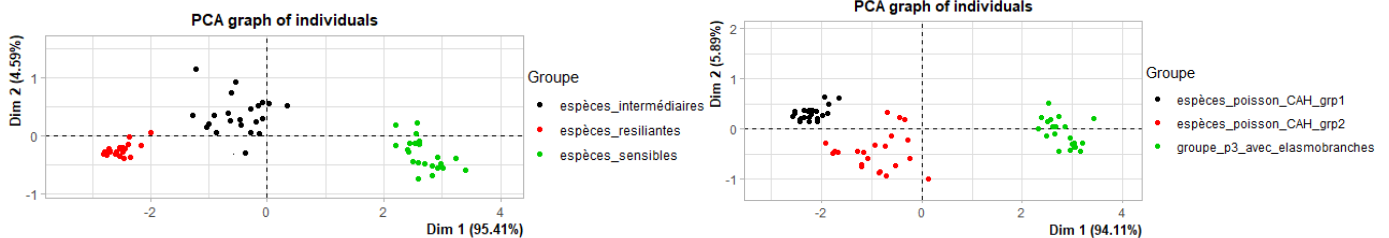


Figure 18 Résultat de l'ACP sur les indicateurs communautaires (de gauche à droite)

A - sélection zone profonde groupes selon sensibilité à la pêche. B- sélection zone profonde groupes issus de la CAH

similitude entre tous.

La projection des individus permet d'identifier clairement les groupes en chaque localisation quel que soit le type de groupe considéré (*figure n°18*). On peut donc s'attendre à ce que les indicateurs réagissent différemment selon les groupes d'espèces choisis.

Comme pour les indicateurs populationnels, l'information apportée par les indicateurs ne change pas selon les zones d'études. Ainsi, il n'y a pas d'indicateur plus approprié à une zone qu'à une autre.

### 3.3.1.3 Sélection des indicateurs

Au regard des résultats de ces ACP, une sélection d'indicateurs peut être effectuée.

- Indicateurs populationnels

L'indicateur  $L_{25\%}/L_{mat}$  est retenu en faveur du  $L_c/L_{mat}$  puisque ses valeurs sont tel que quel que soit la zone et le groupe considéré, 100% des espèces sont toujours sous le seuil

(exemple : Annexe n°8), démontrant une absence de sensibilité de l'indicateur. Pour le choix entre le  $P_{\text{mega}}$  et le  $L_{95\%}/L_{\text{inf}}$ , c'est le  $P_{\text{mega}}$  qui est retenu. Ce choix s'explique par le fait qu'un autre indicateur, le  $L_{\text{max}5\%}/L_{\text{inf}}$ , possédant le même point de comparaison et la même valeur de référence, renseigne déjà de l'état des grands individus. Aussi cela semble judicieux à la vue de la distribution que prennent ses valeurs selon les groupes d'espèces par rapport aux autres indicateurs. Ses valeurs évoluent inversement par rapport à ces derniers : plus les groupes sont sensibles à la pression de pêche ou ont une biologie lente, plus la distribution des valeurs du  $P_{\text{mega}}$  a tendance à diminuer et être nul. C'est la tendance inverse qui est observé pour les autres indicateurs. Ainsi 6 indicateurs populationnels sont retenus :  $L_{25\%}/L_{\text{mat}}$ ,  $L_{\text{max}5\%}/L_{\text{inf}}$ ,  $P_{\text{mega}}$ ,  $L_{\text{maxy}}/L_{\text{opt}}$ ,  $L_{\text{moy}}>L_c/L_{\text{opt}}$  et  $L_{\text{moy}}>L_c/L_{\text{FM}}$ .

- Indicateurs Communautaires

La sélection des indicateurs est effectuée en suivant la même logique que pour les indicateurs populationnels. Le MML et le  $L_{\text{max.com}}$  sont conservés puisque même si la formule qui leur est associée contient la même information, l'ACP semble pourtant mettre en évidence une différence. Pour les trois indicateurs plus fortement redondants, il est d'abord choisi de rejeter le LFI puisqu'il renseigne les grandes espèces de la communauté, information déjà apportée par le MML et le  $L_{\text{max.com}}$ . Entre le Tyl et le  $L_{\text{moy.com}}$ , le premier est conservé en faveur du second principalement à cause de sa méthode de calcul. Elle est plus complète car elle permet une pondération par le poids et la surface pêchée. Après cette étape, 3 indicateurs communautaires sont retenus : le MML, le  $L_{\text{max.com}}$  et le Tyl.

### 3.3.2 Les analyses de tendance

Dans le cadre de ce rapport, il est décidé de continuer le travail uniquement à partir des groupes formés via la CAH. Tout d'abord, qu'ils soient issus de la CAH sur les traits d'histoire de vie ou bien de la méthode d'évaluation de la sensibilité à la pêche, les groupes réagissent de manière similaire aux indicateurs (analyses en composante principale ci-dessous). De plus, la valeur de la sensibilité est basée sur une somme des traits d'histoire de vie standardisés pour obtenir une distribution des valeurs entre 0 et 1 : plusieurs combinaisons permettent d'arriver à une même valeur de sensibilité. Aussi, la méthode de classification des espèces dans ces groupes par (Greenstreet et al.2012b) est arbitraire. En effet, les espèces dont la valeur de la somme est inférieure à 1/3 seront distribuées dans le groupe d'espèces résilientes, celle dont la valeur est entre 1/3 et 2/3 dans les espèces intermédiaires et celles supérieures à 2/3 dans le groupe sensible. Les groupes formés par la CAH semblent plus appropriés car, bien qu'eux aussi basés sur les traits d'histoire de vie, la nature de cette méthode regroupe les individus aux caractéristiques biologiques identiques. Le regroupement est donc effectué uniquement à partir des données.

#### 3.3.2.1 Les indicateurs populationnels

##### 3.3.2.1.1 Analyse sur le long terme

Indicateur	Groupe	GDG - côte	GDG- intermédiaire	GDG - plateau	MC - côte	MC - plateau	Talus
------------	--------	---------------	-----------------------	------------------	--------------	-----------------	-------

L25%/Lmat	1				↘	↗	↗
	2	↘		↘			↗
	3			↘		↘	
Lmax5%/Linf	1	↘	↗	↗	↘	↗	
	2						
	3	↗		↘	↘	↘	
Pmega	1		↗	↗ & ↘			↗
	2						
	3	↗		↘	↗		
Lmaxy/Lopt	1		↗	↗		↗	↗
	2						
	3		↗		↘		
Lmoy>Lc/Lopt	1		↗	↗		↗	↗
	2			↗			↗
	3	↗		↘	↗	↘	↘
Lmoy>Lc/Lfm	1	↗			↘		↘
	2			↘			↗ & ↘
	3						

Le tableau ci-dessous (*tableau 8*) permet de résumer l'information obtenue par les analyses sur les séries temporelles (*Annexe n°8 et Annexe n°9 – A – B*). Durant la période étudiée, 15 points de ruptures *negatifs* sont observés contre 26 *positifs* pour les indicateurs sélectionnés. Deux périodes totalisent 90% des variations observées. Une première période équilibrée entre 2000 et 2005 comptabilise 13 points de ruptures négatifs dans la proportion d'espèces au-dessus du seuil de leur indicateur. Cette tendance est largement dominée par les espèces à cycle de vie long (groupe 3) qui comptabilisent 10 de ces changements. A l'inverse, la proportion des espèces à cycle de vie court (groupe 1) dont la valeur de l'indicateur passe au-dessus du seuil s'améliore avec 7 points de ruptures positifs sur les 10 comptabilisés durant cette période. Une deuxième phase est observée de 2010 à 2015 pour laquelle 14 points de ruptures sur 15 identifiés par l'analyse sont positifs. Plus de la moitié sont dénombrés pour

Légende : ↗ : analyse en point de rupture positive / ↘ : analyse en point de rupture négative  
 ↗ : régression court terme positive / ↘ : régression court terme négative  
 ↗ : régression long terme positive / ↘ : régression long terme négative  
 □ : pas de tendance

les espèces à cycle de vie court et 4 pour les espèces à cycle de vie long. Il semble important de souligner que les espèces à cycle de vie court comptabilisent 75% des variations positives et que les espèces à cycle de vie long comptabilisent 66% des variations négatives.

Pour la deuxième partie de la méthode d'analyse TSBA, quelques changements significatifs sur les 6 dernières années ont pu être démontrés (*tableau n°8 et Annexe n°9 - B*). Ils sont systématiquement négatifs et se répartissent principalement pour les groupe d'espèces à cycle de vie court (groupe 1) et moyen (groupe 2): les poissons a cycle de vie court (n=5) et les poissons à cycle de vie qualifié d'intermédiaire (n=3). Une seule tendance significative est enregistrée pour le groupe comprenant les poissons à cycle de vie long et les élastombranches. La significativité de ces changements négatifs et le degré de corrélation sont plus marqués pour les poissons du groupe 1 que du groupe 2. Enfin, aucune tendance significative quant à l'évolution des séries temporelles n'a pu être démontrée sur le long terme lorsque l'analyse en point de rupture n'affichait pas de changement d'état.

### 3.3.2.1.2 Analyse sur le dernier cycle de la DCSMM

Un focus est effectué sur le dernier cycle de la DCSMM (*i.e.* 5 dernières années). Deux types de graphique complémentaires sont générés dans le but de synthétiser l'information et aider à l'évaluation / prise de décision. L'ensemble des résultats se trouvent à la fin du rapport (*Annexe n°10 et n°11*). Ils se lisent sur deux niveaux d'échelle différents.

#### ➤ Vue d'ensemble

Le premier graphique apporte une vision synthétique des résultats de la distance au seuil pour chaque indicateur, par zone et groupe d'espèces. Il représente la différence entre la proportion d'espèce supérieur au seuil et celles inférieur au seuil (*ex : figure n°19*). Globalement, le proxy du RMD à partir de la taille ( $L_{moy} > L_{fm}$ ) présente toujours une proportion d'espèces supérieures au seuil très élevée quel que soit la zone ou le groupe. Cela signifie que pour tous les groupes d'espèces, dans toutes les zones, les espèces dont l'indicateur rencontre les conditions du RMD sont largement majoritaires.

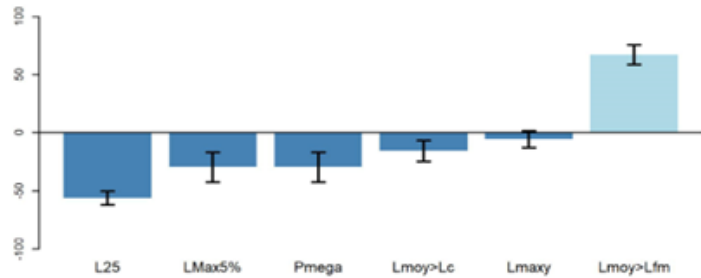


Figure 19 Graphique de synthèse : différence entre la proportion des espèces au-dessus du seuil et sous le seuil, les barres d'erreurs représentant l'écart-type. Zone : GDG – côte / groupe 1

Pour l'indicateur associé à l'état des petits poissons et celui des grands poissons ( $L_{25\%}$  et  $L_{Max5\%}$ ), la proportion d'espèces supérieures au seuil est toujours plus petite que celles inférieures au seuil. C'est-à-dire que les espèces n'atteignant pas la valeur de référence sont systématiquement majoritaires pour chaque groupe d'espèces et dans chaque zone. Enfin, pour l'indicateur renseignant l'état des mégas reproducteurs ( $P_{mega}$ ), les seuls cas pour lesquels la proportion d'espèces au-dessus du seuil est supérieure à celle sous le seuil est pour le groupe 1 (espèces à cycle de vie rapide) dans les zones GDG intermédiaire et plateau et MC plateau.

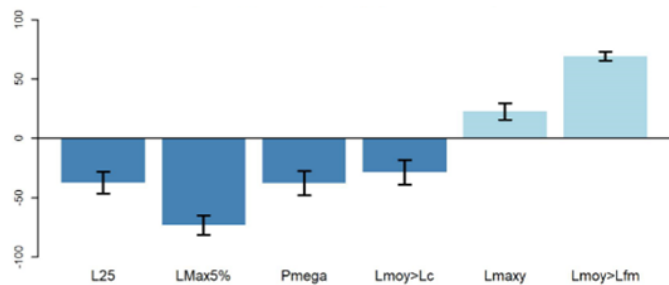


Figure 20 Différence entre la proportion d'espèces au-dessus et en dessous du seuil pour chaque indicateur, les barres d'erreurs représentant l'écart-type. Zone : GDG – intermédiaire / groupe 2

Le pattern suivant est observé dans la moitié des cas. La balance entre la proportion d'espèces supérieures au seuil et celles inférieures est toujours négative pour les indicateurs renseignant : les petits poissons, les grands poissons, les méga reproducteurs et le proxy d'une exploitation optimale à partir de la taille moyenne ( $L_{moy} > L_c$ ). Dans ces cas-là, l'inverse est observé pour le deuxième proxy d'une exploitation optimale ( $L_{maxy}$ ) et le proxy du rendement maximum durable ( $L_{moy} > L_{FM}$ ) (*ex : figure n°20*).

Les zones golfe de Gascogne – intermédiaire, golfe de Gascogne - plateau et mer Celtique – plateau sont les seuls endroits où la proportion d'espèces supérieures au seuil est plus grande que celle sous le seuil pour les indicateurs renseignant l'état des mégas reproducteurs ( $P_{mega}$ ) et les deux proxys d'une exploitation optimale ( $L_{moy} > L_c$  et  $L_{maxy}$ ).

Il semble intéressant de souligner que selon les cas, les deux proxys d'une exploitation optimale ( $L_{moy} > L_c$  et  $L_{maxy}$ ) réagissent de manière différente. Deux cas principaux se dégagent : les deux indicateurs affichent une proportion d'espèces sous le seuil supérieure à celle au-dessus du seuil mais avec de fortes différences dans les proportions. Par exemple pour le groupe 2 dans le GDG-côte ou GDG-intermédiaire, le groupe 3 dans la zone GDG

intermédiaire (*Annexe n°9*). Le deuxième cas observé est lorsque la situation par rapport au seuil est inverse entre les deux. Par exemple pour le groupe 2 dans la zone GDG-intermédiaire ou la zone profonde (*Annexe n°9*). Dans ces cas-là, le proxy basé sur la taille moyenne est toujours celui affichant le plus grand nombre d'espèces sous le seuil. Les seuls moments où ces deux indicateurs réagissent de manière similaire se trouvent être pour le groupe 1 de la CAH dans le golfe de Gascogne.

A la vue de ces résultats pour le dernier cycle de la DCSMM, aucun groupe affichant de fortes tendances différentes ne se dégage. Cependant, il est intéressant d'observer qu'à chaque fois que les indicateurs n'atteignent pas la valeur seuil pour la majorité des espèces du groupe 1 (espèces à cycle de vie rapide), peu importe la zone, les résultats sont similaires pour les deux autres groupes.

➤ *Focus sur les espèces sous le seuil*

La deuxième série de graphiques permet pour chaque espèce n'atteignant pas le seuil de rendre compte visuellement de la distance qu'il leur reste à parcourir pour attendre le seuil.

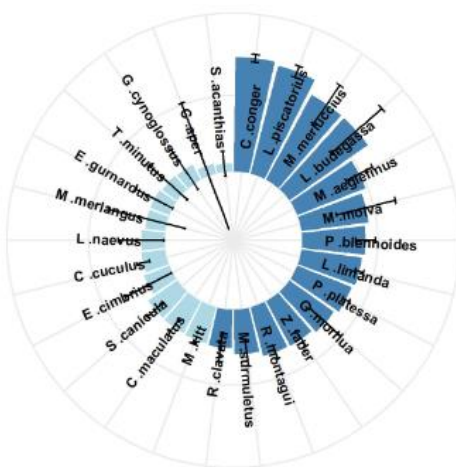


Figure 21 Distance au seuil en pourcentage pour les espèces sous le seuil dans la zone MC-côte. Indicateur  $L_{25\%}/L_{mat}$ . Le bleu clair représentant les espèces à moins de 25% du seuil et bleu foncé celles à plus de 25%

Ainsi, plus la barre est proche du centre du graphique, plus l'espèce se rapproche du seuil. Une couleur plus claire identifie les espèces qui se situent à moins de 25% de leur seuil (*Annexe n°11*).

Pour l'indicateur informant de l'état des petits poissons ( $L_{25\%}/L_{mat}$ ), la répartition entre les espèces dont la distance est au-delà de 25% du seuil et celle à moins de 25% est similaire sur l'ensemble des zones. Les mêmes espèces les plus éloignées du seuil sont retrouvées aux différentes localisations : le merlu (*M. merluccius*), le congre (*C. Conger*), la baudroie commune (*L. budegassa*) et rousse (*L. piscatorius*). On retrouve aussi dans les espèces les plus éloignées la lingue franche (*M. molva*) et espagnole (*M. macrophthalma*), la mostelle de vase (*P. blennoides*) ou l'églefin (*M. aeglefinus*) (*ex: figure n°21*). On retrouve les mêmes espèces les plus éloignées du seuil pour l'indicateur renseignant des grands individus ( $L_{Max5\%}/L_{inf}$ ).

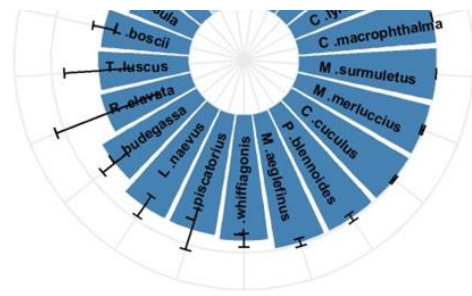
Quelques espèces comme le grondin gris (*E. gurnardus*) et la morue (*G. morhua*) se rajoutent quand elles sont présentes. En proportion, un tiers des espèces se trouve à plus de 25% du seuil, ce qui est moins que pour l'indicateur précédent.

Pour la proportion des grands reproducteurs ( $P_{mega}$ ) au sein d'une population ou d'un stock, le même quatuor de « mauvais élèves » composé du merlu (*M. merluccius*), de la baudroie commune (*L. budegassa*) ou rousse (*L. piscatorius*) et du congre (*C. Conger*) est encore présent. Les deux lingues, l'églefin (*M. aeglefinus*) sont aussi présent. Viennent se rajouter les poissons cartilagineux et le dragonnet lyre (*C. lyra*). Pour cet indicateur, les espèces sous le seuil en sont très loin. Pour plus de 50% d'entre elles, la valeur de l'indicateur est encore à 0 et seulement 3% d'entre elles sont à moins de 25% du seuil (*ex : figure n°22*).

Le premier proxy d'une exploitation optimale basé sur la moyenne ( $L_{moy} > L_c$ ) rapporte encore les mêmes espèces les plus éloignées du seuil (merlu, baudroie, congre et la mostelle, morue ou églefin selon les localisations). Pour cet indicateur, la moitié des espèces sous le seuil sont à moins de 50% de son atteinte. Pour le deuxième proxy d'une exploitation durable ( $L_{maxy}$ ), on observe beaucoup moins d'espèces. Cela fait sens aux au regard des résultats des



Figure 22 Distance au seuil en pourcentage pour les espèces sous le seuil dans la GDG-plateau. Indicateur Pmega. Le bleu clair représentant les espèces à moins de 25% du seuil et bleu foncé celles à plus de 25%



graphiques précédents, avec autant d'espèces au-dessus comme au-dessous du seuil. On remarque un léger changement de composition des espèces par rapport aux autres indicateurs avec l'apparition du rouget de roche (*Mullus surmuletus*) et du grondin rouge (*Chelidonichthys cuculus*). Les espèces habituelles citées précédemment sont toujours présentes. Enfin, le proxy du rendement maximum durable ( $L_{moy} > L_{FM}$ ) montre encore moins d'espèces sous le seuil. Le merlu (*M. merluccius*) est toujours l'espèce la plus éloignée du seuil sauf sur le talus où on retrouve le congre (*C. conger*). D'autre part, les baudroies sont toujours dans le trio des espèces dont l'indicateur est à plus de 25% du seuil. Globalement, ce sont toujours les mêmes 6-7 espèces qu'on retrouve le plus loin du seuil pour l'ensemble des indicateurs.








L'ensemble des résultats obtenus concorde avec ceux obtenus dans l'ACP. Les indicateurs ne réagissent pas différemment selon les zones et ne permettent pas de séparer les groupes. Les différences se jouent au niveau des espèces avec un noyau d'espèces que l'on retrouve très distant du seuil quel que soit l'indicateur, le groupe ou la zone. Ces espèces ont été classées dans des groupes différents lors de la classification ascendante hiérarchique.

### 3.3.2.2 Les indicateurs communautaires

A partir des 3 indicateurs communautaires retenus, pour un total de 54 séries temporelles (3 groupes – 6 localisations), 39 d'entre elles présentent des points de ruptures (**tableau 9**). Les séries sont réparties entre des changements d'états positifs (16) et négatifs (23). A contrario des indicateurs populationnels, il n'y a pas de fenêtre temporelle pour laquelle le nombre de variations est plus élevée. Ce qu'il est important de retenir quant au nombre de points de ruptures en fonction des groupes est le fait qu'un tiers d'entre eux sont des changements d'état négatifs comptabilisés pour le groupe 3 (espèces de poissons osseuses à cycle de vie lent et poissons cartilagineux). Les changements de tendance significatifs sur le dernier cycle sont observés au nombre de quatre (**tableau 9**). Ces derniers sont répartis entre les trois groupes sans pattern particulier (**Annexe n°13 - B**). La seule tendance positive observée pour l'indicateur Tyl dans la zone intermédiaire du golfe de Gascogne est celle avec le plus fort coefficient de corrélation.

