

*Découvrez plus de documents  
accessibles gratuitement dans [Archimer](#)*

**Ifremer**

**COORDINATEUR**

Dr Fabian BLANCHARD

Département Halieutique Méditerranéen et Tropical, Laboratoire des  
Ressources Halieutiques de Guyane, Ifremer

**PARTICIPANTS AUX PROJETS**

Olivier THEBAUD et Olivier GUYADER, Département d'Economie Maritime,  
Ifremer

Pascal LORANCE et Jean BOUCHER, Département Sciences et Technologies  
Halieutiques, Unité Dynamique des Populations et des Peuplements, Ifremer

Pierre CHEVAILLIER, Laboratoire d'informatique pour les Systèmes  
Complexes, Centre Européen de Réalité Virtuelle

---

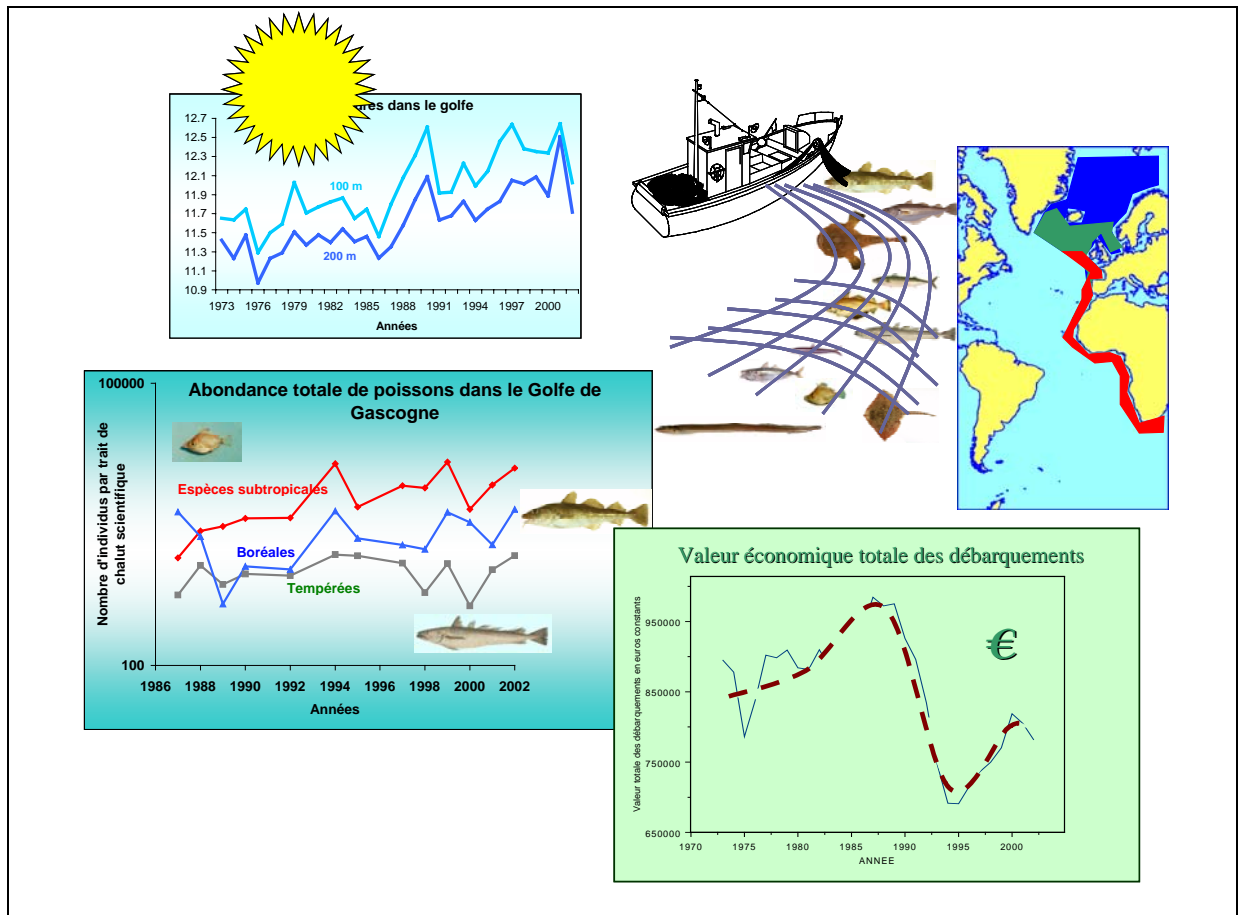
Effets de la pêche et du réchauffement climatique  
sur la coexistence spatiale des espèces de  
poissons du golfe de Gascogne.  
Conséquences pour les pêcheries.

Programme de recherche  
« Biodiversité et Changement Global »

Rapport final du projet

2006

# Effets de la pêche et du réchauffement climatique sur la coexistence spatiale des espèces de poissons du golfe de Gascogne. Conséquences pour les pêcheries.



Dr Fabian BLANCHARD

Département Halieutique Méditerranéen et Tropical, Laboratoire des Ressources Halieutiques de Guyane, BP 477, 97331 Cayenne, Guyane Française

## **INTITULE DU PROJET**

**Effets de la pêche et du réchauffement climatique sur la coexistence spatiale des espèces de poissons du golfe de Gascogne. Conséquences pour les pêcheries.**

## **COORDINATEUR**

Dr Fabian BLANCHARD

Département Halieutique Méditerranéen et Tropical, Laboratoire des Ressources Halieutiques de Guyane, BP 477, 97331 Cayenne, Guyane Française

Tel : 05 94 30 37 84

Standard : 05 94 30 22 00

Fax : 05 94 30 80 31

email : [fabian.blanchard@ifremer.fr](mailto:fabian.blanchard@ifremer.fr)

## **PARTICIPANTS AUX PROJETS**

Olivier THEBAUD et Olivier GUYADER, Département d'Economie Maritime, BP 70, 29280 Plouzané, France.

Tel : 02 98 22 49 60

Fax : 02 98 22 47 76

Pascal LORANCE et Jean BOUCHER, Département Sciences et Technologies Halieutiques, Unité Dynamique des Populations et des Peuplements, BP 70, 29280 Plouzané, France.

Tel : 02 98 22 46 49

Fax : 02 98 22 46 53

Pierre CHEVAILLIER, Laboratoire d'informatique pour les Systèmes Complexes, Centre Européen de Réalité Virtuelle, 25, rue Claude Chappe, BP 38, 29280 Plouzané, France.

Tel : 02 98 05 89 60

# SOMMAIRE

<b>RAPPEL DU CONTEXTE ET DES OBJECTIFS</b>	<b>5</b>
<b>MOTS CLES</b>	<b>5</b>
<b>RESULTATS</b>	<b>6</b>
<b>A - Résultats scientifiques</b>	<b>6</b>
<u><b>1. Analyse des changements dans le peuplement de poissons</b></u>	<b>7</b>
1.1. Structure de diversité du peuplement de poisson du golfe de Gascogne	8
1.2. Variations temporelles des caractéristiques de diversité du peuplement	10
1.3. Variations temporelles des caractéristiques fonctionnelles du peuplement	14
1.4. Interprétation	18
Focus sur un cas d'espèce : la dorade rose <i>Pagellus bogaraveo</i>	19
<u><b>2. Analyse rétrospective des données des débarquements de la pêche professionnelle française sur la façade Atlantique sur la période 1973-2002</b></u>	<b>20</b>
2.1. Analyse des variations temporelles des débarquements totaux	21
2.2. Analyse des variations temporelles par groupes majeurs d'espèces	28
2.3. Interprétation : éléments de discussion	31
<u><b>3. Comparaison des changements observés dans les débarquements des pêcheries et des changements observés dans le peuplement</b></u>	<b>33</b>
3.1. Variations temporelles de la composition en groupe d'espèces	34
3.2. Variations temporelles d'indicateurs écologiques	36
3.3. Discussion : éléments d'interprétation	39
<u><b>4. Modélisation centrée « individu » peuplement/pêche</b></u>	<b>41</b>
4.1. Hypothèses de modélisation	42
4.2. Modélisation IBM du système peuplement/pêcheries	43
4.3. Résultats	46
4.4. Discussion	52
<u><b>5. Références</b></u>	<b>53</b>
<b>B - Résultats en terme de transfert (outils, méthodes, recommandations)</b>	<b>55</b>

<b>DIFFICULTES RENCONTREES</b>	<b>57</b>
<b>Les données</b>	<b>57</b>
<b>Modèles complexes</b>	<b>58</b>
<b>CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES</b>	<b>60</b>
<b>VALORISATION DES TRAVAUX (ACTIONS, REALISEES OU ENVISAGEES, DE TRANSFERT DE RESULTATS)</b>	<b>62</b>
- <b>Articles scientifiques publiés, sous presse, soumis pour publication et en préparation</b>	<b>62</b>
- <b>Participation à des colloques nationaux ou internationaux (communication orale et poster)</b>	<b>62</b>
<u>Communications orales</u>	<b>62</b>
<u>Posters</u>	<b>63</b>
- <b>Rapports de fin d'étude (mémoires de maîtrise, de DEA, thèses...)</b>	<b>63</b>
- <b>Actions de transfert et de communication (ouvrage à large diffusion, articles de vulgarisation, communication dans les médias)</b>	<b>63</b>

## **RAPPEL DU CONTEXTE ET DES OBJECTIFS**

Les peuplements de poissons vivant à proximité du fond (espèces démersales) sur le plateau continental sont généralement l'objet d'une exploitation commerciale intense. Le plateau du Golfe de Gascogne n'échappe pas à cette règle. Les populations y subissent donc les effets de l'exploitation. Par ailleurs, le rôle général des variations hydro-climatiques dans la régulation de l'abondance des populations démersales de poissons (la dynamique des populations) est classiquement admis. Dans le Golfe de Gascogne, un réchauffement des eaux de surface au cours des trois dernières décennies est observé (Koutsikopoulos et al., 1998). Le changement climatique a donc des conséquences potentielles sur la communauté de poissons.

Ainsi, la structure et la dynamique du peuplement de poissons du plateau continental du Golfe de Gascogne sont susceptibles de répondre à la fois aux effets d'une activité humaine (la pêche) et du changement climatique (réchauffement). Les pêcheries devraient donc subir ces changements selon leur capacité d'adaptation.

Le projet se proposait

- 1) d'identifier les changements de la diversité écologique au sein du peuplement de poissons du Golfe de Gascogne au cours des trois dernières décennies en regard des impacts de la pêche et du réchauffement climatique ;
- 2) d'identifier les changements des caractéristiques des débarquements (en poids et en valeur économique) de la pêche professionnelle en regard des changements observés dans le peuplement de poissons et
- 3) d'identifier les facteurs écologiques en jeu dans les changements observés dans les peuplements et dans les débarquements par la pêche professionnelle.

Ces travaux devaient reposer d'une part sur des analyses statistiques de séries temporelles pour décrire les patterns spatiaux et temporels de la diversité et interpréter les facteurs responsables de ces patterns et les changements dans la structure des débarquements. D'autre part une seconde approche, théorique, par modélisation individus-centrée des processus écologiques doit permettre une meilleure compréhension des mécanismes en jeu dans la dynamique de diversité et des changements observés dans les peuplements et dans les débarquements par la pêche professionnelle.

## **MOTS CLES**

Communautés de poissons, impact de la pêche, réchauffement climatique, conséquences économiques, modèles individus-centrés.

## **RESULTATS**

### **A - Résultats scientifiques**

Les résultats sont présentés en quatre parties. Pour chacune des parties, les hypothèses de travail sont rappelées, ainsi que les méthodes et la nature des données utilisées.

La structure du peuplement de poisson, ses caractéristiques de diversité et les changements observés au cours des dernières décennies sont décrits et interprétés par les effets de la pêche et du changement climatique dans une première partie.

Les changements dans la structure des débarquements de la pêche professionnelle en poids et en valeur ainsi que des mécanismes de la formation des prix sont analysés en seconde partie.

En troisième partie, les évolutions observées des débarquements de la pêche sont comparées à celles observées au sein du peuplement de poisson afin d'identifier la dépendance des pêcheries aux changements des caractéristiques du peuplement.

Enfin, un modèle individu-centré d'un système peuplement/pêcheries est développé en quatrième partie pour tester par simulations, de manière découplée les hypothèses du rôle de la pêche et du changement climatique sur les caractéristiques du peuplement et les conséquences pour les pêcheries.

## **1. Analyse des changements dans le peuplement de poissons**

**Participants : Fabian BLANCHARD, Jean BOUCHER, Pascal LORANCE.**

### *Rappel des hypothèses à tester*

*La pêche et le réchauffement climatique sont tous les deux susceptibles de modifier les facteurs de maintien de la diversité. En effet, la pêche peut être considérée comme une prédation, limitant la compétition entre les espèces, diminuant ainsi l'exclusion compétitive et favorisant la coexistence spatiale des espèces (Blanchard, 2001; Blanchard et Boucher, 2001). En condition de compétition limitée, le réchauffement peut ainsi favoriser les espèces à affinité chaude. En effet, dans le Golfe de Gascogne, les espèces situées en limite nord de leur aire de répartition devraient être favorisées par un réchauffement, les espèces en limite sud défavorisées et les espèces au centre de leur aire moins affectées (Myers, 1998). Le processus biologique sous-jacent serait la reproduction (Planque et Frédou, 1999) ou encore la migration et/ou l'extension vers le nord des aires de répartition des populations (Quéro et al., 1998). Or, parmi les espèces démersales et pélagiques de poissons, une utilisation densité-dépendante de l'habitat est observée (Myers et Stokes, 1989; Swain et Wade, 1993; Hutchings, 1996; MacCall, 1990; Petigas, 1998). En effet, dans l'espace de son habitat physique potentiel, lorsque son abondance est peu élevée, l'espèce a tendance à se concentrer en une zone donnée, qui pourrait être la zone de conditions biotiques (disponibilité des proies) et abiotiques optimales. Lorsque son abondance augmente, par effet de compétition intra-spécifique sa répartition tend à s'étendre au-delà de cette zone, mais toujours dans l'espace de son habitat potentiel. La répartition spatiale des espèces à affinité chaude favorisées par le réchauffement pourrait ainsi s'étendre, dans la limite des conditions physiques de son habitat. Dans ce cas, en absence de compétition inter-spécifique forte, la coexistence spatiale des espèces s'accroîtrait. La structuration spatiale de la diversité pourrait donc évoluer au cours des trois dernières décennies en lien avec le réchauffement climatique et l'impact de la pêche dans le sens d'une homogénéisation.*

### *Approche méthodologique retenue et données*

*L'approche choisie pour déterminer l'impact de la pêche et d'un réchauffement sur les processus écologiques de maintien de la diversité au sein des communautés de poissons repose sur l'analyse statistique des séries temporelles d'abondance et de biomasse par espèce, et d'autres indicateurs, issues des campagnes scientifiques pour décrire les patterns spatiaux et temporels de la diversité et une première interprétation des facteurs responsables de ces patterns. Les données utilisées sont issues des campagnes scientifiques de chalutage de fond menées à l'automne sur le plateau continental du Golfe de Gascogne (de 10 à 200m de fond) par l'IFREMER en 1973, annuellement entre 1987 et 1990, en 1992, en 1994 et 1995 et de nouveau annuellement entre 1997 et 2002. Chaque campagne représente 70 à 140 traits de chalut standardisés pour lesquels l'abondance et la biomasse par espèce sont mesurées.*



## 1.1. Structure de diversité du peuplement de poisson du Golfe de Gascogne

Géographiquement le Golfe de Gascogne se présente comme une entité bien individualisée. Bien que rattaché à l'Atlantique N.-E., sa position et la morphologie de ses côtes vis-à-vis de la circulation générale en font une entité particulière. Il est possible d'identifier un schéma général de circulation, de cycle annuel des communautés planctoniques, de distribution des communautés de poissons. C'est une zone de mélange de la faune tempérée classique avec des groupes d'affinité boréale, subtropicale et tropicale (Figure 1). De telles zones de mélange sont considérées comme susceptibles de répondre plus rapidement que d'autres zones à de faibles variations climatiques (Lawton, 2000). Sur une centaine d'espèces présente chaque année dans les campagnes de chalutage scientifiques, ces trois groupes d'espèces sont représentés avec une richesse spécifique différente : le groupe des espèces subtropicales est le plus important avec 62 espèces, le groupe tempéré est représenté par 27 espèces, et le groupe boréal est représenté par 24 espèces (Figure 2).

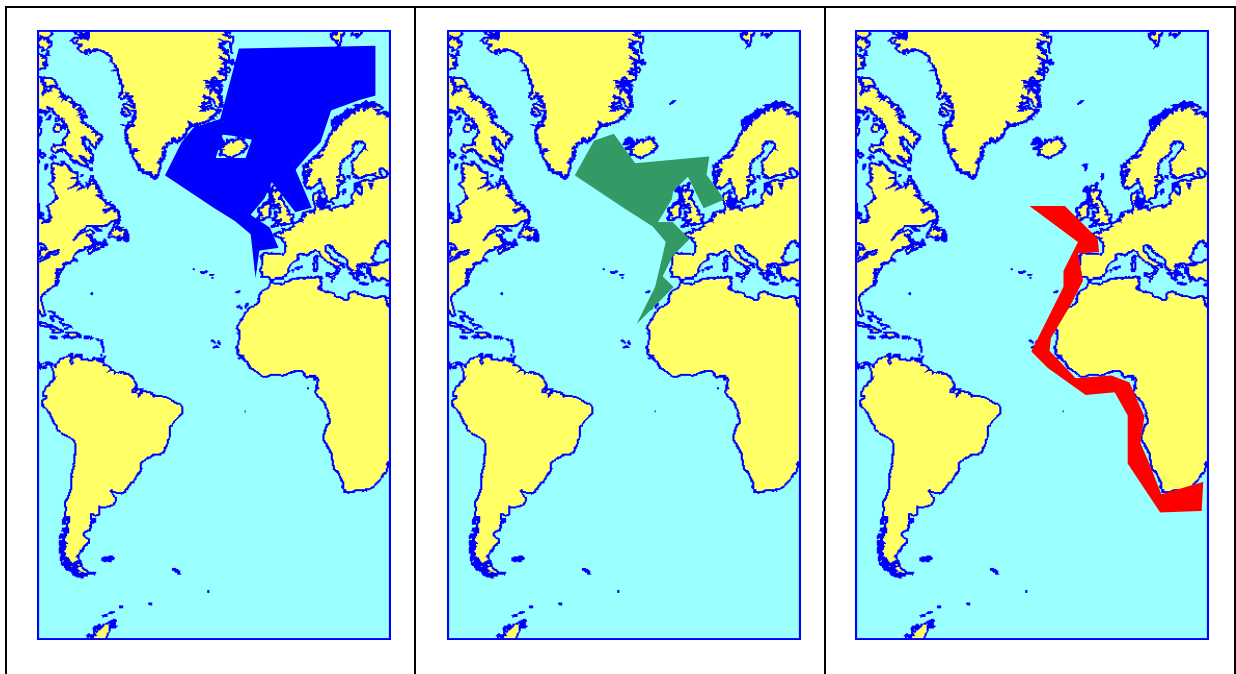


Figure 1. Aires biogéographiques des espèces échantillonnées dans le golfe de Gascogne au cours des campagnes de chalutage scientifiques : espèces boréales (en bleue à gauche), espèces tempérées (en vert au centre) et espèces subtropicales (en rouge à droite).

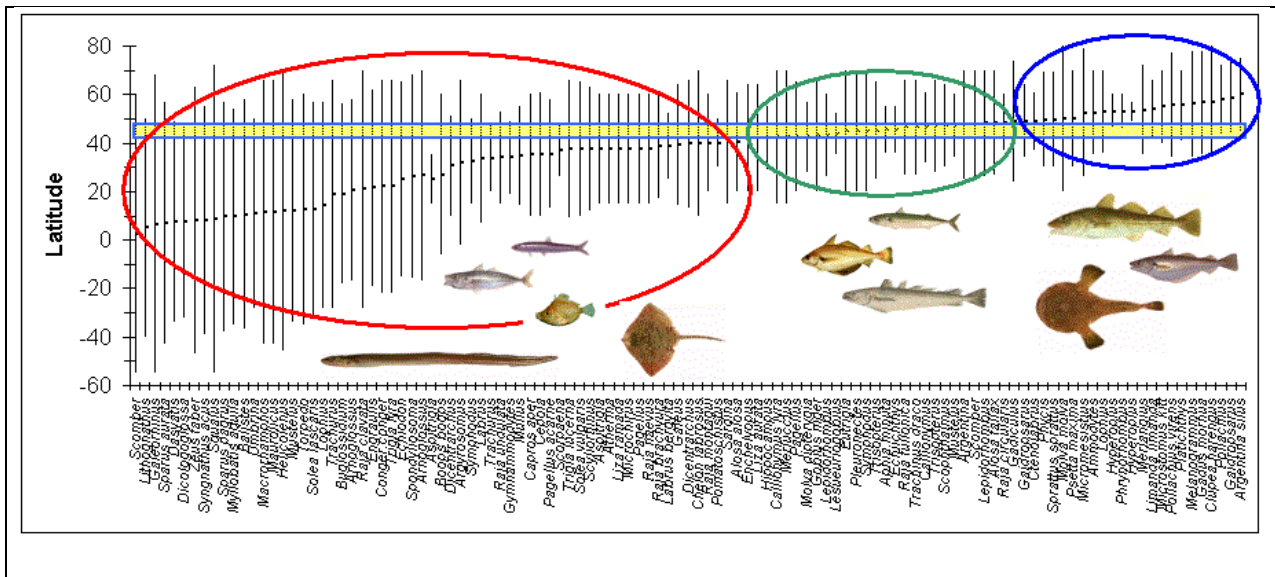


Figure 2. Aire de répartition (latitude haute, basse, médiane) des espèces échantillonnées dans le golfe de Gascogne, dont la position latitudinale est repérée en jaune, au cours des campagnes de chalutage scientifiques : espèces boréales (en bleue), espèces tempérées (en vert) et espèces subtropicales (en rouge).

La structure spatiale du peuplement a été analysée (Figure 3). Les analyses multivariées des abondances par espèce permettent d'identifier plusieurs assemblages d'espèces constituant le peuplement (Poulard et al., 2003). Ces assemblages sont disposés selon un gradient bathymétrique, un gradient latitudinal et selon la nature du fond : assemblage côtier nord, côtier sud, plateau nord, plateau sud, assemblage des accores du plateau et assemblage inféodé à la grande vasière. En revanche, il n'apparaît pas de structure spatiale nette de la richesse spécifique même si la zone côtière (0-50 m) apparaît plus riche en espèce (Figure 4) : la richesse spécifique se structure plutôt en « points chauds » dont la localisation géographique varie d'année en année sans montrer de tendance temporelle.

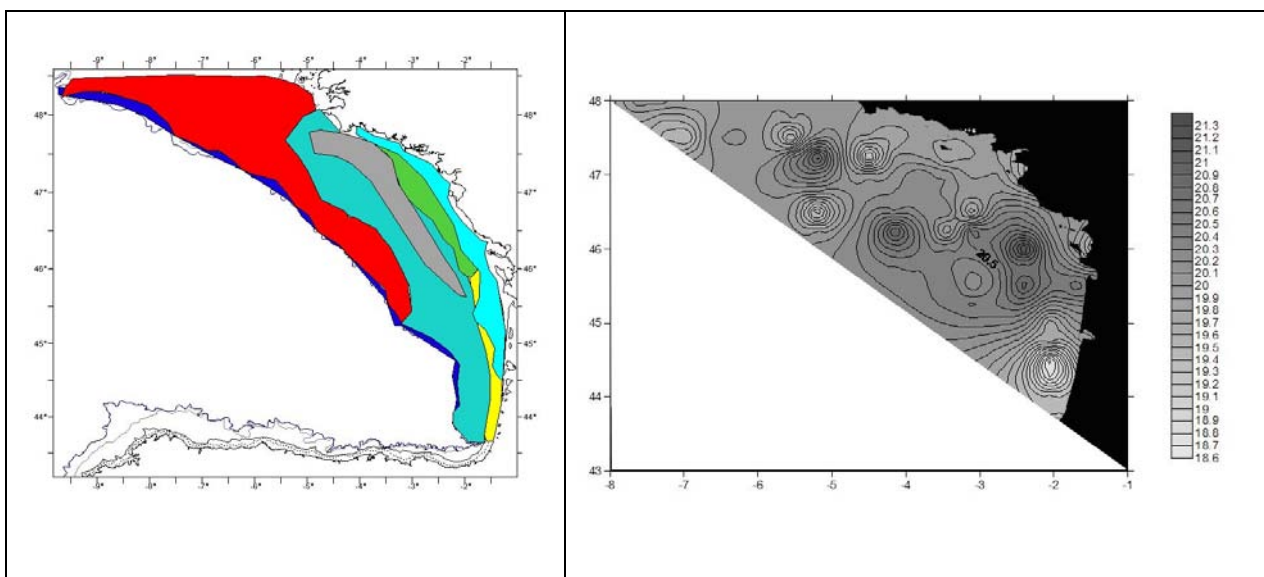


Figure 3. Distribution spatiale des assemblages d'espèces du golfe de Gascogne définie sur la période 1987-2000 (figure de gauche), du nombre d'espèce définie en 2000 (figure de droite).

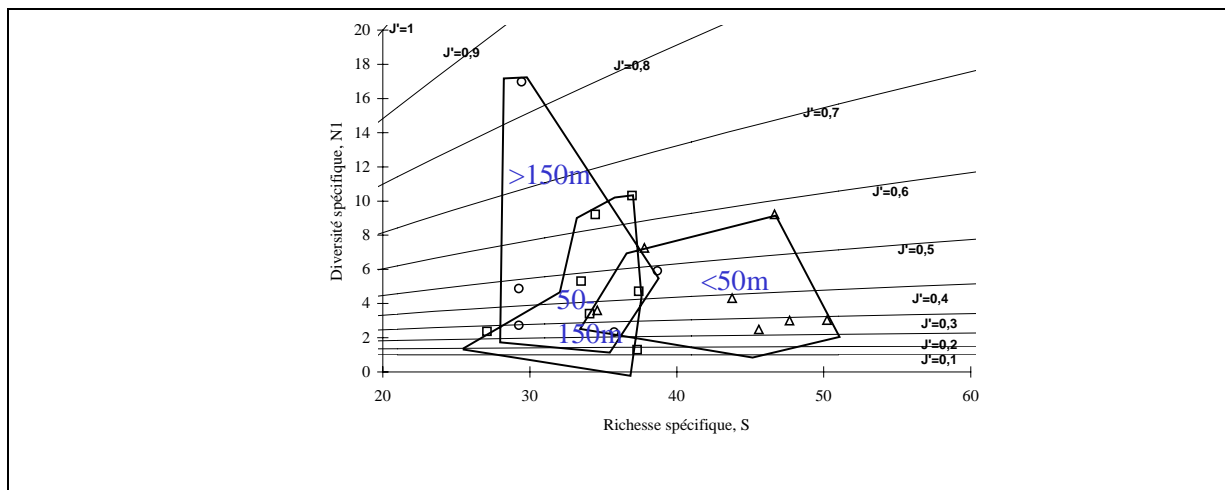


Figure 4. Variations de la richesse spécifique S, diversité N1 et régularité J', selon la profondeur (triangle pour la zone bathymétrique comprise entre 0 et 50 m, carrés pour la zone comprise entre 50 et 150 m et cercles pour la zone comprise entre 150 et 200 m), définies sur la période 1987-1995, dans le golfe de Gascogne.