Tableau 7 Résumé de l'analyse TSBA sur les indicateurs populationnels. Groupe 1 : espèces aux cycles de vie court ; Groupe 2 : espèces aux cycles de vie intermédiaire ; Groupe 3 : espèces aux cycles de vie long

Indicateur	Groupe	GDG - côte	GDG- intermédiaire	GDG - plateau	MC - côte	MC - plateau	Talus
L <sub>maxCom</sub>	1			↗	↗	↗	
	2				↗	↗	↘
	3	↘	↗	↘ & ↙	↘	↘	↗
MML	1	↗		↘		↘	
	2	↘	↘	↘	↗	↘	↘
	3	↘	↘	↘	↘	↘	↘
Tyl	1		↗	↗	↘	↘	↗
	2	↘	↗			↗	↗
	3		↘ & ↗	↘	↘	↘	↗

Légende :  : analyse en point de rupture positive /  : analyse en point de rupture négative  
 : régression court terme positive /  : régression court terme négative  
 : régression long terme positive /  : régression long terme négative  
 : pas de tendance

Afin de synthétiser l'information (*Annexe n°12 et 13*) et de la rendre plus visuelle, les résultats sont spatialisés (*Annexe n°14 – A-B-C*). La longueur typique (Tyl) montre des évolutions différentes selon les zones et groupes d'espèces (*tableau n°9 et Annexe n°14 - A*). Pour les espèces du groupe 1 (cycle de vie court), un changement d'état à la diminution sur l'ensemble de la mer Celtique est observé. L'inverse est obtenu pour la zone profonde, les zones intermédiaires et le plateau du golfe de Gascogne. La bande côtière de ce dernier est la seule zone à ne pas afficher de tendance. Pour la communauté formée par le groupe 2, aucune tendance n'est observée dans la zone du plateau du golfe de Gascogne ainsi que la bande côtière. Pour cette dernière, une diminution significative de l'indicateur est obtenue sur le dernier cycle de la DCSMM. La partie du plateau de la mer Celtique n'affiche pas de tendance non plus. Toutes les autres zones montrent une augmentation de la proportion de grands individus dans la communauté. Pour terminer, le troisième groupe affiche une diminution de l'indicateur avec des points de ruptures négatifs dans quatre des zones, même si la zone intermédiaire du golfe de Gascogne tend à s'améliorer au cours des 6 dernières années. Comme pour la communauté du groupe 1 et du groupe 2, la bande côtière n'affiche pas de tendance et la zone du talus montre une augmentation de la proportion de grands individus.

De manière globale, des résultats contrastés sont obtenus pour la communauté des petits poissons à biologie rapide (groupe 1). La communauté du groupe 2 montre une tendance au retour de grands poissons. Les poissons à cycle de vie plus lent eux (groupe 3), affichent un déclin de la proportion des grands individus.

L'évolution de la longueur maximum moyenne (MML) est similaire pour les individus du groupe 2 et du groupe 3, avec des points de ruptures affichant une diminution des plus grandes espèces de la communauté (*tableau n°9 et Annexe n°14 - B*). Seule exception, la partie côtière de la mer Celtique qui montre une amélioration quant au deuxième groupe. Pour la communauté composée des individus à biologie rapide, la tendance générale est à l'absence de changement d'état mis à part pour la bande côtière du golfe de Gascogne montrant une amélioration et le plateau montrant une diminution. A la vue des résultats sur les 6 dernières années, le groupe 1 semble entamer un régime shift à la diminution pour la zone du plateau de la mer Celtique.

Pour la communauté du troisième groupe, le même résultat est apporté entre les deux indicateurs communautaires : une tendance à la diminution des plus grandes espèces. Pour les espèces à durée de vie courte (groupe 1) et intermédiaire (groupe 2), les évolutions dans les zones diffèrent selon l'indicateur.

Le dernier indicateur communautaire rapportant comme le MML l'état des plus grandes espèces de la communauté mais sans pondération par le poids est présenté à la fin du rapport (*tableau n°9 et Annexe n°14 - C*). Pour le premier et deuxième groupe, cet indicateur montre une amélioration du nombre des individus ayant une importante longueur maximum dans l'ensemble de la mer Celtique. Pour le premier groupe, cette amélioration s'étend aussi à la zone plateau du golfe de Gascogne, les autres zones n'affichant pas de tendance particulière. Pour la communauté du deuxième groupe, aucune tendance n'est observée dans le golfe de Gascogne. La sélection profonde montre un point de rupture négatif. Pour les individus de la communauté à cycle de vie lent (groupe 3), l'indicateur affiche une dégradation du nombre des plus grandes espèces dans le mer Celtique et la côte du golfe de

Gascogne. La part des grandes espèces dans zone du plateau du golfe continue de diminuer.

Une synthèse des trois indicateurs est délicate. Seul le troisième groupe affiche dans l'ensemble un déclin des plus grands individus de la communauté et des plus grandes espèces en nombre absolu ou relativement à leur part de biomasse dans cette même communauté. Les trois indicateurs communautaires affichent des résultats contrastés quant à l'évolution du premier et deuxième groupe. Pour les individus du premier groupe, la différence entre les indicateurs est essentiellement au niveau de la mer Celtique qui affiche à chaque fois un résultat différent selon l'indicateur. Pour la communauté formée par le deuxième groupe, les résultats affichés par le MML sont les plus différents par rapport à ceux obtenus avec les deux autres indicateurs.

## 4. Discussion

Durant cette étude, un bilan des principaux indicateurs en taille susceptibles de répondre au critère trois du descripteur 1 et 3 a été dressé. Ils ont ensuite été calculé puis comparés. Cette démarche a soulevé plusieurs questions tels que : quelles données utiliser ? Quelle sélection d'espèce retenir ? Comment appréhender la distribution spatiale ? Comment agréger les résultats obtenus ? In fine, des indicateurs renseignant de l'état de la structure en taille des populations, exploités ou non, et des communautés ont été calculés puis comparés en utilisant les données de la campagne scientifique EVHOE.

Les résultats des indicateurs populationnels permettent de tirer les mêmes conclusions que d'autres méthodes d'analyses et que l'évolution des débarquements issus de la zone d'étude. Pour les populations exploitées historiquement, les plus grands poissons ont disparu et les plus petits sont pêchés trop tôt, mais cela n'empêche pas une exploitation au rendement maximum durable au regard des deux premiers critères du D3 : la mortalité par pêche F et la biomasse du stock reproducteur SSB.

Pour les indicateurs communautaires, malgré les changements d'état observés, il n'est pas possible de statuer sur un bon état écologique des communautés dû à l'absence de seuil dans la bibliographie et d'un début de série temporelle marqué par une forte exploitation.

### 4.1 Sélection des indicateurs de taille pour les poissons

Pour informer de l'état des populations ou des stocks sur leur structure en taille à partir d'indicateurs, il est inévitable d'utiliser une combinaison d'entre eux (Rice & Rochet, 2005). Différents indicateurs, via leurs méthodes de calculs, permettent en effet de renseigner différentes parties de la structure en taille et l'état de leur exploitation (Mieth et al, 2015). Toute la complexité du choix se trouve dans la sélection d'un nombre d'indicateurs suffisamment réduit pour permettre un message clair mais suffisamment important pour permettre un message complet.

Pour les deux indicateurs proxy d'une exploitation optimale conservés jusque-là ( $L_{\text{moy}} > L_c$ ,  $L_{\text{maxy}}$ ), le deuxième semble plus approprié à la vue de ses caractéristiques et des résultats obtenus. Bien qu'ils soient tous deux rapportés à la même valeur de référence «  $L_{\text{opt}}$  », le premier est basé sur la moyenne d'une partie de la distribution en taille quand le deuxième est basé sur une observation directe : la classe de taille ayant le plus de poids dans les captures. Le premier est plus sensible aux valeurs extrêmes et aura tendance à être tiré vers le bas si la partie gauche de la distribution en taille s'aplatie lentement ou si la partie droite de la courbe est représentée par un nombre faible d'individus. Qui plus est, la taille de première capture à partir de laquelle se calcule la moyenne est très basse pour les espèces exploitées. Cela provoque une accentuation de la prise en compte des petits individus. Cette information sur les petits poissons étant déjà apportée par le  $L_{25\%}$ , il est possible de statuer en faveur du



deuxième indicateur. Il est moins sensible à la distribution en taille et rapporte directement de la composition des captures.

Grâce à l'ensemble du travail effectué, 5 indicateurs populationnels ont finalement été retenus pour renseigner la structure en taille : ( $L_{25\%}$ ,  $L_{Max5\%}$ ,  $P_{mega}$ ,  $L_{maxy}$  et  $L_{moy>L_{FM}}$ ). Cette sélection permet une approche plus complète que la méthode proposée par Froese (2005). Cette dernière reposait sur trois indicateurs rapportant trois concepts : (i) laisser la possibilité aux individus de se reproduire, (ii) laisser la possibilité aux individus de grandir, (iii) conserver les très grands reproducteurs. Les deux indicateurs complémentaires retenus permettent (iv) de renseigner si le type d'exploitation est optimal et (v) si l'exploitation tend à être au rendement maximum durable. L'information obtenue par ces 5 indicateurs reste donc lisible et compréhensible par tout un chacun comme il l'est conseillé par Froese (2005) et est plus complète pour une application dans un cadre européen avec la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin. Ces indicateurs en taille ont l'intérêt d'être sensible aux effets de la pêche, principale source de pression sur les populations de poissons au large, et d'être facile à comprendre. Ils sont, dans une moindre mesure, également sensible à d'autres pressions telle que la modification de l'environnement (Blanchard et al, 2005). Ils semblent donc tout indiqués pour pouvoir compléter le renseignement de l'état écologique apporté par la valeur de  $F$  et de la  $SSB$  des stocks comme des populations non exploitées. La notion d'échelle temporelle entre les indicateurs en taille et le  $F$  et la  $SSB$  doit encore être appréhendée. Comme il l'a été discuté précédemment, le temps de retour au bon état écologique pour le  $F$  et  $SBB$  est différent de celui des indicateurs en taille du fait de la résilience des populations (Shin et al, 2005).

Un enjeu majeur pour les indicateurs en taille dans la situation où ils sont utilisés pour statuer sur le bon état écologique d'une espèce donnée afin de répondre à la DCSMM est leur seuil et leur méthode d'intégration au regard des autres critères des descripteurs 1 et 3. Un grand nombre d'experts s'est penché sur la question que ce soit de manière individuelle (Probst & al, 2013, Modical & al 2014 ; Probst & al 2014 ; Mieth et al, 2019) ou lors de groupes de travail européens (WKLIFEV, ICES, 2015 ; WKProxy\_MSY, ICES, 2015, WKIND3.3 (i), ICES, 2016 ; WKIND3.3 (ii), ICES, 2017) sans arriver à un accord unanime. Toutefois, les résultats obtenus par les différents indicateurs à partir de la campagne EVHOE et la démarche mis en place ont permis une prise de recul sur la question.

Les valeurs de référence sont basées sur des traits d'histoire de vie permettant de fixer des seuils renvoyant à des notions biologiques. Par exemple pour le  $L_{25\%}$  rapporté à la longueur à maturité ( $L_{mat}$ ), si le ratio est inférieur à 1 alors les poissons sont prélevés avant qu'ils aient eu le temps de se reproduire. Ce phénomène provoque une diminution de la productivité (Froese et al., 2008). L'exception est pour le  $P_{mega}$  qui n'a pas de un seuil lié à un trait d'histoire de vie ou un proxy. Bien que ce seuil soit fixé plus arbitrairement, il renvoie tout de même au fait que la disparition des très grands reproducteurs dans une population peut avoir des conséquences dramatiques à savoir une diminution de potentiel de reproduction mais aussi une diminution de la résilience (Wright & Trippel, 2009). La question est de savoir à quel moment ce potentiel est engagé. Un seuil à 0,3 induit qu'une disparition de 70% de ces grands reproducteurs est acceptable. Au regard d'une exploitation au RMD qui induit une diminution par 5 de la biomasse, l'approche pour les grands reproducteurs semble un peu plus précautionneuse.

## 4.2 Analyse en entonnoir et prise de recul sur l'analyse TSBA

La méthode proposée permet un focus de plus en plus précis sur l'état de la structure en taille des populations de poissons pour une lecture des résultats sur plusieurs niveaux. L'approche utilisée au court de cette étude permet dans un premier temps de regarder l'évolution de la proportion d'espèce au-dessus du seuil pour les indicateurs et zones

considérés. Sur le cycle en cours, le rapport entre la proportion d'espèce au-dessus et en dessous du seuil facilite l'identification des localisations pour lesquelles la structure en taille est érodée. Pour une lecture plus complète, il est ensuite possible de regarder quelles espèces sont le plus loin de leur seuil permettant d'identifier celles qui sont le plus mal en point au regard du critère de la taille. Cette information plus précise à l'avantage de faire ressortir rapidement sur quelles espèces il est nécessaire d'effectuer un effort de gestion pour diminuer la pression. C'est un outil clair permettant de transmettre un message compréhensible dans le cadre de l'appui aux politiques publiques.

Il semble nécessaire de conserver du recul quant aux résultats obtenus via l'analyse TSBA sur les séries temporelles des indicateurs non seuillés. Sur les 23 années qui constituent la série de données pour le calcul des indicateurs, de nombreux points de ruptures ont été obtenus, relatant de l'évolution d'un état de stabilité à un autre. Cependant, il est important de garder à l'esprit que le début de la série temporelle correspond déjà à un état dégradé de l'environnement. En effet, une forte diminution de biomasse a eu lieu entre 1950 et 1980 suite à laquelle une période de « plateau » a été atteinte (Guénette & Gascuel, 2012). Les changements d'états de stabilité vers une augmentation ne relatent donc pas nécessairement d'un bon état écologique mais bien d'une amélioration. Dans le cadre d'une approche de précaution, une non-significativité ou un changement d'état négatif semble donc plus alarmant. L'état très dégradé ne s'améliore pas ou continue de se détériorer encore plus.

### 4.3 L'état écologique à travers les indicateurs en taille

Les résultats obtenus pour les indicateurs populationnels agrégés sur les 6 dernières années de la série temporelle permettent des conclusions qui corroborent avec l'historique des pêcheries. Le proxy du rendement maximum durable ( $L_{moy} > L_{FM}$ ) affiche des résultats positifs pour une large majorité des espèces quant à la distance au seuil. Toutefois, certaines espèces exploitées comme le merlu ou l'églefin par exemple restent sous le seuil malgré des évaluations du CIEM indiquant des niveaux d'exploitation au rendement maximum durable. Pour le merlu (ICES, 2020) l'effort de pêche est enregistré inférieur au  $F_{RMD}$  depuis une dizaine d'années. Pour l'églefin, il fluctue autour du rendement maximum durable depuis presque 30 ans (ICES, 2019). Ce décalage observé entre les évaluations du CIEM et le résultat des indicateurs pour ces espèces s'explique par leur long historique d'exploitation. Elles sont pêchées dans le golfe de Gascogne et la mer Celtique depuis plus d'un siècle qui plus est avec une forte intensité depuis le milieu du 20<sup>ème</sup> siècle. Cette activité ayant impacté la structure de leurs populations, un décalage entre l'effort théorique calculé et la structure en taille effective est biologiquement inévitable.

Les trois indicateurs n'étant pas des proxys, le  $L_{25\%}$ , le  $L_{Max5\%}$  et le  $P_{mega}$ , apportent des résultats cohérents vis-à-vis des connaissances sur les pêcheries et leur développement. Pour le  $P_{mega}$ , les espèces historiquement exploitées voient leur valeur de l'indicateur au plus loin du seuil, indiquant une absence totale des grands reproducteurs dans ces populations, quelles que soient les zones. C'est une évolution documentée pour la morue par exemple, avec la disparition des grandes femelles matures (Cardinale & Modin, 1999). Ce phénomène touche les espèces les plus ciblées par la pêche comme la baudroie, le merlu, l'églefin, la morue mais aussi les élasmobranches qui obtiennent une valeur nulle, soit à 100% du seuil. On retrouve ces mêmes espèces au plus loin du seuil pour le  $L_{Max5\%}$  rapportant des grands individus. Leur forte exploitation sur le long terme et/ou leur sensibilité aux pressions anthropiques les a retranchées de la distribution en taille via l'effet génétique (Shin & al, 2005). De surcroît, l'indicateur  $L_{25\%}$  affichent une surexploitation de taille pour ces espèces. Les grands individus ayant disparu, l'effort de pêche s'est décalé petit à petit vers la partie gauche de la distribution en taille. Ainsi l'âge de recrutement se fait avant qu'elles aient eu la possibilité d'atteindre la maturité et se reproduire. Ces résultats sont validés par l'observation des débarquements

comme ceux de la baudroie qui constituent un exemple marquant. En effet, 82% (baudroie commune) et 94% (baudroie rousse) des débarquements sont inférieurs à l'âge à maturité étant respectivement de 6 et 7 ans pour 34 cm. (Guénette & Gascuel, 2012).

Le travail effectué sur la proportion d'espèces au-dessus du seuil pour un indicateur donné sur les groupes aux différentes zones apporte des résultats plutôt mitigés : aucune différence marquante n'est visible pour le dernier cycle, questionnant le choix des groupes. Cependant les analyses de tendances sur l'ensemble de la série temporelle permettent d'observer une amélioration globale de l'état écologique des populations. Aucune différence n'est notable entre les zones malgré une amélioration du statut de l'exploitation du golfe de Gascogne par rapport à la mer Celtique (Moullec et al, 2017). Cela s'explique par la continuité d'un grand nombre de stocks à cheval entre ces deux régions marines. Ces variations quant à l'augmentation de la proportion d'espèces au-dessus du seuil pour les indicateurs populationnels sont dominées pour les espèces à cycle de vie court. A l'inverse, les espèces du groupe 3 sont celles qui enregistrent le plus de points de ruptures négatifs. Les grandes espèces de niveau trophique supérieur sont globalement toujours surexploités (Moullec et al, 2017) alors que pour les plus petites, de niveau trophique inférieur, l'effort de pêche est plus compatible avec les conditions du rendement maximum durable. A l'exception du  $L_{25\%}/L_{mat}$ , il semble intéressant de souligner que tous les changements de stabilité après 2010 sont positifs. Ces résultats pourraient être liés à l'intégration de l'approche écosystémique au cœur du 6<sup>ème</sup> plan d'action environnemental de l'Europe en 2002 (Ramirez-Monsalve et al, 2016). Ce plan d'action a permis une meilleure intégration des problématiques environnementales dans la Politique Commune des Pêches (PCP) avec la mise en place progressive de l'approche au RMD par la prise de mesures de gestion sur l'activité des flottilles.

L'analyse sur les séries temporelles des indicateurs communautaires génère des résultats presque contradictoires pour les communautés considérées avec le groupe 1 et le groupe 2. Chaque indicateur affichant une tendance différente sur chaque zone. Ce phénomène est plus marqué pour les poissons à cycle de vie court. Les poissons à cycle de vie plus lent (groupe 3) affichent une dégradation de leurs communautés avec une diminution des plus grands individus et des plus grandes espèces sur l'ensemble des zones de la campagne EVHOE. Ces résultats viennent compléter ceux observés par les indicateurs populationnels. Ce phénomène de changement de composition des communautés démersales en défaveur des plus grands poissons est observé depuis maintenant deux décennies (Bianchi et al, 2000) et continue à la vue des résultats apportés par les indicateurs. Cette modification observée dans les zones côtières comme sur le plateau et au large est expliquée, entre autres, par le développement de la pêche industrielle ayant entraîné une diminution de 90% de la biomasse (Myers & Worm, 2003).

Les résultats obtenus lors de l'évaluation intermédiaire d'OSPAR (2017) pour le MML sont différents de ceux de cette étude. En effet, ils ne permettent pas de montrer de changement pour l'ensemble de la mer Celtique et du golfe de Gascogne. Cette différence entre les deux approches est liée au prisme d'intégration des deux méthodes. Dans son évaluation, OSPAR calcul cet indicateur pour l'ensemble des poissons démersaux pour chaque strate de la campagne EVHOE. Dans notre cas, ce dernier a été calculé pour différents sous-groupes pour des regroupements de strates : la comparaison s'avère difficile. Cependant les résultats d'OSPAR sont très similaires à ceux obtenus pour le groupe 1 (espèce à biologie rapide) avec la majorité des zones caractérisées par une absence de changement sur le long terme. Dans son évaluation OSPAR propose d'utiliser la plus basse valeur de la série temporelle comme valeur à ne pas dépasser. Les séries temporelles débutant lors de la période du maximum de l'effort de pêche (Worm et al, 2009), la fixation d'un seuil à cette période reste discutable dans le cadre de la DCSMM.

## 4.4 Perspectives

La démarche développée a été appliquée aux données de la campagne EVHOE et la sélection d'indicateurs en taille a été faite pour les poissons démersaux. La suite du travail sera d'appliquer cette même démarche à d'autres campagnes et/ou façades maritimes de manière à comparer les résultats. Selon les données, des indicateurs en taille différents pourraient ressortir. Cette démarche permettrait de passer de l'exercice fondamental que constituait le cadre de ce rapport, à un exercice plus appliqué à partir duquel des règles de gestion pourraient éventuellement être décidées au regard des autres critères.

Dans la continuité de ce travail il serait intéressant de tester la sensibilité de l'analyse en point de rupture. En effet cette dernière a été paramétrée de la même manière que pour l'analyse du D1C2. Le pas minimum pour un changement de stabilité a été placé sur 3 ans. Faire varier cette valeur entre 1 et 5 permettrait de tester la robustesse des résultats obtenus quant aux changements de stabilité.

## 5. Conclusion

Le travail effectué durant les 6 mois de stage a permis de retenir une sélection de 45 espèces à partir de critères d'abondance sur lesquelles calculer les indicateurs en taille. Ces dernières ont été regroupées selon trois ensembles grâce à une méthode de classification ascendante en utilisant leurs traits d'histoire de vie. Les résultats ont dégagé 3 ensembles d'espèces de poissons caractérisés par une biologie différente : (i) les espèces à croissance rapide et de petite taille, (ii) les poissons de croissance et de tailles « intermédiaires » et (iii) les poissons à croissance lente et de grandes tailles aux quels ont été agrégés les espèces d'élaémobranches de la sélection. Parallèlement, les différentes strates de la campagne EVHOE ont été regroupées en 6 zones sur le critère de la taille. Une sélection d'indicateurs populationnels et communautaires préalablement identifiée a été calculée pour chaque année de 1997 à 2019 pour chaque groupe et zone. En appliquant une approche par proportion d'espèces au-dessus du seuil, les résultats en adéquation avec la littérature ont permis de dégager 5 indicateurs populationnels complémentaires susceptibles de renseigner un bon état écologique et trois indicateurs communautaires.

D'un point de vue opérationnel, les cinq indicateurs populationnels retenus doivent être combinés afin de permettre une appréciation globale de la distribution en taille. Plusieurs méthodes d'agrégation existent comme par exemple le « one out all out ». Pour cette méthode, si un seul des indicateurs affiche un mauvais état écologique, l'état global est automatiquement considéré comme mauvais. Une autre méthode est basée sur la proportion d'espèces au-dessus du seuil avec un seuil proposé par les experts entre 60 et 80% (ICES, Special Request Advice, 2018). D'autres méthodes existent mais aucune ne fait l'unanimité pour le D1C3 et le D3C3.

Une approche sur le court terme avec les indicateurs populationnels a permis de montrer que les populations d'espèces au long historique d'exploitation possèdent une distribution en taille érodée. Durant ce travail, le focus sur les 5 dernières années à partir des indicateurs populationnels n'a pas permis de dégager de tendance d'évolution ni de différences entre les groupes quant à la proportion d'espèce au-dessus ou sous le seuil mais les espèces exploitées historiquement ont été identifiées comme systématiquement les plus éloignées de leur seuil pour les indicateurs retenus.

L'analyse des séries temporelles pour les indicateurs en taille (TSBA) utilisée sur les indicateurs communautaires montre une détérioration des poissons à cycle de vie long, et

utilisée sur les indicateurs populationnels montre une amélioration de l'état écologique globale des petites espèces à cycle de vie court sur l'ensemble de la mer Celtique et du golfe de Gascogne. Les indicateurs communautaires réagissent de manière plus contrastée selon les groupes que les indicateurs populationnels avec une diminution des plus grandes espèces et des plus grands individus dans la communauté. Cependant les indicateurs communautaires n'ont pas de seuils, ce qui posera un problème sur le long terme. Une valeur absolue deviendra en effet indispensable puisqu'un objectif d'amélioration continue pour toute la communauté est biologiquement impossible. Une fois la structure en taille initiale d'une communauté retrouvée, l'amélioration des indicateurs la renseignant n'étant plus possible un seuil au-dessus duquel statuer sur un retour à un état « initial » ou « acceptable » sera donc nécessaire.

Une faiblesse de l'approche est le nombre réduit d'espèces pour lesquelles il est possible de calculer ces indicateurs comme dans le cas de l'évaluation du bon état écologique pour le descripteur sur la biodiversité des poissons et celui sur les espèces commerciales. En effet, seulement 45 espèces parmi les 267 échantillonnées durant la campagne EVHOE sont présentes en abondance suffisante pour être évaluées. Il semble donc indispensable de poursuivre les recherches pour travailler sur les espèces dont le nombre de données est limité.

Enfin, le travail aura permis le développement d'outils informatiques génériques permettant le calcul de l'ensemble des indicateurs identifiés. Ils seront disponibles à l'échelle nationale dans le but de pouvoir évaluer l'état écologique des stocks de poissons exploités (D3) et de la diversité des populations (D1) à partir de leur taille le moment où un consensus scientifique quant aux seuils et leur méthode de combinaison aura été trouvé.

## 6. Bibliographique

- Ailloud, L.E., Hoenig, J.M., 2019. A general theory of age-length keys: combining the forward and inverse keys to estimate age composition from incomplete data. *ICES Journal of Marine Science* 76, 1515–1523. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz072>
- Ak, O., Genç, Y., n.d. Growth and reproduction of the greater weever (*Trachinus draco* L., 1758) along the eastern coast of the Black Sea 17.
- Aleman, J., Lepetit, A., 2013. Fiche synthétique sur l'évaluation du stock de merlu *Merluccius merluccius* (Northern Hake). <https://doi.org/10.13140/2.1.1579.3921>
- Brind'Amour, A., Delaunay, D., Rbe-Emh, I., Ode-Vigies-Dcsmm, I., 2018. Rapport scientifique de l'Ifremer pour l'évaluation 2018 au titre de la DCSMM 273.
- Baptista, M., Coelho, R., Figueiredo, I., Erzini, K., n.d. DETERMINATION OF AGE AND GROWTH OF *Galeus melastomus*, *RAFINESQUE*, 1810, 1.
- Bianchi, G., 2000. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science* 57, 558–571. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0727>
- Blanchard, F., LeLoc'h, F., Hily, C., Boucher, J., 2004. Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 280, 249–260. <https://doi.org/10.3354/meps280249>
- Blanchard, J.L., Dulvy, N.K., Jennings, S., Ellis, J.R., Pinnegar, J.K., Tidd, A., Kell, L.T., 2005. Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? *ICES Journal of Marine Science* 62, 405–411. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.006>
- Cardinale, M., Modin, J., 1999. Changes in size-at-maturity of Baltic cod (*Gadus morhua*) during a period of large variations in stock size and environmental conditions. *Fisheries Research* 41, 285–295. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(99\)00021-1](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(99)00021-1)
- Castilho, R., Dinis, M.T., Erzini, K., 1993. Age and growth of megrim *Lepidorhombus boscii*, Risso of the Portuguese continental coast. *Fisheries Research* 16, 339–346. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(93\)90145-W](https://doi.org/10.1016/0165-7836(93)90145-W)
- Cope, J.M., Punt, A.E., 2009. Length-Based Reference Points for Data-Limited Situations: Applications and Restrictions. *Marine and Coastal Fisheries* 1, 169–186. <https://doi.org/10.1577/C08-025.1>
- Daan, N., Gislason, H., G. Pope, J., C. Rice, J., 2005. Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science* 62, 177–188. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.08.020>

Dugornay, O., 2017. Sélection des espèces sensibles a la pression de pêche dans les sous régions marines DCSMM. 42.

Déclaration de rio sur l'environnement et le développement – Principes de gestion des forêts. Sommet Planète. 1992. Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement. Rio de Janeiro, Brésil

Directive 2008/56/CE du Parlement européen et du Conseil du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive-cadre «stratégie pour le milieu marin») (JO L 164 du 25.6.2008, p. 19-40)

Engelhard, G.H., Lynam, C.P., García-Carreras, B., Dolder, P.J., Mackinson, S., 2015. Effort reduction and the large fish indicator: spatial trends reveal positive impacts of recent European fleet reduction schemes. *Envir. Conserv.* 42, 227–236. <https://doi.org/10.1017/S0376892915000077>

Edwards, C. T. T., and Plaganyi, E. E. 2011. Protecting old fish through spatial management: is there a benefit for sustainable exploitation? *Journal of Applied Ecology*, 48: 853-863.

Finley, M., Wang, Y., n.d. Évaluation du stock d'aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*) des divisions 4X5Y en 2016 59.

Foucher, E., Delaunay, D., Ifremer Rbe-Hmmn-Rhpeb, et Ifremer Ode-Vigies-Dcsmm. 2018. « Rapport scientifique pour l'évaluation 2018 au titre de la DCSMM », 156.

Froese, R., 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *F I S H and F I S H E R I E S* 6.

Greenstreet, S.P.R., Rogers, S.I., Rice, J.C., Piet, G.J., Guirey, E.J., Fraser, H.M., Fryer, R.J., 2012. A reassessment of trends in the North Sea Large Fish Indicator and a re-evaluation of earlier conclusions. *ICES Journal of Marine Science* 69, 343–345. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr201>

Guénette, S., Gascuel, D., 2012. Shifting baselines in European fisheries: The case of the Celtic Sea and Bay of Biscay. *Ocean & Coastal Management* 70, 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.06.010>

Harvest control rules for data limited stocks using length-based reference points and survey biomass indices \_ Elsevier Enhanced Reader.pdf, n.d.

Hordyk, A.R., Ono, K., Prince, J.D., Walters, C.J., 2016. A simple length-structured model based on life history ratios and incorporating size-dependent selectivity: application to spawning potential ratios for data-poor stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73, 1787–1799. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0422>

Hsieh, C., Reiss, C.S., Hunter, J.R., Beddington, J.R., May, R.M., Sugihara, G., 2006. Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. *Nature* 443, 859–862. <https://doi.org/10.1038/nature05232>



- Hutchings, J.A., Reynolds, J.D., 2004. Marine Fish Population Collapses: Consequences for Recovery and Extinction Risk. *BioScience* 54, 297. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0297:MFPCCF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0297:MFPCCF]2.0.CO;2)
- ICES, 2020. Hake (*Merluccius merluccius*) in subareas 4, 6, and 7, and in divisions 3.a, 8.a?b, and 8.d, Northern stock (Greater North Sea, Celtic Seas, and the northern Bay of Biscay). <https://doi.org/10.17895/ICES.ADVICE.5945>
- ICES. 2019. Advice on fishing opportunities, catch, and effort Arctic Ocean, Barents Sea, Faroes, Greenland Sea, Icelandic Waters, and Norwegian Sea ecoregions
- ICES, 2019a. Haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) in subareas 1 and 2 (Northeast Arctic). <https://doi.org/10.17895/ICES.ADVICE.4713>
- ICES, 2019b. Ling (*Molva molva*) in subareas 6?9, 12, and 14, and in divisions 3.a and 4.a (Northeast Atlantic and Arctic Ocean). <https://doi.org/10.17895/ICES.ADVICE.4815>
- ICES. 2018. Report of the Workshop on Length-Based Indicators and Reference Points for Elasmobranchs (WKSHARK4), 6 -9 February 2018, Ifremer, Nantes (France). 112 pp.
- ICES, 2018a. Anglerfish (*Lophius budegassa*, *Lophius piscatorius*) in subareas 4 and 6 and Division 3.a (North Sea, Rockall and West of Scotland, Skagerrak and Kattegat). <https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.4588>
- ICES, 2018b. Guidance on an appropriate method to integrate criteria, species, species group to higher groups of birds, mammals, reptiles, fish and cephalopods for a Good Environmental Status assessment. <https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.4494>
- ICES, 2018c. White anglerfish (*Lophius piscatorius*) in Subarea 7 and in divisions 8.a?b and 8.d (southern Celtic Seas, Bay of Biscay). <https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.4447>
- ICES. 2017. Report of the Workshop on Guidance on Development of Operational Methods for the Evaluation of the MSFD Criterion D3.3 (WKIND3.3ii), 1–4 November 2016, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM:44. 145 pp.
- ICES. 2017. EU request to provide guidance on operational methods for the evaluation of the MSFD criterion D3C3 (second stage 2017)
- ICES. 2016. Report of the Workshop on guidance on development of operational methods for the evaluation of the MSFD criterion D3.3 (WKIND3.3i), 14–17 March 2016, ICES headquarters in Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM:44, in prep.
- ICES. 2016. Report of the Workshop to consider MSY proxies for stocks in ICES category 3 and 4 stocks in Western Waters (WKProxy), 3–6 November 2015, ICES Head-quarters, Copenhagen. ICES CM 2015/ACOM:61. 183 pp.
- ICES. 2015. Report of the Fifth Workshop on the Development of Quantitative Assessment Methodologies based on Life-history Traits, Exploitation Characteristics and other Relevant

Parameters for Data-limited Stocks (WKLIFE V), 5–9 October 2015, Lisbon, Portugal. ICES CM 2015/ACOM:56. 157 pp.

ICES. 2014b. « Development of the Large Fish Indicator and Associated Target for a Northeast Atlantic Fish Community ». ICES Journal of Marine Science 71 (9): 2403-15. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu101>.

Jardim, E., Azevedo, M., M.Brites, N. 2014. « Harvest control rules for data limited stocks using length-based reference points and survey biomass indices ». Fisheries Research. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fisheries.20.11.013>

Jourdain, A., Naulin, S., 2011. Héritage et transmission dans la sociologie de Pierre Bourdieu. Idées économiques et sociales N° 166, 6. <https://doi.org/10.3917/idee.166.0006>

KHARRIMI, K.E., Ahamp, A.O., Idelhaj, A., 1994. Détermination de l'âge par analyse d'images assistée par ordinateur des otolithes des poissons plats *Citharus linguatula* et *Dicologlossa cuneata* de la côte atlantique du Maroc 14, 9.

Lambert, G., Nielsen, J.R., Larsen, L.I., Sparholt, H., 2009. Maturity and growth population dynamics of Norway pout (*Trisopterus esmarkii*) in the North Sea, Skagerrak, and Kattegat. ICES Journal of Marine Science 66, 1899–1914. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp153>

Mahe, J-C., Poulard, J-C. 2005. Manuel des protocoles de campagne halieutique. Campagnes EVHOE (EVALUATION des ressources Halieutiques de l'Ouest Europe). DSTH/LBP/05-xxx. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00036/14707/>

Met, G., n.d. Growth, Mortality, and Reproduction of Poor Cod (*Trisopterus minutus* Linn., 1758) in the Central Aegean Sea 9.

Miethe, T., 2016. The Use of Indicators for Shellfish Stocks and Fisheries: A Literature Review: Scottish Marine and Freshwater Science Vol 7 No 16. <https://doi.org/10.7489/1764-1>

Miethe, T., Reecht, Y., Dobby, H., 2019. Reference points for the length-based indicator  $L_{max5\%}$  for use in the assessment of data-limited stocks. ICES Journal of Marine Science 76, 2125–2139. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz158>

Mindel, B.L., Neat, F.C., Webb, T.J., Blanchard, J.L., 2018. Size-based indicators show depth-dependent change over time in the deep sea. ICES Journal of Marine Science 75, 113–121. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx110>

Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2012a. Arrêté du 17 décembre 2012 relatif à la définition du bon état écologique des eaux marines

Modica, L., Velasco, F., Preciado, I., Soto, M., Greenstreet, S.P.R., 2014a. Development of the large fish indicator and associated target for a Northeast Atlantic fish community. ICES Journal of Marine Science 71, 2403–2415. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu101>

Moriarty, M., Greenstreet, S.P.R., Rasmussen, J., de Boois, I., 2019. Assessing the State of Demersal Fish to Address Formal Ecosystem Based Management Needs: Making Fisheries

Independent Trawl Survey Data ‘Fit for Purpose.’ *Front. Mar. Sci.* 6, 162. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00162>

Moullec, F., Gascuel, D., Bentorcha, K., Guénette, S., Robert, M., 2017. Trophic models: What do we learn about Celtic Sea and Bay of Biscay ecosystems? *Journal of Marine Systems* 172, 104–117. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2017.03.008>

ONU. 1887. Commission mondiale sur l’environnement et le développement. Notre avenir à tous.

Persohn, C., Lorance, P., Trenkel, V.M., 2009. Habitat preferences of selected demersal fish species in the Bay of Biscay and Celtic Sea, North-East Atlantic. *Fisheries Oceanography* 18, 268–285. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2009.00515.x>

Planque, B., Lazure, P., Jegou, A.-M., 2006. Typology of hydrological structures modelled and observed over the Bay of Biscay shelf. *Sci. Mar.* 70, 43–50. <https://doi.org/10.3989/scimar.2006.70s143>

Probst, W.N., Kloppmann, M., Kraus, G., 2013. Indicator-based status assessment of commercial fish species in the North Sea according to the EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD). *ICES Journal of Marine Science* 70, 694–706. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst010>

Probst, W.N., Stelzenmüller, V., 2015a. A benchmarking and assessment framework to operationalise ecological indicators based on time series analysis. *Ecological Indicators* 55, 94–106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.035>

Ravard, D., Brind’Amour, A., Trenkel, V.M., 2014. Evaluating the potential impact of fishing on demersal species in the Bay of Biscay using simulations and survey data. *Fisheries Research* 157, 86–95. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.03.007>

Rice, J.C., Rochet, M.-J., 2005. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 62, 516–527. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.003>

Scott, A.L., Henderson, P.A., 2016. Seasonal and age-related migrations in the unexpectedly long-lived benthic fish the lesser weever, *Echiichthys vipera* (Cuvier, 1829). *J. Mar. Biol. Ass.* 96, 1287–1293. <https://doi.org/10.1017/S0025315415001460>

Shephard, S., Greenstreet, S.P.R., Piet, G.J., Rindorf, A., Dickey-Collas, M., 2015. Surveillance indicators and their use in implementation of the Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science* 72, 2269–2277. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv131>

Shin, Y.-J., Rochet, M.-J., Jennings, S., Field, J.G., Gislason, H., 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science* 62, 384–396. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.004>

Thiriet P., Acou A., Artero C., Feunteun E. (2017). Evaluation DCSMM 2018 de l'état écologique des poissons et céphalopodes de France métropolitaine : Rapport scientifique du co-pilotage MNHN D1-PC. Muséum National d'Histoire Naturelle, Service des stations marines de Dinard. Septembre 2017. 120 p + Annexes

Tu, C.-Y., Chen, K.-T., Hsieh, C., 2018. Fishing and temperature effects on the size structure of exploited fish stocks. *Sci Rep* 8, 7132. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-25403-x>

Turesson, G. 1922. The genotypical response of the plant species to the habitat. *Hereditas*, 3: 211–350

Villamor, A., 2018. Report of the Workshop on Length-Based Indicators and Reference Points for Elasmobranchs (WKSHARK4) 116.

Walker, N., Ellis, J., Coelho, R., Murua, H., Rosa, D., n.d. EXPLORING THE USE OF LENGTH BASED INDICATORS FOR BLUE SHARK IN THE INDIAN OCEAN 21.

Walsh, M. R., Munch, S. B., Chiba, S., and Conover, D. O. 2006. Maladaptive changes in multiple traits caused by fishing: impediments to population recovery. *Ecology Letters*, 9: 142–148.

Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K., Branch, T.A., Collie, J.S., Costello, C., Fogarty, M.J., Fulton, E.A., Hutchings, J.A., Jennings, S., Jensen, O.P., Lotze, H.K., Mace, P.M., McClanahan, T.R., Minto, C., Palumbi, S.R., Parma, A.M., Ricard, D., Rosenberg, A.A., Watson, R., Zeller, D., 2009. Rebuilding Global Fisheries. *Science* 325, 578–585. <https://doi.org/10.1126/science.1173146>

Wright, P. J., and Trippel, E. A. 2009. Fishery-induced demographic changes in the timing of spawning: consequences for reproductives

Zaragosi, S., Auffret, G.A., Faugères, J.-C., Garlan, T., Pujol, C., Cortijo, E., 2000. Physiography and recent sediment distribution of the Celtic Deep-Sea Fan, Bay of Biscay. *Marine Geology* 169, 207–237. [https://doi.org/10.1016/S0025-3227\(00\)00054-2](https://doi.org/10.1016/S0025-3227(00)00054-2)

## 7. Liste des annexes

---

Annexe 1 Nom des espèces retenues pour l'analyse avec leur nom commun, leur trait d'histoire de vie et leur taille $L_s$ sous la quel les individus ont été rejetés du jeu de donnée.....	ii
Annexe 2 Tableau des espèces selon leur sensibilité à la pêche .....	iii
Annexe 3 Classification ascendante hiérarchique sur les traits d'histoire de vie.....	iii
Annexe 4 Résultats des Classifications Ascendantes Hiérarchiques sur les strates de la campagne EVHOE .....	iv
Annexe 5 Résultats des analyses en composantes principales sur les indicateurs .....	v
Annexe 6 : Extrait des résultats obtenus pour chaque espèce .....	vii
Annexe 7 Résultat des analyse des sur les séries temporelles de la proportion d'espèces au-dessus du seuil pour les indicateurs populationnels .....	ix
Annexe 8 Récapitulatif des analyse sur série temporelle pour les indicateurs populationnels.....	xvi
Annexe 9 Synthèse graphique pour le dernier cycle DCSMM .....	xviii
Annexe 10 Distance au seuil pour les espèces sous le seuil.....	xix
Annexe 11 Résultat des analyse des sur les séries temporelles de la proportion d'espèces au-dessus du seuil pour les indicateurs communautaires .....	xxii
Annexe 12 Récapitulatif des analyses sur série temporelle pour les indicateurs communautaires .....	xxv
Annexe 13 Résultats des analyses obtenus pour les indicateurs communautaires selon les zones.....	xxvii

## 8. Annexes

Annexe 1 Nom des espèces retenues pour l'analyse avec leur nom commun, leur trait d'histoire de vie et leur taille  $L_s$  sous la quel les individus ont été rejetés du jeu de donnée

Nom Scientifique	Nom Commun	Description	$L_{max}$	$L_{inf}$	K	$L_{mat}$	$A_{mat}$	$L_s$
<b>Boops boops</b>	bogue	Poisson	36.0	30.7	0.18	13.5	1.5	8
<b>Buglossidium luteum</b>	petite sole jaune	Poisson	15.0	10.8	0.57	8.0	2.5	7
<b>Callionymus lyra</b>	callionyme lyre	Poisson	32.0	40.0	0.47	13.0	0.6	7
<b>Callionymus maculatus</b>	petit dragonnet tacheté	Poisson	16.0	13.4	0.51	13.2	8.5	7
<b>Capros aper</b>	sanglier	Poisson	30.0	13.3	0.24	8.9	3.0	6
<b>Cepola macrophthalma</b>	cepole	Poisson	80.0	78.5	0.17	25.0	1.9	15
<b>Chelidonichthys cuculus</b>	grondin rouge	Poisson	50.0	46.0	0.46	25.0	1.5	15
<b>Conger conger</b>	congre	Poisson	300.0	265.0	0.07	200.0	20.4	40
<b>Dicentrarchus labrax</b>	bar commun	Poisson	103.0	85.0	0.13	37.0	4.0	30
<b>Echiichthys vipera</b>	petite vive	Poisson	15.0	12.6	0.53	12.6	9.5	7
<b>Enchelyopus cimbrius</b>	motelle à quatre barbillons	Poisson	41.0	36.0	0.20	20.0	3.0	10
<b>Eutrigla gurnardus</b>	grondin gris	Poisson	60.0	38.4	0.57	21.0	3.5	13
<b>Gadus morhua</b>	morue de l'Atlantique	Poisson	200.0	135.7	0.15	63.4	4.1	31
<b>Galeus melastomus</b>	chien espagnol	Requin	90	91.3	0.14	64.7	8.7	20
<b>Glyptocephalus cynoglossus</b>	plie cynoglosse	Poisson	60.0	40.1	0.25	28.0	4.0	14
<b>Helicolenus dactylopterus</b>	sébaste chèvre	Poisson	47.0	37.0	0.09	24.0	15.0	8
<b>Lepidorhombus boscii</b>	cardine à quatre taches	Poisson	40.0	40.0	0.15	20.0	2.5	9
<b>Lepidorhombus whiffiagonis</b>	cardine franche	Poisson	60.0	57.5	0.10	22.5	2.8	12
<b>Lesueurigobius friesii</b>	gobie de Fries	Poisson	13.0	7.0	0.70	5.0	2.0	3
<b>Leucoraja naevus</b>	raie fleurie	Raie	71	83.4	0.14	59.0	8.5	20
<b>Limanda limanda</b>	limande commune	Poisson	40.0	39.0	0.59	27.0	1.8	11
<b>Lophius budegassa</b>	baudroie rousse	Poisson	100.0	88.0	0.11	58.5	9.5	7
<b>Lophius piscatorius</b>	baudroie commune	Poisson	200.0	134.5	0.09	65.0	7.1	13
<b>Malacocephalus laevis</b>	grenadier barbu	Poisson	60.0	45.0	0.17	39.3	11.9	28
<b>Melanogrammus aeglefinus</b>	eglefin	Poisson	112.0	79.7	0.15	34.9	3.5	15
<b>Merlangius merlangus</b>	merlan	Poisson	70.0	55.0	0.24	21.0	2.0	9
<b>Merluccius merluccius</b>	merlu commun	Poisson	140.0	106.0	0.18	48.5	3.0	9
<b>Microchirus variegatus</b>	sole perdrix commune	Poisson	35.0	19.1	0.38	14.0	3.0	9
<b>Microstomus kitt</b>	limande sole	Poisson	65.0	38.4	0.26	27.0	4.0	15
<b>Molva macrophthalma</b>	lingue espagnole	Poisson	108.0	77.1	0.15	63.8	11.1	21
<b>Molva molva</b>	lingue franche	Poisson	200.0	151.0	0.12	85.0	5.0	30
<b>Mullus surmuletus</b>	rouget de roche	Poisson	44.5	44.5	0.30	17.0	2.0	9
<b>Phycis blennoides</b>	mostelle de vase	Poisson	110.0	69.2	0.22	33.0	2.7	12
<b>Pleuronectes platessa</b>	plie commune	Poisson	100.0	56.2	0.44	40.0	2.7	20
<b>Raja clavata</b>	raie bouclée	Raie	105	118.0	0.14	65.0	5.0	22
<b>Raja montagui</b>	raie douce	Raie	80	78.2	0.22	60.0	4.5	30
<b>Scyliorhinus canicula</b>	petite roussette	Requin	100	74.0	0.21	57.0	6.7	26
<b>Solea solea</b>	sole commune	Poisson	70.0	58.5	0.28	25.0	3.0	17
<b>Spondyliosoma cantharus</b>	dorade grise	Poisson	60.0	42.2	0.20	19.7	2.8	7
<b>Squalus acanthias</b>	aiguillat commun	Requin	160	96.2	0.12	65.0	7.0	33
<b>Trachinus draco</b>	grande vive	Poisson	53.0	40.2	0.24	35.5	8.6	12
<b>Trisopterus esmarkii</b>	tacaud norvégien	Poisson	35.0	27.5	0.27	11.0	1.4	9
<b>Trisopterus luscus</b>	tacaud commun	Poisson	46.0	44.5	0.47	20.0	1.1	8