## 1.2. Variations temporelles des caractéristiques de diversité du peuplement

Si l'augmentation des températures de surface était connue dans le golfe de Gascogne depuis 1998, il n'existait pas de résultats concernant toute la colonne d'eau sur le plateau continental. Le réchauffement touche en fait toute la colonne d'eau sur le plateau du golfe de Gascogne (Blanchard and Vandermeirsch, 2005) : entre 1970 et 2000, un réchauffement de 1.5°C est observé dans la masse d'eau comprise entre 0 et 50 mètres de fond et de 0.8°C dans la masse d'eau comprise entre 50 et 200 mètres de fond (Figure 5). Ce réchauffement est particulièrement sensible après 1987/1988. Tous les habitats des poissons du plateau du golfe de Gascogne subissent donc un réchauffement.

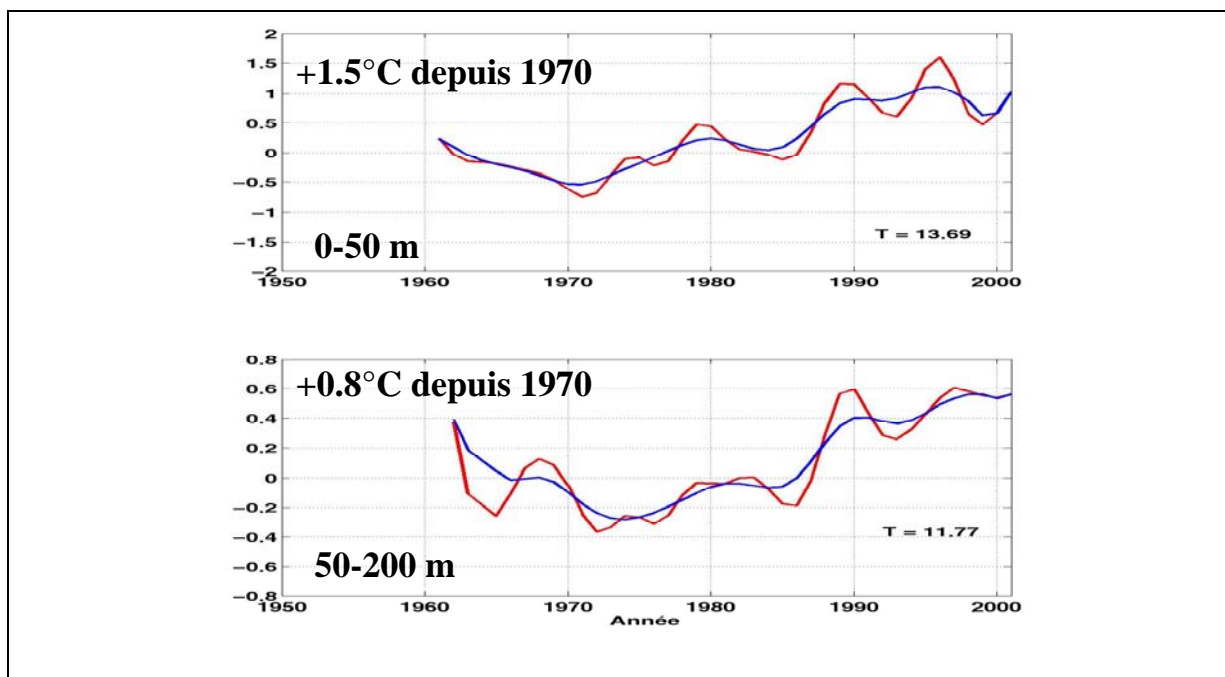


Figure 5. Variations temporelles de la température de l'eau sur le plateau continental du golfe de Gascogne de 0 à 50 m et de 50 à 200 m de fond.

Les variations temporelles de l'abondance totale des espèces subtropicales, boréales et tempérées montrent des tendances différentes selon les groupes (Figure 6). Conformément aux hypothèses d'un effet du réchauffement, l'abondance totale des espèces subtropicales augmente significativement de façon exponentielle après 1992 soit environ quatre ans après le réchauffement (le coefficient de détermination de la régression linéaire est de 0.6). Conformément à l'hypothèse, il n'y a pas d'effet significatif sur l'abondance totale des espèces tempérées. En revanche, un effet négatif était attendu sur l'abondance des espèces boréales, ce qui n'est pas observé (pas de tendance significative).

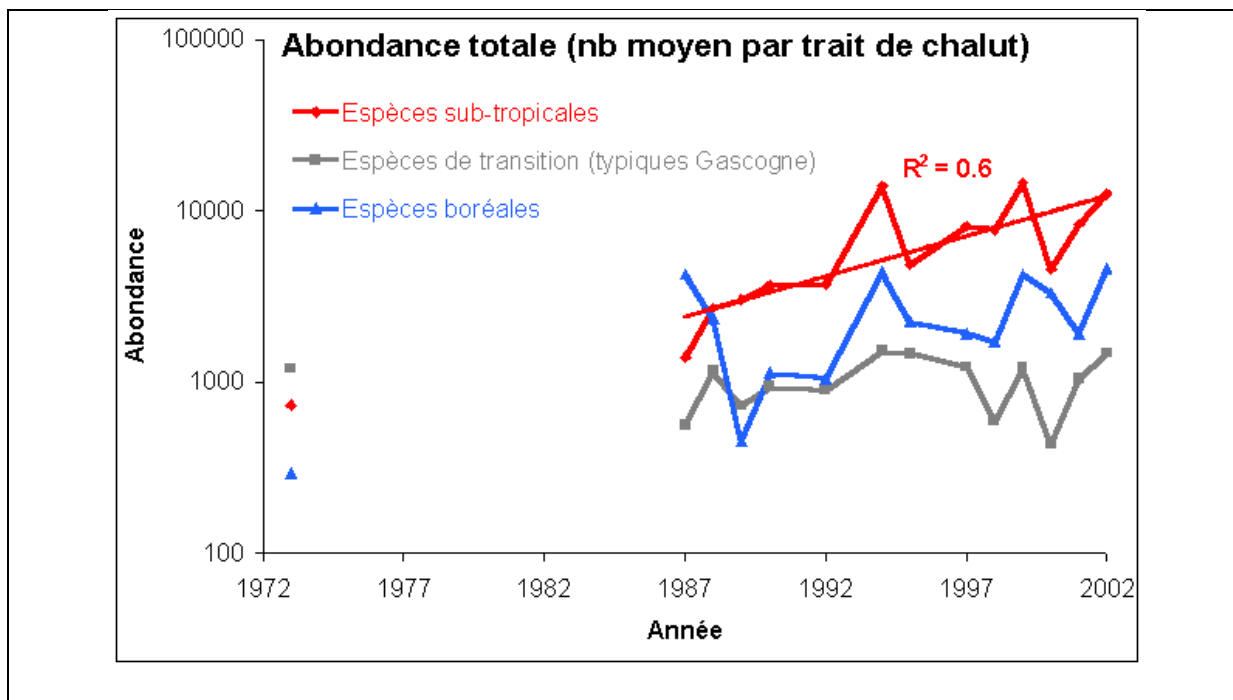


Figure 6. Variations temporelles de l'abondance totale des espèces subtropicales, boréales et de transition ou tempérées (échelle logarithmique, nombre d'individus par trait de chalut).

Le cas particulier du sanglier, *Capros aper* est caractéristique (Figure 7). Cette espèce était rare au début de la série temporelle ; cette espèce est maintenant une espèce dominante (Blanchard and Vandermeirsch, 2005). Le sanglier n'est pas la seule espèce à montrer une tendance temporelle de son abondance. Une analyse des correspondances a été conduite sur les données standardisées afin de regrouper les espèces dont les trajectoires temporelles se ressemblent (Figure 8). Les caractéristiques de distribution en latitude de ces espèces ont été ajoutées dans l'analyse en tant que variables supplémentaires illustratives (non utilisées pour le calcul des axes mais projetées dans le plan factoriel). Deux principaux groupes apparaissent dans le premier plan factoriel expliquant 34% de la variance : l'un est constitué d'espèces dont l'abondance a diminué, l'autre est constitué d'espèces dont l'abondance a augmenté. Le premier groupe, dont l'abondance des espèces a diminué regroupe des espèces dont le centre de l'aire de répartition se situe à une latitude plus haute que le golfe de Gascogne (affinité froide) tandis que l'autre groupe, dont l'abondance des espèces a augmenté regroupe les espèces dont le centre de l'aire de répartition est à une latitude plus basse que celle du golfe de Gascogne (affinité chaude).

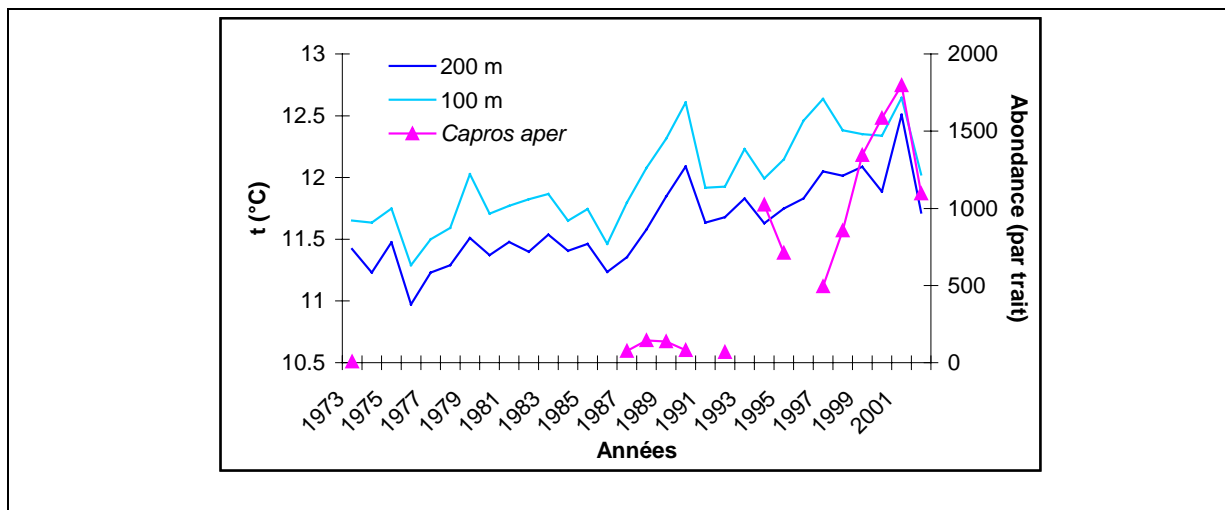


Figure 7. Variations temporelles des températures de l'eau sur le plateau continental du golfe de Gascogne à 100 et 200 m de fond et variations d'abondance de l'espèce subtropicale *Capros aper* (Blanchard et Vandermeirsch, 2005)

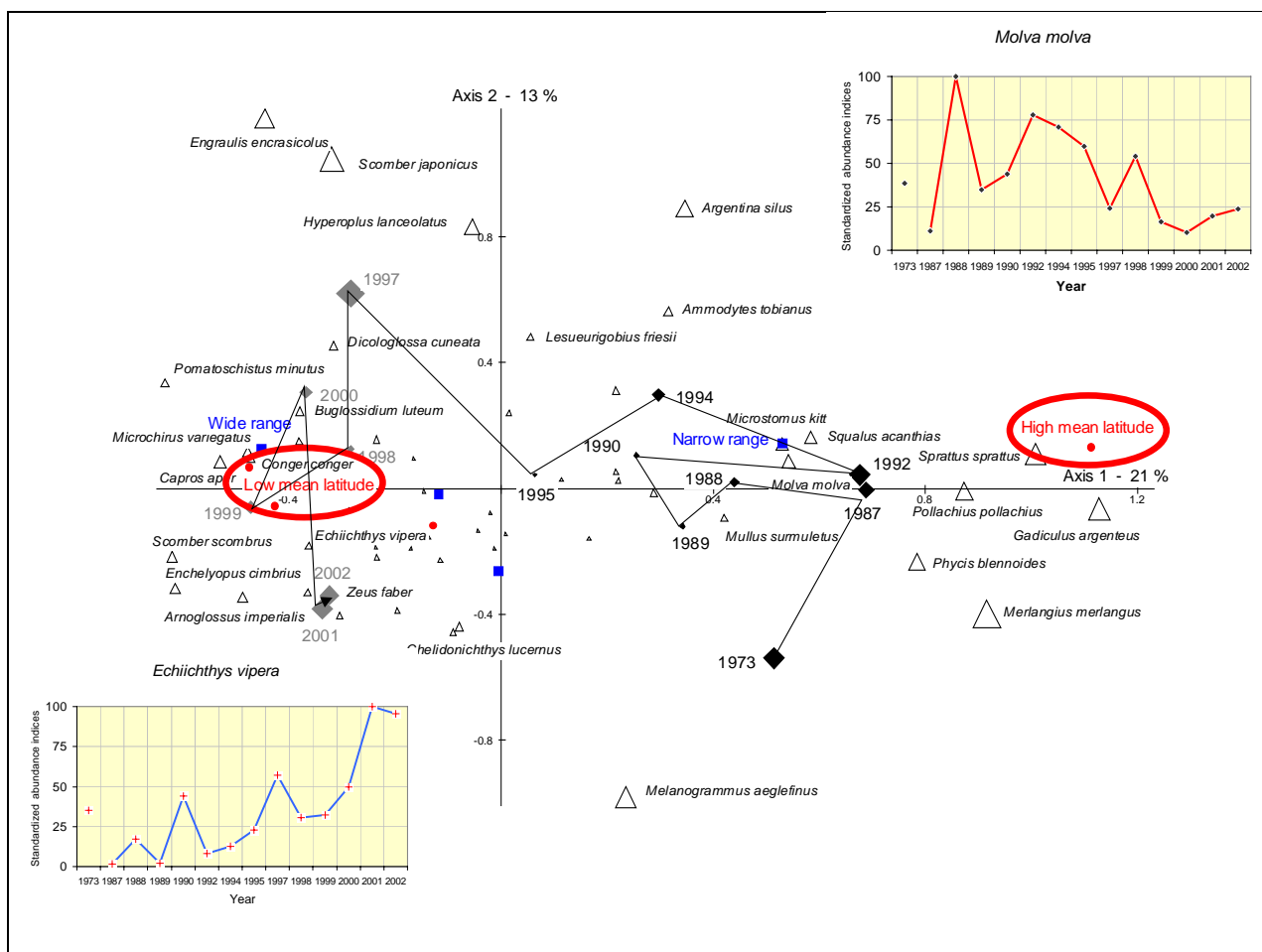


Figure 8. Premier plan factoriel de l'analyse des correspondances : les espèces, individus sont symbolisés par un triangle; les années, variable symbolisée par des losanges noirs pour la période ancienne sur la droite du graphique et gris pour la période plus récente à gauche du graphique, sont reliées par un trait plein noir ; les caractéristiques de distribution latitudinale des espèces, variables illustratives, sont symbolisées par des ronds rouges (haute latitude, espèces boréales, à droite ; basse latitude, espèces subtropicales, à gauche) ; variations temporelles d'abondance de la vive, *Echiichthys vipera* (en bas à gauche), espèce subtropicale et de *Molva molva* (en haut à droite), espèce plutôt boréale. Repris de Poulard and Blanchard, 2005.

Ainsi, pour un nombre total d'espèces fixé au départ et toujours présentes dans les échantillonnages tout au long de la série temporelle, la proportion de traits de chalut dans lesquels le nombre d'espèces est faible (inférieur ou égal à 15 espèces) diminue significativement tandis que la proportion de traits dans lesquels le nombre d'espèces est élevé (supérieur ou égal à 16) augmente significativement (Figure 9). Ainsi, le nombre moyen d'espèces par trait de chalut montre une tendance à l'augmentation d'une valeur d'environ 6 espèces dans la période considérée.

Ce même traitement est répété en séparant d'une part les espèces ciblées ou non par la pêche, et d'autre part, les espèces dont le centre de l'aire de répartition est situé à une latitude plus basse (espèces à affinité chaude) ou plus haute (espèces à affinité froide) que le centre du golfe de Gascogne (Figure 10). Il n'y a pas de tendance temporelle significative pour les espèces à affinité froide, qu'elles soient ciblées ou non par la pêche. En revanche, une augmentation significative du nombre moyen d'espèces par trait est observé pour les espèces à affinité chaude, qu'elles soient ou non la cible de pêcheries. Le facteur explicatif de ces changements serait ainsi plus lié à un effet de l'environnement hydro-climatique qu'à un effet de l'exploitation.

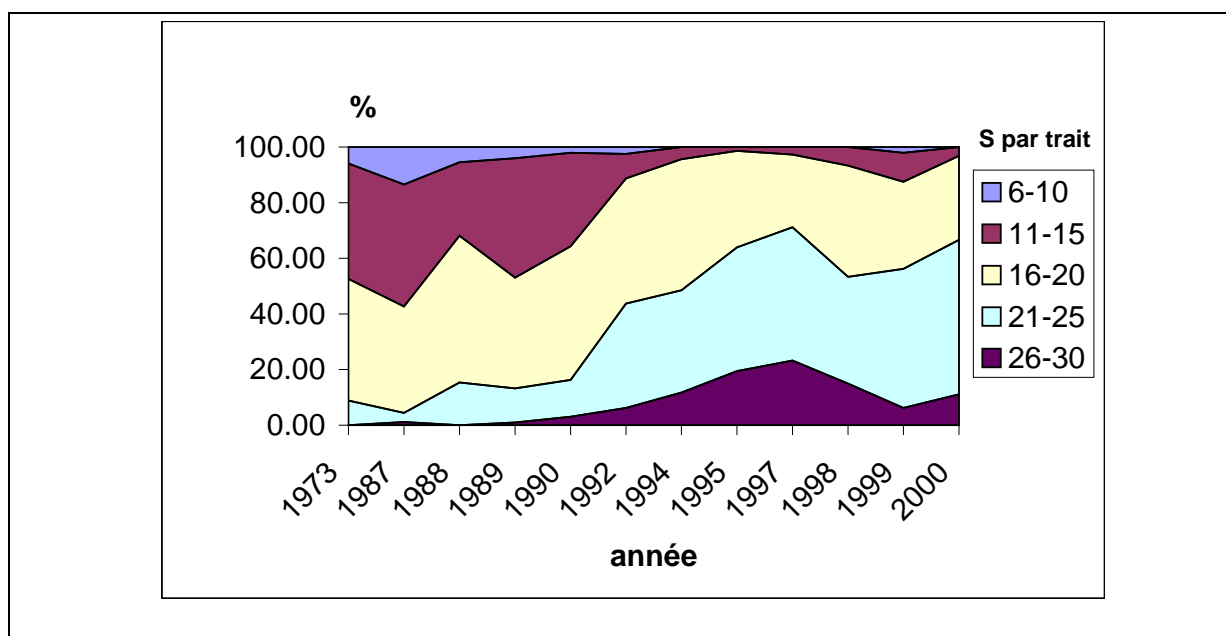


Figure 9. Variations temporelles de la proportion de traits de chalut à très faible nombre d'espèces (entre 6 et 10 espèces par trait en violet), à faible nombre d'espèces (entre 11 e 15 espèces par trait en bordeaux), à nombre moyen d'espèces (entre 16 et 20 espèces par trait, en jaune), à nombre élevé d'espèces (entre 21 et 25 espèces par trait en bleu ciel) et à nombre très élevé d'espèces (26 à 30 espèces par trait en mauve) dans le golfe de Gascogne.

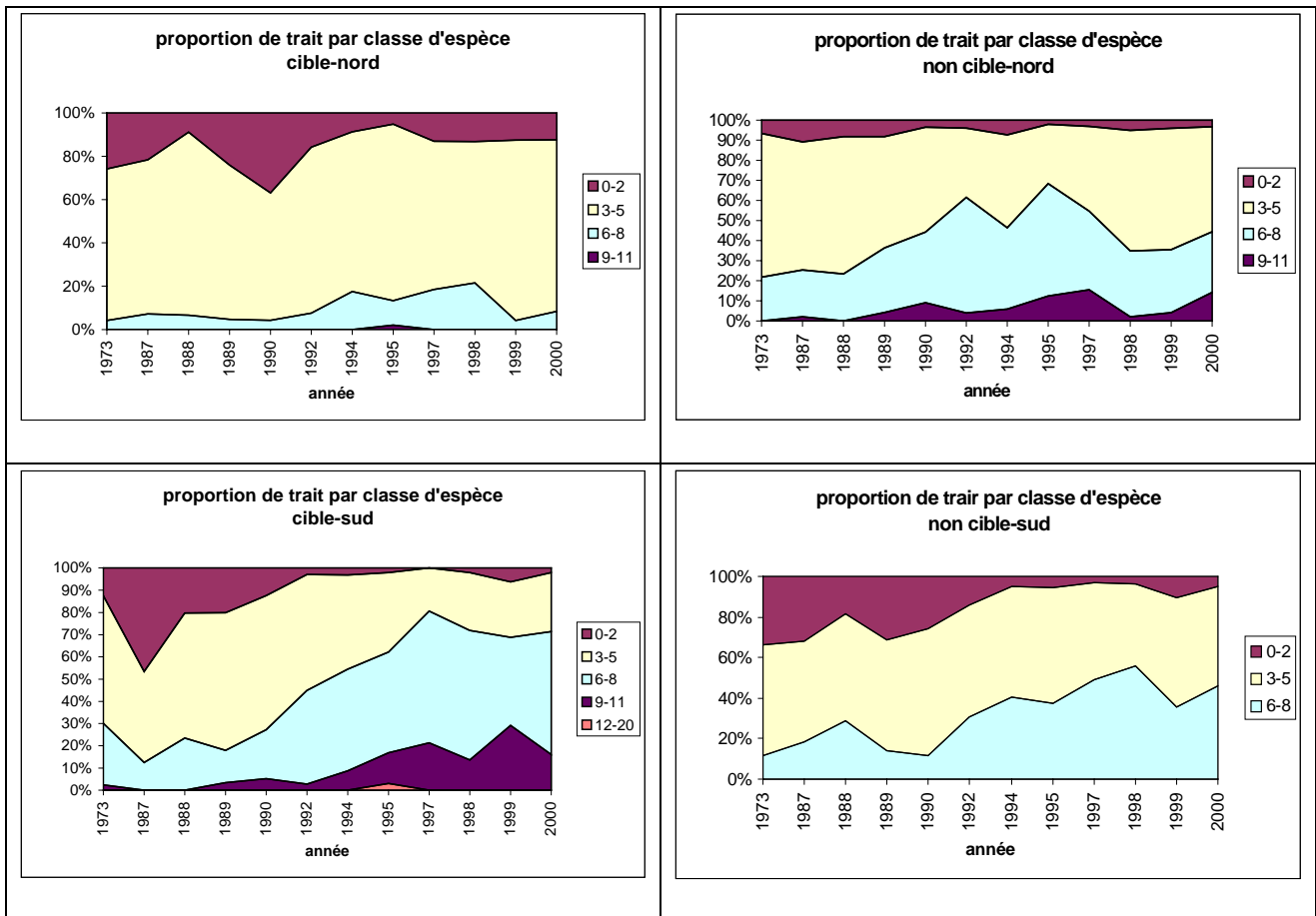


Figure 10. Variations temporelles de la proportion de traits de chalut à très faible, faible, moyen, fort et très fort nombre d'espèces dans le golfe de Gascogne pour les espèces ciblées par la pêche (graphiques de gauche) et non ciblées par la pêche (graphiques de droite), les espèces dont le centre de l'aire de répartition est situé à une latitude plus haute que celle du centre du golfe de Gascogne (graphiques du haut) et les espèces dont le centre de l'aire de répartition est situé à une latitude plus basse que celle du centre du golfe de Gascogne (graphiques du bas).

Il existe donc bien des changements de la structure du peuplement. L'étape suivante a été l'analyse des variations des caractéristiques fonctionnelles du peuplement.

### 1.3. Variations temporelles des caractéristiques fonctionnelles du peuplement

La distribution des tailles individuelles et le niveau trophique des espèces sont les deux attributs fonctionnels retenus dans notre analyse. Ces deux caractéristiques synthétisent les fonctions des espèces dans l'écosystème.

#### 1.3.1. Spectre multisécifique de poids individuel.

La taille individuelle n'est pas mesurée pour toutes les espèces. En revanche, pour chaque trait, les espèces sont triées, les individus dénombrés et pesés par espèce. Le poids total par espèce divisé par le nombre d'individu donne une indication du poids moyen individuel pour toutes les espèces. Le nombre total d'individus, toutes espèces confondues diminue avec le poids individuel : il y a plus d'individus de petite taille que de grande taille.

Cette relation est linéarisée par transformation logarithmique des abondances et des poids. La pente de la droite de régression est appelée pente du spectre de poids individuel (Figure 11). L'exploitation par la pêche s'exercerait en théorie préférentiellement sur les gros individus (retenus par les engins de pêche) et les grandes espèces (car de valeur commerciale plus forte). Ainsi, l'abondance diminuerait dans la partie droite du spectre. A l'inverse, les petits individus et espèces de petites tailles qui sont les proies des plus gros bénéficieraient d'un relâchement de la prédation et trouveraient les conditions nécessaires pour proliférer. En conséquence, la pente de la droite du spectre devrait augmenter.

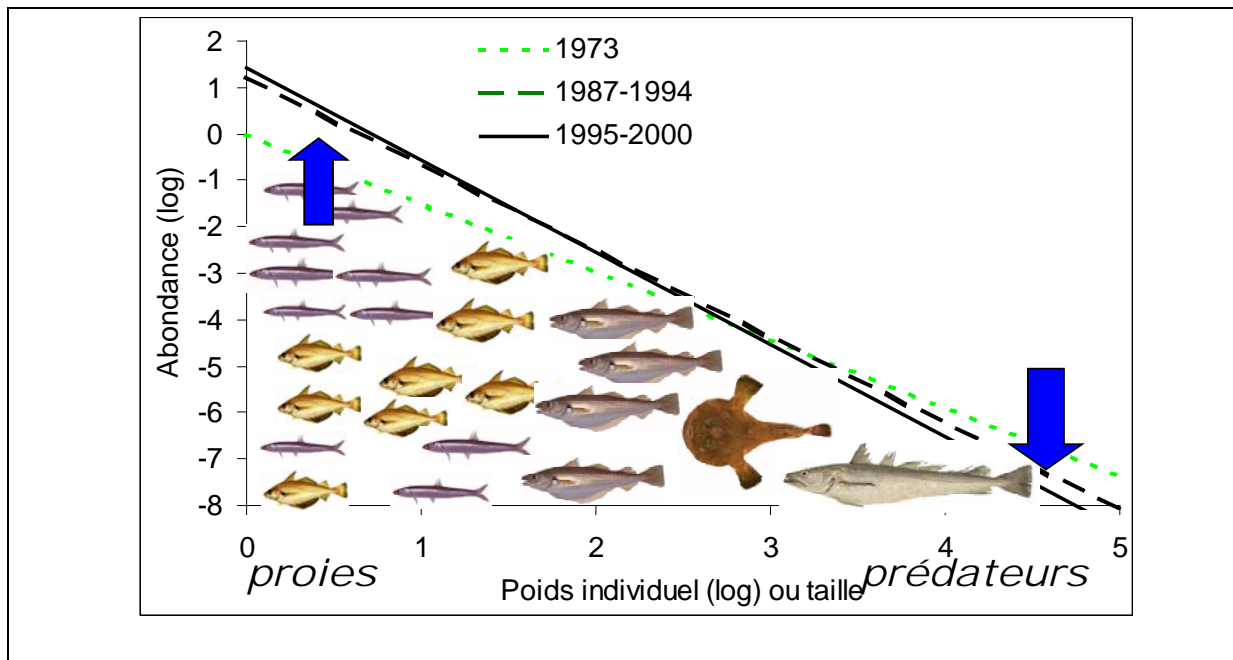


Figure 11. Spectre multispécifique de poids individuel : relation linéaire entre l'abondance et le poids individuel (par classe) et impacts directs et indirects de la pêche figurés par des flèches bleues.