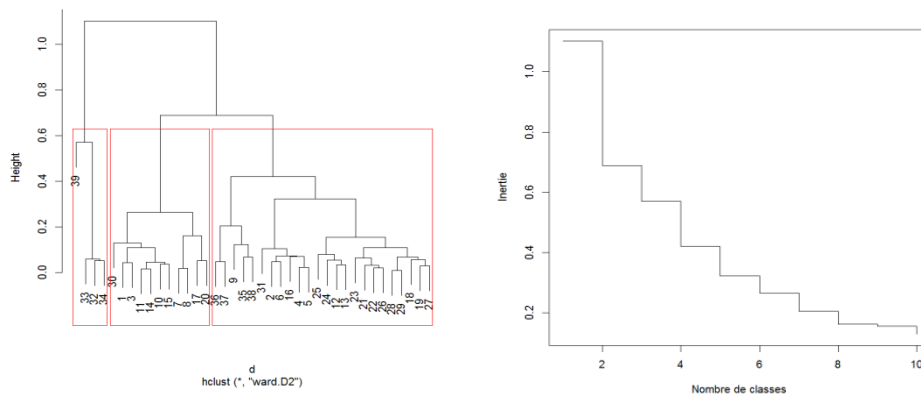


<b>Trisopterus minutus</b>	petit tacaud	Poisson	40.0	22.2	0.45	13.4	1.7	7
<b>Zeus faber</b>	saint-pierre	Poisson	90.0	58.0	0.21	37.0	4.5	15

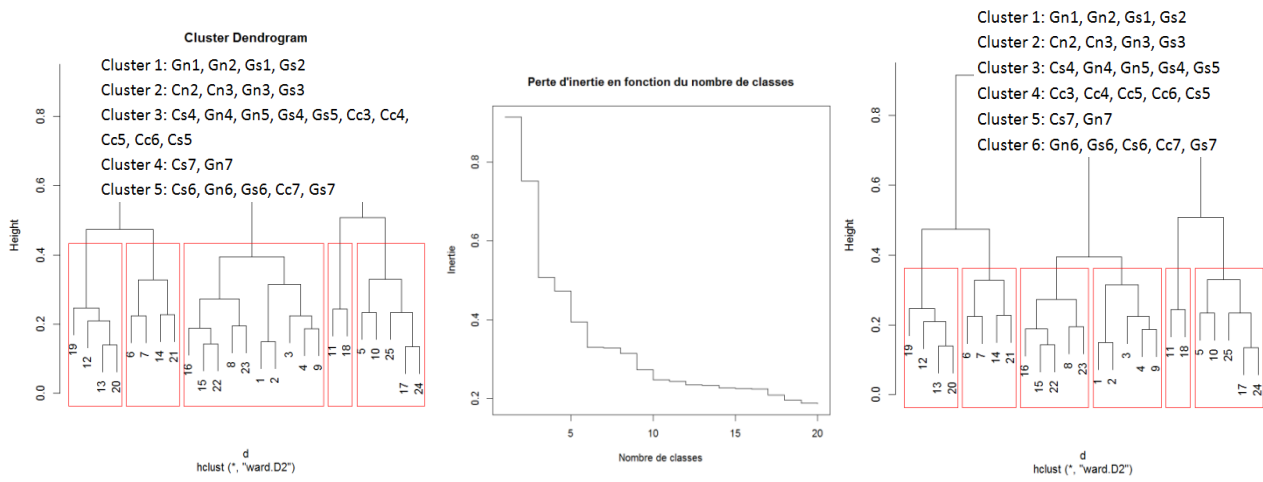
### Annexe 2 Tableau des espèces selon leur sensibilité à la pêche

Sensibles	Intermédiaires	Résilientes
aiguillat commun, morue de l'Atlantique, baudroie commune, baudroie rousse, grenadier barbu, chien espagnol, petite rousette, raie bouclée, raie fleurie, raie douce, congre, grande vive, lingue espagnole, lingue franche, merlu commun, plie commune	mostelle de vase, saint-pierre, bar commun, églefin, grondin gris, limande commune, petit dragonnet tacheté, petite vive	dorade grise, merlan, petit tacaud, tacaud commun, tacaud norvégien, bogue, callionyme lyre, cardine à quatre taches, cardine franche, cepole, gobie de Fries, grondin rouge, limande sole, mostelle à quatre barbillons, petite sole jaune, plie cynoglosse, rouget de roche, sanglier, sole commune, sole perdrix commune

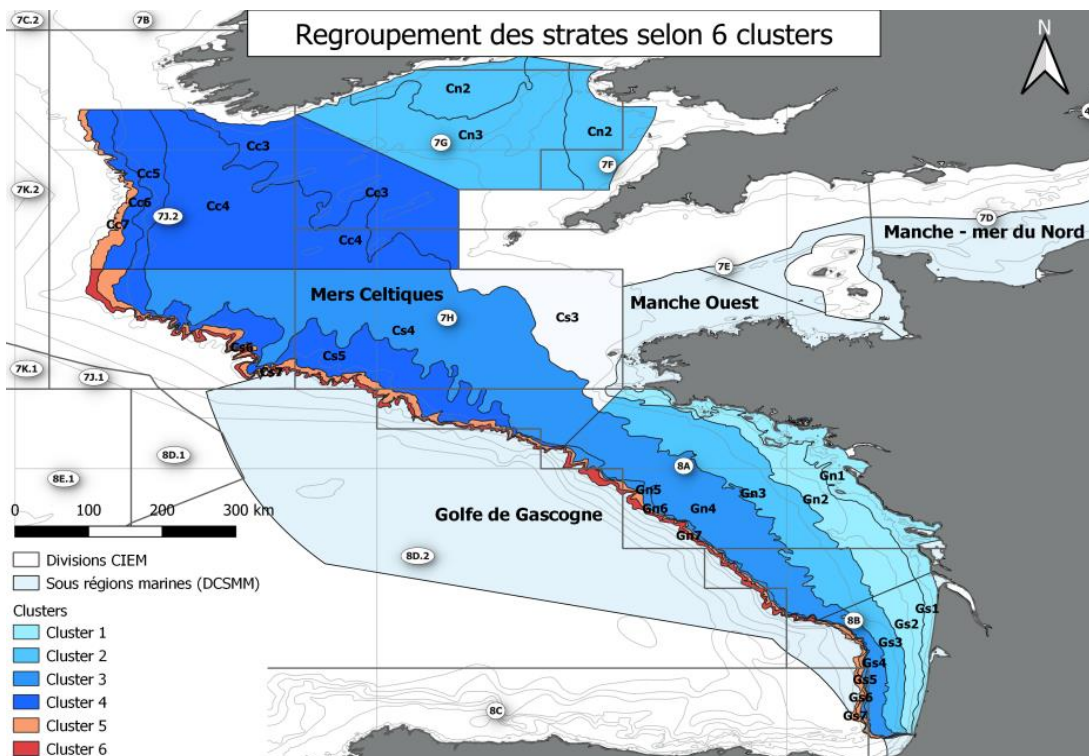
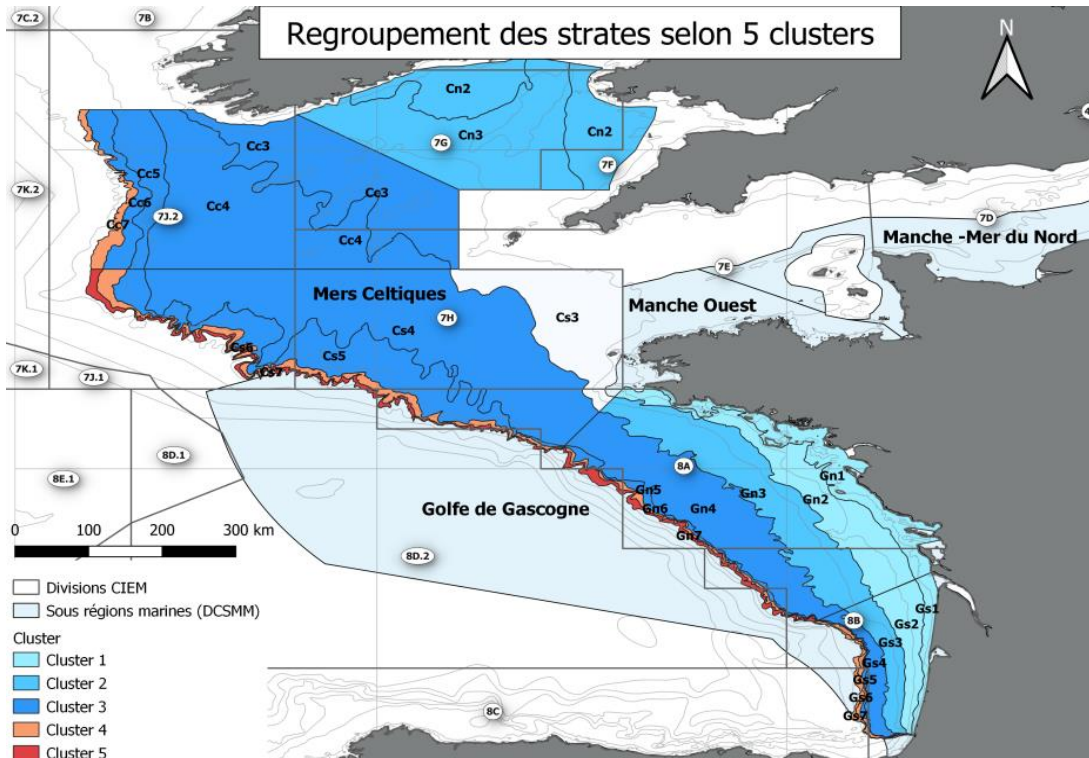
### Annexe 3 Classification ascendante hiérarchique sur les traits d'histoire de vie



## Annexe 4 Résultats des Classifications Ascendantes Hiérarchiques sur les strates de la campagne EVHOE

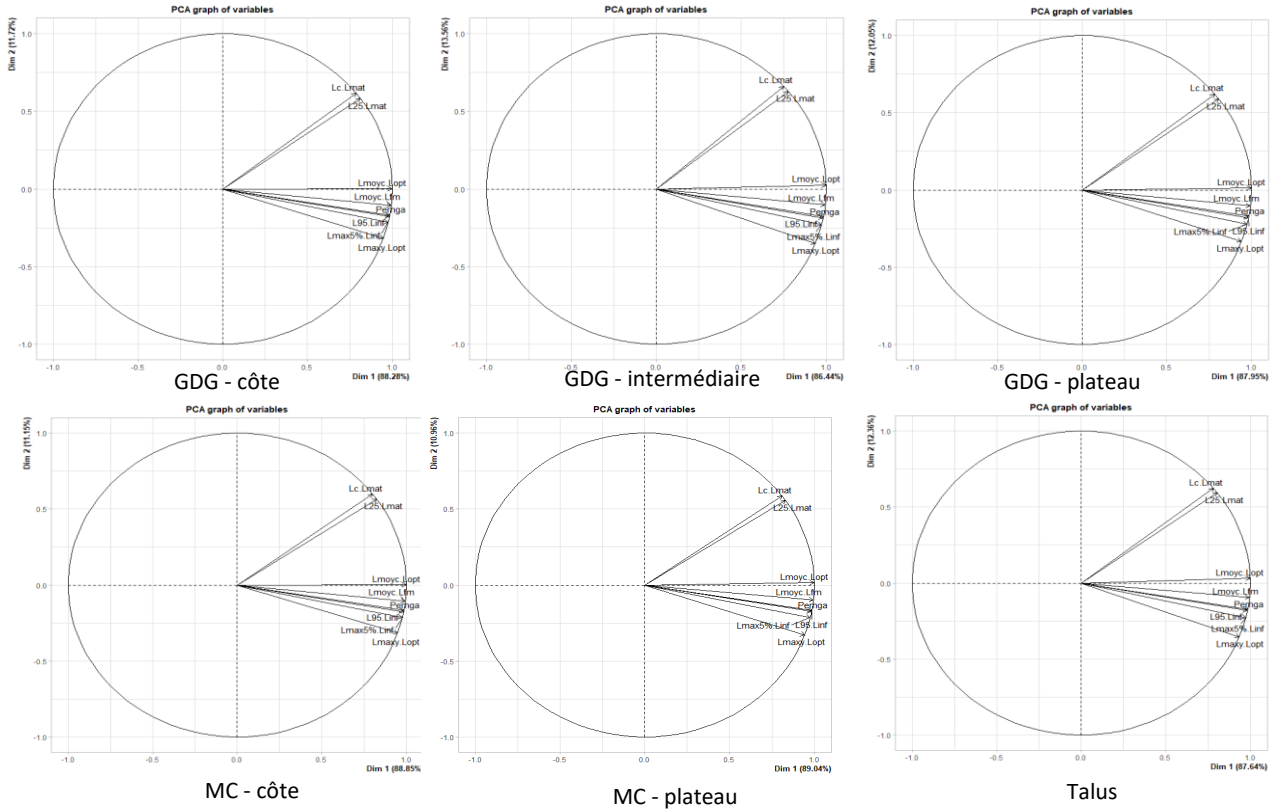


Annexe 5 Résultats de la CAH selon : 8-A : 5 clusters / 8-B : 6 clusters

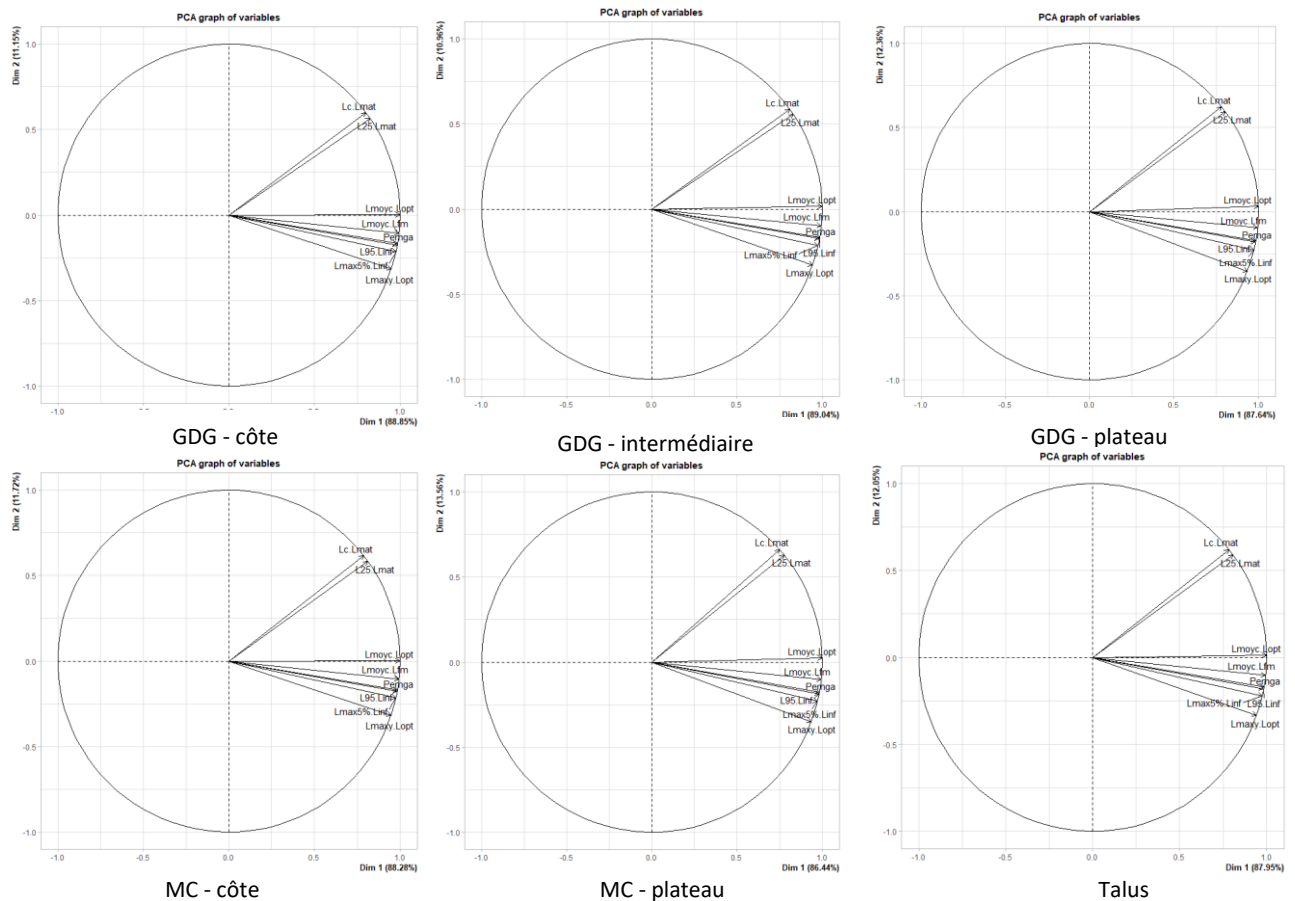


**Annexe 6 Résultats des analyses en composantes principales sur les indicateurs (Pour des raisons de place, tous les résultats ne sont pas présentés ci-dessous. Leur totalité est disponible auprès de l'Ifremer Nantes - VIGIES)**

**Groupes CAH**



**Groupes Sensibilité (Evaluation cycle 2, Delaunay et Brind'amour, 2018)**

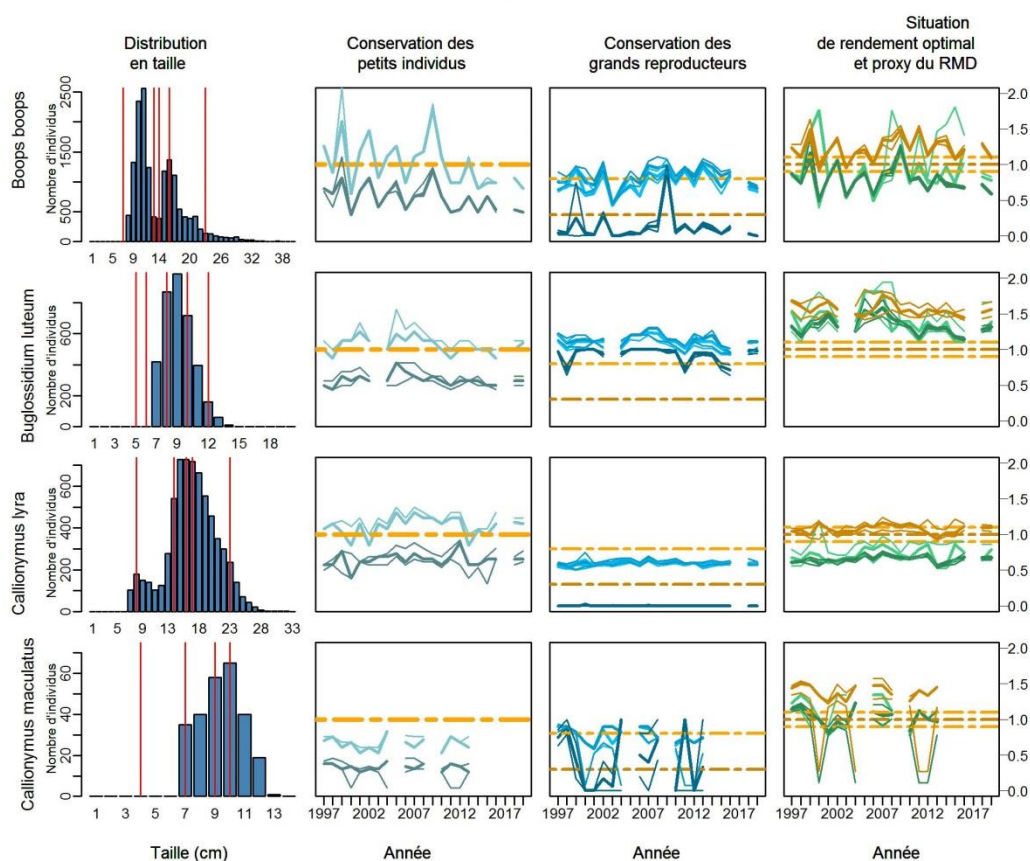


Annexe 7 : Extrait des résultats obtenus pour chaque espèce. (Pour des raisons de place, tous les résultats ne sont pas présentés ci-dessous. Leur totalité est disponible auprès de l'Ifremer Nantes - VIGIES)

Golfe de Gascogne - côte						
Espece	L <sub>c</sub>	L <sub>fm</sub>	L <sub>25</sub>	L <sub>moy</sub>	L <sub>maxy</sub>	L <sub>95</sub>
Boops boops	7,2	13,1	13,7	16,2	19	22,9
Buglossidium luteum	4,6	6,1	8,5	9,6	10,1	11,9
Callionymus lyra	8,4	16,3	14,5	17,1	19,2	23,3
Callionymus maculatus	4,4	6,6	8,6	9,2	9,8	10,2
Spondyliosoma cantharus	5,8	14,9	10,2	14,1	25,2	24
Trachinus draco	10,4	17,9	18,5	20,9	22,6	26,4
Trisopterus luscus	6,9	16,3	12,1	15	17,9	23
Trisopterus minutus	4,8	9,2	9	10,8	12,5	15,2