Entre 1973 et 2000, la valeur de la pente augmente conformément à l'hypothèse de façon significative (testé par analyse de covariance). La pente du spectre de poids individuel a ensuite été calculée pour les espèces à affinité chaude et les espèces à affinité froide. La pente augmente significativement après 1992 pour les espèces à affinité froide mais il n'y a pas de tendance pour les espèces à affinité chaude (Figure 12). L'impact de la pêche serait donc visible sur les espèces boréales mais pas sur les espèces subtropicales. Par ailleurs, la valeur moyenne de la pente est plus forte pour les espèces à affinité chaude que pour les espèces à affinité froide, indiquant ainsi la plus petite taille relative des espèces à affinité chaude. Elles sont donc moins sensibles à un impact de la pêche qui dépend de la taille. Par ailleurs, l'augmentation relative des abondances des espèces subtropicales est de nature à augmenter la valeur de la pente toutes espèces confondues puisque les espèces subtropicales sont plus petites. L'augmentation de la pente toutes espèces confondues serait ainsi liée à la fois à un impact de la pêche et à un impact du réchauffement climatique.



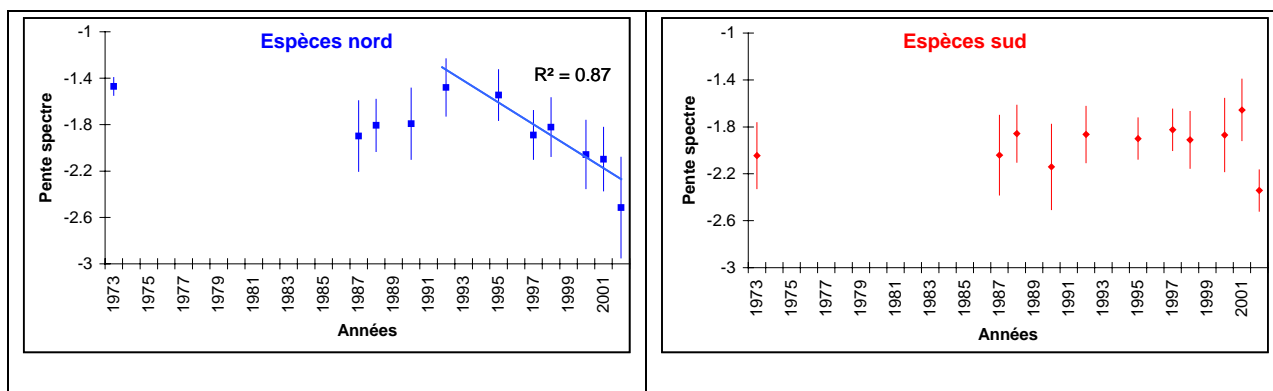


Figure 12. Variations temporelles de la pente du spectre multispécifique de poids individuel des espèces présentes dans le golfe de Gascogne dont le centre de l'aire de répartition est situé à une latitude plus haute que celle du centre du golfe de Gascogne (graphiques de gauche, en bleu, espèces à affinité froide) et des espèces dont le centre de l'aire de répartition est situé à une latitude plus basse que celle du centre du golfe de Gascogne (graphiques de droite, en rouge, espèces à affinité chaude).

### 1.3.2. Niveau trophique moyen du peuplement

Le niveau trophique moyen du peuplement est donné par la moyenne des niveaux trophiques par espèce pondérée par leur biomasse (Figure 13 et 14). Le niveau trophique de chaque espèce est trouvé sur le site Fishbase.org (Christensen et Pauly)<sup>1</sup>. Les plus grosses espèces sont en général prédatrices, donc plus haut dans le réseau trophique. Les plus petites espèces sont les proies, donc à des niveaux trophiques inférieurs. La sélection par l'exploitation par pêche se faisant sur les plus grands individus, la conséquence des impacts direct et indirect est la diminution du niveau trophique, pour les raisons évoquées au paragraphe précédent.

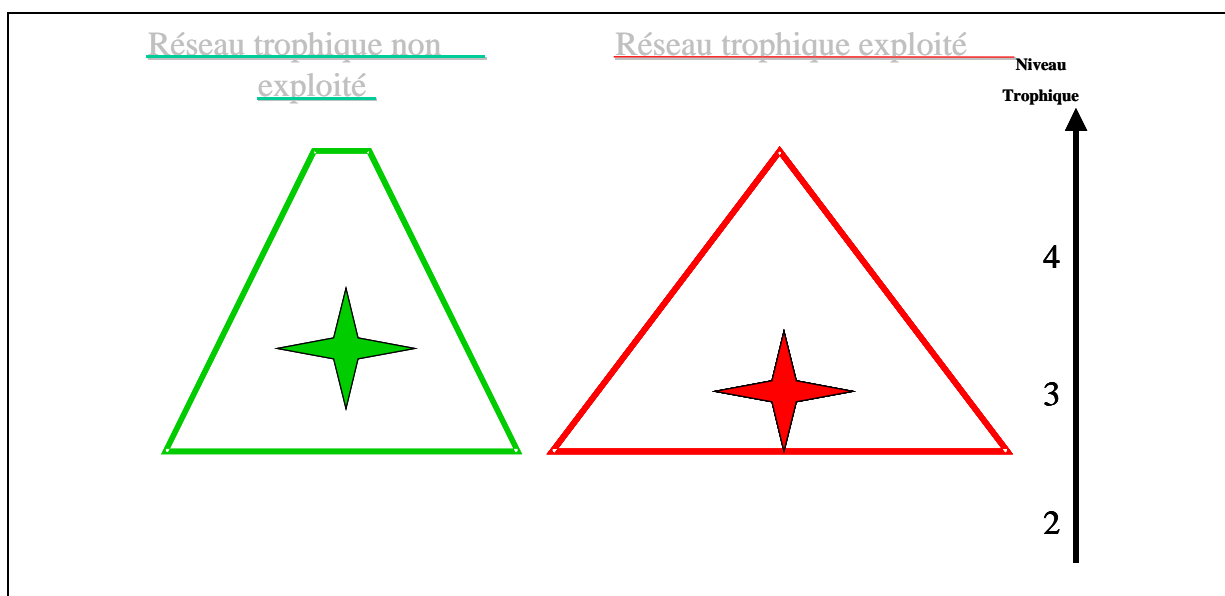


Figure 13. Structure de réseau trophique non exploité (en vert) et exploité (en rouge) et niveaux trophiques moyens correspondant (étoiles verte et rouge respectivement). Top prédateurs niveau trophique 4, prédateurs intermédiaires niveau trophique 3, et proies niveau trophique 2.

<sup>1</sup> niveau trophique de l'organisme = niveau trophique des aliments + 1, avec un niveau trophique de 1 attribué aux producteurs primaires et aux détritus. Ainsi, un anchois qui s'alimente à 50% de phytoplancton (NT 1) et à 50% de zooplancton herbivore (NT 2) aura une valeur de niveau trophique de 2,5.

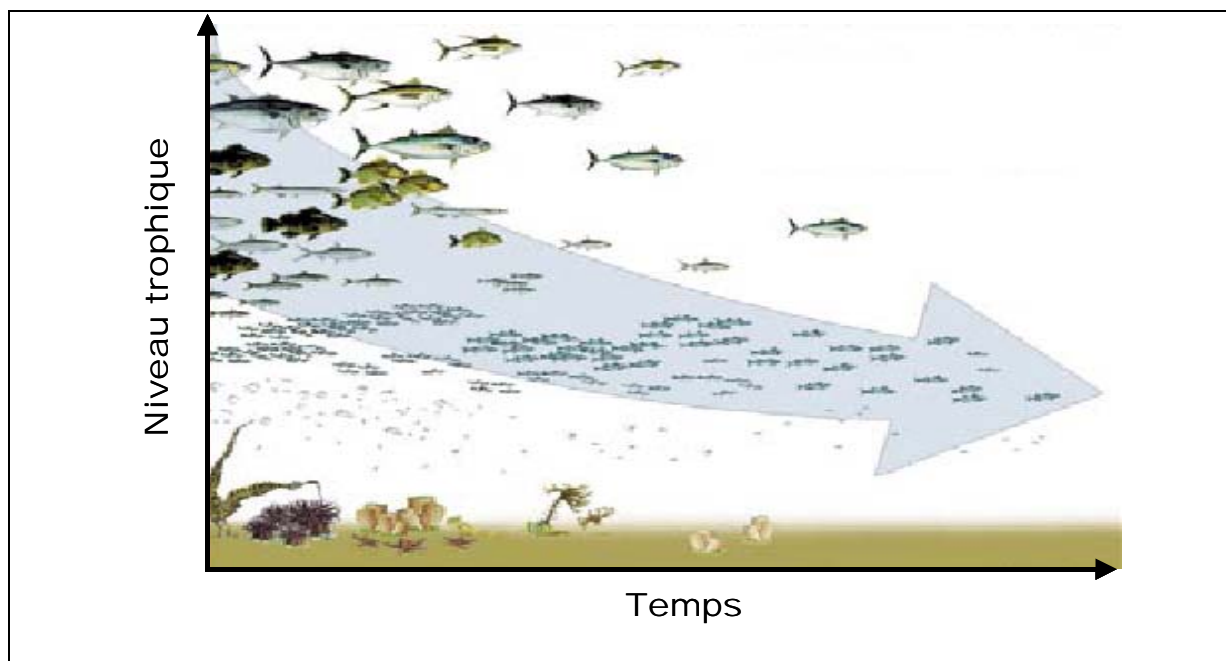


Figure 14. Diminution du niveau trophique du peuplement : face à la diminution par surexploitation des grandes espèces à haut niveau trophique, la pêche exploite des espèces de plus en plus petites (Pauly et al., 1998).

Le niveau trophique moyen des espèces à affinité froide diminue significativement (le coefficient de détermination de la régression est de 0.39), conformément à un impact de la pêche. Il n'y a pas de tendance pour les espèces à affinité chaude. Par ailleurs, le niveau trophique moyen des espèces à affinité chaude est plus bas que celui des espèces à affinité froide. L'augmentation relative de biomasse des espèces à affinité chaude est donc de nature à diminuer le niveau trophique moyen toutes espèces confondues. Ainsi, l'impact de la pêche et du réchauffement climatique interagissent dans le même sens.

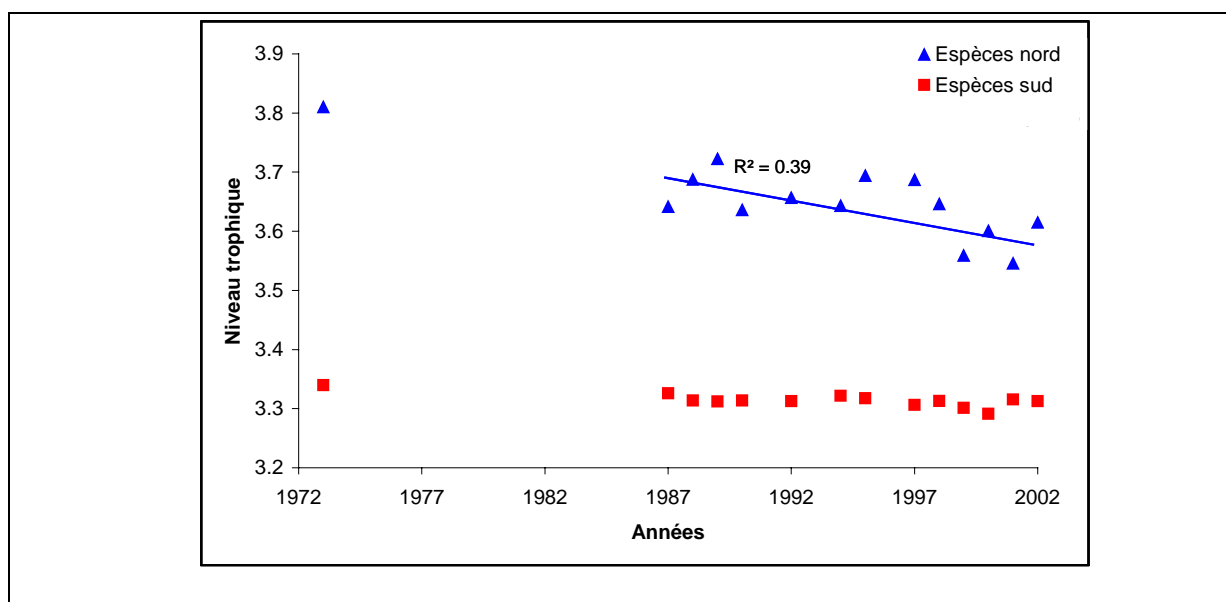


Figure 15. Variations temporelles du niveau trophique moyen des espèces présentes dans le golfe de Gascogne dont le centre de l'aire de répartition est situé à une latitude plus haute que celle du centre du golfe de Gascogne (triangles bleus, avec la droite de régression linéaire et son coefficient de détermination  $R^2$ ) et des espèces dont le centre de l'aire de répartition est situé à une latitude plus basse que celle du centre du golfe de Gascogne (carrés rouges).

#### 1.4. Interprétation

L'effet du réchauffement se traduit par l'augmentation d'abondance des espèces subtropicales. Deux grands types de processus peuvent être impliqués : ceux liés aux succès de la reproduction et aux migrations. Le succès d'une reproduction peut être influencé directement par la température via les réactions biochimiques hormonales dont l'efficacité dépend de la température (Suquet et al., 2005). Le nombre d'œufs augmente avec la température jusqu'à la température optimale de l'espèce avant de diminuer si la température continue d'augmenter au-delà de cet optimum. De même, la viabilité de ces œufs varie en fonction de la température. Dans le golfe de Gascogne, les températures observées avant les années 90 sont sans doute un peu inférieures aux valeurs optimales pour certaines espèces subtropicales. Avec le réchauffement observé, les températures du golfe s'approcheraient des conditions optimales de ces espèces. Le succès d'une reproduction peut dépendre aussi indirectement de la température via la possibilité pour les larves issues de la reproduction de trouver leur alimentation en quantité et qualité suffisante (Beaugrand et al., 2002). Dans ce cas les proies des larves ont pu se développer abondamment, ou au bon moment (celui où les larves commencent à se nourrir). Ce peut être aussi le contenu énergétique des proies qui est plus important ou qui convient mieux.

Le succès du sanglier *Capros aper*, est attribué à la conjonction de plusieurs facteurs : le réchauffement offre dans le golfe de Gascogne des conditions désormais plus favorables pour cette espèce ayant une affinité pour des eaux plus chaudes, cette espèce n'est pas exploitée et elle n'a pas beaucoup de prédateurs, en raison de fortes épines dorsales. Cette espèce est de taille plutôt modeste (environ 25 cm) et se reproduit probablement assez tôt au cours de son histoire de vie, ce qui en fait une espèce aux aptitudes colonisatrices.

Les espèces boréales dont l'abondance diminue sont des espèces de plus grande taille et de plus fort niveau trophique. Elles sont donc dans des conditions environnementales défavorables et subissent l'impact de la pêche. C'est dans ce groupe que l'on observe en effet les espèces telles que les grands gadidés comme le lieu jaune, lieu noir, eglefin, merlu qui font l'objet d'une exploitation historique dans la région nord-est Atlantique. Les gadidés ont été surexploités à partir des années 90.

Le milieu dont les conditions environnementales physiques ont changé en lien avec le réchauffement, mais aussi les conditions biotiques par réduction d'abondance des grandes espèces boréales, peut ainsi être colonisé par d'autres espèces : les espèces subtropicales dont l'abondance augmente ont en effet des caractéristiques de taille et de niveau trophique plus faibles que les espèces boréales, donc une meilleure aptitude à coloniser un milieu : reproduction précoce. De plus, par leur stratégie vitale, ce sont des espèces moins sensibles à l'impact de l'exploitation : leur petite taille les rend moins intéressantes commercialement, moins capturables et leur reproduction précoce assure un renouvellement rapide des populations.

Les changements observés sont donc liés à l'interaction des facteurs climatiques et de pêche.

## Focus sur un cas d'espèce : la dorade rose *Pagellus bogaraveo*



La dorade-rose (*Pagellus bogaraveo*) aujourd'hui rare était une ressource halieutique importante dans le golfe de Gascogne jusqu'au début des années 80. Dans les années 60 elle était la quatrième espèce en poids débarquée dans les ports Atlantique français. Cette espèce à haute valeur marchande est ciblée par les métiers de l'hameçon et est une capture accessoire des chaluts de fond. Elle peut faire l'objet de capture massive par les chalutiers pélagiques et les sennes à petits pélagiques.

Le déclin de cette population, entre 1975 et 1985 est donc observé avant le réchauffement climatique dans le golfe de Gascogne. De plus, la distribution géographique de l'espèce est plutôt sub-tropicale. Sa distribution géographique s'étend jusqu'au côtes d'Afrique de l'ouest. La dorade rose ne devrait donc pas être une espèce impactée négativement par le réchauffement des conditions dans le golfe de Gascogne, elle devrait au contraire en bénéficier. L'impact du réchauffement climatique ne peut donc être à l'origine du déclin. L'effondrement de la dorade rose serait plutôt attribué à l'effet de la pêche sur une espèce qui, tout en étant de taille relativement modeste, présente des facteurs de sensibilité à la surexploitation : forte capturabilité liée au comportement grégaire, hermaphrodisme protandrique qui induit un âge de première reproduction des femelles élevé, et enfin productivité biologique modeste (croissance lente, longévité notable).

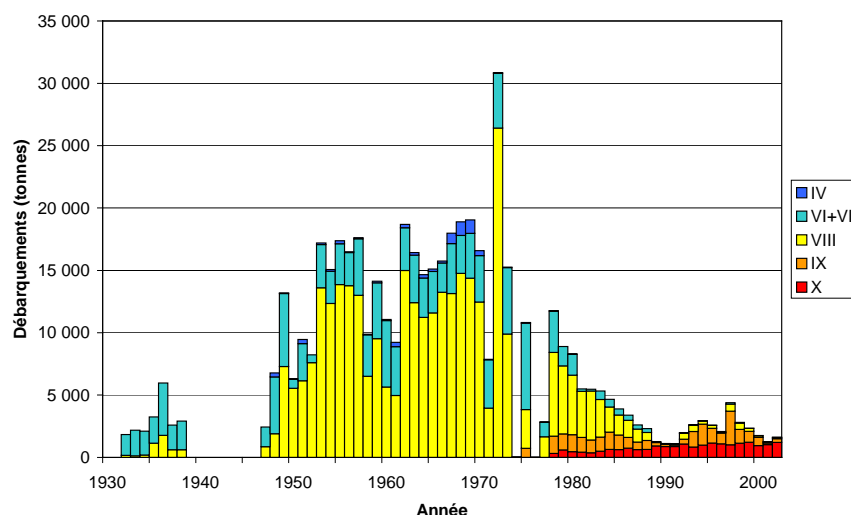


Figure focus 1. Débarquements de dorade rose par sous-région CIEM au cours du XXième siècle (source : bulletin statistique du CIEM).

Les données disponibles par sous-région CIEM montrent que la principale zone de capture, dans les années 50-60, était le golfe de Gascogne (sous-région VIII) (Figure focus 1). Elles indiquent aussi que dans les années 70-80, les captures ont décliné simultanément à l'ouest des Îles Britanniques (sous-régions VI et VII) et dans le Golfe de Gascogne (sous-région VIII), c'est-à-dire dans les régions en limite nordique de l'aire de répartition de la dorade, donc vraisemblablement dans des zones de conditions environnementales non optimales, voire limites. Aujourd'hui, les captures proviennent essentiellement de l'ouest de la péninsule ibérique (sous-régions IX) et des Açores (sous-région X), c'est-à-dire des régions situées au cœur de l'aire de répartition, donc avec potentiellement les conditions environnementales les plus optimales. Les captures dans le golfe de Gascogne proviennent surtout du nord de l'Espagne (mer Cantabrique).

L'effet de surexploitation, facteur responsable du déclin, est particulièrement notable dans les zones où les conditions environnementales sont le moins favorables. La pêche n'a pu se maintenir jusqu'à aujourd'hui que dans les zones les plus favorables de l'aire de répartition de la dorade. Il y a dans ces observations, une évidence de l'interaction entre effets environnementaux et impact de la pêche : l'impact de la pêche est d'autant plus visible que les conditions environnementales ne sont pas optimales. Le réchauffement climatique, pourrait donc théoriquement permettre une reprise de la population y compris dans les zones plus nordiques s'il y a une bonne gestion du stock.

## 2. Analyse rétrospective des données des débarquements de la pêche professionnelle française sur la façade Atlantique sur la période 1973-2002

Participants : Olivier THEBAUD, Olivier GUYADER, Fabien STEINMETZ (doctorant).

### *Rappel des hypothèses à tester*

*L'analyse rétrospective de l'évolution des débarquements de la pêche professionnelle française dans l'Atlantique Nord-Est au cours des trente dernières années en poids et en valeur présentée dans cette partie a pour objectif d'identifier les évolutions et d'en interpréter les causes écologiques et économiques. L'hypothèse à tester est que l'évolution des débarquements doit refléter, non seulement l'évolution du peuplement (liée au changement climatique et/ou à l'impact de la pêche) mais aussi des facteurs économiques tels que l'existence de relation entre la raréfaction d'une ressource et son prix et la structure du marché des produits de la mer.*

### *Approche méthodologique retenue et données*

*Il s'agissait, d'une part, de reconstituer une série permettant de suivre les quantités débarquées et les prix de vente par espèce, sur la période considérée ; d'autre part, d'en proposer une première analyse descriptive. L'étude s'est appuyée sur deux sources de données principales : d'une part les données des débarquements recensés par le Comité Central des Pêches Maritimes pour la période 1973-1990, et d'autre part les documents réalisés par l'Office National Interprofessionnel des Produits de la Mer et de l'Aquaculture (OFIMER) et la Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture (DPMA) pour la période 1990-2002. A partir de ces deux sources, qui utilisent les mêmes codifications, une liste de 73 espèces a été identifiée. Pour ces 73 espèces, les séries relatives aux quantités et aux prix des débarquements de la pêche en France métropolitaine ont été reconstituées pour la période 1973-2002. L'identification des débarquements méditerranéens à partir des sources disponibles a ensuite permis de restreindre la série aux débarquements issus de l'Atlantique Nord-Est. Les séries de prix ainsi retenues ont été converties en euros constants (base 2001).*

## 2.1. Analyse des variations temporelles des débarquements totaux

Etant donné le nombre important d'espèces présentes dans la série, une première analyse, conduite à l'échelle de l'ensemble des espèces débarquées, donne une vision de l'évolution de la composante de la biomasse prélevée à la mer qui est débarquée, ainsi que des recettes générées par ces prélèvements<sup>1</sup>.

### 2.1.1. Evolution des débarquements selon les indices synthétiques classiques

Une telle analyse pose le problème de l'identification d'indices synthétiques susceptibles de rendre compte de manière adéquate de l'évolution de la production, en s'appuyant sur les évolutions d'indices simples basés sur des grandeurs hétérogènes (prix et quantités débarquées, dans notre cas). Les indices élémentaires habituellement utilisés par les économistes pour ce faire sont les indices de Laspeyres, Paasche et Fisher.

#### L'indice de Laspeyres

Soit  $p_{it}$  le prix du bien  $i$  au temps  $t$  et  $q_{it}$  la quantité du bien  $i$  au temps  $t$  ; l'indice de Laspeyres est la moyenne arithmétique pondérée des indices élémentaires, calculée comme suit.

Pour les prix :

$$L_{t/0}^p = 100 \cdot \frac{\sum_i (p_{i,t} \cdot q_{i,0})}{\sum_i (p_{i,0} \cdot q_{i,0})} \text{ ou, en version chaînée : } L_{t/t-1}^p = 100 \cdot \frac{\sum_i (p_{i,t} \cdot q_{i,t-1})}{\sum_i (p_{i,t-1} \cdot q_{i,t-1})}$$

Pour les quantités :

$$L_{t/0}^q = 100 \cdot \frac{\sum_i (p_{i,0} \cdot q_{i,t})}{\sum_i (p_{i,0} \cdot q_{i,0})} \text{ ou, en version chaînée : } L_{t/t-1}^q = 100 \cdot \frac{\sum_i (p_{i,t-1} \cdot q_{i,t})}{\sum_i (p_{i,t-1} \cdot q_{i,t-1})}$$

#### L'indice de Paasche

A partir des mêmes indices élémentaires, l'indice de Paasche est calculé comme suit.

Pour les prix :

$$P_{t/0}^p = 100 \cdot \frac{\sum_i (p_{i,t} \cdot q_{i,t})}{\sum_i (p_{i,0} \cdot q_{i,t})} \text{ ou, en version chaînée : } P_{t/t-1}^p = 100 \cdot \frac{\sum_i (p_{i,t} \cdot q_{i,t})}{\sum_i (p_{i,t-1} \cdot q_{i,t})}$$

Pour les quantités :

---

<sup>1</sup> Les statistiques relatives aux débarquements excluent en effet par définition la composante des captures qui est rejetée en mer.

$$P_{t/0}^q = 100 \cdot \frac{\sum_i (p_{i,t} \cdot q_{i,t})}{\sum_i (p_{i,t} \cdot q_{i,0})} \text{ ou, en version chaînée : } P_{t/t-1}^q = 100 \cdot \frac{\sum_i (p_{i,t} \cdot q_{i,t})}{\sum_i (p_{i,t} \cdot q_{i,t-1})}$$

### L'indice de Fisher

L'indice de Fisher est une moyenne géométrique de l'indice de Paasche et de l'indice de Laspeyres :

Pour les prix :

$$F_{t/0}^p = \sqrt{L_{t/0}^p \times P_{t/0}^p} \text{ ou, en version chaînée : } F_{t/t-1}^p = \sqrt{L_{t/t-1}^p \times P_{t/t-1}^p}$$

Pour les quantités :

$$F_{t/0}^q = \sqrt{L_{t/0}^q \times P_{t/0}^q} \text{ ou, en version chaînée : } F_{t/t-1}^q = \sqrt{L_{t/t-1}^q \times P_{t/t-1}^q}$$

L'indice de Fisher possède la propriété de factorisation : l'indice de prix Fisher multiplié par l'indice de volume Fisher est égal à l'indice de valeur de la production.

La figure 16 présente l'évolution entre 1973 et 2003 : (i) des quantités débarquées (en tonnes) par les flottilles de pêche françaises opérant dans l'Atlantique Nord-Est, toutes espèces confondues ; (ii) du prix moyen de ces débarquements en euros constants ; et (iii) de la valeur des débarquements totaux en euros constants. Depuis trente ans, les quantités totales débarquées ont diminué, passant de 440 000 tonnes en 1973 à 380 000 tonnes en 2002. Elles présentent une tendance significative à la baisse à long terme (de l'ordre de 1 000 tonnes par an), avec un certain degré de variabilité interannuelle. Parallèlement, après une période de croissance régulière depuis 1973, le prix moyen des débarquements atteint ses niveaux les plus élevés au cours des années 1985 à 1992. Il connaît ensuite un effondrement en 1993 et 1994, puis ré-augmente pour retrouver son niveau de début de série, à partir de 1999.

L'analyse de l'évolution de l'indice prix de Fisher permet de faire apparaître les différentes phases de la série: croissance légère entre 1973 et 1985 ; forte croissance entre 1986 et 1991 ; effondrement des prix entre 1993 et 1997 ; et retour aux niveaux de prix du début de série entre 1998 et 2002.