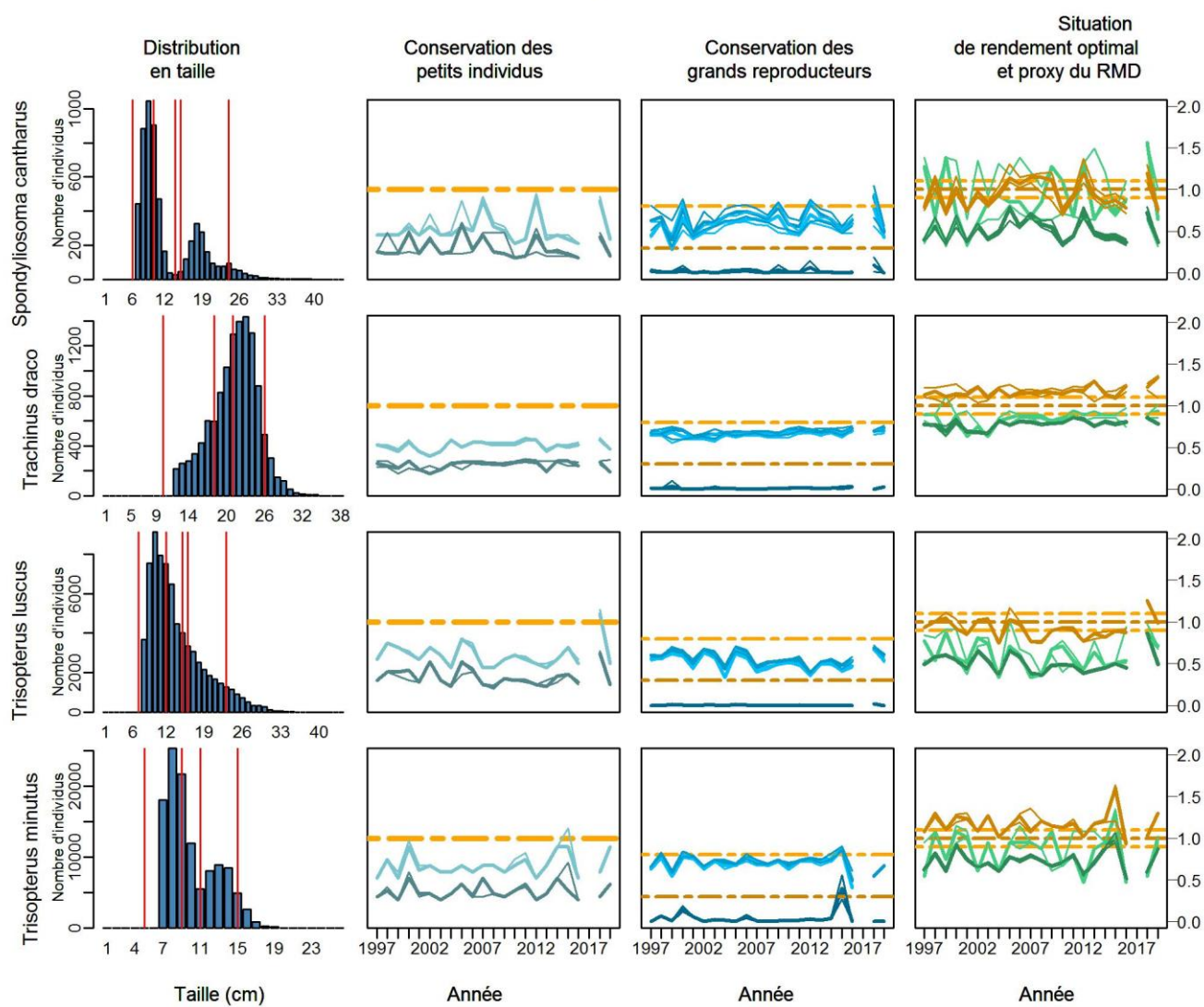
Conservation des petits individus	Conservation des grands reproducteurs	Situation de rendement optimal et proxy du RMD
$L_{25}/L_{mat}$ $L_c/L_{mat}$ <b>Seuil « BEE »</b>	$L_{95}/L_{inf}$ $L_{max5\%}/L_{inf}$ $P_{mega}$ <b>Seuil « BEE »</b> <b>Seuil « BEE » P<sub>mega</sub></b>	$L_{maxy}/L_{opt}$ $L_{moy} > L_c / L_{opt}$ $L_{moy} > L_c / L_F = M$ <b>« Rendement optimal »</b> <b>Seuil proxy du RMD</b>

### Golfe de Gascogne : zone côtière





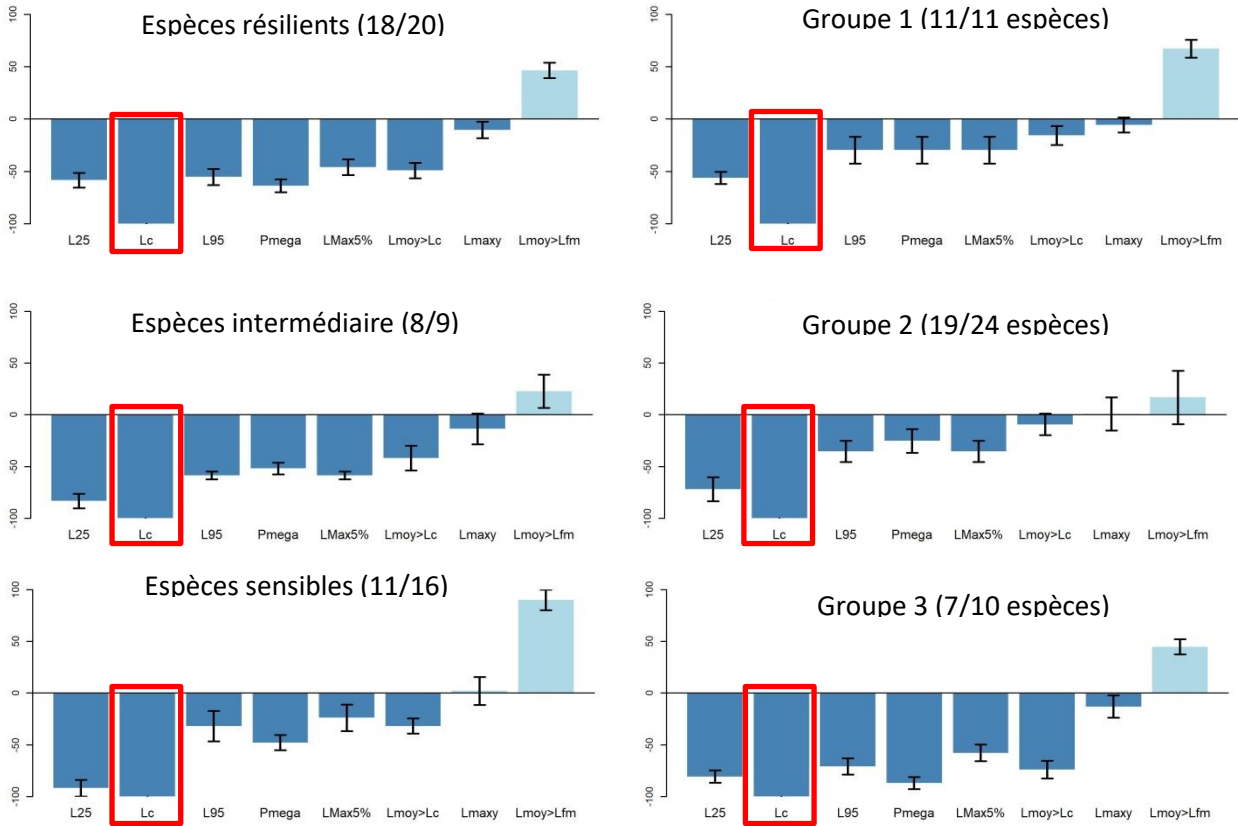
## Golfe de Gascogne : zone côtière



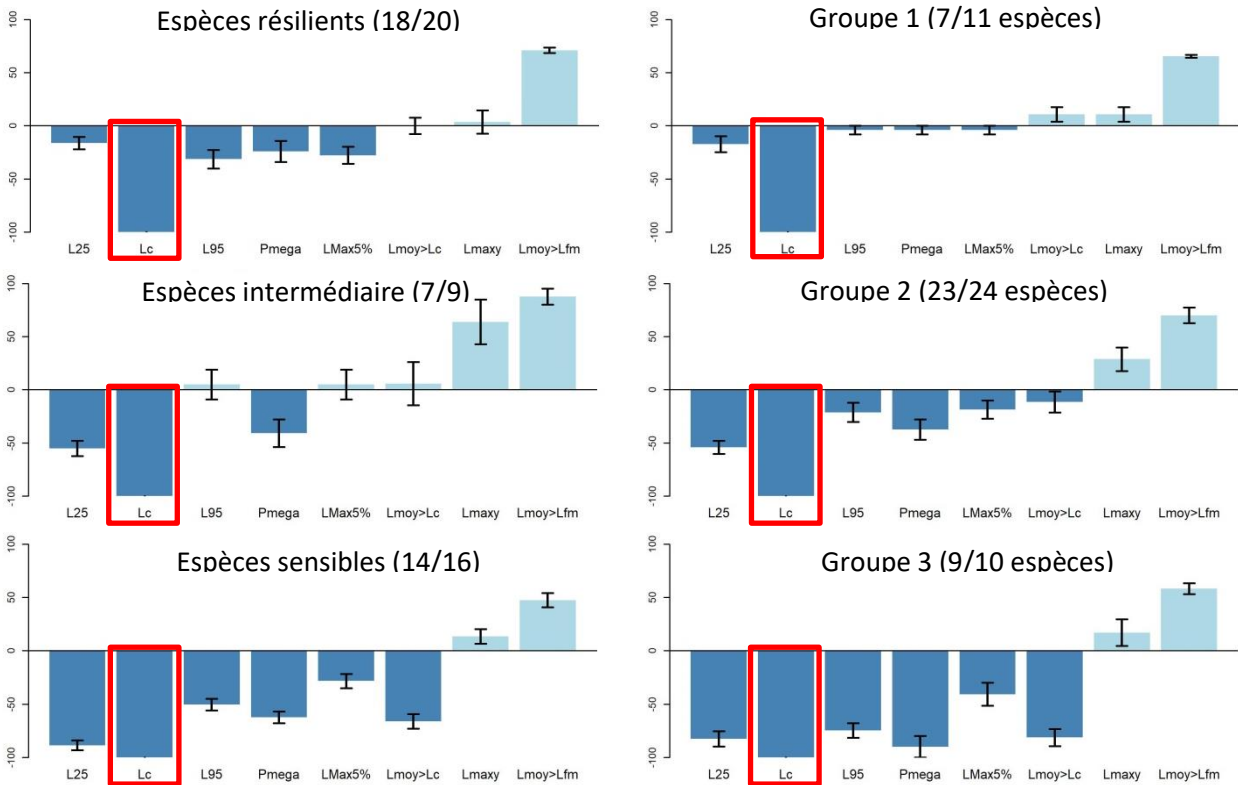


**Annexe 8 Exemple de la proportion d'espèces sous le seuil pour le Lc lors du deuxième cycle. A- golfe de Gascogne\_côte et B - Talus**

**A – golfe de Gascogne\_côte**



**B – Talus**



## Annexe 9 Résultat des analyse des sur les séries temporelles de la proportion d'espèces au-dessus du seuil pour les indicateurs populationnels

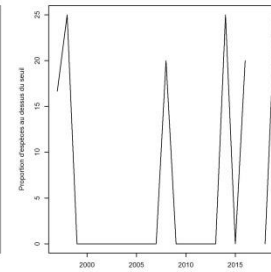
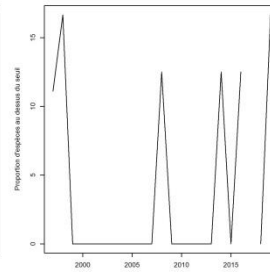
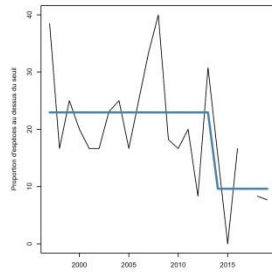
$L_{25\%} / L_{mat}$

Groupe 1

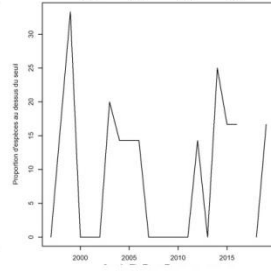
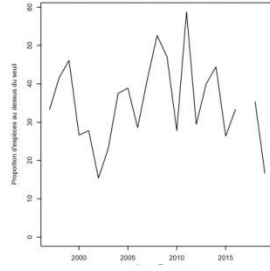
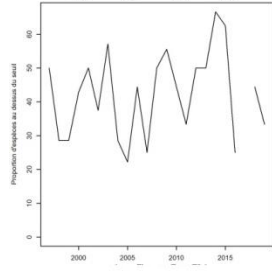
Groupe 2

Groupe 3

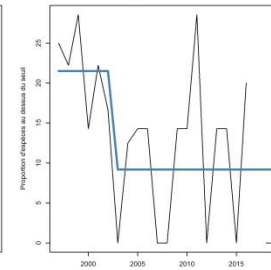
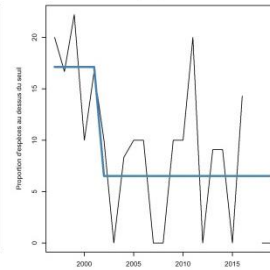
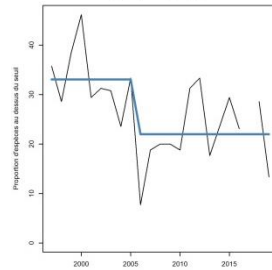
GDG – côte



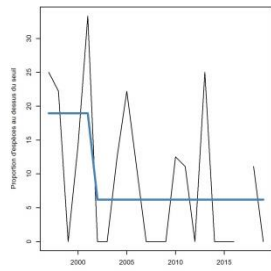
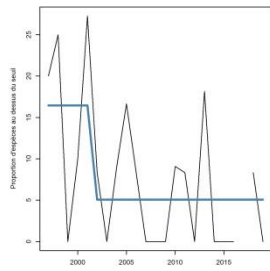
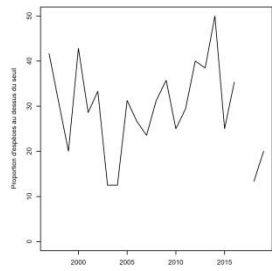
GDG – Intermédiaire



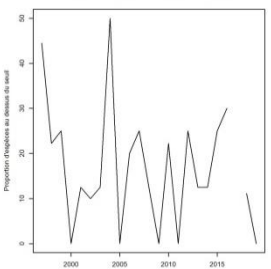
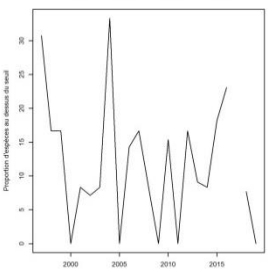
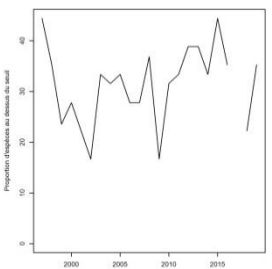
GDG – plateau



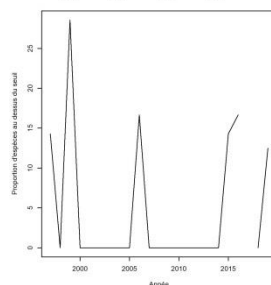
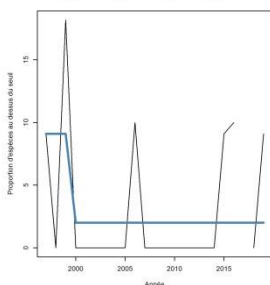
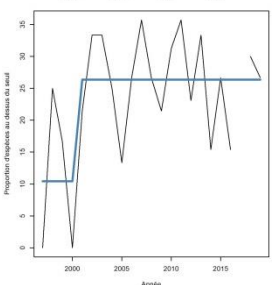
MC – côte

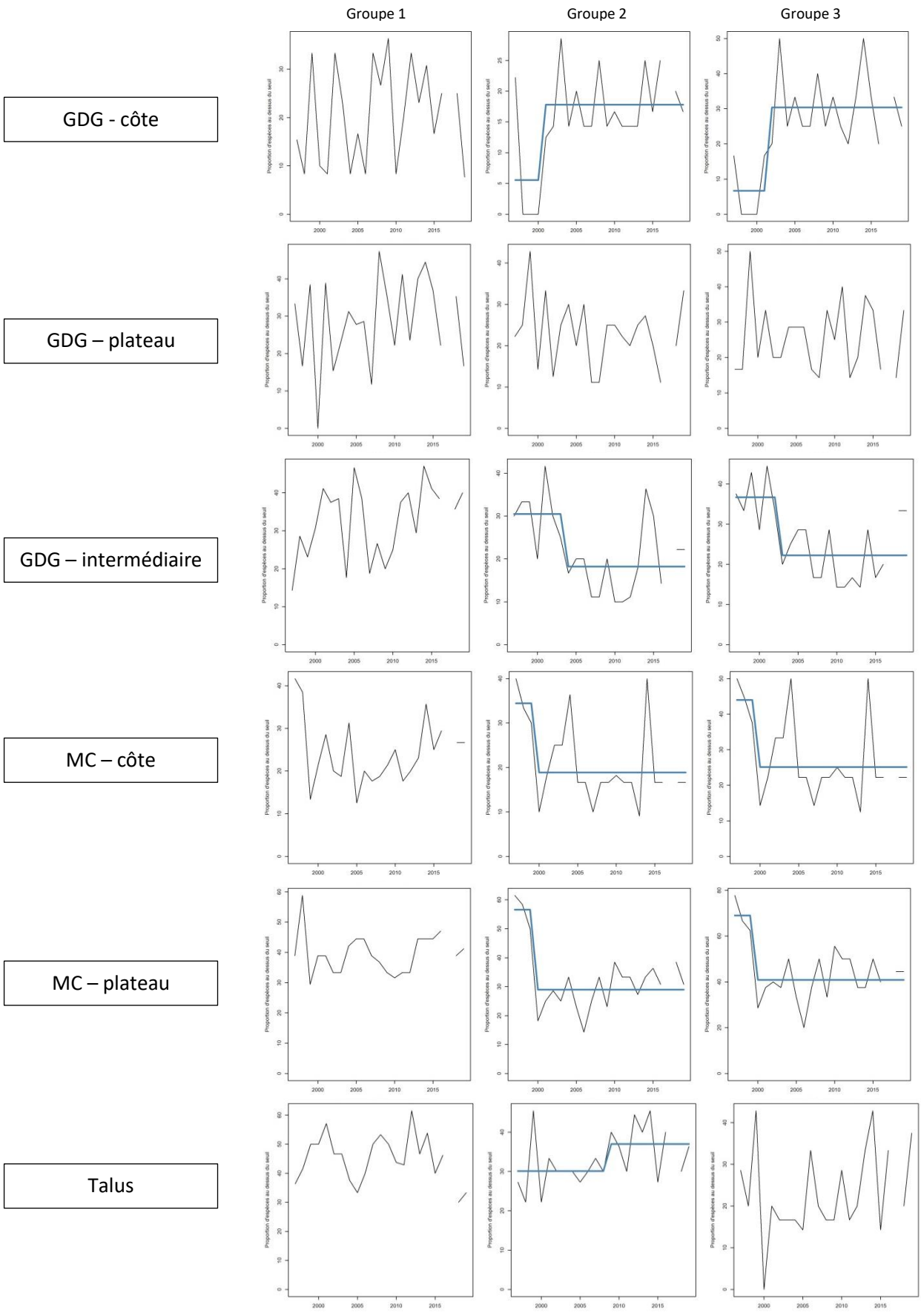


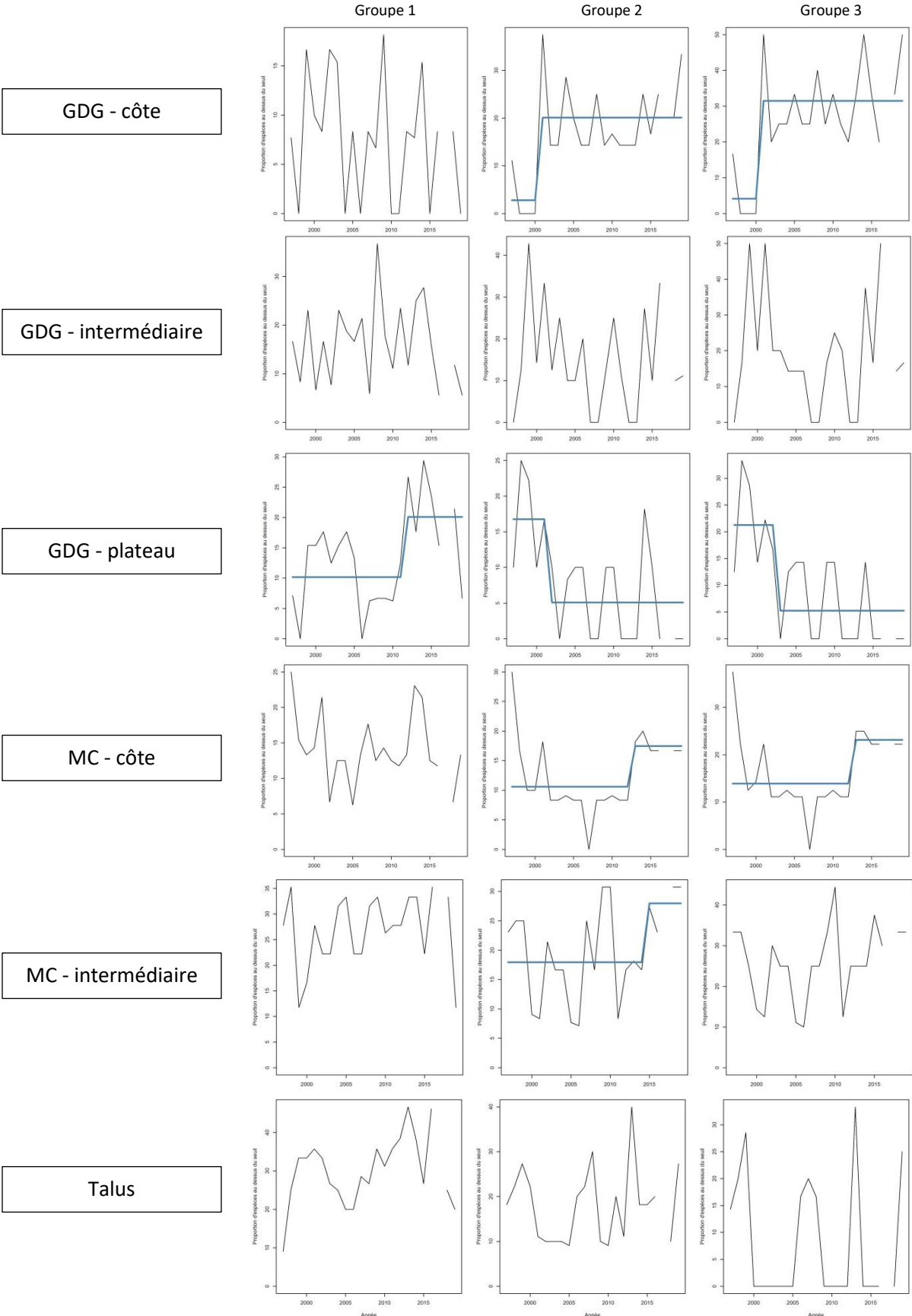
MC – plateau



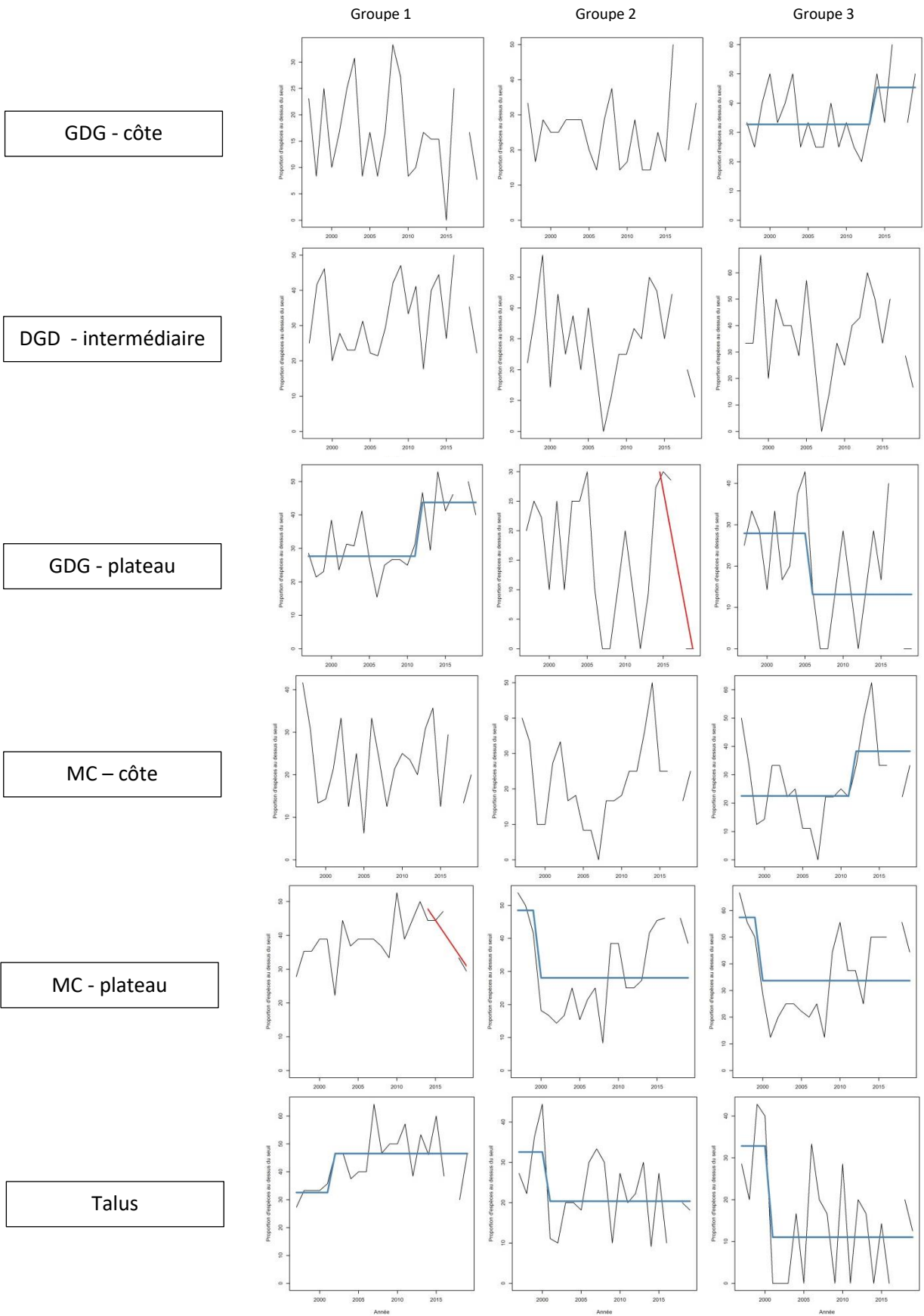
Talus

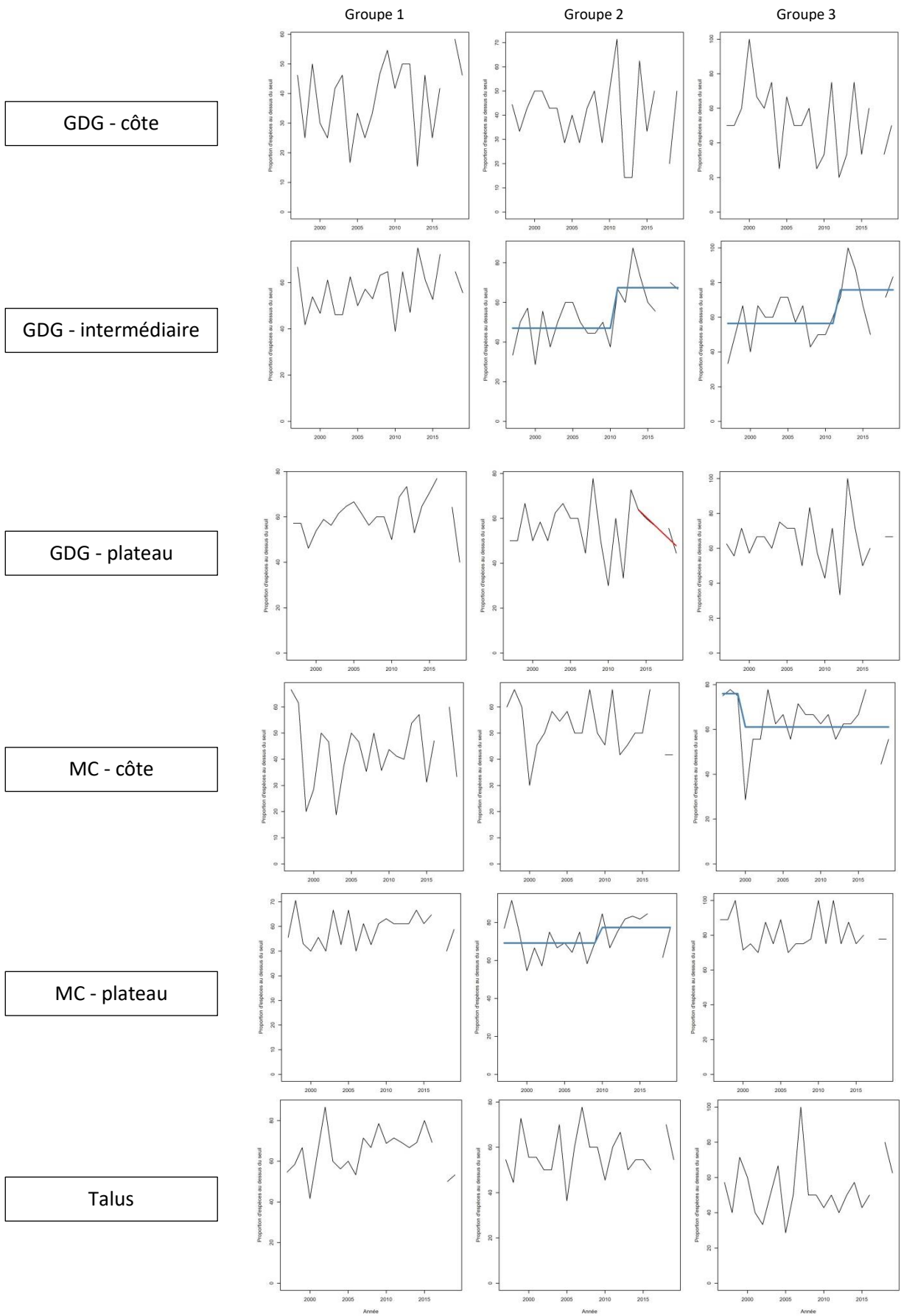






$$L_{moy} > L_c / L_{opt}$$





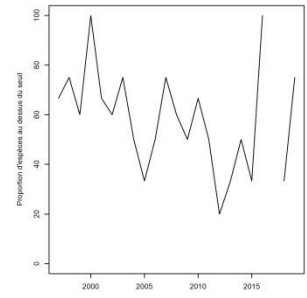
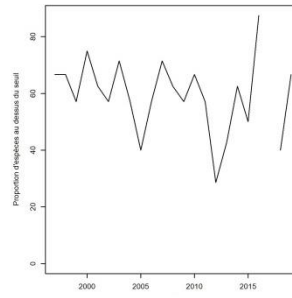
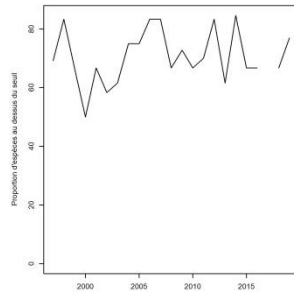
$$L_{moy} > L_c / L_{fm}$$

Groupe 1

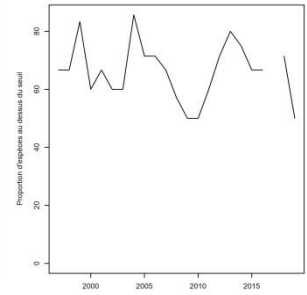
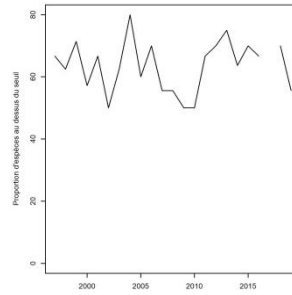
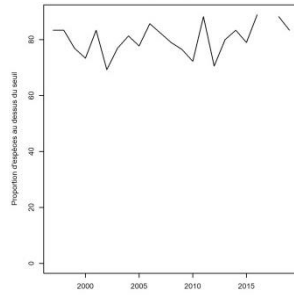
Groupe 2

Groupe 3

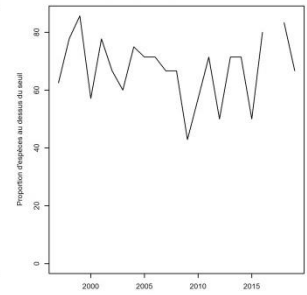
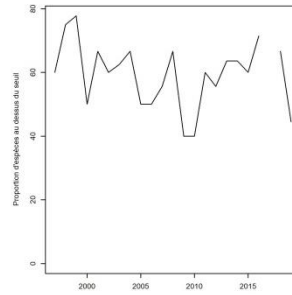
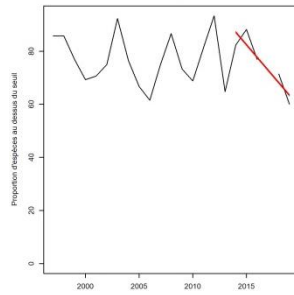
GDG - côte



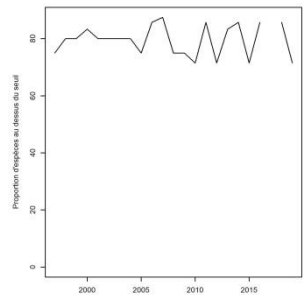
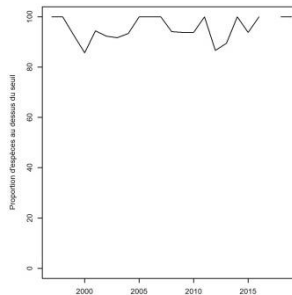
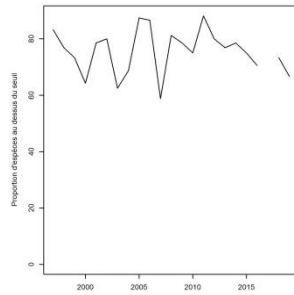
GDG - intermédiaire



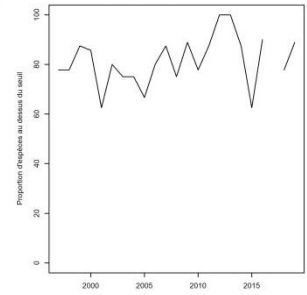
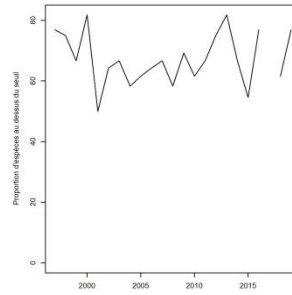
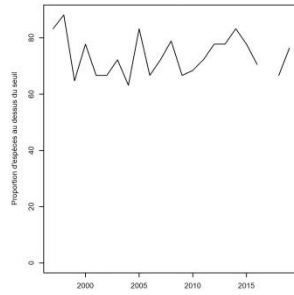
GDG - plateau



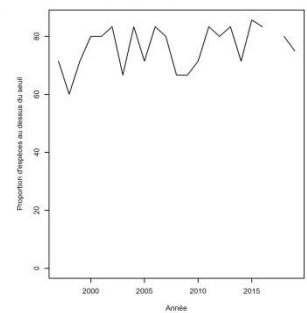
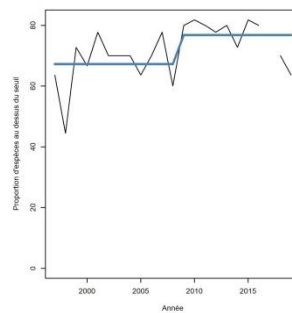
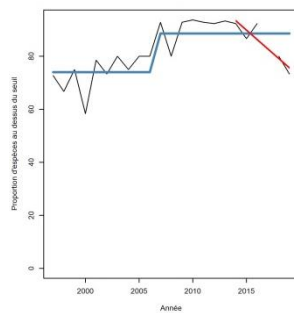
MC - côte



MC - plateau



Talus





## Annexe 10 Récapitulatif des analyse sur série temporelle pour les indicateurs populationnels

### A – Analyse en point de rupture

Indicateur	zone	groupe	changement d'état	quelle mesure	Année
<b>L25%/Lmat</b>	Selection profonde	1	positif	13 -> 40 %	2010
<b>L25%/Lmat</b>	Selection profonde	2	positif	11-> 27 %	2001
<b>L25%/Lmat</b>	Mer Celtique - Plateau	1	positif	17 -> 27%	2010
<b>L25%/Lmat</b>	Mer Celtique - Côte	3	négatif	20 -> 5%	2002
<b>L25%/Lmat</b>	GDG - plateau	2	négatif	32 -> 25%	2005
<b>L25%/Lmat</b>	GDG - plateau	3	négatif	22 -> 10 %	2002
<b>L25%/Lmat</b>	GDG - côte	2	négatif	22 -> 10 %	2014
<b>Lmax5%/Linf</b>	Mer Celtique - Plateau	1	positif	35 -> 50 %	2008
<b>Lmax5%/Linf</b>	Mer Celtique - Plateau	3	négatif	70 -> 40 %	2000
<b>Lmax5%/Linf</b>	Mer Celtique - Côte	3	négatif	45 -> 25%	2000
<b>Lmax5%/Linf</b>	GDG - plateau	1	positif	28 -> 52%	2003
<b>Lmax5%/Linf</b>	GDG - plateau	3	négatif	37 ->22%	2003
<b>Lmax5%/Linf</b>	GDG - inter	1	positif	38 -> 55%	2002
<b>Lmax5%/Linf</b>	GDG - côte	1	négatif	45 -> 32 %	2008
<b>Lmax5%/Linf</b>	GDG - côte	3	positif	8 -> 30%	2003
<b>Pmega</b>	Selection profonde	1	positif	35 ->50%	2010
<b>Pmega</b>	Mer Celtique - Côte	3	positif	12 -> 25 %	2013
<b>Pmega</b>	GDG plateau	1	positif	4 -> 38%	2002
<b>Pmega</b>	GDG plateau	2	positif	10 -> 20%	2012
<b>Pmega</b>	GDG plateau	3	négatif	20 -> 5%	2003
<b>Pmega</b>	GDG inter	1	positif	30 -> 42%	2008
<b>Pmega</b>	GDG cote	3	positif	5 -> 30%	2001
<b>Lmaxy/Lopt</b>	Selection profonde	1	positif	40 -> 60%	2012
<b>Lmaxy/Lopt</b>	Mer Celtique - Plateau	1	positif	62 -> 75%	2012
<b>Lmaxy/Lopt</b>	Mer Celtique - Côte	3	négatif	75 -> 60%	2000
<b>Lmaxy/Lopt</b>	GDG plateau	1	positif	40 ->60%	2006
<b>Lmaxy/Lopt</b>	GDG inter	1	positif	45 ->60%	2005
<b>Lmaxy/Lopt</b>	GDG inter	3	positif	68 ->78%	2013
<b>Lmoy&gt;Lc/Lopt</b>	Selection profonde	1	positif	40 ->55%	2011
<b>Lmoy&gt;Lc/Lopt</b>	Selection profonde	2	positif	30 -> 47%	2003
<b>Lmoy&gt;Lc/Lopt</b>	Selection profonde	3	négatif	32 ->11%	2003
<b>Lmoy&gt;Lc/Lopt</b>	Mer Celtique - Plateau	1	positif	45->65%	2013
<b>Lmoy&gt;Lc/Lopt</b>	Mer Celtique - Plateau	3	négatif	68->32%	2000
<b>Lmoy&gt;Lc/Lopt</b>	Mer Celtique - Cote	3	positif	20->40%	2010
<b>Lmoy&gt;Lc/Lopt</b>	GDG plateau	1	positif	40->60%	2005
<b>Lmoy&gt;Lc/Lopt</b>	GDG plateau	2	positif	30 ->45%	2012
<b>Lmoy&gt;Lc/Lopt</b>	GDG plateau	3	négatif	28 -> 12%	2005
<b>Lmoy&gt;Lc/Lopt</b>	GDG inter	1	positif	38->55%	2005
<b>Lmoy&gt;Lc/Lopt</b>	GDG côte	3	positif	30 -> 43%	2013
<b>Lmoy&gt;Lc/Lfm</b>	Selection profonde	1	négatif	90->80%	2000
<b>Lmoy&gt;Lc/Lfm</b>	Selection profonde	2	positif	75->85%	2006

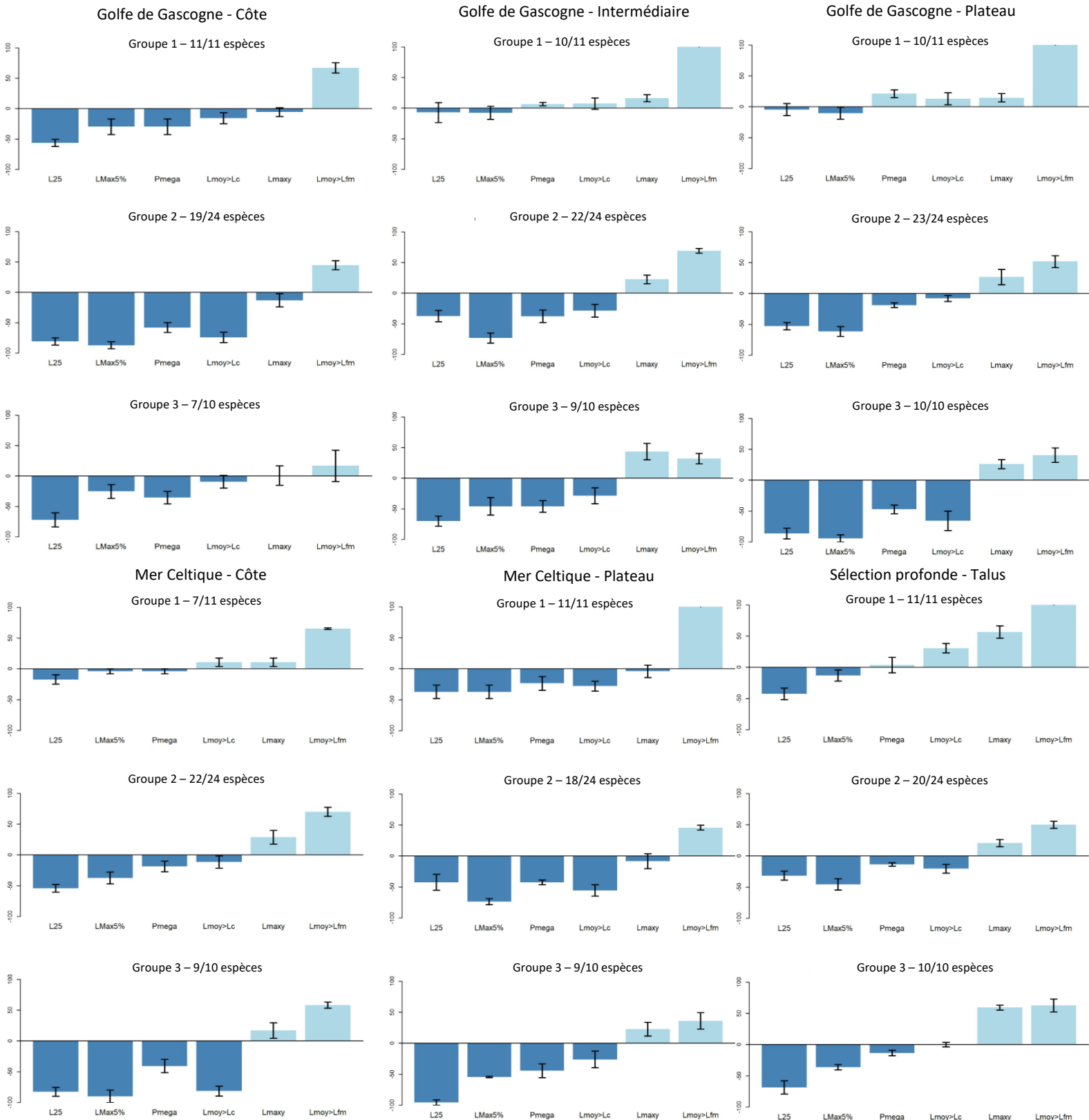
<b>Lmoy&gt;Lc/Lfm</b>	Mer Celtique - Cote	1	négatif	100->95 %	2004
<b>Lmoy&gt;Lc/Lfm</b>	GDG-Côte	1	positif	40->60%	2010

B – Régression linéaire pour le dernier cycle DCSMM (2014 - 2019)

<b>Indicateur</b>	<b>Zone</b>	<b>Groupe</b>	<b>tendance</b>	<b>P_value</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
<b>L25%/Lmat</b>	MC - Côte	1	négative	0,0345	0,7592
<b>Lmax5%</b>	MC - Côte	1	négative	0,00528	0,9384
<b>Lmoyc/Lfm</b>	GDG - Plateau	2	négative	0,0317	0,7722
<b>Lmoyc/Lfm</b>	Talus	2	négative	0,0397	0,7369
<b>Pmega</b>	GDG - Plateau	1	négative	0,00626	0,9208