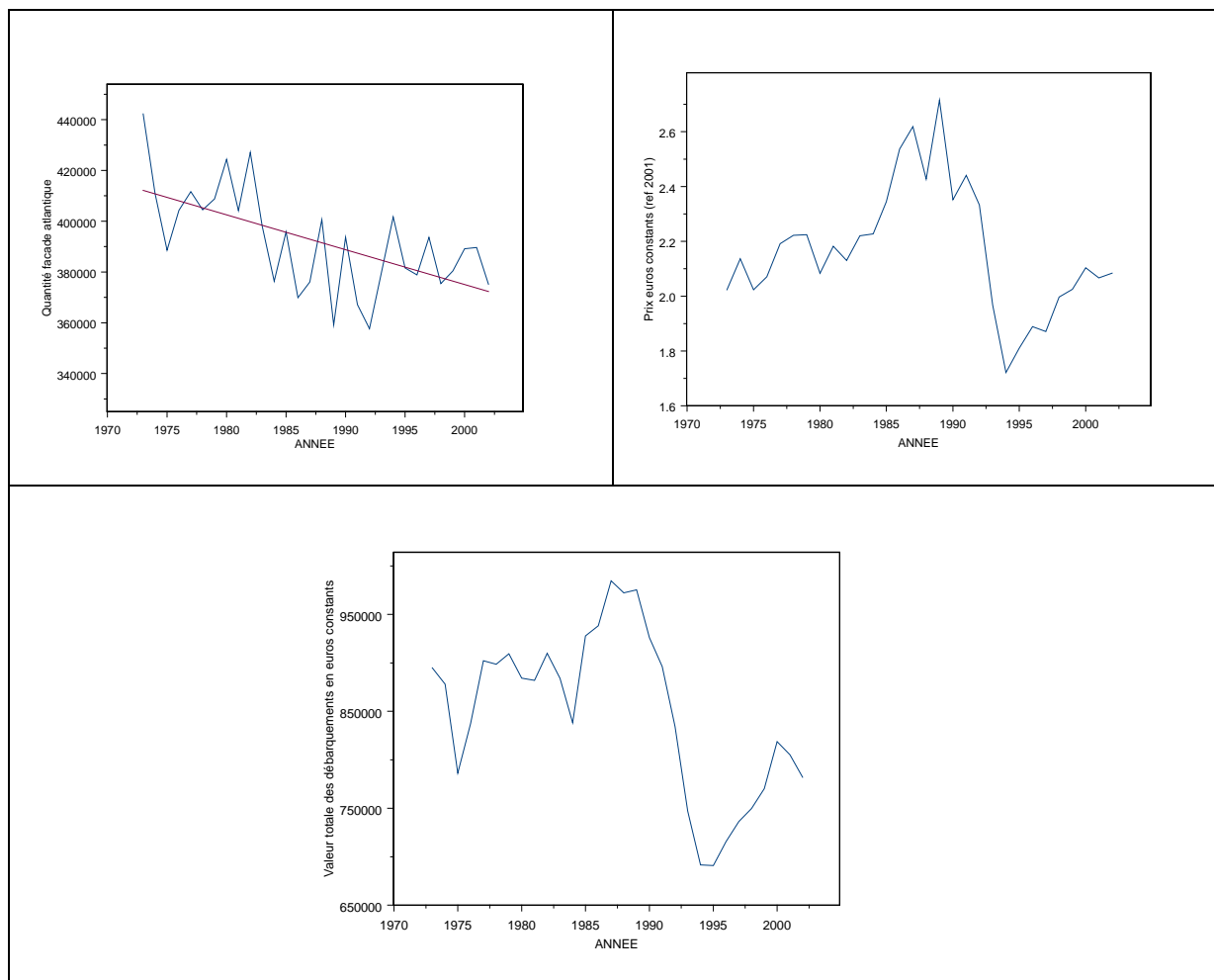


Figure 16. Evolution des quantités débarquées sur la façade Atlantique entre 1973 et 2003 : (i) des quantités débarquées (en tonnes) par les flottilles de pêche françaises opérant dans l'Atlantique Nord-Est, toutes espèces confondues ; (ii) du prix moyen de ces débarquements en euros constants ; et (iii) de la valeur des débarquements totaux en euros constants. Source : Ifremer, d'après CCPM-OFIMER-DPMA



La valeur des débarquements (Figure 17) a connu de fortes variations au cours de la période. Après une tendance à l'accroissement jusqu'à la fin des années 1980, et un maximum atteint à la fin des années 1980, la valeur débarquée a connu un effondrement marqué au début des années 1990, puis une nouvelle augmentation dans les années récentes pour atteindre en fin de série des niveaux qui restent cependant plus faibles (de l'ordre de 12%) qu'en début de période.

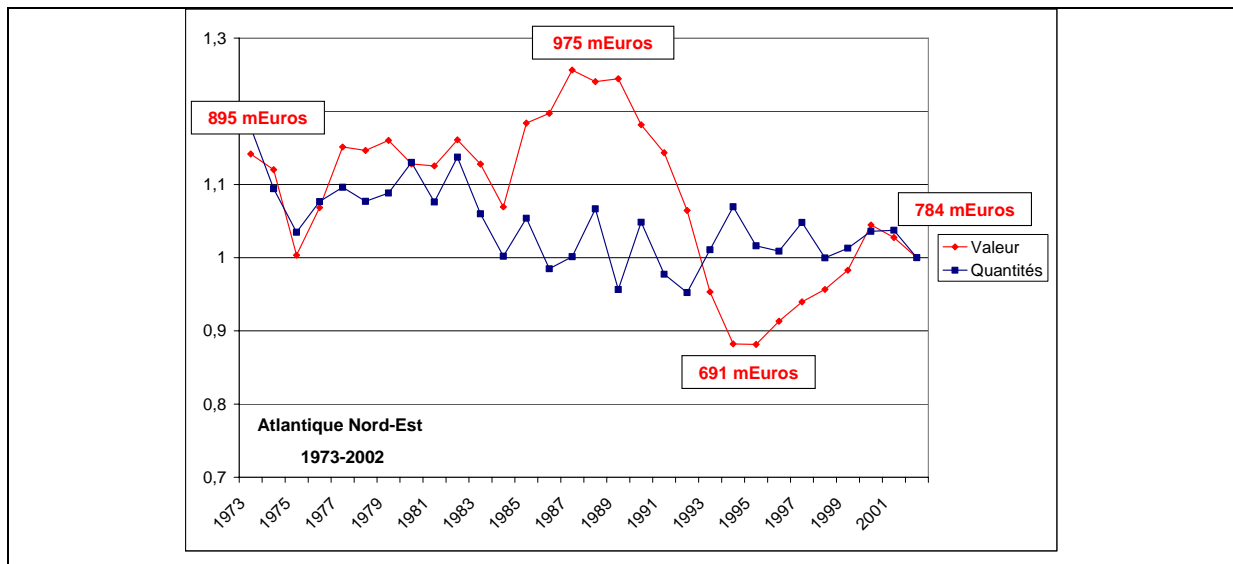


Figure 17. Indices d'évolution de la production totale des flottilles françaises opérant dans l'Atlantique Nord-Est, 1973-2002. Source : Ifremer, d'après CCPM-OFIMER-DPMA

Une relation entre les quantités totales débarquées et les prix moyens des débarquements totaux peut être mise en évidence (Figure 18). La relation prix-quantités est relativement stable entre le début des années 1970 et 1990, avec une tendance générale à la stagnation voire à la réduction des débarquements totaux en volume, accompagnée par une augmentation régulière des prix. Le début des années 1990 marque une rupture par rapport à cette première période, avec l'effondrement des prix, partiellement compensé par une augmentation des débarquements. La relation prix-quantités qui s'établit à partir de cette phase de transition semble avoir été modifiée, avec des niveaux de prix et de quantités débarquées globalement inférieurs à ceux observés au cours de la première période.

Ce changement traduit l'existence d'une modification structurelle des marchés des produits de la mer servant de débouchés aux productions françaises, au début des années 1990. La période étudiée est marquée, dans le contexte français, par une crise économique majeure pour les flottilles de pêche françaises, liée à la baisse drastique des prix à la première vente au début des années 1990. Cet effondrement fait suite à une augmentation importante des prix à la première vente jusqu'à la fin des années 1980, les prix les plus élevés de la série (en euros constants) ayant été atteints juste avant la crise. Malgré une augmentation des quantités débarquées au cours des années de crise, la valeur de la production s'effondre en deux années, à l'issue desquelles les prix augmentent de nouveau pour retrouver au début des années 2000 leur niveau du début des années 1970, tandis que les quantités débarquées stagnent.

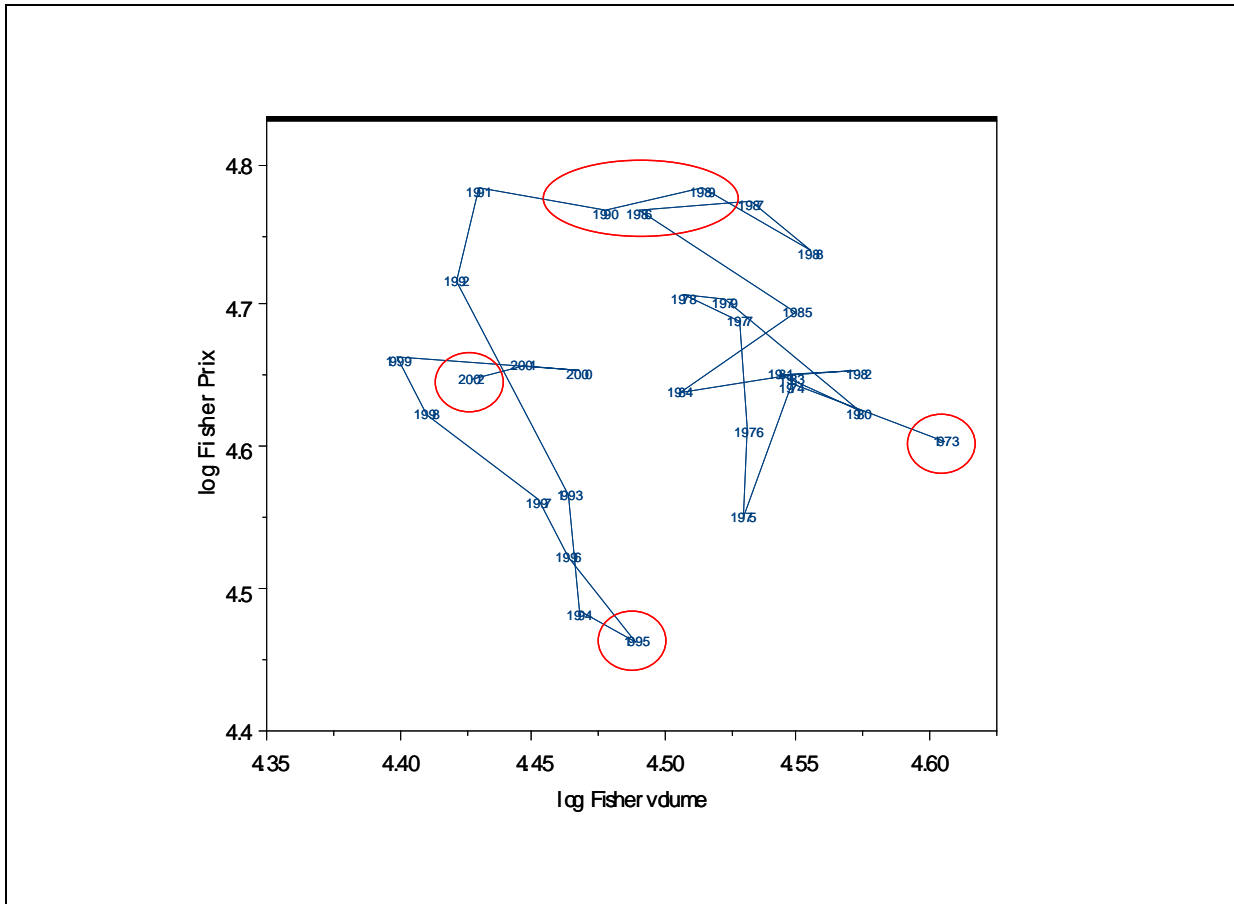


Figure 18. Diagrammes quantités-prix pour les débarquements totaux (logarithmes des indices de Fisher Quantités et Prix). Source : Ifremer, d'après CCPM-OFIMER-DPMA

L'analyse des productions par navire permet d'approcher l'évolution de la situation économique individuelle des navires de pêche. Au cours de la période, la flotte de pêche française connaît une réduction d'effectifs importante (Figure 19).

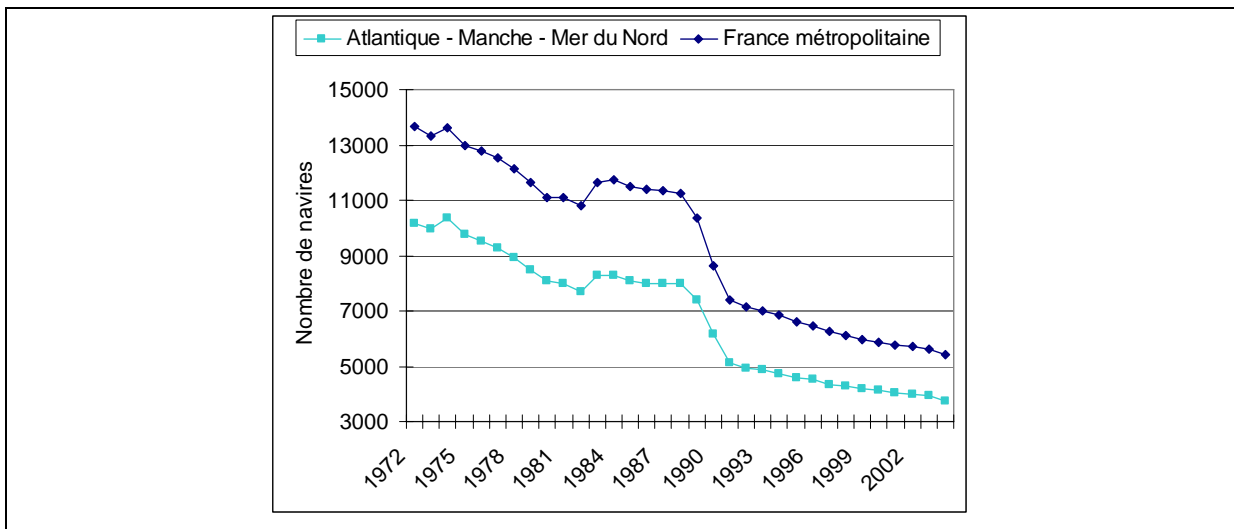


Figure 19. Evolution de la taille de la flotte de pêche française (nombre de navires), 1973-2002. Source : Ifremer.

Cette réduction de la taille de la flotte est cependant compensée, du point de vue de la production totale, par une augmentation des rendements par navire. La figure 20 représente les évolutions observées de la production par navire, en quantités (tonnes) et valeurs (kEuros) débarquées par unité de mesure de la taille de flotte (le tonneau de jauge brute, ou TJB). Après une première période d'augmentation simultanée des quantités et des valeurs débarquées par unité de jauge, on observe une stagnation des rendements en volume par navire au cours des années 1980, les rendements en valeur étant préservés grâce à l'augmentation des prix au cours de ces années. A partir du début des années 1990, on assiste à une baisse des rendements en valeur, liée à la crise des pêches décrite supra, partiellement compensée par une hausse des rendements en volume des navires. La crise étant causée par l'effondrement des prix, elle semble déclencher une augmentation de l'effort d'exploitation visant à compenser cet effondrement par un accroissement des volumes débarqués. A long terme, l'augmentation des rendements par navire au cours de la période a plus que compensé la réduction de la taille de la flotte.

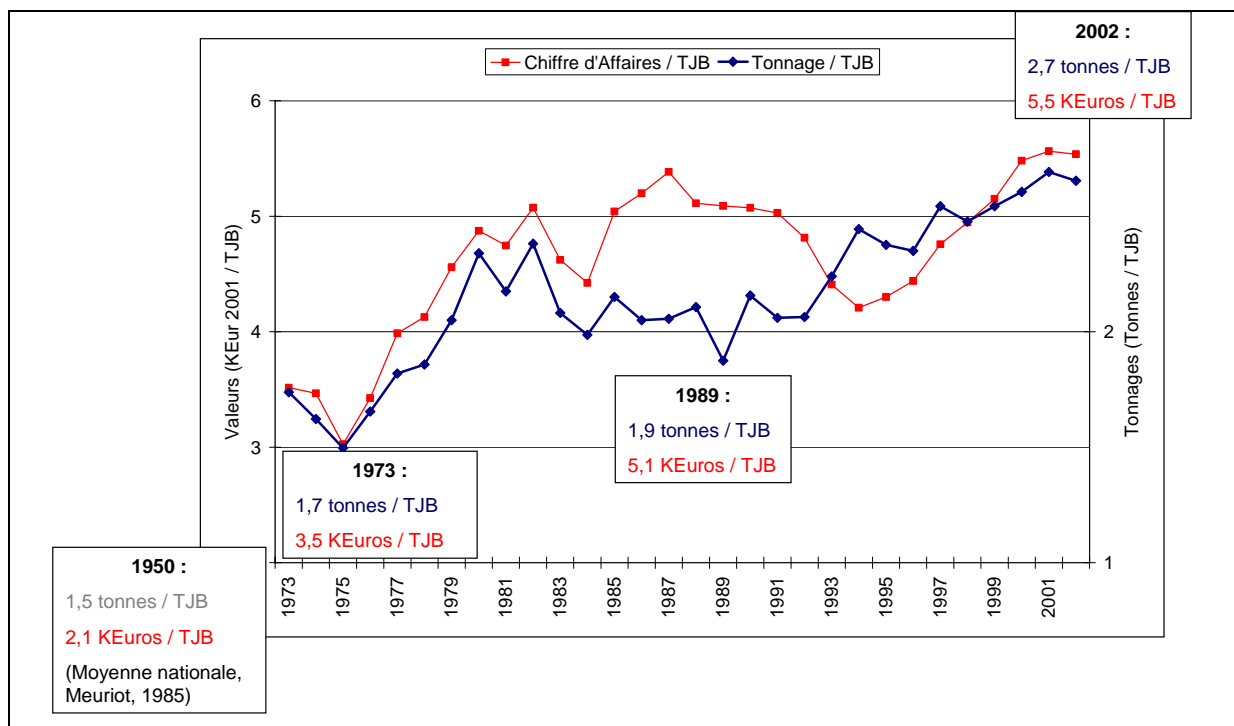


Figure 20. Evolution de la production par navire (kEuros et tonnes par TJB). Source : Ifremer, d'après CCPM-OFIMER-DPMA.

## 2.1.2. Evolution des débarquements selon des indicateurs écologiques

La figure 21 présente l'évolution entre 1973 et 2002 : (i) du niveau trophique moyen des espèces débarquées<sup>2</sup> (en haut à gauche) ; (ii) de la longueur maximale moyenne des espèces débarquées, moyenne des longueurs maximales de chaque espèce pondérée par les quantités débarquées (en haut à droite) ; (iii) de la latitude médiane de l'aire de répartition des espèces débarquées, moyenne des latitudes médianes des aires de répartition de chaque espèce, pondérées par les quantités débarquées (en bas à gauche) ; et (iv) de la profondeur moyenne des espèces débarquées, calculée de façon semblable à partir des informations relatives à la profondeur moyenne de répartition de chaque espèce (en bas à droite).

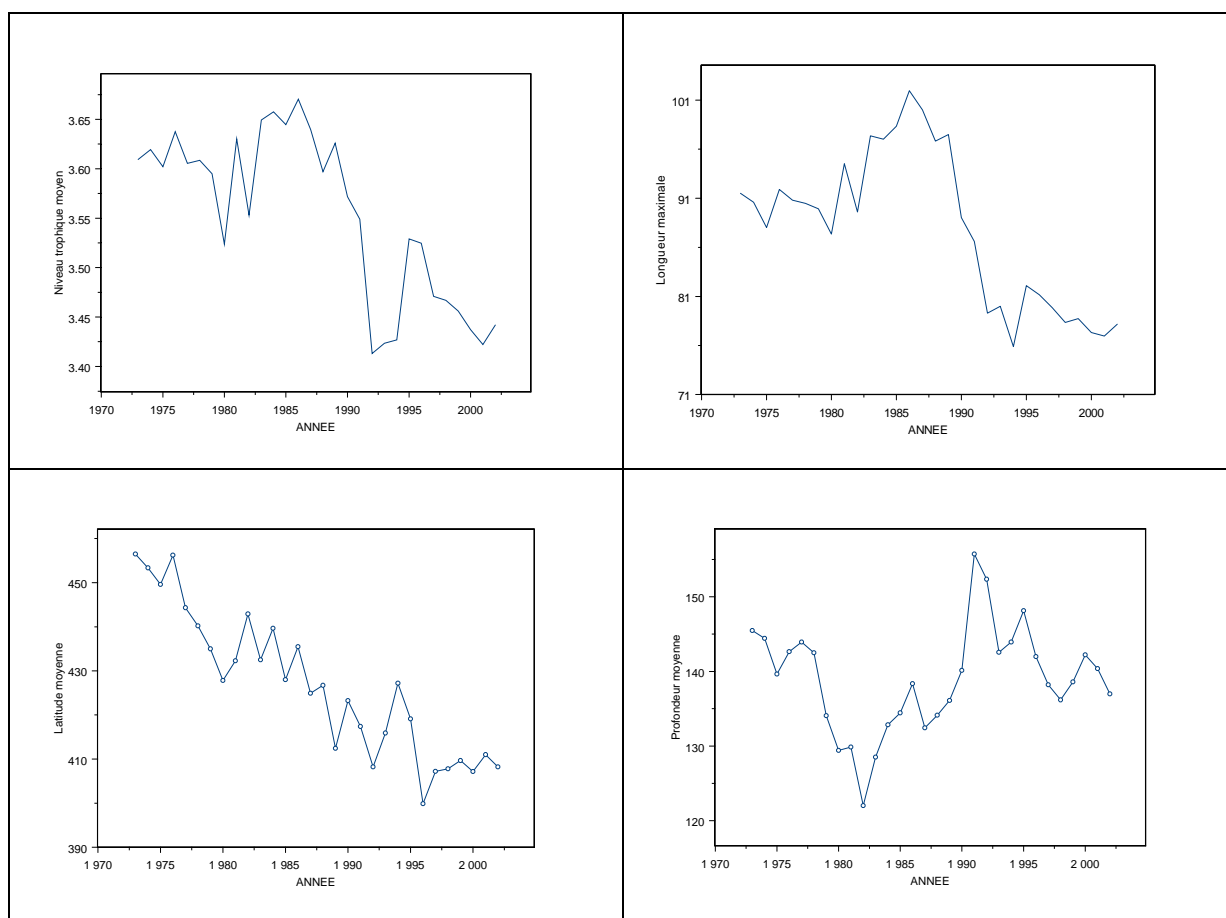


Figure 21. Evolution des caractéristiques bio-géographiques moyennes des débarquements, 1973-2003. Source : Ifremer, d'après CCPM-OFIMER-DPMA

Après une période de stabilité relative, voire de légère augmentation vers la fin des années 1980, le niveau trophique moyen des débarquements chute fortement au début des années 1990, avant de s'accroître en 1995, puis de chuter à nouveau à partir de la deuxième moitié des années 1990. Une tendance significative à la baisse est observée ( $-6,92 \cdot 10^{-3}$  par an), avec toutefois des variations importantes. En particulier, la période de fort ajustement des prix à la baisse des années 90 et d'augmentation associée des volumes débarqués se traduit

<sup>2</sup> Nous utilisons l'échelle des niveaux trophiques de Pauly, obtenue sur [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org) qui repose sur l'analyse des contenus stomacaux et utilise le système (cf partie 1).

directement par une modification dans la structure trophique des débarquements, avec une augmentation du poids des espèces de bas niveau trophique dans le volume total débarqué.

La longueur maximale moyenne des débarquements varie entre 75,8 et 102 centimètres en moyenne sur la période. Elle augmente fortement jusqu'en 1986, pour chuter fortement ensuite jusqu'en 1994 et rester ensuite à un niveau stable.

Les espèces débarquées par la pêche française dans la zone d'étude sont distribuées géographiquement autour de points compris entre 39° et 46° de latitude Nord. L'analyse de la tendance de long terme de l'indicateur moyen calculé à partir de cette information montre une baisse significative de la latitude de l'aire de répartition moyenne des débarquements, de l'ordre de 0,17 degré par an. La proportion d'espèces d'eaux chaudes dans les débarquements a donc eu tendance à s'accroître sur la période.

On observe enfin une tendance à la diminution de la profondeur moyenne des débarquements entre le début des années 1970 et le début des années 1980, avec un minimum atteint en 1982. Suit une phase d'accroissement important de la profondeur moyenne des débarquements (maximum atteint en 1991), lié à l'exploitation de nouvelles espèces profondes, et une nouvelle diminution, moins régulière, dans les années 1990.

## **2.2. Analyse des variations temporelles par groupes majeurs d'espèces**

Afin de pouvoir étudier l'évolution des débarquements par groupes d'espèces, une première classification des espèces débarquées en fonction de leurs caractéristiques écologiques a été réalisée, en collaboration avec les écologues du projet. Treize groupes d'espèces ont été identifiés, incluant en particulier un groupe des gadidés, un groupe des petits pélagiques, et un groupe des poissons benthiques (cf. Tableau 1). Un certain nombre d'indicateurs permettant de décrire les caractéristiques biogéographiques moyennes des espèces ont également été pris en compte pour l'analyse (niveau trophique, longueur moyenne, profondeur moyenne, et latitude et longitude médianes de l'aire de répartition connue des espèces).

Ces évolutions des débarquements sont accompagnées d'une modification sensible de leur composition sur la période. La figure 22 illustre l'évolution de la structure des débarquements, en pourcentage de volume débarqué des 12 familles d'espèces constituées pour l'analyse. Les petits pélagiques (PP) passent de moins de 20% des débarquements en quantité en 1973, à plus de 25% en 2003, tandis que les gadidés et poissons de grand fond (GA) passent de plus de 40% à moins de 25% des débarquements en quantité. L'un des phénomènes majeurs observé sur la période, est donc la substitution de petits pélagiques aux gadidés et poissons de grand fond dans les débarquements, l'essentiel de cette transition ayant lieu pendant la période 1986-1994. Cette évolution de la structure des débarquements semble en fait expliquer une grande partie de la variation observée dans la latitude médiane de l'aire de répartition des espèces débarquées (cf. supra), les gadidés étant capturés en moyenne vers 60° de latitude nord, tandis que les petits pélagiques sont pêchés autour de 37°N (à l'exception du hareng, pêché autour de 60°N).

Tableau 1. Définition des groupes d'espèces constitués pour l'analyse globale de l'évolution des débarquements de la pêche française dans l'Atlantique Nord-Est, 1973-2002.

Groupe	Abrégé	Liste des espèces du groupe
<b>Gadidés et poissons de grand fond</b>	<b>GA</b>	le brosme, le cabillaud, l'églefin, le grenadier, le lieu jaune, le lieu noir, la lingue, le merlan, le merlu, le tacaud
<b>Petits pélagiques</b>	<b>PP</b>	anchois, chinchard, hareng, maquereau, sardine, sprat
<b>Poissons benthiques</b>	<b>PL</b>	barbue, baudroie, cardine, céteau, limande, limande -sole, plie, soles, turbot, flétans
<b>Coquillages</b>	<b>COQ</b>	l'amande de mer, les coques, les coquillages divers, le buccin, l'huître, la mactre, les moules, les palourdes, les pétoncles, les praires, la spisule, la telline, le vanneau, les coquilles Saint-Jacques
<b>Céphalopodes</b>	<b>CE</b>	l'encornet, le poulpe, la seiche, les céphalopodes divers
<b>Grondin, mullet, rouget-barbet</b>	<b>GMR</b>	Les grondins, le mullet, le rouget-barbet
<b>Divers poissons</b>	<b>DP</b>	la rascasse, le sabre noir, le Saint-Pierre, le sébaste, l'hoplostete
<b>Crustacés</b>	<b>CRU</b>	l'araignée, la crevette grise, la crevette rose, l'étrille, le homard, les langoustes (rose et rouge), la langoustine, le tourteau
<b>Dorades</b>	<b>DO</b>	la dorade grise, la dorade rose, la dorade royale, le pageot, le sar et le bogue
<b>Squales, congre</b>	<b>SQC</b>	Les squales et le congre
<b>Grands pélagiques</b>	<b>TH</b>	le thon blanc et le thon rouge
<b>Raies</b>	<b>RA</b>	Les raies
<b>Bar</b>	<b>BA</b>	Le bar

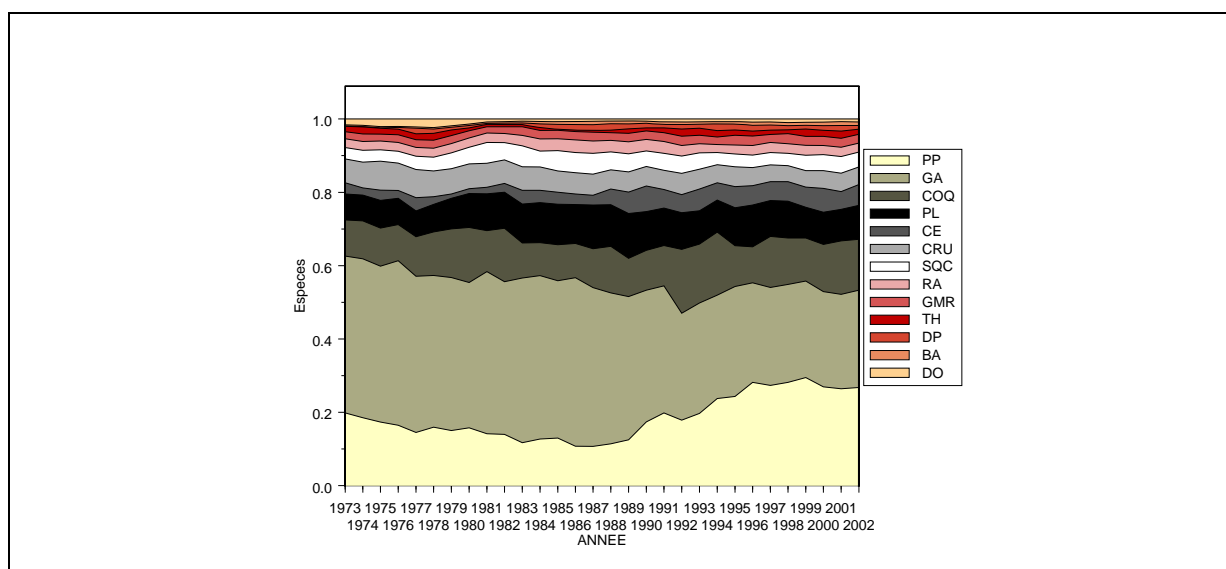


Figure 22. Evolution de la part respective des 12 familles d'espèces dans les débarquements totaux en volume. Source : Ifremer, d'après CCPM-OFIMER-DPMA.

De manière plus générale, l'analyse des évolutions de débarquements en volume montre des réductions importantes des quantités débarquées pour des groupes d'espèces commerciales « classiques » pour la pêche française (espèces consommées en quantités importantes et/ou ayant un prix élevé), tels que les gadidés (GA) ou les crustacés (CRU). D'autres groupes, comme celui des espèces benthiques (PL), connaissent un développement important de leurs débarquements en milieu de période, mais également une baisse dans les années plus récentes, témoignant de phénomènes de report de la production en cours de période. D'autres groupes enfin, comme les céphalopodes (CE) ou les petits pélagiques (PP), connaissent une augmentation de leurs débarquements à partir des années 1980, qui se poursuit à la fin de la période. La figure 23 illustre ces évolutions des volumes débarqués par grands groupes d'espèces commerciales.

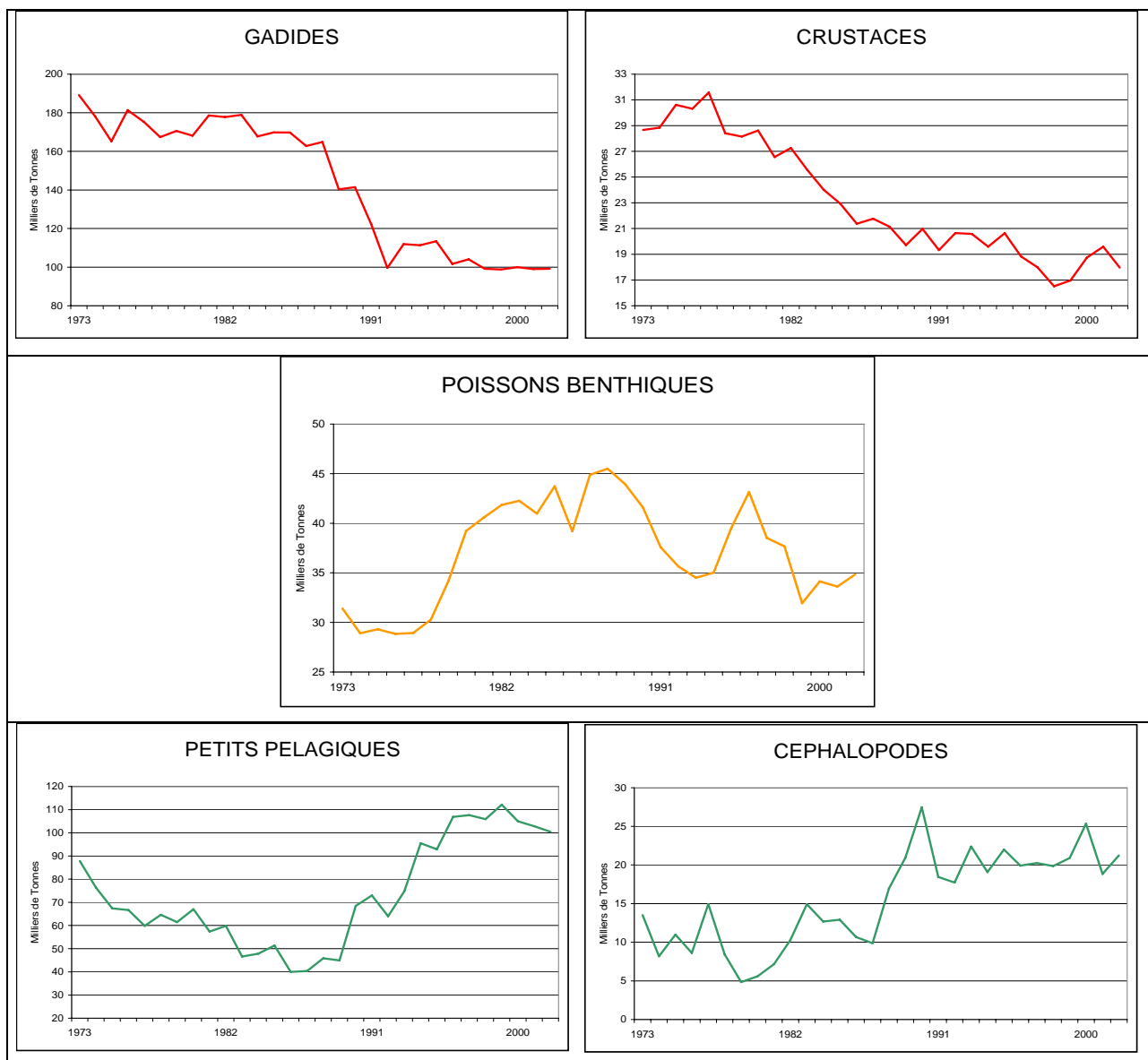


Figure 23. Evolution des quantités débarquées par groupe d'espèces (milliers de tonnes). Source : Ifremer, d'après CCPM-OFIMER-DPMA

### 2.3. Interprétation : éléments de discussion

Les premières analyses conduites sur la série reconstituée font apparaître des modifications majeures dans les débarquements de la pêche française dans l'Atlantique Nord-Est depuis trente ans. Ces changements peuvent être interprétés comme les conséquences de différents facteurs influençant la dynamique des peuplements exploités, et la dynamique de leur exploitation.

Des niveaux de production élevés sont observés entre le début des années 1970 et la deuxième moitié des années 1980. Durant cette période, la flotte de pêche a tendance à s'accroître et à se moderniser. Aux niveaux élevés de débarquements semblent correspondre des pressions de pêche ayant eu des impacts importants sur les principales espèces ciblées, auxquels ont pu venir s'ajouter les effets défavorables de modifications des conditions environnementales.

Ces effets ont dû se traduire par une réduction des rendements de pêche, entraînant une baisse des apports en volume. Ainsi, entre 1973 et 2002, le volume des débarquements de la pêche fraîche de gadidés et poissons de grand fond a fortement diminué. Cette baisse globale est observée dès le début de la période, et bien avant la crise sur les prix des années 1990, et ce malgré le fait que de nouvelles espèces de poissons ont fait l'objet d'une exploitation au cours de la période (brosme à partir de 1985, grenadier à partir de 1990). Parallèlement à la baisse des apports, on observe une hausse des prix de ces espèces jusqu'à la fin des années 1980.

A partir des années 1990, des évolutions de marché interviennent, qui semblent affecter l'ensemble de l'activité de pêche. Après avoir atteint un maximum en 1991, les prix moyens observés au niveau global chutent brutalement, cette chute n'affectant cependant pas les différents groupes d'espèces de la même manière. Sur la base de la recherche conduite pour cette étude, plusieurs facteurs indépendants de l'exploitation ont été identifiés, qui permettraient d'expliquer cette crise. Ils concernent l'évolution du marché européen des produits de la mer, caractérisée par une ouverture très rapide aux échanges internes et externes à partir du début des années 1990, et par le développement de productions aquacoles concurrentes de la pêche (cf. Figure 24). Cette ouverture rend la production des flottilles françaises plus sensible aux évolutions des prix des productions d'autres pays européens, et de pays extérieurs à l'Europe. Ainsi, l'un des facteurs ayant déclenché la crise des pêches des années 1990 est sans doute l'ajustement des parités monétaires entre pays européens (dévaluation des monnaies de pays important les productions françaises, ou de pays exportant sur le marché français des produits de la mer), ayant conduit à une baisse de compétitivité des produits de la pêche française sur le marché. Cette évolution est favorisée par l'évolution de la structure du secteur de la distribution de produits de la mer en France, marquée par le développement de la part des Grandes et Moyennes Surfaces dans la commercialisation de détail. Le développement de l'aquaculture européenne semble également avoir eu des répercussions importantes sur les prix de certaines espèces de pêche. L'évaluation du rôle respectif de ces différents facteurs dans les évolutions observées nécessite cependant une analyse plus approfondie, s'appuyant sur des séries complémentaires à celles compilées dans le cadre du présent travail.



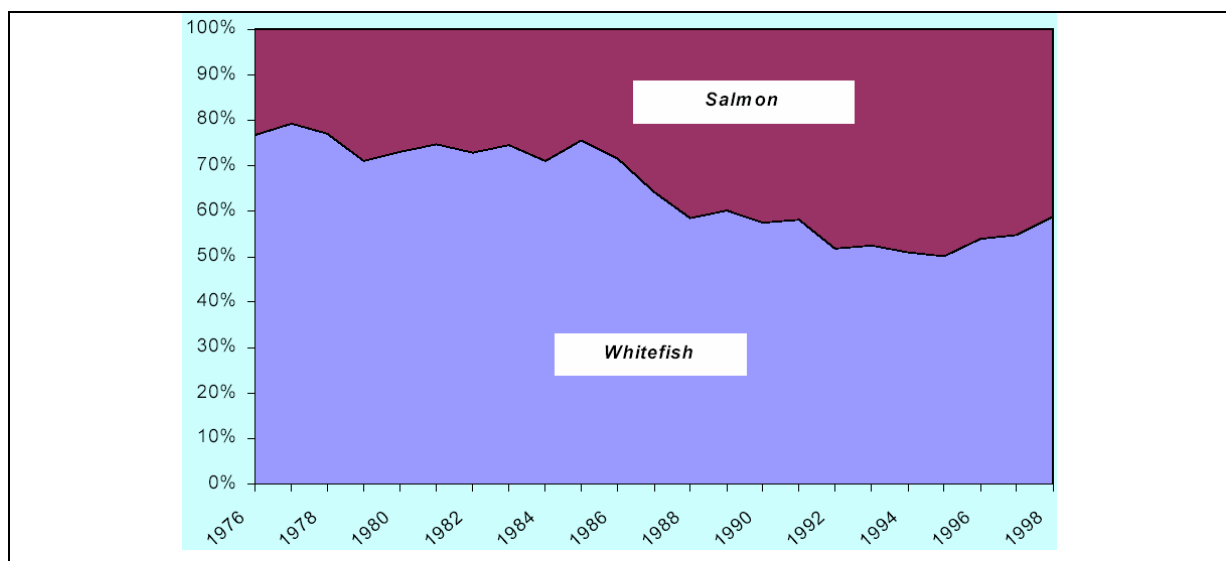


Figure 24. Parts de marché en valeur du saumon et des principales espèces de poisson blanc en France (repris de Guillotreau, 2003). Source : repris de Guillotreau (2003).

La chute des prix observée pour de nombreuses espèces semble avoir conduit les flottilles à augmenter leur effort de pêche, et à se reporter vers l'exploitation de celles qui s'avéraient relativement moins touchées, voire épargnées par la crise. Ce report est observé entre groupes d'espèces, avec, par exemple, un accroissement de la part des petits pélagiques dans les débarquements. Le contexte d'effondrement de la production mondiale des petits pélagiques observé à cette époque a également pu avoir des conséquences sur les marchés de ces produits (prix en hausse), qui auraient favorisé un tel report.

L'analyse conduite dans le cadre de cette étude fait donc apparaître le rôle déterminant de plusieurs processus dans l'explication des évolutions observées. La forte exploitation de certaines espèces et les variations des conditions environnementales, semblent avoir entraîné une raréfaction de ces espèces et une hausse de leurs prix moyens de vente, ouvrant des perspectives à des filières d'approvisionnement concurrentes des marchés sur lesquels les flottilles françaises opèrent : aquaculture et importations. La conjonction de cette situation et de l'évolution de facteurs économiques extérieurs au secteur de la pêche a conduit à un développement rapide de ces filières, menant à une crise économique majeure, qui a favorisé un phénomène de report vers les espèces relativement moins touchées et/ou exploitables en plus grandes quantités. Ce report a pu s'effectuer en particulier vers certains groupes d'espèces relativement plus abondantes, en particulier les petits pélagiques. Une analyse plus approfondie de ces processus nécessite cependant de travailler à l'échelle plus fine de flottilles de pêche particulières, pour lesquelles l'information disponible concernant l'activité, la production et les modalités de commercialisation est plus détaillée.

### **3. Comparaison des changements observés dans les débarquements des pêcheries et des changements observés dans le peuplement**

**Participants : Fabian BLANCHARD, Olivier THEBAUD, Fabien STEINMETZ (doctorant).**

#### *Rappel des hypothèses à tester*

*A l'échelle d'une décennie, la variabilité temporelle de la biomasse totale d'un peuplement de poissons est faible même si sa composition en espèces varie (Blanchard et Boucher, 2001). Cette stabilité apparente est liée aux compensations entre les espèces qui elles peuvent varier fortement dans le temps. Ces compensations peuvent être dues aux interactions entre les espèces lorsque la dynamique du peuplement dépend des processus d'interactions entre espèces ou à des compensations liées à des fluctuations indépendantes lorsque la dynamique du peuplement dépend de facteurs physiques. Dans ce dernier cas, il s'agit d'adaptations différentes des espèces aux facteurs physiques environnementaux : une espèce est favorisée par une forte valeur d'un paramètre physique, tandis que l'autre est défavorisée. Les facteurs environnementaux et les espèces étant nombreux, on assiste à un effet port-folio, i.e. des compensations aléatoires entre espèces qui fluctuent indépendamment les unes des autres.*

*Un peuplement de poissons du plateau continental en zone tempérée, pourrait passer d'une dynamique liée aux interactions entre espèces à une dynamique liée aux facteurs physiques sous l'effet de l'exploitation (Blanchard, 2001 ; Duplisea et Blanchard, 2005).*

*Il en est de même pour les captures d'une pêcherie : à niveau de pression de pêche moyen constant, pour une ou deux décennies, la capture totale est stable tandis que la capture par espèce est très variable dans le temps (Blanchard et Boucher, 2001). Il existe donc une dépendance des pêcheries via leur capture, aux fluctuations au sein du peuplement.*

*L'hypothèse à tester est donc que l'on peut retrouver dans les captures des pêcheries, non plus seulement une variabilité temporelle, mais des tendances comparables à celles observées dans le peuplement.*

#### *Approche méthodologique retenue et données*

*Il s'agit de comparer l'évolution du peuplement de poissons à celle des captures des pêcheurs du golfe de Gascogne, caractérisée par des indicateurs. L'évolution du peuplement est perçue à partir des données issues des campagnes scientifiques de chalutage de fond EVHOE (cf partie 1) ; l'évolution des captures est perçue à partir des données de débarquements issus de la pêche professionnelle dont le port d'attache est dans le golfe de Gascogne (cf partie 2). Les séries temporelles étant courtes, seuls quelques tests statistiques non paramétriques ont été utilisés.*

### 3.1. Variations temporelles de la composition en groupe d'espèces

La comparaison visuelle de la composition en biomasse par groupe d'espèces des captures professionnelles et scientifiques (cf Tableau 1 pour la définition des groupes) met en évidence des différences (Figure 25). Les petits pélagiques représentent de 20 à 40% des captures professionnelles tandis qu'ils représentent de 60 à 90% des captures réalisées par les campagnes de chalutages scientifiques. A l'inverse, les gadidés représentent de 40 à 60% des captures professionnelles pour 5 à 30% des captures scientifiques. En effet, les espèces à haute valeur commerciale sont les gadidés, à l'opposé des petits pélagiques qui ont une valeur marchande moindre. La pêche professionnelle cible donc moins ces espèces.

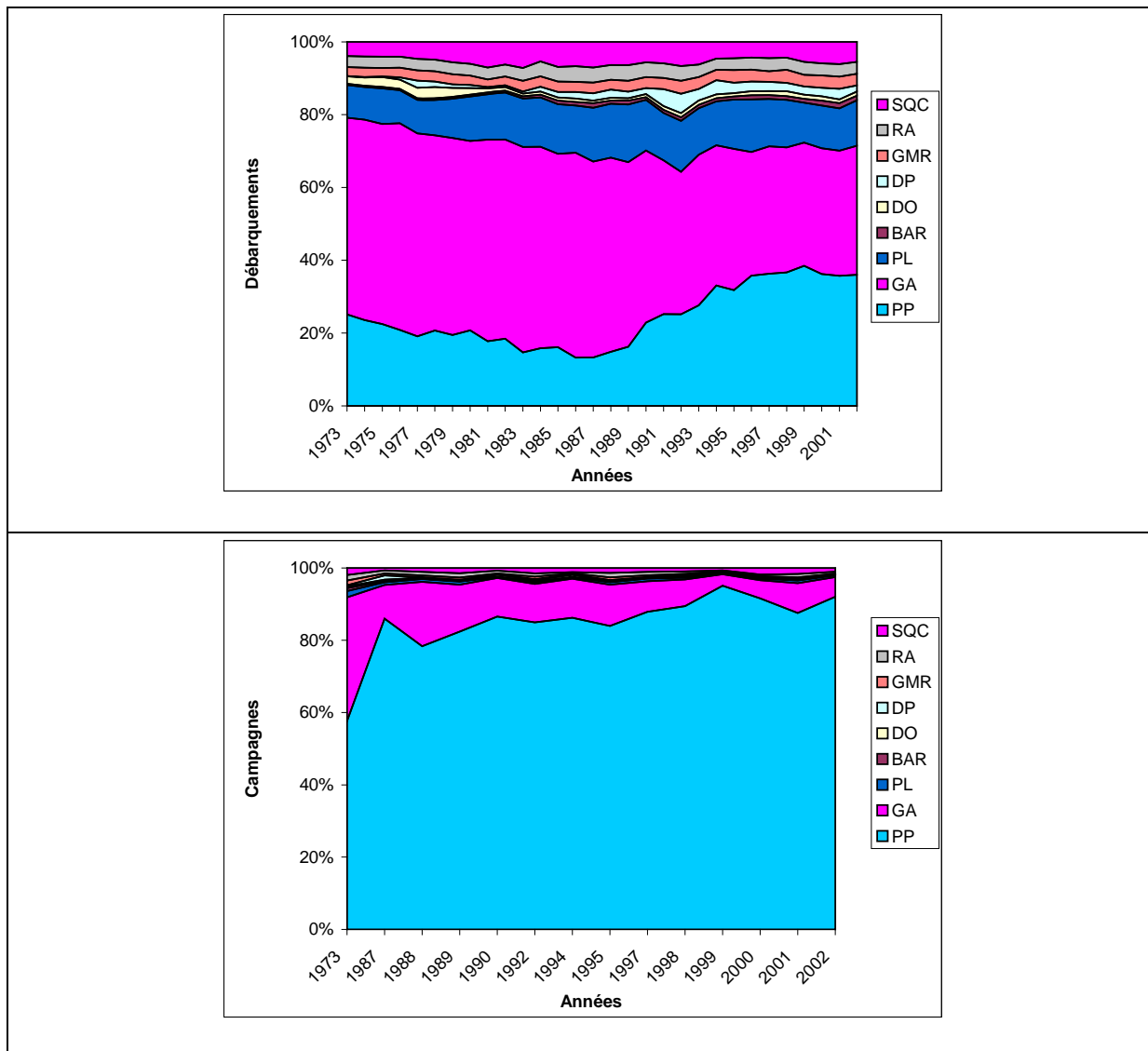


Figure 25. Variations temporelles de la proportion des différents groupes d'espèces dans les débarquements de la pêche professionnelle (graphique du haut) et dans les campagnes d'échantillonnage scientifique (graphique du bas). La composition des groupes d'espèces est indiquée au tableau 1.

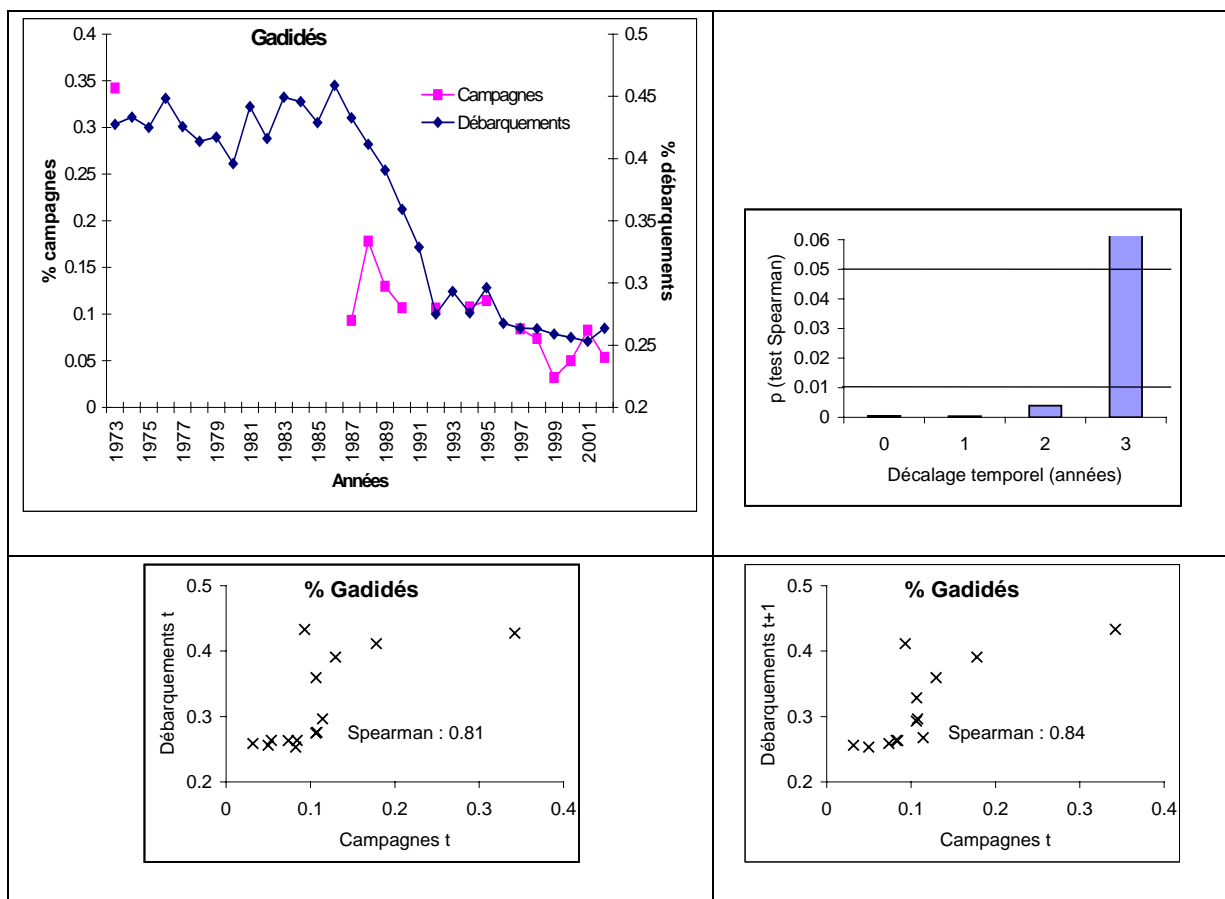


Figure 26. Variations temporelles de la fréquence des gadidés dans les débarquements issus de la pêche professionnelle, losanges bleus, et des campagnes scientifiques, carrés roses (haut à gauche) ; significativité de la corrélation (test de corrélation des rangs de Spearman) entre les deux séries, sans décalage temporel, avec un, deux et trois ans de décalage, seuils de significativité identifiés à 0.01 et 0.05 (en haut à droite) ; relation entre la fréquence des captures en gadidés dans les campagnes scientifiques à l'année t et les fréquences des débarquements professionnels en gadidés à l'année t (en bas à gauche) et à l'année t+1 (en bas à droite).

Les tendances, en revanche vont dans le même sens, augmentation de la part des pélagiques et diminution de la part des gadidés. Les séries sont bien corrélées avec un décalage temporel pour les gadidés (Figure 26) et sans décalage temporel pour les pélagiques (Figure 27). Cela indiquerait d'abord un changement dans le peuplement puis un changement un ou deux ans plus tard dans les captures : les campagnes scientifiques ciblent les plus jeunes individus tandis que les pêcheurs ciblent des individus plus grands donc plus âgés. Il y a donc un temps de réaction lié vraisemblablement à la croissance. Le même phénomène n'est pas retrouvé chez les pélagiques qui ont une croissance rapide et une durée de vie courte.