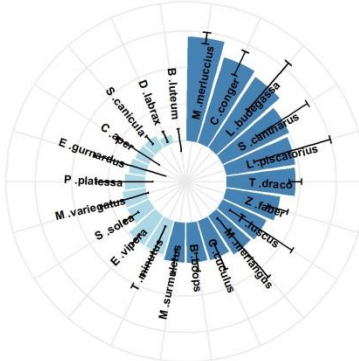
## Annexe 11 Synthèse graphique pour le dernier cycle DCSMM

Différence entre la proportion d'espèces au-dessus et en dessous du seuil  
(moyenne du cycle 2 : 2014-2019)

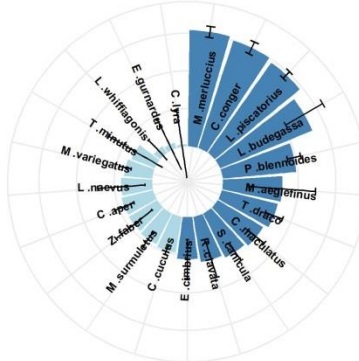


## Annexe 12 Distance au seuil pour les espèces sous le seuil

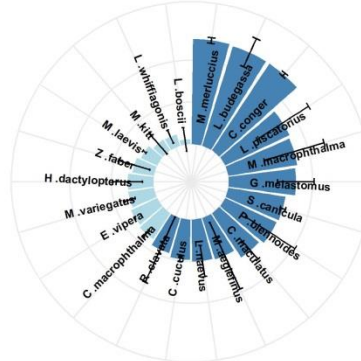
L25.Lmat  
selection\_GDG\_côte



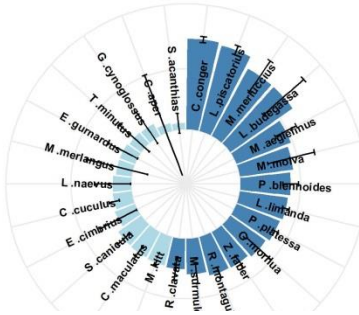
L25.Lmat  
selection\_GDG\_intermédiaire



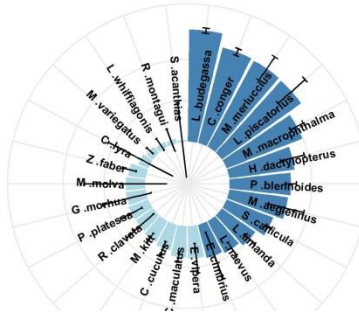
L25.Lmat  
selection\_GDG\_plateau



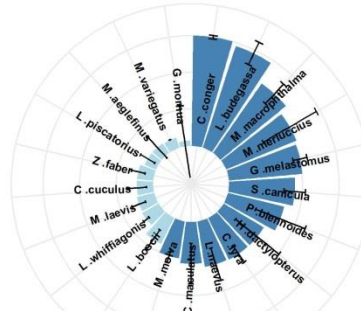
L25.Lmat  
selection\_MC\_côte



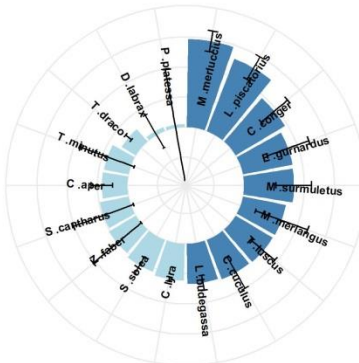
L25.Lmat  
selection\_MC\_plateau



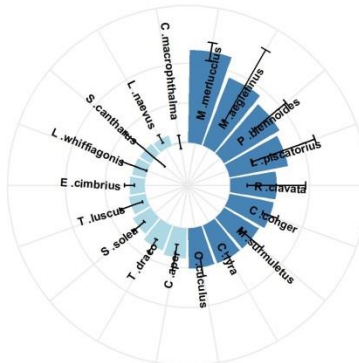
L25.Lmat  
selection\_profonde



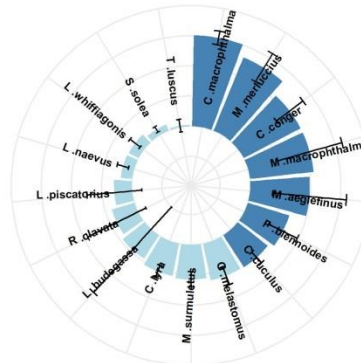
LMAX5.Linf  
selection\_GDG\_côte



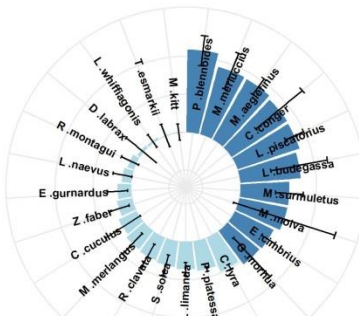
LMAX5.Linf  
selection\_GDG\_intermédiaire



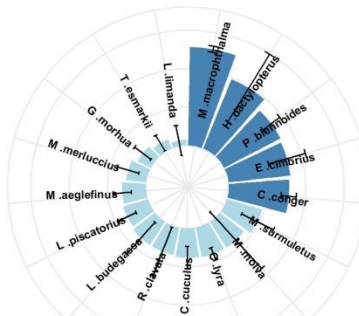
LMAX5.Linf  
selection\_GDG\_plateau



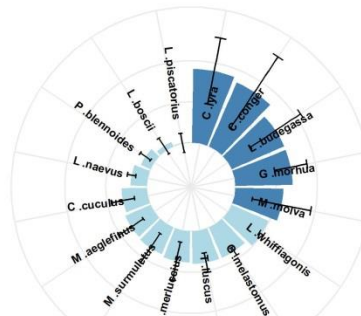
LMAX5.Linf  
selection\_MC\_côte



LMAX5.Linf  
selection\_MC\_plateau

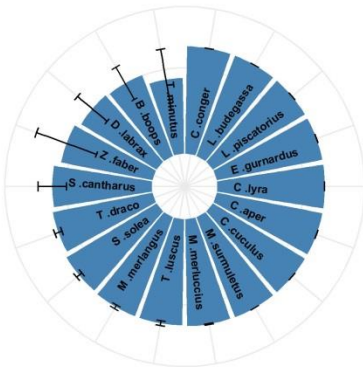


LMAX5.Linf  
selection\_profonde

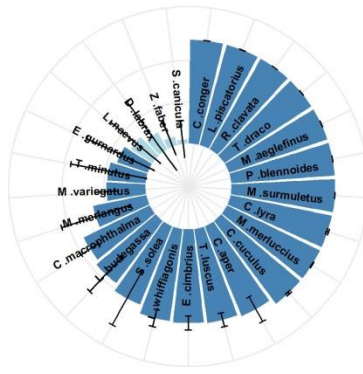




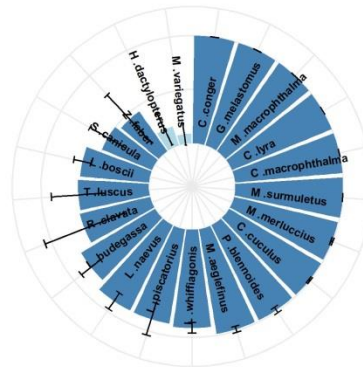
Pmega  
selection\_GDG\_côte



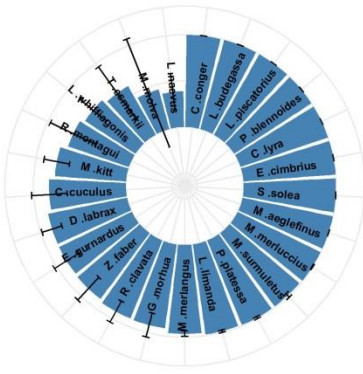
Pmega  
selection\_GDG\_intermédiaire



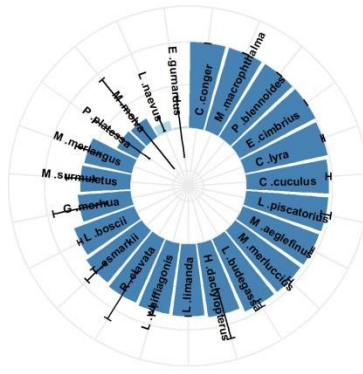
Pmega  
selection\_GDG\_plateau



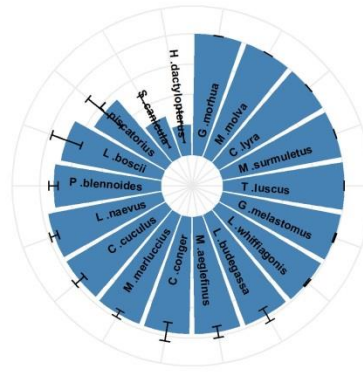
Pmega  
selection\_MC\_côte



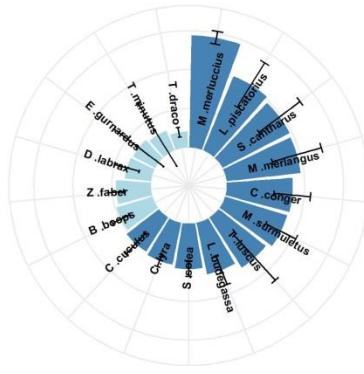
Pmega  
selection\_MC\_plateau



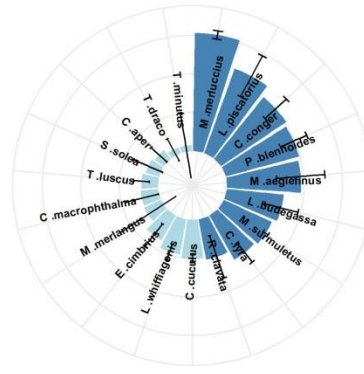
Pmega  
selection\_profonde



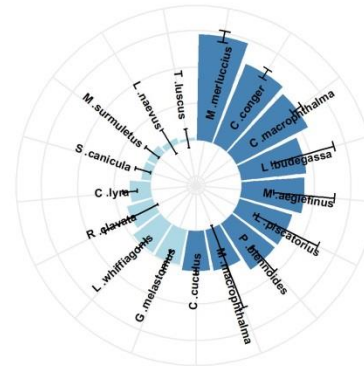
Lmoyc.Lopt  
selection\_GDG\_côte



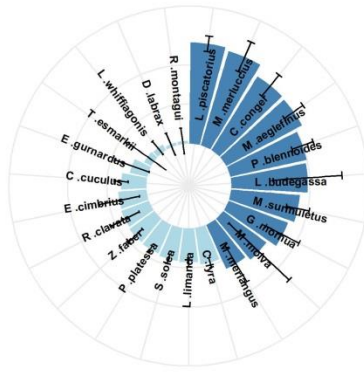
Lmoyc.Lopt  
selection\_GDG\_intermédiaire



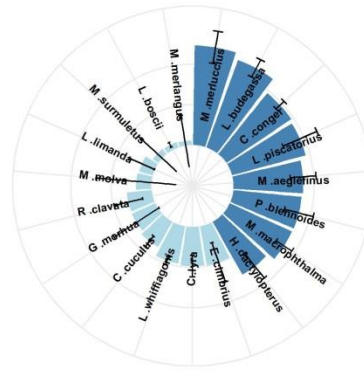
Lmoyc.Lopt  
selection\_GDG\_plateau



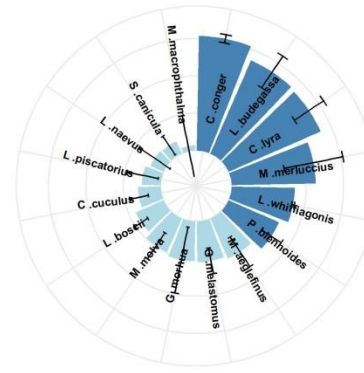
Lmoyc.Lopt  
selection\_MC\_côte



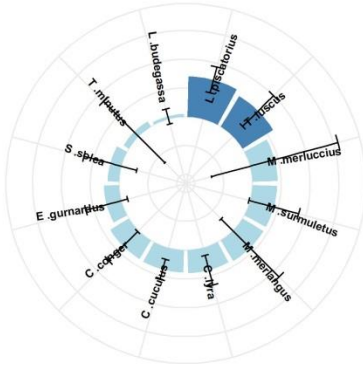
Lmoyc.Lopt  
selection\_MC\_plateau



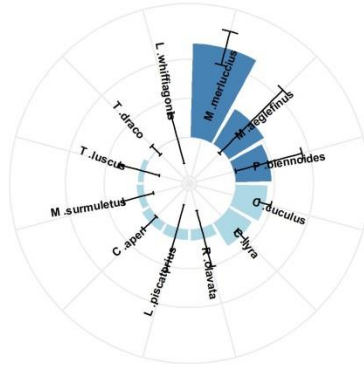
Lmoyc.Lopt  
selection\_profonde



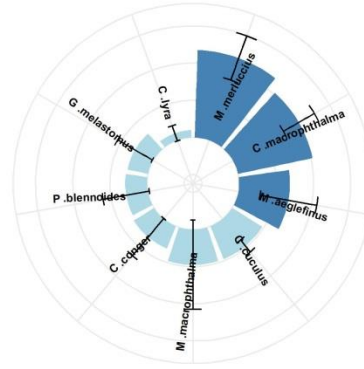
Lmaxy.Lopt  
selection\_GDG\_côte



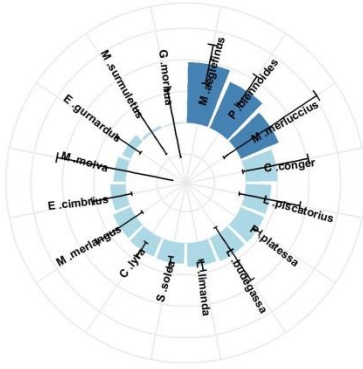
Lmaxy.Lopt  
selection\_GDG\_intermédiaire



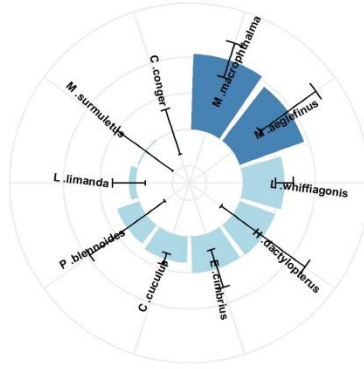
Lmaxy.Lopt  
selection\_GDG\_plateau



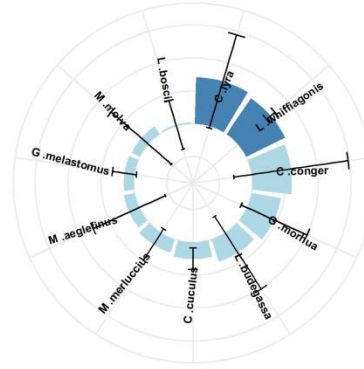
Lmaxy.Lopt  
selection\_MC\_côte



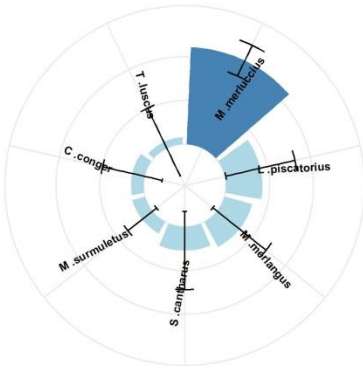
Lmaxy.Lopt  
selection\_MC\_plateau



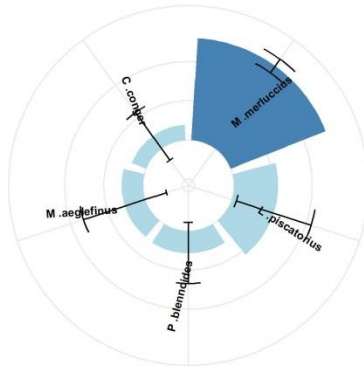
Lmaxy.Lopt  
selection\_profonde



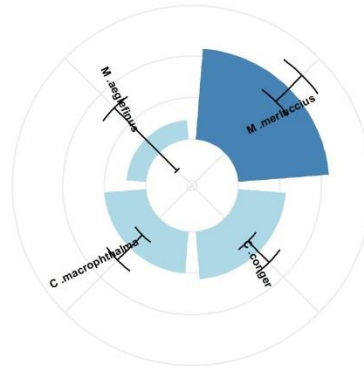
Lmoyc.Lfm  
selection\_GDG\_côte



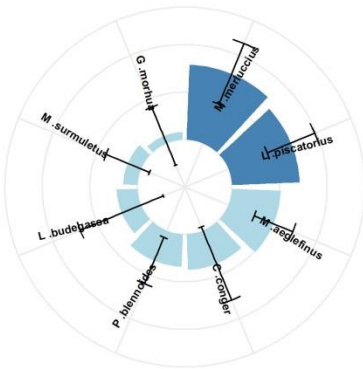
Lmoyc.Lfm  
selection\_GDG\_intermédiaire



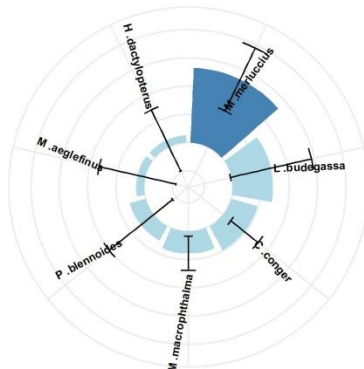
Lmoyc.Lfm  
selection\_GDG\_plateau



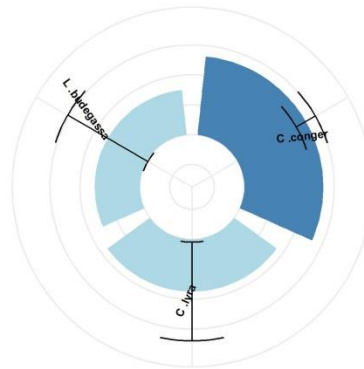
Lmoyc.Lfm  
selection\_MC\_côte



Lmoyc.Lfm  
selection\_MC\_plateau



Lmoyc.Lfm  
selection\_profonde



## Annexe 13 Résultat des analyse des sur les séries temporelles de la proportion d'espèces au-dessus du seuil pour les indicateurs communautaires

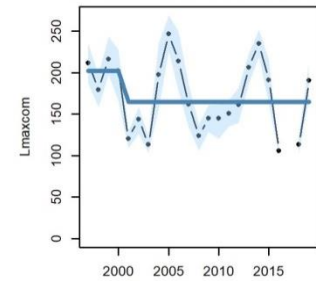
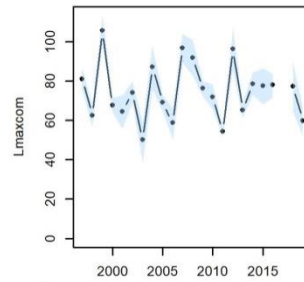
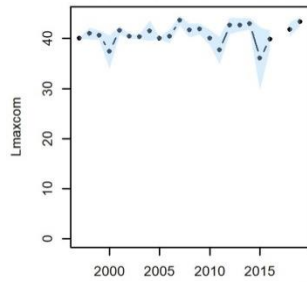
$L_{maxCom}$

Groupe 1

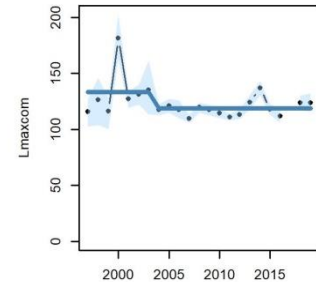
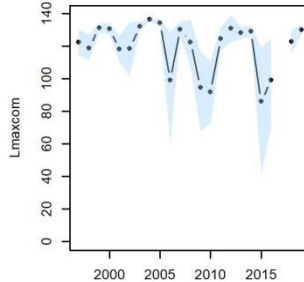
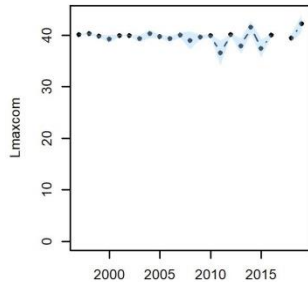
Groupe 2

Groupe 3

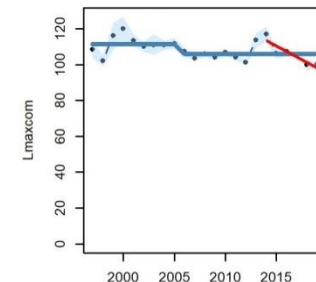
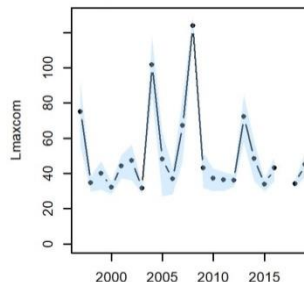
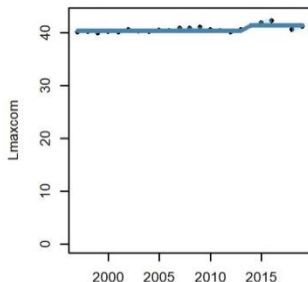
GDG - côte



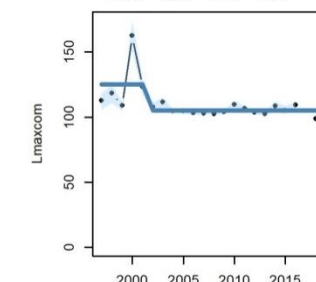
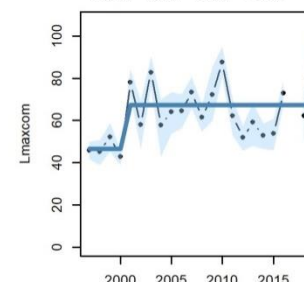
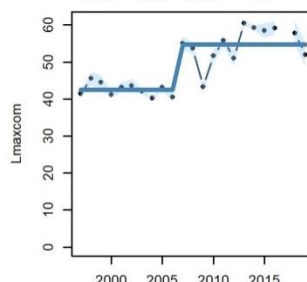
GDG - intermédiaire



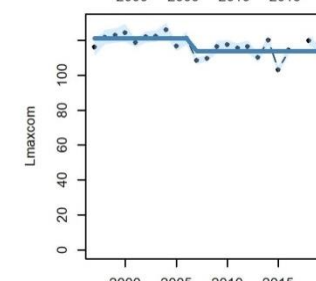
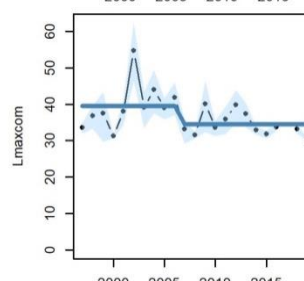
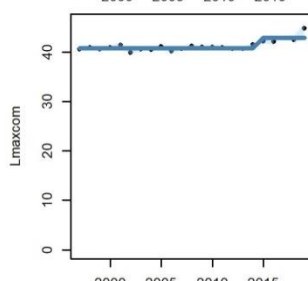
GDG - plateau