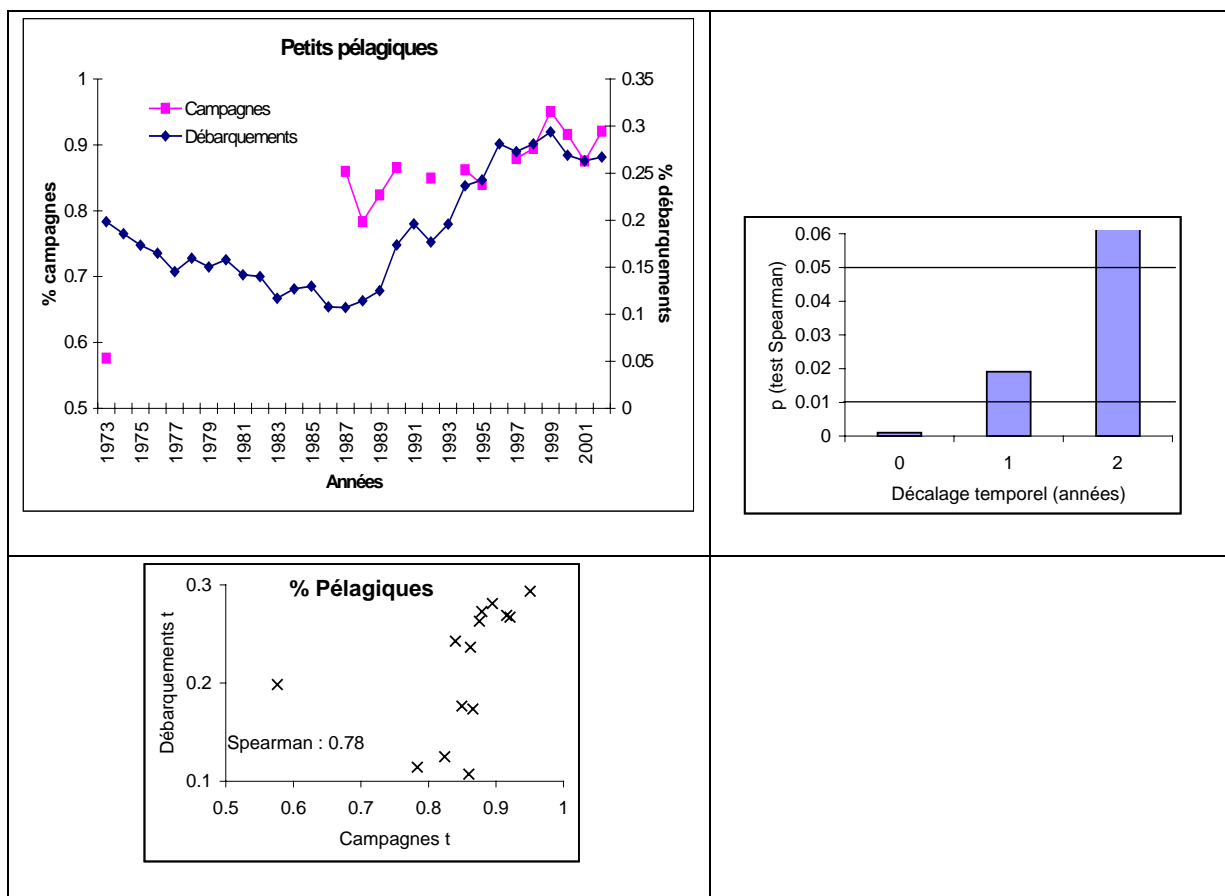


Figure 27. Variations temporelles de la fréquence des espèces pélagiques dans les débarquements issus de la pêche professionnelle, losanges bleus, et des campagnes scientifiques, carrés roses (haut à gauche); significativité de la corrélation (test de corrélation des rangs de Spearman) entre les deux séries, sans décalage temporel, avec un et deux ans de décalage, seuils de significativité identifiés à 0.01 et 0.05 (en haut à droite); relation entre la fréquence des captures en pélagiques dans les campagnes scientifiques à l'année t et les fréquences des débarquements professionnels en gadidés à l'année t (en bas à gauche).

### 3.2. Variations temporelles d'indicateurs écologiques

Les tendances pour les données issues des campagnes et celles des débarquements sont corrélées, avec décalage temporel ou non : diminution du niveau trophique moyen (Figure 28), diminution de la taille moyenne (Figure 29) et diminution de la latitude moyenne (Figure 30). Lorsqu'il y a un décalage, la variation est d'abord observée dans le peuplement, et ensuite dans les pêcheries. Au début de la série temporelle, le peuplement et les captures des pêcheries étaient dominées par des espèces de grande taille, à haut niveau trophique et boréales. En fin de série, le peuplement et les captures sont dominés par des espèces plus petites, à niveau trophique plus bas et subtropicales.

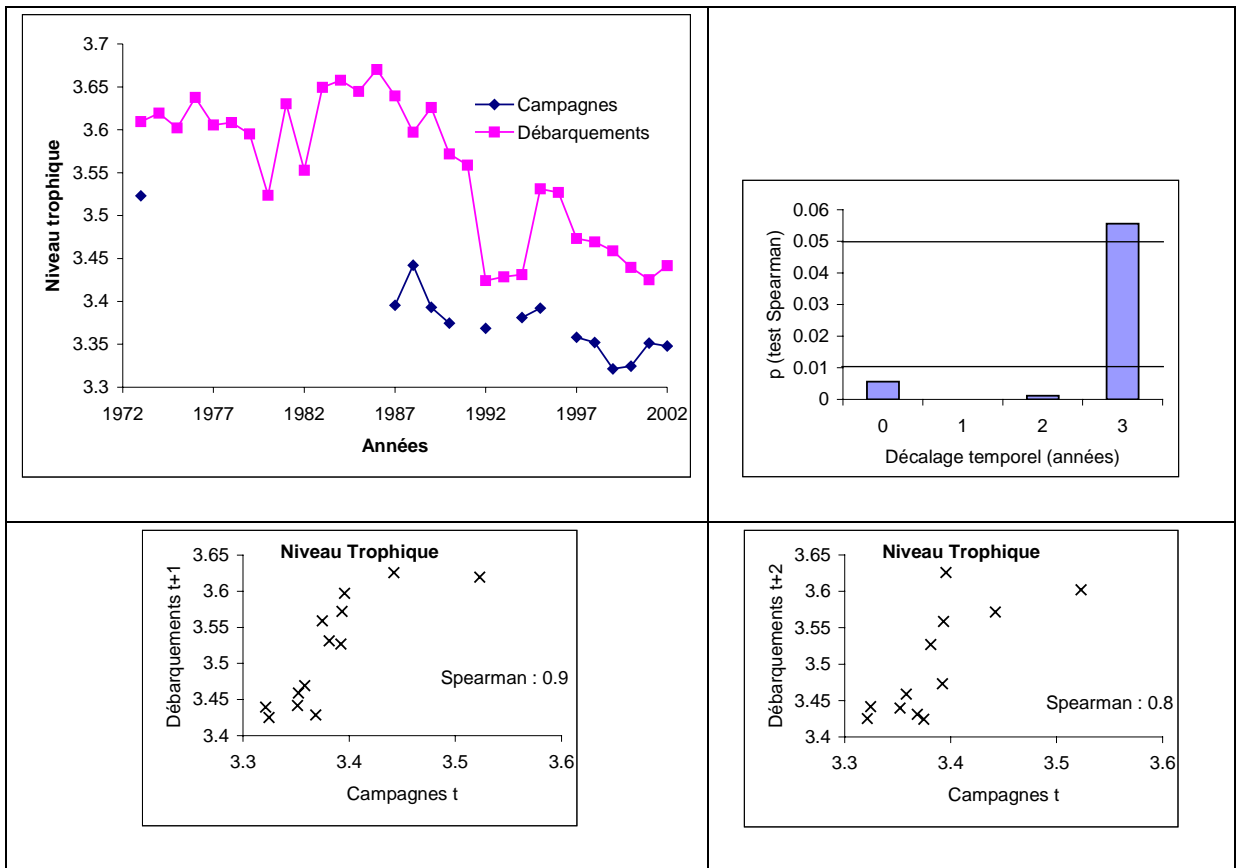


Figure 28. Variations temporelles de la moyenne pondérée du niveau trophique par espèce dans les débarquements issus de la pêche professionnelle, carrés roses, et des campagnes scientifiques, losanges bleus (haut à gauche) ; significativité de la corrélation (test de corrélation des rangs de Spearman) entre les deux séries, sans décalage temporel, avec un, deux et trois ans de décalage, seuils de significativité identifiés à 0.01 et 0.05 (en haut à droite) ; relation entre la moyenne pondérée du niveau trophique dans les campagnes scientifiques à l'année t et le niveau trophique dans les débarquements professionnels à l'année t+1 (en bas à gauche) et à l'année t+2 (en bas à droite).

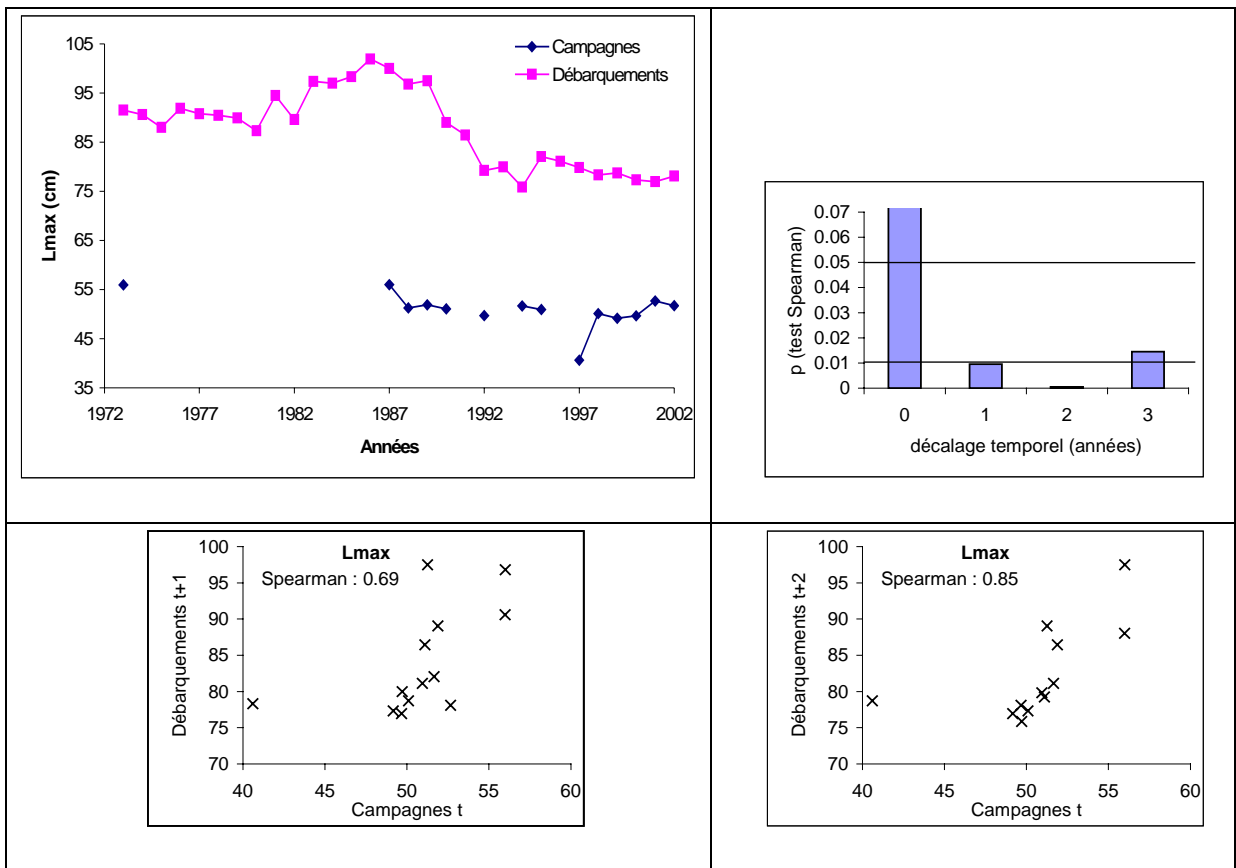


Figure 29. Variations temporelles de la moyenne pondérée de la longueur maximale par espèce dans les débarquements issus de la pêche professionnelle, carrés roses, et des campagnes scientifiques, losanges bleus (haut à gauche) ; significativité de la corrélation (test de corrélation des rangs de Spearman) entre les deux séries, sans décalage temporel, avec un, deux et trois ans de décalage, seuils de significativité identifiés à 0.01 et 0.05 (en haut à droite) ; relation entre la moyenne pondérée de la longueur maximale dans les campagnes scientifiques à l'année t et dans les débarquements professionnels à l'année t+1 (en bas à gauche) et à l'année t+2 (en bas à droite).

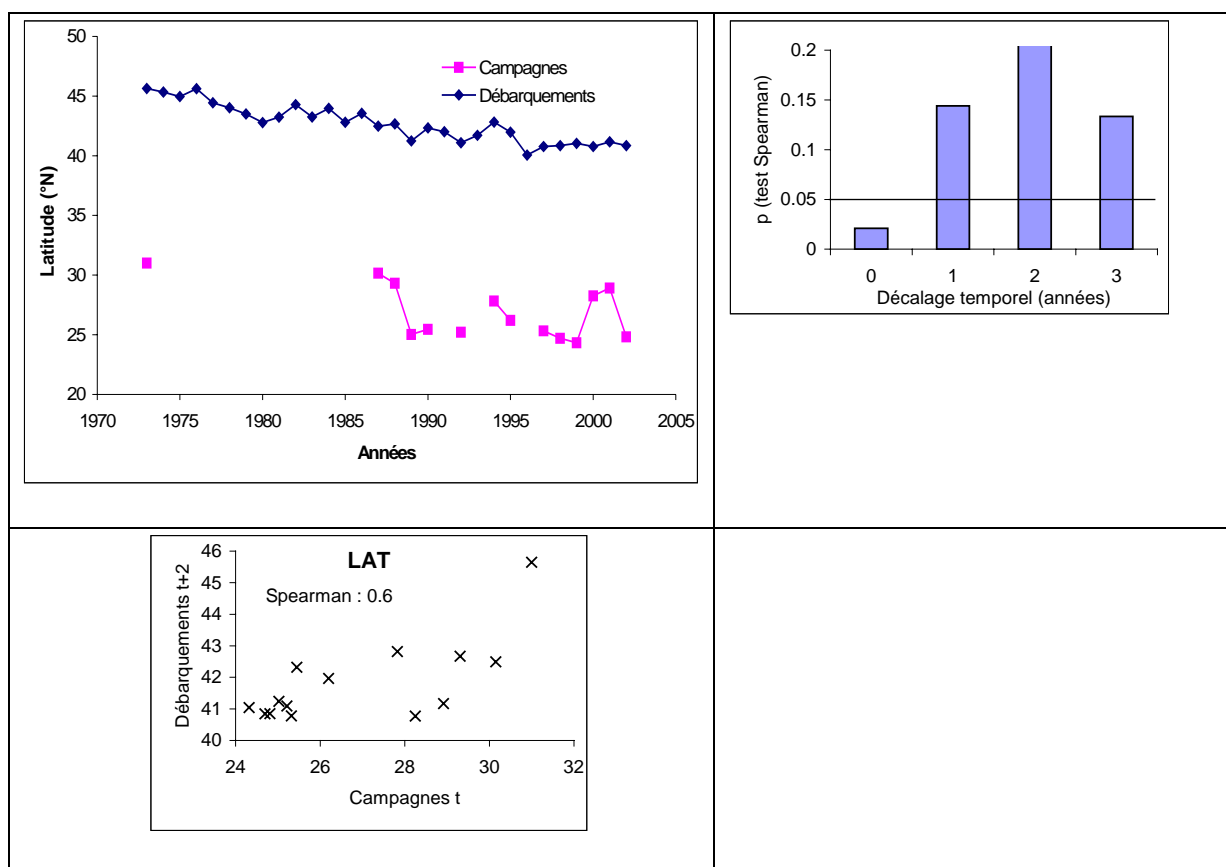


Figure 30. Variations temporelles de la moyenne pondérée de la latitude médiane de l'aire de répartition des espèces dans les débarquements issus de la pêche professionnelle, losanges bleus, et des campagnes scientifiques, carrés roses (haut à gauche) ; significativité de la corrélation (test de corrélation des rangs de Spearman) entre les deux séries, sans décalage temporel, avec un, deux et trois ans de décalage, seuils de significativité identifiés à 0.01 et 0.05 (en haut à droite) ; relation entre la moyenne pondérée de la latitude médiane de l'aire de répartition des espèces dans les campagnes scientifiques à l'année t et dans les débarquements professionnels à l'année t+2 (en bas à gauche).

### 3.3. Discussion : éléments d'interprétation

Les tendances observées dans le peuplement, liées à l'impact de la pêche et au réchauffement climatique se retrouvent dans les captures des professionnels. Selon les indicateurs, il peut y avoir un décalage temporel. En effet, le peuplement réagit aux facteurs forçants : si la réaction passe par le processus de reproduction, les conséquences ne se verront qu'un an ou deux plus tard dans les captures pour le cas des gadidés par exemple qui sont des espèces assez longévives.

En effet, si le succès de reproduction est accru pour les espèces subtropicales, il faudra une ou plusieurs années pour retrouver les individus dans les captures, le temps qu'ils deviennent accessibles (capturables). A l'inverse, si le succès de reproduction des espèces boréales est défavorisé, il faudra la encore une ou plusieurs années, le temps que les individus issus de cette mauvaise reproduction soient capturables et donc avant que l'effet ne soit ressenti dans les pêcheries. En revanche, si la réaction passe par des phénomènes de



migration, c'est-à-dire par exemple que les individus adultes d'une espèce subtropicale migrent plus tôt dans l'année en raison de températures plus fortes, et restent ainsi plus longtemps sur zone de pêche, alors les individus se retrouvent instantanément dans les captures. A l'inverse, les individus adultes d'une espèce boréale, en raison de températures trop chaudes repartiront plus tôt en fin d'hiver, avec les conséquences immédiates dans les captures.

La diminution des niveaux trophiques a aussi été constatée en Mer celtique (Pinnegar et al., 2002), la diminution des tailles a été montrée en Mer du Nord (Rice and Gislason, 1996). De même, en Mer du Nord, les limites de répartition des espèces de poissons se sont décalées vers le nord, indiquant un effet du réchauffement climatique, réchauffement observé dans toute cette région nord-est Atlantique avec des conséquences sur le recrutement des espèces (Perry et al., 2005). Les impacts conjoints de la pêche et du réchauffement mis en évidence ici pour le golfe de Gascogne toucheraient en fait les différents écosystèmes de plateau continental exploité de la région Nord-Est Atlantique.

#### **4. Modélisation centrée « individu » peuplement/pêche**

**Participants : Pierre CHEVAILLIER, Stéphane BONNEAUD (doctorant).**

##### *Rappel des hypothèses à tester*

*L'objectif du projet est d'identifier les changements au sein du peuplement de poissons du golfe de Gascogne à l'échelle des trois dernières décennies en relation avec l'impact de la pêche et du changement climatique, ainsi que leurs conséquences pour les pêcheries. Le climat et la pression de pêche évoluent dans le même temps et exercent leurs effets sur le peuplement, avec des conséquences pour les pêcheries. Par ailleurs, les pêcheries dépendent aussi de facteurs économiques et institutionnels qui ont pu évoluer aussi dans cette période temporelle. Les changements observés dans le système peuplement/pêche sont donc le résultat des effets interactifs de ces différents facteurs qu'il est difficile de déconvoluer par la seule identification de ces changements à partir des données.*

*Par la modélisation des processus en jeu, le modèle doit d'abord être capable de rendre compte de l'évolution de la structure de diversité d'un peuplement de poissons exploité sous influence d'un changement climatique à l'échelle de 30 ans et de l'évolution des pêcheries qui en dépendent. Le modèle est alors utilisé pour une série de simulations : les changements simulés sont ils plus conformes aux changements observés lorsque l'on introduit l'effet de la pêche sans effet du climat ou avec effet du climat ?*

##### *Approche méthodologique*

*Modéliser, dans un objectif de compréhension des processus de dynamiques, les évolutions constatées du peuplement nécessite de simuler, d'une part l'évolution des abondances des différentes espèces, exploitées ou non, et les variations de leurs structures démographiques (évolutions des poids individuels moyens), et d'autre part la dynamique des activités de pêche qui sont conditionnées par et qui conditionnent les abondances spécifiques. Ces simulations sont conduites sous contrôle de différents scénarios d'évolution des conditions environnementales, à une échelle pluri-décennale. La modélisation doit donc intégrer l'évolution de l'environnement (ici le réchauffement de la masse d'eau), la dynamique des peuplements de poissons (exploités ou non) et la dynamique de l'exploitation par la pêche.*

*Un outil de simulation offrant une forte genericité, reposant sur une démarche méthodologique pérenne, pour adresser de façon efficace l'étude de la biodiversité d'écosystèmes exploités au travers des simulations numériques a été développé. Il n'existe aujourd'hui aucun simulateur permettant de prendre en compte les différentes hypothèses envisagées pour cette étude. Face à la complexité du système à modéliser et la nécessité d'offrir une grande flexibilité aux modélisateurs-thématiciens, le choix s'est porté sur une modélisation centrée « individu » (IBM, Individual-Based Modelling). L'avantage procuré par cette approche est la capacité d'incrémenter les modèles par affinements successifs et la possibilité de retenir des hypothèses différentes pour chaque composante du système. L'approche IBM présente aussi l'avantage d'une modélisation des processus sous-jacents et non directement des « trajectoires » observées. Elle est donc plus adaptée à une approche explicative et à la recherche d'une compréhension de la dynamique d'un système.*

## 4.1. Hypothèses de modélisation

### 4.1.1. Peuplements de poissons

La dynamique des peuplements gouverne leur structure démographique : le recrutement, la croissance, la mortalité et la survie.

On peut donc distinguer des dynamiques intra-spécifiques et inter-spécifiques. L'hypothèse selon laquelle la pêche, parce qu'elle est sélective, cible les individus de plus grande taille, nécessite de prendre en compte cette sélectivité. Il peut également être nécessaire de tenir compte de la variabilité individuelle de croissance car les individus à croissance plus rapide ont une plus grande chance d'atteindre leur taille minimum de reproduction et donc de se reproduire avant d'être capturés. Enfin, pour certaines espèces, la croissance peut être fonction de la température et donc présenter une tendance inter-annuelle.

Le recrutement (arrivée de jeunes individus dans le peuplement) est le résultat de processus complexes. Pour certaines espèces, il y a une corrélation significative entre le nombre annuel de recrues et la biomasse de géniteurs. Dans ce cas, il est nécessaire de connaître la proportion d'individus matures et leur capacité à engendrer de nouveaux individus. La réussite du processus de recrutement est alors fonction de la taille des individus et de la « qualité » de l'environnement ; comme cela a déjà été dit dans la première partie, cette dernière composante pourrait expliquer le fait que les espèces à affinité chaude soient favorisées par un réchauffement de la masse d'eau. Concernant ce processus de recrutement, deux hypothèses de modélisation se dégagent donc. Premièrement, un recrutement conditionné uniquement par les conditions environnementales, par exemple une « anomalie » thermique en période de reproduction. Deuxièmement, un recrutement dépendant à la fois des conditions environnementales et aussi fonction du stock de géniteur (biomasse féconde).

La mortalité est gouvernée par différents facteurs, la qualité du milieu et la prédation, l'impact de la pêche pouvant être assimilé à l'action d'un « prédateur » (avec un comportement qui lui est spécifique). L'influence du milieu est double. Pour certaines espèces, on observe une survie qui dépend de la densité des peuplements, ce qui dénote une capacité de charge limitée de l'habitat (voir la section suivante sur l'influence de l'environnement). La survie est aussi liée à la disponibilité en proies. Il est alors nécessaire de tenir compte des relations trophiques entre espèces. La prédation entre espèces est liée au caractère plus ou moins opportuniste des espèces (qui se traduit par un ensemble d'espèces cible) et au ratio de tailles entre les prédateurs et les proies ; elle est bien sûr liée à la probabilité de rencontre entre prédateurs et proies, et donc aux densités respectives de ces populations.

Les facteurs environnementaux explicitement pris en compte dans la modélisation sont ceux qui sont susceptibles de varier ou sur lesquels des hypothèses sont posées (forçages). Deux facteurs conditionnant les peuplements de poissons ont été considérés. Le premier facteur est la température de la masse d'eau. L'effet majeur retenu est son impact sur la reproduction. L'hypothèse associée est que, pour chaque espèce, le recrutement est maximal

pour une température dite optimale et qu'il décroît à mesure que la température diffère de cette valeur (en valeur absolue). Le deuxième effet est la taille des habitats, plus précisément leur capacité d'accueil. Celle-ci dépend de l'étendue de l'habitat (on observe des limites des extensions des espèces en fonction de la latitude, de la profondeur et de la distance à la côte) mais aussi de sa qualité. Ainsi, il est possible d'envisager la prise en compte d'une dégradation – ou d'une amélioration – des habitats (due aux activités humaines ou autres) et son impact sur la survie, la reproduction, la croissance (au moins pour les espèces des niveaux trophiques inférieurs).

#### 4.1.2. Exploitation

Le couple peuplements de poissons – flottilles de pêche constitue un système dynamique en ce sens que l'évolution de l'un conditionne celle de l'autre. Pour certaines analyses, en particulier dans une approche prédictive, il est néanmoins possible de les étudier de manière découplée. On procède alors par forçage réciproque : on étudie ainsi l'évolution des peuplements en fonction de scénarios d'évolution des flottilles (et donc de la mortalité par pêche) ou inversement on s'intéresse à la dynamique des flottilles en posant des hypothèses sur l'évolution des abondances (voire des structures démographiques) des stocks exploités.

Les hypothèses de modélisation portent sur la dynamique interne des flottilles (vieillesse, améliorations technologiques, évolutions de la pratique des métiers et de la rentabilité économique), sur les mesures d'encadrement de l'exploitation (limitation des tailles des flottilles, mesures de soutien à l'exploitation ou à la cessation d'activité...) et sur les variations de l'environnement économique.

## 4.2. Modélisation IBM du système peuplement/pêcheries

### 4.2.1. Modélisation de l'environnement

Plusieurs hypothèses concernant l'environnement ont été identifiées : réchauffement, tendance à l'homogénéisation des habitats et à la diminution des vasières comme résultats de la pratique de la pêche, et d'une façon plus générale modification des aires de répartition des espèces. Cela a motivé l'explicitation des variations environnementales dans le modèle.

Dans le modèle, les habitats sont définis comme une distribution spatio-temporelle d'une variable appelée *affinité*, propre à chaque espèce. L'intégrale de cette fonction définit une capacité théorique maximale d'accueil de l'écosystème et donc de la biomasse par espèce (elle est en pratique aussi limitée par les compétitions entre espèces). De cette façon, il est possible de simuler des modifications environnementales qui conditionnent (potentiellement, mais cela est découplé) la survie, la reproduction, la croissance des espèces et qui ont une dynamique contrôlable. L'affinité au milieu est potentiellement spatialisée en trois dimensions et elle peut varier dans le temps. Dans le cas présent, elle constitue un élément forçant (on ne considère pas ici l'altération des habitats par l'action de la pêche) et est définie par une

extension latitudinale et bathymétrique pour chaque espèce (elle est donc ramenée à un espace en deux dimensions). Notons que la répartition effective d'une espèce est aussi potentiellement limitée par d'autres processus ; ainsi l'aire de répartition d'un prédateur est liée à celle de ses proies.

#### 4.2.2. Modélisation du peuplement

Les processus pris en compte sont la croissance individuelle, la survie, la prédation et la reproduction.

La croissance a été supposée indépendante (dans les simulations) des conditions environnementales et elle suit le modèle classique de von Bertalanffy (paramètres moyens avec une variabilité individuelle sous forme d'une distribution normale des paramètres  $K$  et  $L_{\infty}$ ).

Pour une espèce « proie » (*i.e.* une espèce n'ayant aucune espèce « proie » dans le réseau trophique simulé), la survie est proportionnelle à l'affinité au milieu. Pour les espèces « prédatrices », elle est liée à la densité locale de proies (selon une fonction logistique).

La prédation est définie par un réseau trophique qui est une donnée d'entrée. La consommation effective d'une proie est liée au ratio entre la taille du prédateur et celle de sa proie et par la présence effective de proie. Pour cela, on définit un rayon de prédation qui conditionne la probabilité d'occurrence de ce processus.

La reproduction est conditionnée par deux éléments, la température et la taille du stock de géniteur (pour certaines espèces). Pour chaque espèce, on définit une température optimale de reproduction qui maximise le recrutement ; plus la température est éloignée de cette valeur, plus le taux de reproduction est faible. Dans le cas des espèces présentant une relation stock-recrutement significative, la reproduction est individualisée sous forme d'une probabilité individuelle de reproduction, pondérée par l'affinité au milieu. En absence d'une telle relation, la reproduction (ou plus précisément le recrutement) est assurée par un seul agent « reproducteur » chargé de produire de nouveaux individus selon les mêmes règles.

#### 4.2.3. Modélisation de l'exploitation

La modélisation a porté sur les processus économiques conditionnant la dynamique des flottilles et ayant donc potentiellement un impact sur le peuplement. De même que pour la modélisation du peuplement, l'objectif est de disposer d'un modèle qui traduise le comportement des flottilles face à l'évolution de leur rentabilité économique et aux mesures d'encadrement de l'activité ; sa vocation est explicative, plus que prédictive. L'activité des flottilles est modélisée sous forme de comportements d'agents économiques.

Les deux composantes du modèle sont d'une part l'activité de pêche, génératrice de revenus (par les débarquements) et de captures (et donc de mortalité) sur le peuplement, et d'autre part la rationalité économique d'une entreprise de pêche artisanale. Le modèle permet de simuler l'activité de flottilles hétérogènes. Chaque unité de pêche est un agent ; il est basé dans un port (où il effectue ses débarquements) et exerce son activité dans une zone. Une unité peut exercer un ou plusieurs métiers (selon un calendrier déterminé). Pour chaque métier, on précise la liste des espèces capturées avec un coefficient de capturabilité.

L'activité de pêche se traduit par le choix d'exercer un métier dans une zone (selon le calendrier), ce qui se traduit par un effort de pêche (exprimé en jour de pêche) impactant le peuplement de poissons. Les captures sont calculées d'une part, en pondérant l'effort de pêche par la puissance relative du navire dans sa catégorie et par un coefficient qui traduit son efficacité technique (cette dernière décroît de manière exponentielle avec l'âge du navire) ; d'autre part, le niveau de capture dépend de l'abondance de la ressource (hypothèse d'une relation capture par unité d'effort et taille du stock).

La rationalité économique des agents « pêcheurs » concerne d'une part les décisions de réinvestissement dans leur unité de pêche et d'autre part la décision de rester ou de sortir de leur flottille.

Le premier point permet de simuler la capacité qu'ont les pêcheurs à réinvestir, ce qui n'est possible que si la décision est prise suffisamment tôt (quand le rendement économique de l'unité de pêche est encore élevé pour garantir un revenu suffisant) et que les stocks garantissent un niveau de capture suffisant. Il est ainsi possible de rendre compte qu'un vieillissement excessif d'une flottille peut la mettre dans l'incapacité à faire face à une situation nouvelle qui nécessiterait de gros investissements (par exemple pour changer de métier).

Le deuxième point concerne l'évolution de la capacité de pêche des flottilles. Elle est conditionnée par les lois d'entrée et de sortie d'une flottille et est contrainte par les mesures de régulation. L'entrée dans une flottille se fait soit par l'arrivée d'un bateau neuf, soit par l'achat d'un bateau d'occasion en provenance d'une autre flottille ; les sorties du système résultent de la vente d'un bateau, d'un départ à la retraite ou de la cessation d'activité (volontaire ou suite à une faillite). Dans le modèle, l'entrée de nouveaux navires est un forçage : pour chaque année, l'effectif de chaque flottille est fixé. Les sorties définitives pour cause de départ à la retraite ou de situation de faillite sont faciles à simuler. Les points délicats sont la cessation volontaire d'activité et le processus de vente/achat des navires d'occasion. Dans les deux cas, la rationalité repose sur un calcul de gains et de coûts espérés dans le cas d'un maintien dans la situation courante, comparés à un changement de situation. Le calcul repose sur une anticipation des gains et coûts sur la base des valeurs actuelles. Les gains potentiels sont ce que peut rapporter l'exercice de l'activité, la vente du navire (à sa valeur résiduelle) et d'éventuelles primes d'incitation ; les coûts sont liés à la poursuite de l'activité, en tenant compte de l'obsolescence du navire, auxquels peuvent s'ajouter des coûts de changement d'activité. La décision de sortie du système est motivée par une différence positive entre d'une part le prix de vente du navire, l'éventuelle prime à la cessation d'activité et un revenu d'opportunité dans un autre secteur économique et d'autre part le coût de reconversion et les gains espérés en cas de maintien de l'activité. Dans le cas d'un

achat /vente de bateau, la comparaison porte sur les gains/coûts en gardant le même bateau et en acquérant un autre bateau. Ce dernier point revient à modéliser le marché des navires d'occasion dans un contexte hétérogène et sous la contrainte de mesure d'encadrement. Le modèle repose sur l'hypothèse d'une connaissance parfaite de la rentabilité économique des navires dans les différentes flottilles.

### 4.3. Résultats

Les résultats présentés ont été obtenus en découplant la simulation de l'écosystème et celle de la dynamique des flottilles. Les modèles n'ont pas été complètement calibrés ; aussi ces résultats ne sont qu'indicatifs ; ils illustrent cependant la capacité des modèles à rendre compte des processus modélisés.

#### 4.3.1. Évolution des peuplements

Initialisation des abondances.

Deux types de rapport d'abondance sont fournis à partir des données observées lors de la campagne océanographique menée en 1973 dans le Golfe de Gascogne, situation représentant l'état initial de référence (Figure 31). Les simulations ont été initialisées en respectant ces rapports d'abondance. Le taux de conversion entre niveaux trophiques a été fixé à 10 %.

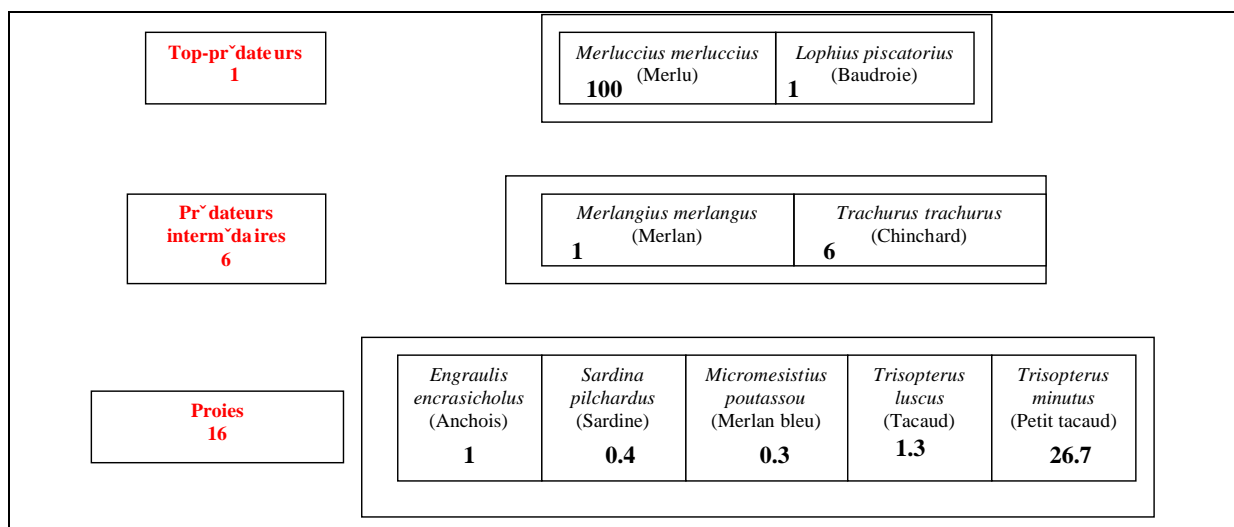


Figure 31. Abondances initiales relatives des différentes espèces utilisées pour le peuplement simulé.

Le premier type de rapport d'abondance est établi entre niveaux trophiques (top-prédateurs, prédateurs intermédiaires et proies). Le rapport d'abondance entre les top-prédateurs, prédateurs intermédiaires et proies est 1:6:16 (un top prédateur pour 6 prédateurs intermédiaires et pour 16 proies). À titre de comparaison, des travaux menés sur les peuplements de poissons en Mer du Nord montrent que le rapport d'abondance entre deux niveaux trophiques (par exemple entre les top-prédateurs et les prédateurs intermédiaires ou

entre les prédateurs intermédiaires et les proies) est de 0.34 (Jennings et al., 2002). Les valeurs prises en compte ici sont du même ordre de grandeur (1/6 et 6/16).

Le second type est établi entre les espèces d'un même niveau trophique. Au sein de chacune des 3 catégories, les rapports d'abondance entre espèces sont : au sein des top prédateurs, il y a 100 Merlus pour 1 Baudroie; au sein des prédateurs intermédiaires, il y a 1 Merlan pour 6 Chinchards; au sein des proies, il y a 1 Anchois pour 0.4 Sardine, pour 0.3 Merlan bleu, pour 1.3 Tacauds pour 26.7 Petit tacauds.

### Distribution spatiale simulée

La carte de la figure 32 illustre la distribution spatiale des agents simulant le peuplement.

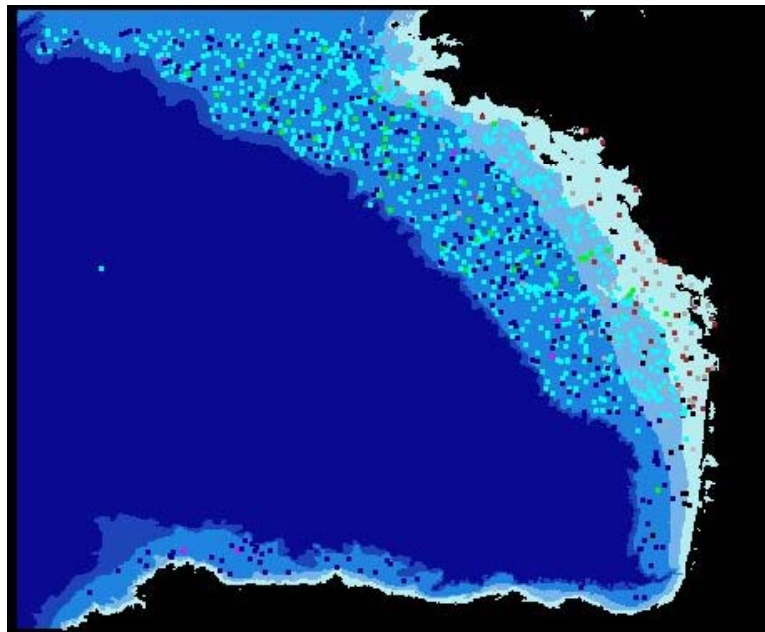


Figure 32. Distribution spatiale simulée du peuplement de poisson du golfe Gascogne, une couleur par espèce, un point par agent.



### Scénario de réchauffement climatique.

Deux scénarios contrastés ont été simulés : dans le premier, il n'y a aucun réchauffement et aucune mortalité par pêche, dans le second, on opère à un réchauffement de 0.5°C pendant quatre ans. Les figures suivantes illustrent les variations des effectifs des populations dans les deux cas.

L'impact du réchauffement est contrasté selon les espèces. A titre d'exemple, considérons les quatre espèces suivantes :

- le merlan, espèce d'affinité boréale, prédatrice du chinchard et du petit tacaud ;
- le merlu, espèce d'affinité tempérée, prédatrice du chinchard et du petit tacaud ;
- le petit tacaud, espèce d'affinité tempérée et de bas niveau trophique ;
- le chinchard, espèce d'affinité chaude, prédatrice du petit tacaud.

En l'absence de réchauffement, on observe une stabilité des effectifs, avec une légère tendance à l'augmentation des effectifs pour le petit tacaud et une tendance à la diminution de ceux du merlu, qui est un de leurs prédateurs (Figure 33).

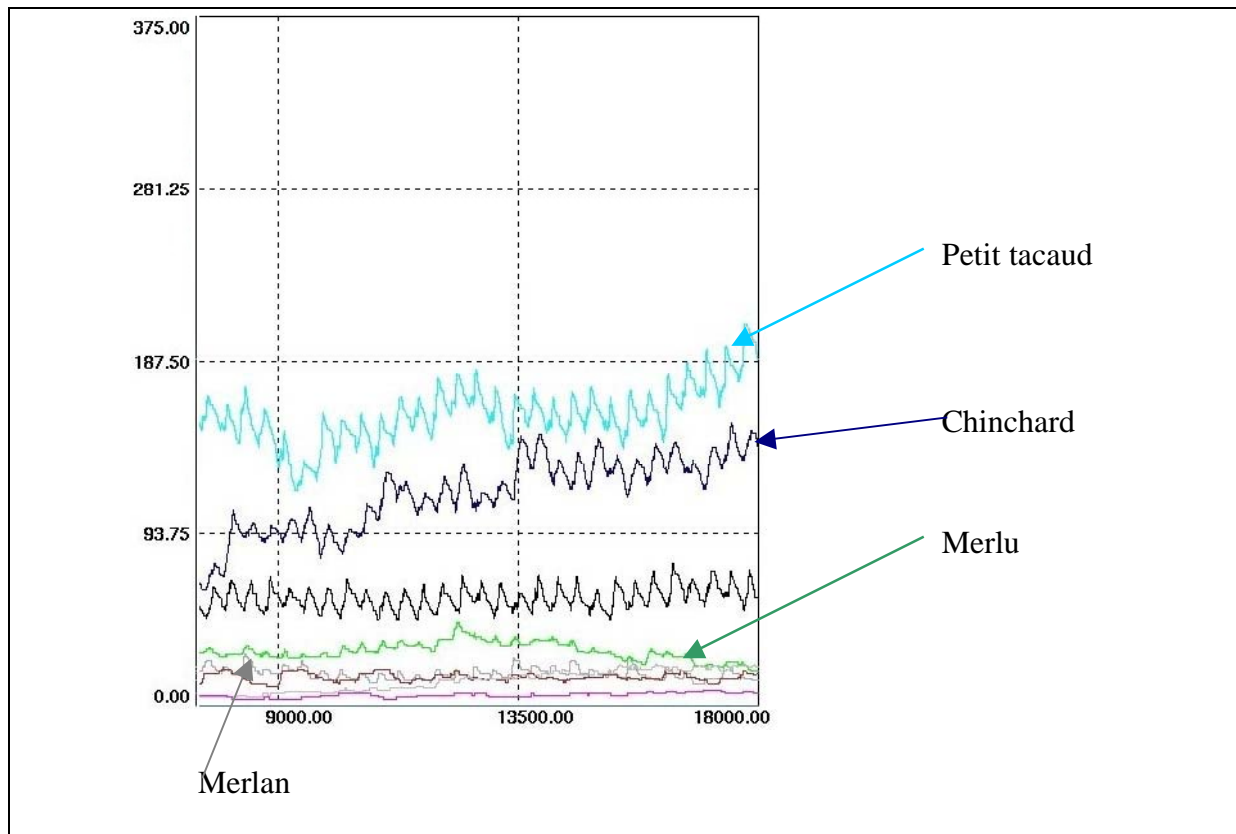


Figure 33. Variations temporelles des effectifs par espèce du peuplement simulé sans réchauffement du milieu.

En cas de réchauffement, la situation est nettement différente (Figure 34) : les populations de merlan et de merlu décroissent alors que celles des deux autres augmentent fortement. Les populations de merlan et de merlu chutent.

L'augmentation de la population de chinchard s'explique par le réchauffement de la masse d'eau et par la diminution de l'abondance de ses prédateurs. Dans un premier temps, le scénario est également profitable au petit tacaud : sa reproduction est fortement favorisée par le réchauffement (l'effet est moins sensible sur le petit tacaud) et deux de ses prédateurs voient leurs abondances diminuer. Cependant, l'augmentation de la population du chinchard conduit à une pression de prédation qui fait à nouveau baisser les effectifs de petit tacaud.

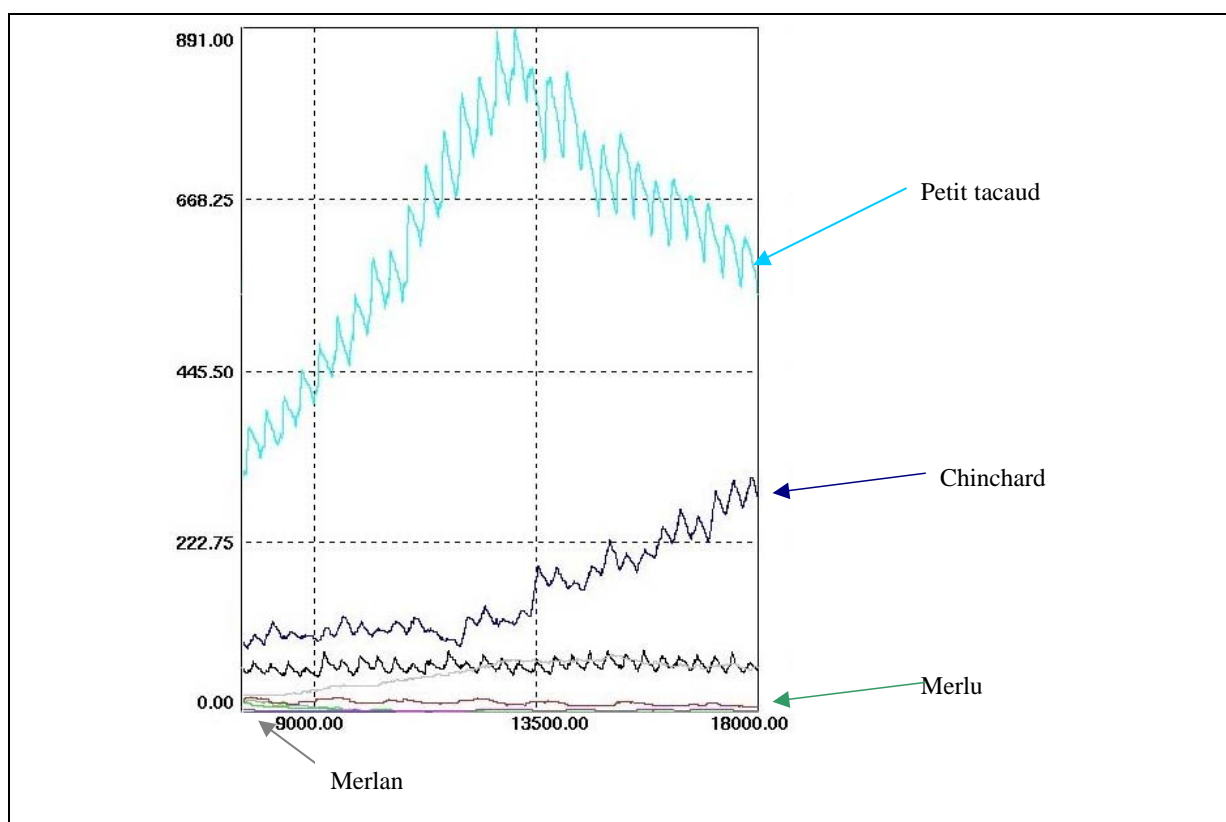


Figure 34. Variations temporelles des effectifs par espèce du peuplement simulé avec un réchauffement de 0.5°C pendant 4 ans.

Le suivi d'un indicateur synthétique comme la latitude moyenne du peuplement (cf. § 3.2, Figure 30) rend compte de cette évolution qui est essentiellement dominée par celle de la population de petit tacaud (Figure 35).

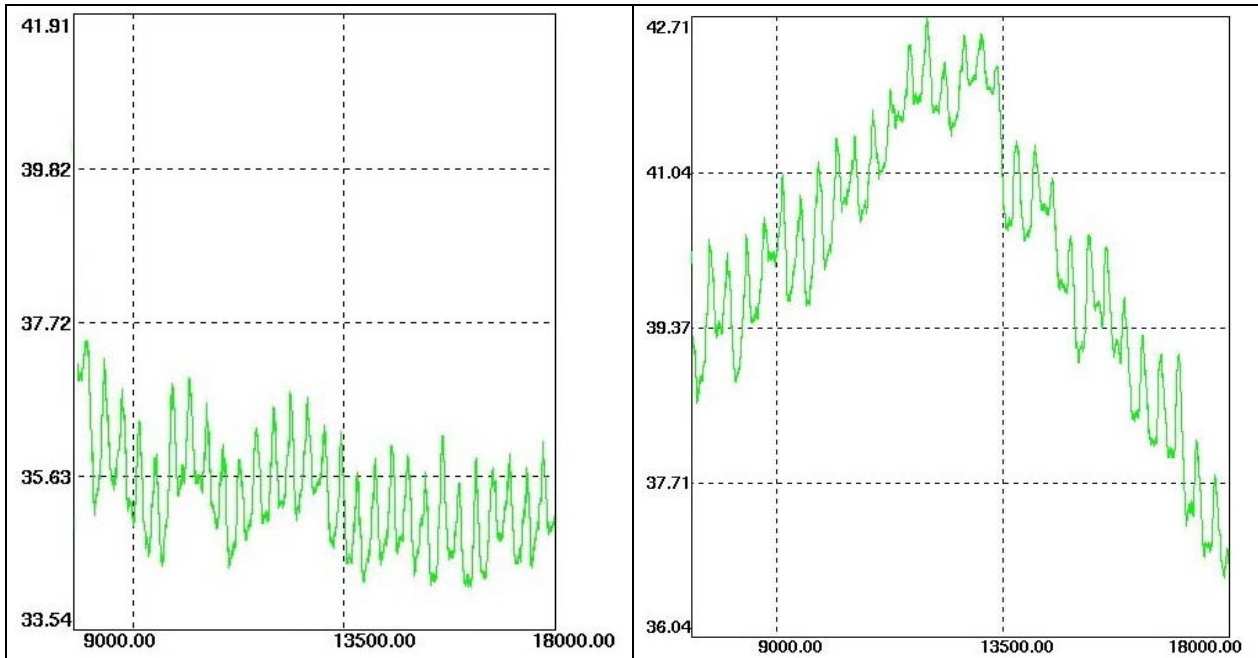


Figure 35. Variations temporelles de la latitude moyenne du peuplement : sans réchauffement (à gauche) – avec un réchauffement de 0.5°C pendant 4 ans (à droite).

#### 4.3.2. Dynamique des flottilles

Les résultats des figures 36 et 37 montrent l'évolution d'une flottille théorique de type chalutière du sud-Bretagne, selon deux scénarios de régulation. Dans le premier, il n'y a aucune incitation à la cessation d'activité ; dans le second, une prime à la cessation est proposée par l'autorité de régulation, son montant étant de 254 euros par tonneaux de jauge brute. Le revenu mensuel d'opportunité dans le reste du secteur économique est de 1300 euros. Dans les deux cas, il n'y a aucune entrée d'unité de pêche au cours de la période simulée ; il y a donc vieillissement progressif de la flottille. Le calcul du comportement de rationalité économique est artificiellement effectué en début d'année civile. Ceci explique les variations brutales des effectifs de navires en ces dates.

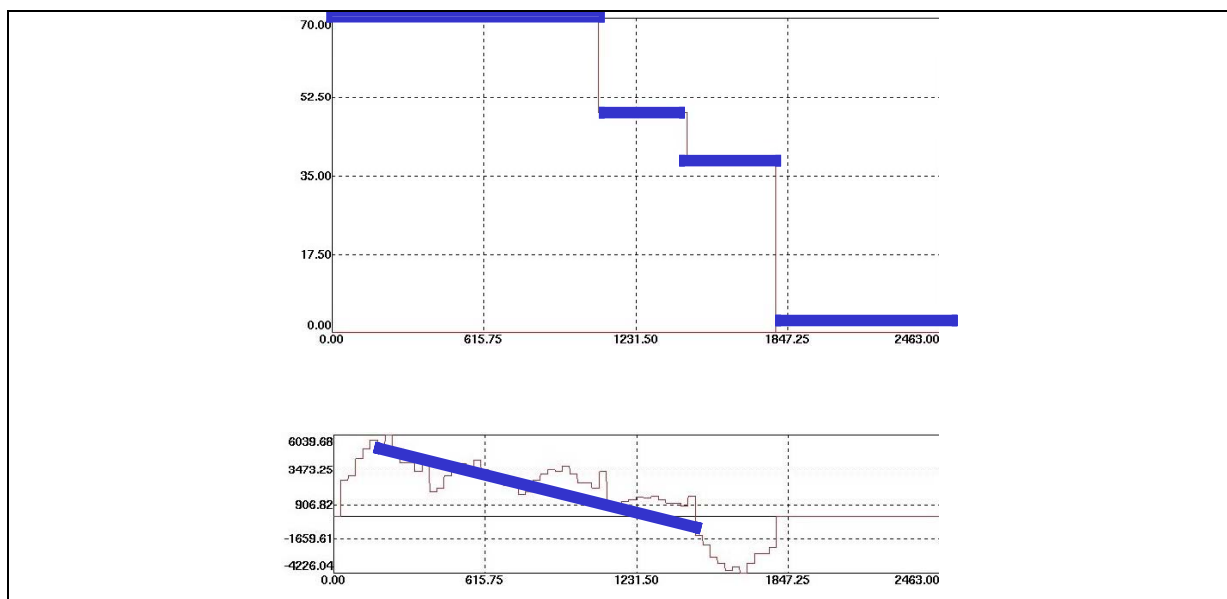


Figure 36. Evolution théorique d'une flottille de pêche de type chalutier de 12-16 mètres du sud-Bretagne. La courbe du haut représente l'évolution des effectifs de navires ; la courbe du bas la marge mensuelle moyenne dégagée par les navires. L'âge initial moyen des navires est de 15 ans, celui des patrons de pêche de 40 ans. Scénario sans incitation à la cessation d'activité et sans renouvellement de la flottille (aucune entrée de nouveaux navires).

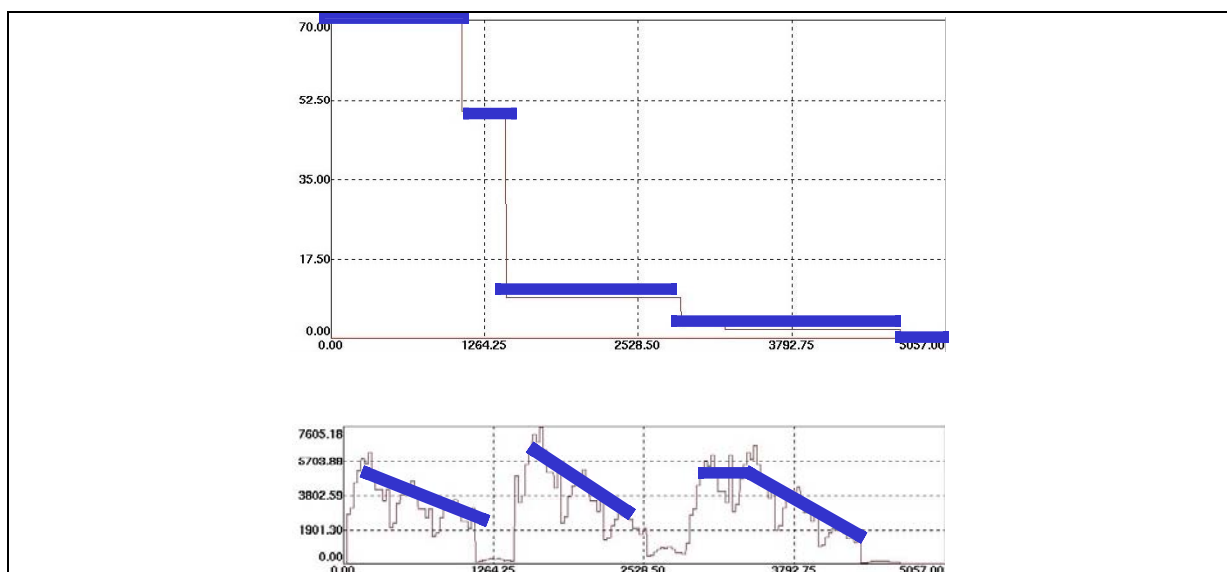


Figure 37. Evolution théorique d'une flottille de pêche de type chalutier de 12-16 mètres du sud-Bretagne. La courbe du haut représente l'évolution des effectifs de navires ; la courbe du bas la marge mensuelle moyenne dégagée par les navires. L'âge initial moyen des navires est de 15 ans, celui des patrons de pêche de 40 ans. Scénario sans incitation à la cessation d'activité et sans renouvellement de la flottille (aucune entrée de nouveaux navires).