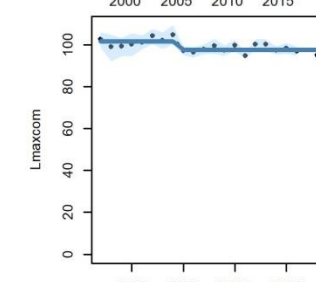
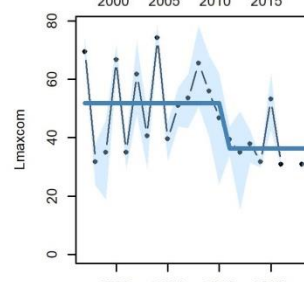
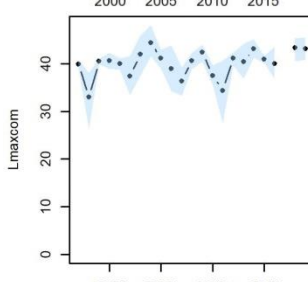
MC - côte



MC - plateau



Talus





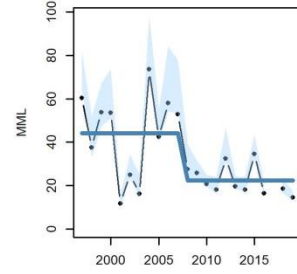
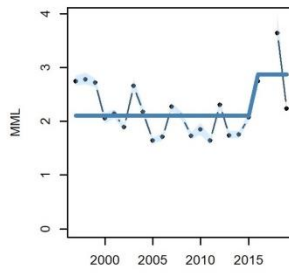
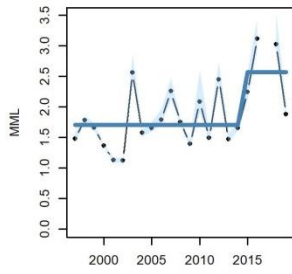
# MML

Groupe 1

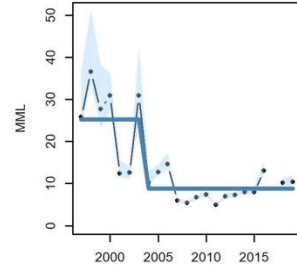
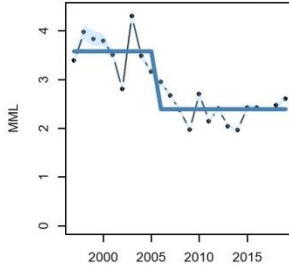
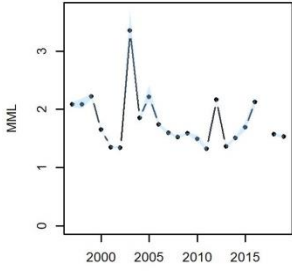
Groupe 2

Groupe 3

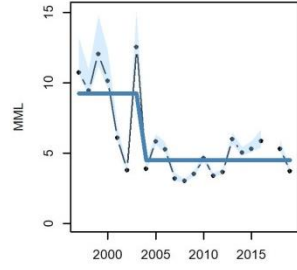
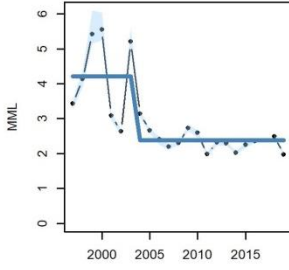
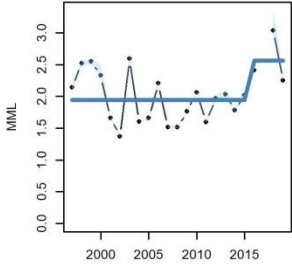
GDG - côte



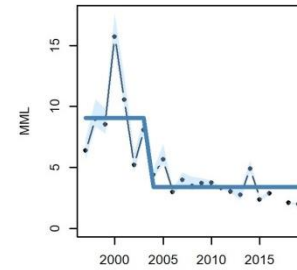
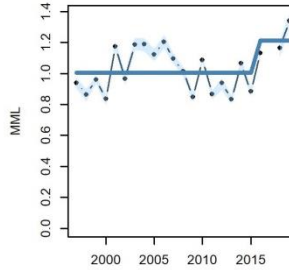
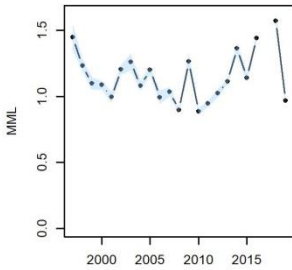
GDG - intermédiaire



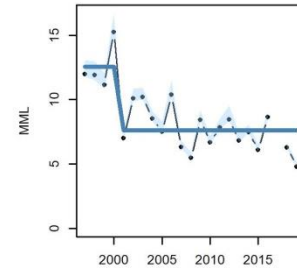
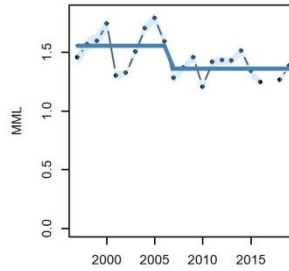
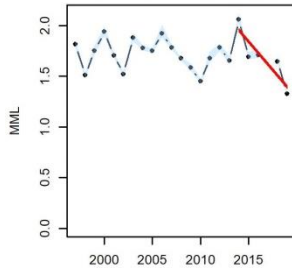
GDG - plateau



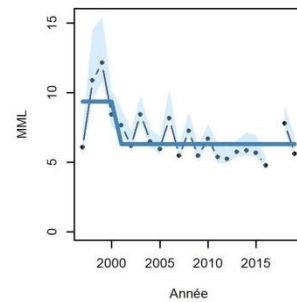
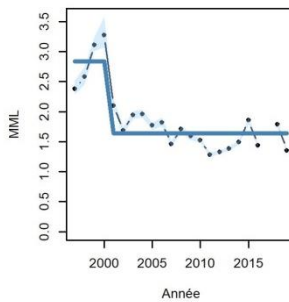
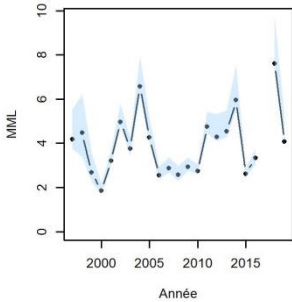
MC - côte



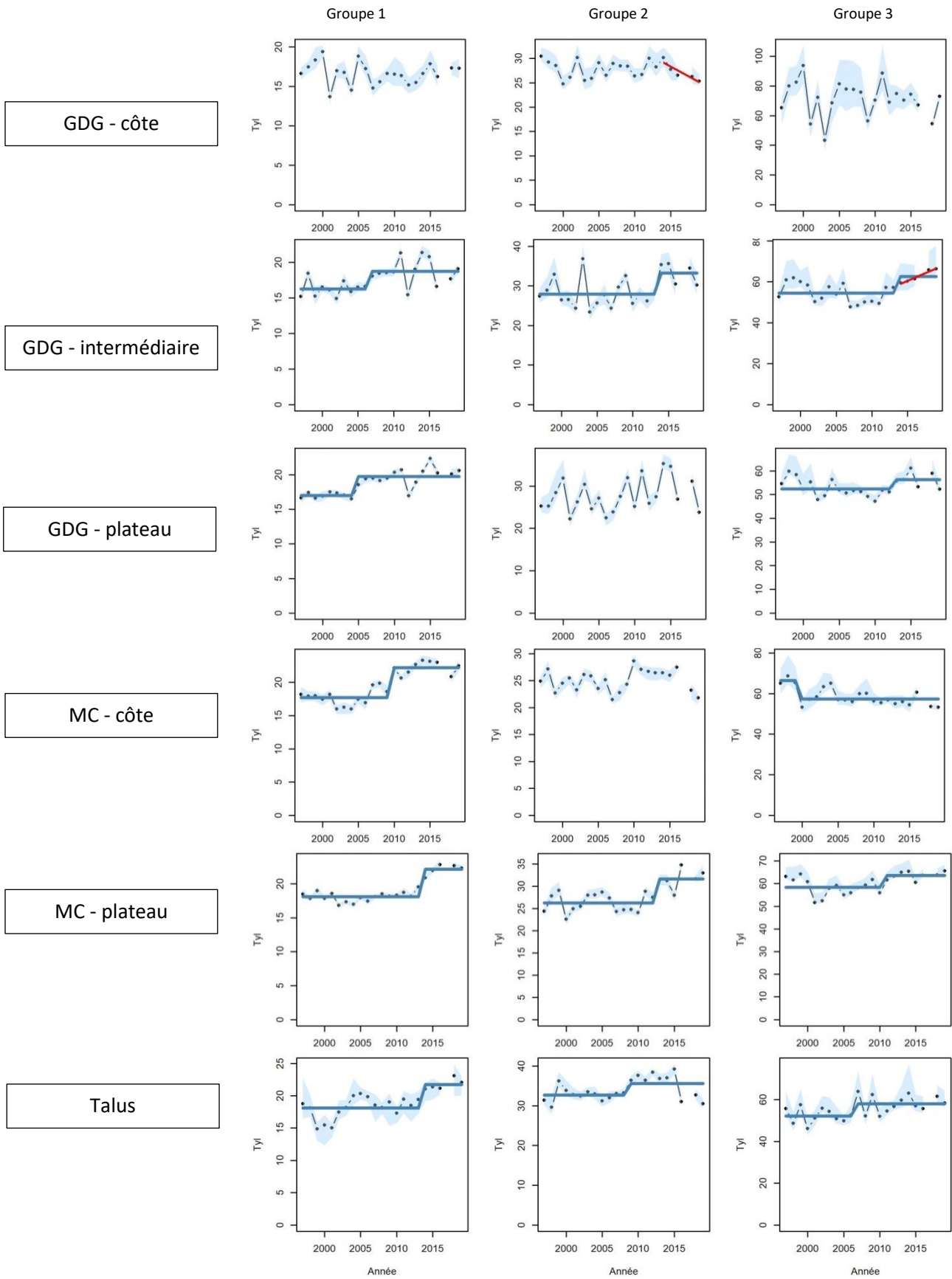
MC - plateau



Talus



# Tyl



## Annexe 14 Récapitulatif des analyses sur série temporelle pour les indicateurs communautaires

### A – Analyse en point de rupture

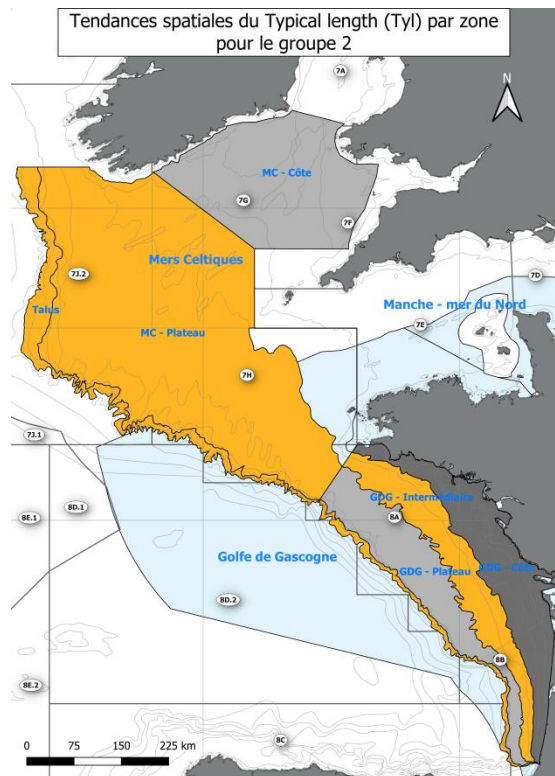
Indicateur	Zone	Groupe	Changement d'état	Année
<b>Lmaxcom</b>	selection_GDG_côte	3	Négatif	2000
<b>Lmaxcom</b>	selection_MC_côte	2	Positif	2000
<b>Lmaxcom</b>	selection_MC_côte	3	Négatif	2001
<b>Lmaxcom</b>	selection_GDG_intermédiaire	3	Positif	2003
<b>Lmaxcom</b>	selection_profonde	3	Positif	2004
<b>Lmaxcom</b>	selection_GDG_plateau	3	Négatif	2005
<b>Lmaxcom</b>	selection_MC_côte	1	Positif	2006
<b>Lmaxcom</b>	selection_MC_plateau	2	Positif	2006
<b>Lmaxcom</b>	selection_MC_plateau	3	Négatif	2006
<b>Lmaxcom</b>	selection_profonde	2	Négatif	2010
<b>Lmaxcom</b>	selection_GDG_plateau	1	Positif	2013
<b>Lmaxcom</b>	selection_MC_plateau	1	Positif	2014
<b>MML</b>	selection_MC_plateau	3	Négatif	2000
<b>MML</b>	selection_profonde	2	Négatif	2000
<b>MML</b>	selection_profonde	3	Négatif	2000
<b>MML</b>	selection_GDG_intermédiaire	3	Négatif	2003
<b>MML</b>	selection_GDG_plateau	2	Négatif	2003
<b>MML</b>	selection_GDG_plateau	3	Négatif	2003
<b>MML</b>	selection_MC_côte	3	Négatif	2003
<b>MML</b>	selection_GDG_intermédiaire	2	Négatif	2005
<b>MML</b>	selection_MC_plateau	2	Négatif	2006
<b>MML</b>	selection_GDG_côte	3	Négatif	2007
<b>MML</b>	selection_GDG_côte	1	Positif	2014
<b>MML</b>	selection_GDG_côte	2	Négatif	2015
<b>MML</b>	selection_GDG_plateau	1	Négatif	2015
<b>MML</b>	selection_MC_côte	2	Positif	2015
<b>Tyl</b>	selection_MC_côte	3	Négatif	1999
<b>Tyl</b>	selection_GDG_plateau	1	Positif	2004
<b>Tyl</b>	selection_GDG_intermédiaire	1	Positif	2006
<b>Tyl</b>	selection_profonde	3	Positif	2006
<b>Tyl</b>	selection_profonde	2	Positif	2008
<b>Tyl</b>	selection_MC_côte	1	Négatif	2009
<b>Tyl</b>	selection_MC_plateau	3	Négatif	2010
<b>Tyl</b>	selection_GDG_plateau	3	Négatif	2012
<b>Tyl</b>	selection_MC_plateau	2	Positif	2012
<b>Tyl</b>	selection_GDG_intermédiaire	2	Positif	2013
<b>Tyl</b>	selection_GDG_intermédiaire	3	Négatif	2013
<b>Tyl</b>	selection_MC_plateau	1	Négatif	2013
<b>Tyl</b>	selection_profonde	1	Positif	2013

B - Régression linéaire pour le dernier cycle DCSMM (2014 - 2019)

<b>Indicateur</b>	<b>Zone</b>	<b>Groupe</b>	<b>tendance</b>	<b>P_value</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
<b>Tyl</b>	selection_GDG_intermédiaire	3	positive	0,00223	0,96
<b>Tyl</b>	selection_GDG_côte	2	négative	0,0348	0,7579
<b>MML</b>	selection_MC_plateau	1	négative	0,0457	0,7122
<b>LmaxCom</b>	selection_GDG_plateau	3	négative	0,0334	0,7642

## Annexe 15 Résultats des analyses obtenus pour les indicateurs communautaires selon les zones

### A – Typical length (Tyl)



### Légende

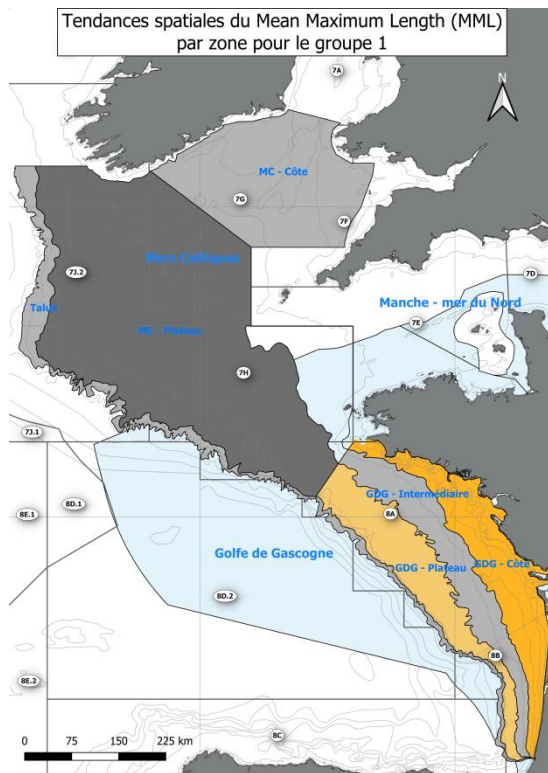
- Strates d'échantillonnage
- Bathymétrie
- Zones CIEM
- Sous régions marines (DCSMM)

### Evolution des indicateurs

- BPA - Augmentation
- BPA - Diminution
- Diminution et Diminution récente
- BPA - Diminution et Augmentation récente
- Pas de tendance
- Pas de tendance et Diminution récente



## B- Mean Maximum Length (MML)



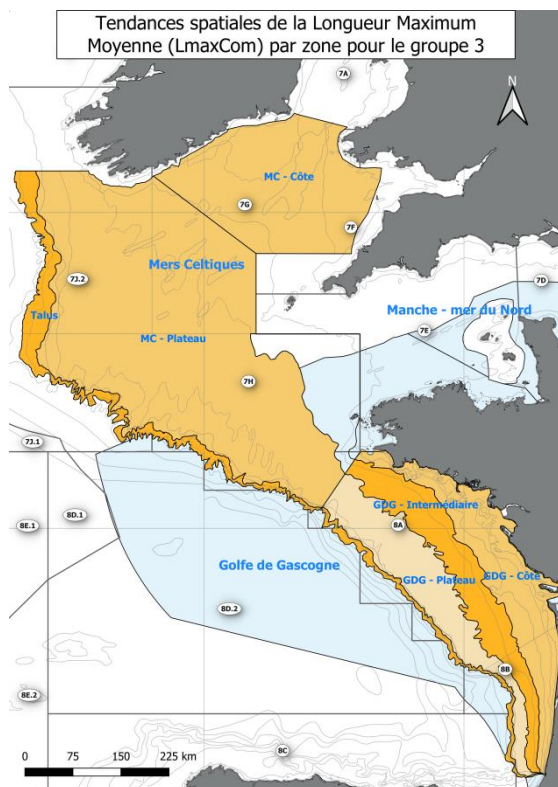
### Légende

- Strates d'échantillonnage
- Bathymétrie
- Zones CIEM
- Sous régions marines (DCSMM)

### Evolution des indicateurs

- BPA - Augmentation
- BPA - Diminution
- Diminution et Diminution récente
- BPA - Diminution et Augmentation récente
- Pas de tendance
- Pas de tendance et Diminution récente

## C – Longueur maximum moyenne de la communauté ( $L_{maxCom}$ )



### Légende

□ Strates d'échantillonnage

□ Bathymétrie

□ Zones CIEM

□ Sous régions marines (DCSMM)

Evolution des indicateurs

■ BPA - Augmentation

■ BPA - Diminution

■ Diminution et Diminution récente



■ BPA - Diminution et Augmentation récente

■ Pas de tendance

■ Pas de tendance et Diminution récente





 	Diplôme : Ingénieur agronome Spécialité : Sciences Halieutiques et Aquacoles (SHA) Spécialisation / option : Ressources et Ecosystèmes Aquatiques Enseignant référent : Olivier Le Pape
Auteur(s) : Léo DAVIES Date de naissance* : 09/01/1996	Organisme d'accueil : Ifremer Centre de Nantes Adresse : Rue de l'Île d'Yeu 44311 Nantes Cedex 03- France
Nb pages :                      Annexe(s) :	Maître de stage : Damien Delaunay
Année de soutenance : 2020	
Titre français : Analyse des indicateurs en lien avec les caractéristiques démographiques des populations de poissons des façades métropolitaines françaises dans le cadre de la DCSMM Titre anglais : Analysis of indicators related to the demographic characteristics of fish populations on the French metropolitan facades within the framework of the MSFD	
Résumé (1600 caractères maximum) : La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) vise à réduire les impacts sur le milieu marin afin de réaliser ou de maintenir un bon état écologique en utilisant une approche écosystémique. La conservation des populations de poissons, exploités ou non, est un des objectifs. Le critère 3 du Descripteur 1 « Biodiversité – Poissons » et du Descripteur 3 « Espèces commerciales » doit qualifier l'état écologique de ces composantes au regard de leurs caractéristiques démographiques, en complément des autres critères primaires. De nombreux indicateurs de taille existent mais en l'absence de valeur seuil permettant de qualifier un état, ce critère a été classé comme non opérationnel au cycle d'évaluation précédent. Cette étude vise à analyser la pertinence des indicateurs de taille pour renseigner un état écologique d'une population ou d'une communauté de poissons à partir des données de la campagne scientifique EVHOE (1997-2019). Le golfe de Gascogne et la mer Celtique ont été stratifié en fonction du paramètre taille d'une sélection de 45 espèces retenues sur des critères d'abondance et catégorisée en fonction de leurs traits d'histoire de vie. Les indicateurs de taille ont été calculés et interprétés au regard de valeur seuil théorique ou d'une approche en deux étapes pour l'évaluation d'indicateurs écologiques basée sur les séries temporelles (time series-based assessment and benchmarking, TSBA). L'analyse des indicateurs pour chaque groupe d'espèces et chaque zone a permis de dégager une complémentarité dans les résultats de 5 indicateurs populationnels et 3 indicateurs communautaires.	
Abstract (1600 caractères maximum): The Marine strategy Framework Directive (MSFD <sup>o</sup> ) aims to reduce impacts on the marine environment in order to achieve or maintain the good ecological status by using ecosystem approach. The conservation of fish population, exploited or not, is one of the objectives. Criterion 3 of the Descriptor 1 'Biodiversity – Fish' and Descriptor 3 "Commercial species" must qualify the ecological state of these components with regard to their demographic characteristics, in addition to other primary criteria. Many size indicators exist, but in the absence of a threshold value to qualify a condition, this criterion was classified as non-operational in the previous assessment cycle. This study aims to analyze the relevance of size indicators for providing information on the ecological status of fish population or community from the EVHOE scientific campaign (1997-2019). The bay of Biscay and the Celtic Sea were stratified according to the size parameter of a selection of 45 species selected on abundance criteria and categorized according to their life history traits. The size indicators were calculated and interpreted against a theoretical cut-off or a twostep approach for the assessment of ecological indicators based on time series (time series-based assessment and benchmarking, TSBA). The analysis of the indicator for each group of species and each area made it possible to identify 5 complementary population indicators and 3 community indicators.	
Mots-clés : Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin, Bon état écologique, Indicateur, taille Key words: Marine Strategic Framework Directive, Good Environmental Status, Indicator, length	

\* Élément qui permet d'enregistrer les notices auteurs dans le catalogue des bibliothèques universitaires