L'activité de pêche suit un calendrier d'exploitation type présentant une saisonnalité de la pratique du chalutage (ce qui est ici sans effet sur les scénarios simulés, le facteur dimensionnant étant l'effort de pêche annuel par bateau, exprimé en jour de mer, et non sa distribution au cours de l'année). Les courbes représentent l'évolution du nombre de bateaux et la marge mensuelle moyenne dégagée par les bateaux en activité. La marge dégagée est fonction du rendement par unité d'effort (qui décroît linéairement avec le niveau d'effort), de l'efficacité technique du navire (qui décroît avec son âge, sauf en cas de réinvestissement) et de l'activité effective (un bateau n'est actif que si son revenu compense ses coûts).

Les deux scénarios montrent l'effet d'une mesure de régulation, telle qu'une prime d'incitation à la sortie, sur la dynamique d'une flottille. En cas d'incitation, les bateaux ont tendance à sortir du système alors que les rendements sont encore bons (c'est le cas en fin d'année 4). De ce fait, la pression sur le stock est moindre (les rendements augmentent très fortement) et la marge dégagée est plus élevée. Néanmoins, du fait du vieillissement de la flottille, les rendements baissent à nouveaux, ce qui affecte la performance économique des unités de pêche et qui conduit à de nouveaux départs. Dans ce scénario, le départ du dernier bateau est beaucoup plus tardif qu'en absence d'incitation, mais l'effectif moyen de la flottille descend beaucoup plus vite à un niveau très bas ; le peu d'unités restantes dégagent une marge suffisante.

#### **4.4. Discussion**

Les premières simulations, avec un réchauffement mais sans effet de la pêche indiquent bien des changements dans le peuplement, avec une dominance plus nette des espèces d'origine subtropicale, induisant une diminution de la valeur moyenne de la latitude optimale du peuplement (cf indicateur §2.1.2.). Toutefois, il n'y a pas d'effet net du réchauffement sur la structure multispécifique de poids individuel (résultat non montré ici) alors que les observations « terrains » montraient une augmentation de la valeur de pente de cette structure (cf §1.3.1). La simulation des seuls effets d'un réchauffement sur le succès de la reproduction ne suffisent donc pas à expliquer les tendances temporelles observées dans le peuplement. L'effet de la pêche doit donc être testé dans une étape de simulation suivante.

Les évolutions observées ne sont pas directement celles qui sont « codées » dans les modèles, mais sont le résultat de processus et d'interactions simulés à un niveau individuel. Ceci tend à confirmer que les hypothèses formulées au niveau individuel sont capables d'expliquer les dynamiques observées à l'échelle des systèmes. Néanmoins, ces résultats ne sont pas définitifs dans la mesure où le modèle n'a pas été calibré avec des données réelles. En l'absence de couplage entre les deux modèles (ce travail est en cours), il est difficile d'analyser les effets combinés des effets du climat et de l'exploitation sur les peuplements, le forçage croisé des simulations étant délicat. Cette étape peut maintenant être abordé dans la mesure où le système simulé fournit des réponses qui, qualitativement, sont conformes aux observations faites dans les séries historiques.

## 5. Références

- Beaugrand, G., Reid, P.C., Ibanez, F., Lindley, J.A., Edwards, M., 2002. Reorganization of North Atlantic Marine Copepod Biodiversity and Climate. *Science* 296, 1692-1694.
- Blanchard, F., 2001. Dynamics of harvested demersal fish communities : analysis of the species diversity in the Bay of Biscay (Atlantic Ocean) and in the Gulf of Lions (Mediterranean sea). *Aquat. Living Res.* 14: 29-40.
- Blanchard, F., 2001. The effect of fishing on demersal fish community dynamics : an hypothesis. *ICES J. Mar. Sci.* 58, 711-718.
- Blanchard, F., Boucher, J., 2001. Temporal variability of total biomass in harvested communities of demersal fishes. *Fis. Res.* 49, 283-293.
- Blanchard, F., Vandermeirsh, F., 2005. Warming and exponential abundance increase of the subtropical fish *Capros aper* in the Bay of Biscay (1973-2002). *C.-R. Acad. Sci. Biologies* 328: 505-509.
- Duplisea, D.E., Blanchard, F., 2005. Relating species and community dynamics in an heavily exploited marine fish community. *Ecosystems* 8, 899-910.
- Hutchings, J.A., 1996. Spatial and temporal variation in the density of northern cod and a review of hypotheses for the stock's collapse. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 943-962.
- Jennings, S., Warr, K.J., Mackinson, S., 2002. Use of size-based production and stable isotope analyses to predict trophic transfer efficiencies and predator-prey body mass ratios in food webs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 240, 11-20.
- Koutsikopoulos, C., Beillois, P., Leroy, C., Taillefer, F., 1998. Temporal trends and spatial structures of the sea surface temperature in the Bay of Biscay. *Oceanol. Act.* 21, 335-344.
- Lawton, J.H., 2000. Community ecology in a changing world. Kinne O (Ed), *Excellence in Ecology*, 11, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.
- McCall, A.D., 1990. Dynamic geography of marine fish populations. Washington University Press, Washington.
- Myers, R.A., 1998. When do environment-recruitment correlations work? *Rev. Fish Biol.* Fish 8: 285-305
- Myers, R.A., Stokes, K., 1989. Density-dependent habitat utilization of groundfish and the improvement of research surveys. *ICES-CM-1989/D:15*.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres Jr., F., 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.
- Perry, A.L., Paula, J., Ellis, J., Reynolds, J., 2005. Climate Change and Distribution Shifts in Marine Fishes. *Science* 308, 1912-1915.
- Petitgas, P., 1998. Biomass-dependent dynamics of fish spatial distributions characterized by geostatistical aggregation curves. *ICES J. Mar. Sci.* 55, 443-453.
- Pinnegar, J.K., Jennings, S., O'Brien, C.M., Polunin, N.V.C., 2002. Long-term changes in the trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. *J. Appl. Ecol.* 39, 377-390.
- Planque, B., Frédou, T., 1999. Temperature and the recruitment of Atlantic cod (*Gadus morhua*), *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56, 2069-2077.

- Poulard, J.C., Blanchard, F., 2005. Impact of climate change on the fish community structure of the eastern continental shelf of the Bay of Biscay. ICES J. Mar. Sci. 62, 1436-1443.
- Poulard, J.C., Blanchard, F., Boucher, J., Souissi, S., 2003. Variability in the demersal fish assemblages of Bay of Biscay during the 1990s. ICES Mar. Sci. Symp. 219: 411-414.
- Quéro, J.C., Du Buit, M.H., Vayne, J.J., 1998. Les observations de poissons tropicaux et le réchauffement des eaux dans l'Atlantique européen. Oceanol. Act. 21, 345-351.
- Rice, J., Gislason, H., 1996. Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. ICES J. Mar. Sci. 53, 1214-1225.
- Suquet, M., Normant, Y., Gaignon, J.L., Quemener, L., Fauvel, C., 2005. Effect of water temperature on individual reproductive activity of pollack (*Pollachius pollachius*). Aquaculture 243, 113-120.
- Swain, D.P., Wade, E.J., 1993. Density-dependent geographic distribution of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50, 725-733.

## **B - Résultats en terme de transfert (outils, méthodes, recommandations)**

Le transfert peut se réaliser dans le cadre de ce programme sous forme des trois recommandations suivantes, présentées après un rappel du contexte.

Les effets de la surexploitation sur les stocks sont connus depuis de nombreuses années. C'est le facteur le plus souvent évoqué pour expliquer la dégradation des populations de poissons. Plus récemment, d'autres effets de la pêche ont été mis en évidence : modification et destruction d'habitats, modification des caractéristiques de diversité des peuplements exploités mais aussi des peuplements associés, tels que les peuplements d'invertébrés benthiques. Des impacts sur la faune dite charismatique ont aussi été analysés : oiseaux, mammifères marins et reptiles (tortues). En revanche, l'impact du réchauffement climatique sur les populations et peuplements de poissons n'est réellement analysé que depuis peu de temps. Le symposium tenu à Bergen sur ce sujet en mai 2004 en témoigne. D'une part, il n'était pas évident que les conséquences sur les facteurs physiques marins du changement climatique étaient avérées et d'autre part, il existe des discussions sur la difficulté de communiquer sur l'impact de changements climatiques sans amoindrir l'impact des discours scientifiques auprès des décideurs sur la nécessité de réduire la surexploitation et les impacts de la pêche.

Nous montrons ici que les changements climatiques ont des effets visibles sur les peuplements, à l'échelle de temps et d'espace à laquelle se pratiquent la gestion de ces ressources mais aussi des écosystèmes. Ces changements peuvent être défavorables mais aussi favorables. Ils peuvent être en interaction avec les effets de la pêche. Ces modifications dans le peuplement se répercutent partiellement dans la dynamique des pêcheries.

Ainsi, le facteur climat doit impérativement être pris en compte en particulier lorsque des objectifs de niveau de stock à atteindre sont fixés. En effet, dans le cas de stocks de pêche communautaire (gérés à l'échelle européenne) en état de surexploitation, des plans de reconstitution des stocks sont mis en place - ceci peut être vrai aussi à l'échelle de stocks plus régionaux. Ces plans indiquent parfois des fermetures de zones à la pêche pour une durée indéterminée : la pêche ne pouvant reprendre que lorsque le stock aura atteint un niveau d'abondance et de biomasse jugé suffisant pour assurer la pérennité du stock. Ces niveaux sont calculés à partir de modèles ne tenant pas compte explicitement des facteurs climatiques. Ils fonctionnent dans les conditions environnementales moyennes. Si les conditions environnementales ont changé en raison du changement climatique, alors les niveaux de biomasse et d'abondance à atteindre peuvent ne jamais être atteints dans le cas où le changement serait défavorable. A l'inverse il peut être atteint plus vite que prévu si le changement climatique est favorable. La difficulté de prise en compte du climat réside cependant d'une part dans la diversité des facteurs physiques de l'environnement qui jouent un rôle sur la dynamique des populations et d'autre part sur les processus écologiques et biologiques qui interviennent. Au minimum, des analyses des changements environnementaux ayant potentiellement un impact sur une population donnée, ainsi que des corrélations avec les variations d'abondance des populations pourraient être menées et présentées comme aide au diagnostic.

De même, les aires marines protégées sont proposées comme outil pour la gestion de la pêche. Elles pourraient être placées géographiquement dans des zones dites essentielles pour le stock de pêche donné mais aussi pour la biodiversité associée. Toutefois, le



changement climatique peut s'accompagner de changements de ces zones et ainsi amoindrir l'intérêt de la préservation de ces zones. La gestion et l'évaluation des zones protégées devraient donc être soumise aux connaissances sur le facteur climat.

Enfin, l'évaluation des impacts du changement climatique et de l'intégration dans la gestion, passe par l'étape préliminaire de la collecte de données comparables dans le temps et l'espace. Les programmes de suivi à moyen et long terme par la mise en place d'observatoires et par l'instrumentation de l'environnement et des pêcheries doivent être encouragés.

## DIFFICULTES RENCONTREES

### Les données

Les méthodes d'analyse des séries temporelles en écologie, comme en économie, nécessitent d'obtenir des données comparables dans le temps. Le changement des modalités de collecte peuvent en effet introduire des biais et fausser les interprétations. Dans le cas des collectes de données biologiques, les campagnes sont standardisées mais en 1997, il y a eu un changement de navire sans inter-calibration pour le golfe de Gascogne. Toutefois, il a été noté dans les changements observés que ceux ci commencent à intervenir entre 1990 et 1995 (cf figures 6 à 11), donc avant le changement de navire. D'autre part, les changements observés vont dans le sens des hypothèses de l'impact de la pêche et du changement climatique posées *a priori*. Donc si l'identification des changements est possible, c'est leur quantification qui en est rendue plus difficile.

Dans le cas de la collecte des données de pêche, il est difficile de trouver des séries temporelles qui remontent aux dernières décennies. Il a fallu prendre des données agrégées, concernant les flottilles dont le port d'attache est dans le golfe de Gascogne mais dont les zones de pêche incluent le golfe de Gascogne mais le dépassent (c.f. Figure 38). L'intérêt était bien de montrer que le phénomène de changement est vraiment régional et n'est pas lié au cas particulier d'une pêcherie ou d'une portion d'écosystème. Cette analyse devra être complétée à une échelle spatiale plus fine, par exemple pour des pêcheries dont les zones de pêche sont entièrement dans le golfe de Gascogne.

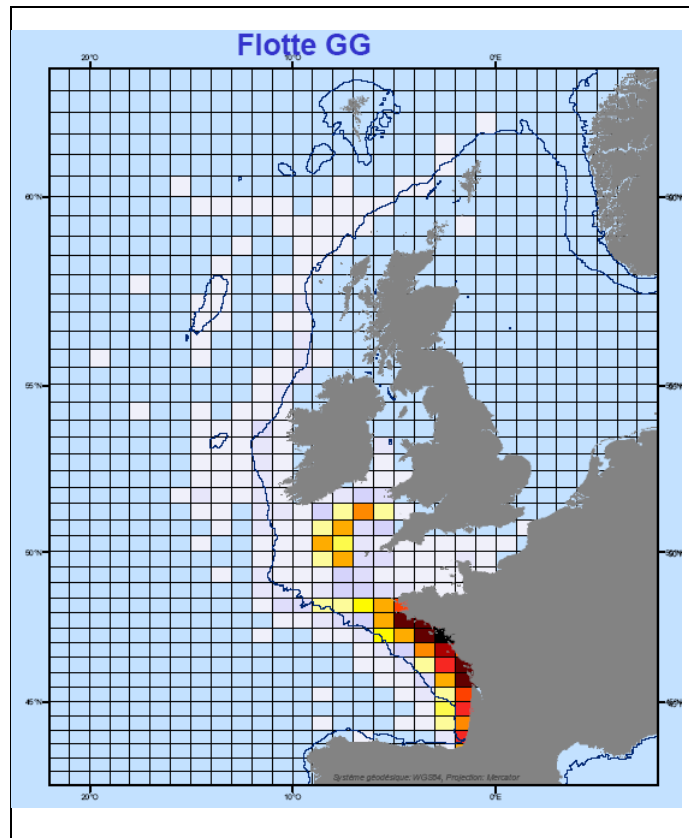


Figure 38. Zones de pêche des flottilles du golfe de Gascogne en 2005 (Daurès et al., SIH, rapport activité 2005)

Ainsi les campagnes scientifiques de chalutage ne couvrent que le plateau continental du Golfe de Gascogne tandis que les données de débarquement ne sont issues que à environ 50% du golfe de Gascogne, le reste provenant de la Mer celtique et Ouest-Ecosse. La comparaison de ces deux sources de données pourraient alors paraître biaisée. Toutefois, nous avons vu que les changements observés dans le golfe se retrouvent à l'échelle du Nord-Est Atlantique, la comparaison entre les deux séries statistiques resterait donc valide.

La reconstitution de la série temporelle de prix par espèce a demandé un travail important, en raison du support des données de base, constitué d'archives au format papier (les bilans annuels de production des pêches et de l'aquaculture) et du caractère hétérogène des statistiques disponibles à l'échelle d'une trentaine d'années. Un nombre important de vérifications à partir de croisements de différentes sources d'information a été réalisé, afin de s'assurer de la meilleure qualité possible de cette série. Des sources de biais dans ces statistiques restent cependant possibles. Celles-ci sont dues en particulier à trois facteurs :

1. Les prix de retrait : depuis l'entrée en vigueur de la Politique Commune de la Pêche, la Commission Européenne fixe, au début de chaque campagne de pêche, un prix de retrait pour certaines espèces. A la première vente sous criée, lorsque le produit ne trouve pas preneur au-dessus du prix de retrait, il est retiré de la vente et doit être écoulé par l'organisation de producteurs de façon à ne pas entraver le fonctionnement du marché. Ce dispositif peut induire un biais dans les prix moyens observés certaines années pour certaines espèces. Le prix moyen enregistré dans la série ne prend en effet pas en compte les prix de retrait payés pour les quantités retirées de la vente. En général, ce biais est très faible, mais certaines années, la part des poissons retirée peut être importante ;

2. Des difficultés de recensement : la production de la pêche professionnelle transite pour environ la moitié par les criées. Ce système de vente permet un recensement fin des quantités et des prix. Le suivi des productions commercialisées hors criées est en revanche plus complexe, en raison de la multiplicité des filières de commercialisation. La série des débarquements sur trente ans doit donc être étudiée en tenant compte de l'incertitude qui en résulte, en particulier pour les espèces dont la plus grande partie est vendue hors-criée (par exemple, les gros crustacés). Il faut également tenir compte du fait que le système de collecte des informations sur les débarquements a évolué et s'est probablement amélioré avec le temps;

3. L'influence de mesures d'encadrement de la pêche : le système de limitation annuelle des captures, qui existe depuis les années 1970 pour certaines espèces et qui a été généralisé en 1983 dans le cadre de la Politique Commune de la Pêche, peut être à l'origine de biais dans les statistiques de débarquement, lorsqu'il induit des incitations à déclarations partielles des productions.

## **Modèles complexes**

L'ambition de réalisation d'un modèle écologique et économique individu-centré unique de peuplement/pêcherie a dû être revue en raison de la complexité d'un travail pluridisciplinaire et du choix de l'échelle : nécessité pour les modelisateurs d'appréhender les processus écologiques et économiques, la diversité des processus pour les deux disciplines. Deux modèles fonctionnent donc en parallèle, et de manière satisfaisante car ils ont permis

d'apporter des éléments de réponse à la question posée, chacun utilisant les sorties de simulation de l'autre. Le réel couplage du modèle écologique de peuplement de poissons et économique des pêcheries restera une étape importante.

Le premier simulateur a été développé en utilisant la plate-forme oRis qui offre une grande efficacité de prototypage (indispensable pour développer un tel système). Cependant oRis ne permettait pas d'avoir un nombre suffisant d'agents pour obtenir des résultats suffisamment précis. Une fois les principes de la modélisation arrêtés, une deuxième version a été développée en utilisant la plate-forme ARéVi qui est fondée sur les mêmes principes qu'oRis en offrant des performances bien supérieures. Un travail conséquent de programmation a donc dû être consenti. Il est réutilisé dans le projet Chaloupe financé dans le cadre de l'appel d'offre Biodiversité 2005 ANR-IFB.

## CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Nous montrons ici qu'il existe des conséquences du changement climatique sur les peuplements de poissons qui sont en interaction avec les effets de la pêche, à l'échelle de temps et d'espace à laquelle se pratique la gestion de ces ressources et des écosystèmes : diminution de l'abondance des grandes espèces boréales démersales traditionnellement exploitées, augmentation de l'abondance des petites espèces subtropicales dont la stratégie vitale permet une meilleure résistance à l'exploitation, augmentation de la biomasse totale de poissons et augmentation de la diversité alpha. Selon les populations, ces changements peuvent être défavorables mais aussi favorables.

Ces modifications dans le peuplement se répercutent partiellement dans la dynamique des pêcheries. Le changement climatique a donc des conséquences économiques pour les pêcheries. Toutefois, les évolutions de l'environnement écologique ne suffisent pas à expliquer l'évolution de la valeur des débarquements. En effet, la défaillance de la régulation de l'accès aux ressources conduisant à une surcapacité de pêche ainsi que l'ouverture internationale du marché des produits de la mer en explique aussi une partie : arrivée sur le marché de produits de qualité et compétitifs tels que le saumon d'élevage mais aussi des produits issus de la pêche dans des pays dont la monnaie a été dévaluée.

L'objectif principal à atteindre dans une prochaine étape, est d'arriver, d'une part à généraliser ces conclusions pour d'autres types d'écosystèmes et de pêcheries, et d'autre part de mieux quantifier à l'échelle régionale, l'amplitude des changements observés, et le poids relatif de ces différents facteurs. Le projet Chaloupe initié début 2006 dans le cadre de l'appel d'offre Biodiversité 2005 de l'ANR et géré par l'IFB a été mis en place dans cette optique. Si les écosystèmes sont naturellement variables, les changements observés soulèvent des inquiétudes croissantes, à la fois en terme de pertes de biodiversité des peuplements marins et de leur capacité à absorber ces changements sans être radicalement transformés. Ces inquiétudes portent également sur la viabilité des pêcheries, et plus largement des modes actuels d'utilisation des ressources marines vivantes. Le résultat attendu du projet Chaloupe est ainsi un diagnostic sur les changements observés, les facteurs d'évolution et les conditions de viabilité des systèmes peuplements / pêcheries dans trois types d'écosystèmes régionaux (plateau tempéré, plateau tropical amazonien, écosystème d'upwelling) dont les caractéristiques climatiques, biogéographiques de biodiversité, de pêche, d'économie et de gouvernance sont différentes.

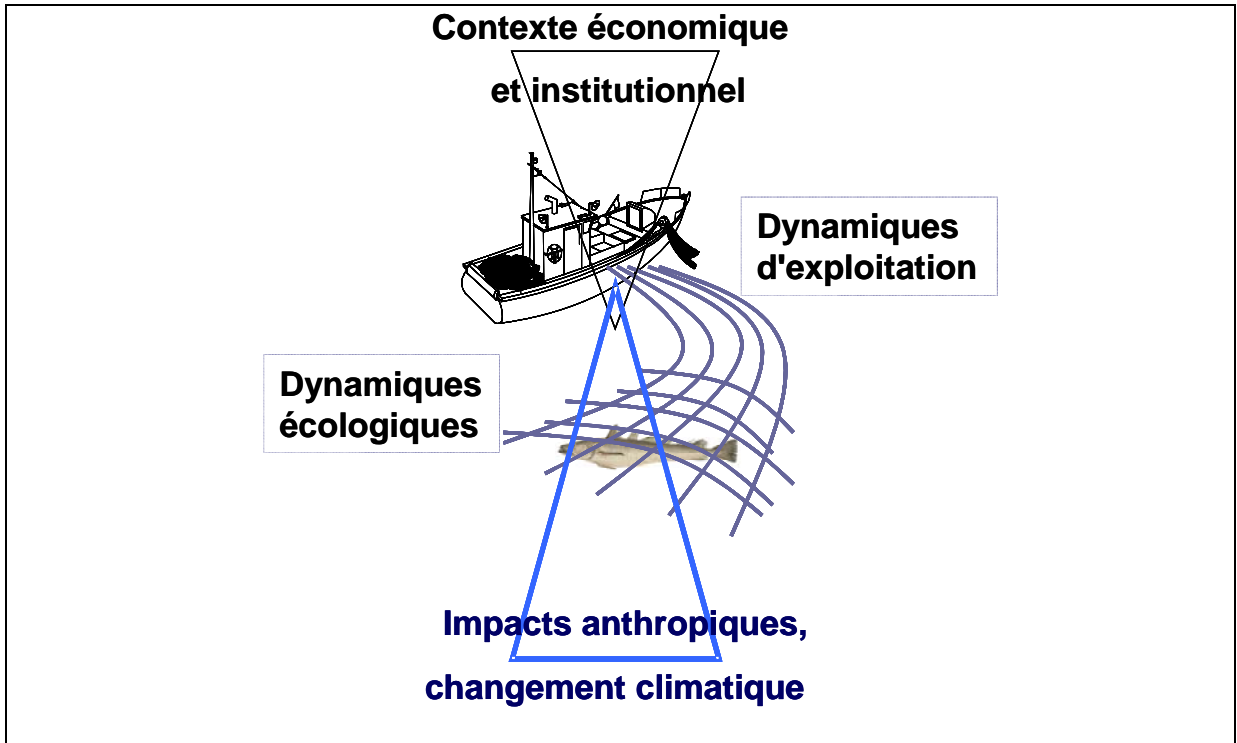


Figure 39. Schéma conceptuel de l'objet d'étude du projet Chaloupe financé dans le cadre de l'appel d'offre Biodiversité 2005 de l'ANR, géré par l'IFB.

## VALORISATION DES TRAVAUX (ACTIONS, REALISEES OU ENVISAGEES, DE TRANSFERT DE RESULTATS)

### - Articles scientifiques publiés, sous presse, soumis pour publication et en préparation

Blanchard, F., Vandermeirsh, F., 2005. Warming and exponential abundance increase of the subtropical fish *Capros aper* in the Bay of Biscay (1973-2002). Comptes-Rendus de l'Académie des Sciences, Biologies, 328: 505-509.

Poulard, J.C., Blanchard, F., 2005. Impact of climate change on the fish community structure of the eastern continental shelf of the Bay of Biscay. ICES Journal of Marine Science 62, 1436-1443.

Steinmetz, F., Thébaud, O., Guyader, O., Blanchard, F., 2006. A preliminary analysis of long-term changes in the value of landings by French fishing fleets operating in the North-East Atlantic. En préparation

### - Participation à des colloques nationaux ou internationaux (communication orale et poster)

#### Communications orales

Blanchard, F., Boucher, J., Poulard, J.-C., 2004. Comparative analysis of fishing and climate effects on the fish community structure of the Bay of Biscay. Communication orale. Symposium : The influence of climate change on North Atlantic fish stocks, 11-14 mai 2004. Bergen, Norvège.

Blanchard, F., Boucher, J., Thébaud, O., Cury, P., Weber, J., 2005. Towards a biodiversity management of a large marine ecosystem : the bay of Biscay integrated case study. Contributed oral session 7, Biodiversity conservation II. First DIVERSITAS Open Science Conference, 9-12 Novembre 2005, Oaxaca, Mexique. Communication orale.

Blanchard, F., Guyader, O., Steinmetz, F., Thébaud, O., 2005. Effets de la pêche, du changement climatique et de la dynamique des marchés des produits de la mer sur l'évolution des pêcheries et des communautés de poissons : une analyse empirique. Colloque « Défi Golfe de Gascogne », 22-24 Mars 2005, Brest, France. Communication orale.

Blanchard, F., Poulard, J.-C., Boucher, J., 2005. Changements au sein du peuplement de poissons : interactions pêche et climat? Colloque « Défi Golfe de Gascogne », 22-24 Mars 2005, Brest, France. Communication orale.

Chevallier, P., Bonneaud S., Thébaud, O., Guyader, O., Blanchard F., 2005. Modélisation des impacts de mesures de régulation des capacités sur la viabilité des flottilles de pêche : une approche multi-agents. Colloque « Défi Golfe de Gascogne », 22-24 Mars 2005, Brest, France. Communication orale.

Steinmetz, F., Thébaud, O., Guyader, O., Blanchard, F., 2006. A preliminary analysis of long-term changes in the value of landings by French fishing fleets operating in the North-East Atlantic. 2006 IIFET conference "Rebuilding Fisheries in an Uncertain Environment", 11-14 July, Portsmouth, UK. Communication orale.

Thébaud O., Daurès F., Guyader O., Steinmetz F., 2005. Analyse des facteurs de variation de la production en valeur des flottilles françaises du golfe de Gascogne 1990-2003. Colloque « Défi Golfe de Gascogne », 22-24 Mars 2005, Brest, France. Communication orale.

### **Posters**

Bonneaud, S., Blanchard, F., Chevallier, P., 2005. VirtuOcean : modèle individu-centré d'un peuplement de poissons dans un environnement variable. Colloque « Défi Golfe de Gascogne », 22-24 Mars 2005, Brest, France. Poster.

Bonneaud, S., Redou, P., Chevallier, P., 2005. Modélisation multi-agents d'un système complexe écologique et économique. Séminaire LISyC.

### **- Rapports de fin d'étude (mémoires de maîtrise, de DEA, thèses...)**

Ancel P., 2003. "VirtuOcean", simulateur d'écosystème marin. Développement d'un modèle individu-centré du peuplement de poissons du Golfe de Gascogne. Rapports de projet de fin d'études, Ecole Nationale d'Ingénieurs de Brest (ENIB).

Carré P., 2004, "VirtuOcean", simulateur d'écosystème marin exploité : développement d'un modèle bio-économique. Rapports de projet de fin d'études, Ecole Nationale d'Ingénieurs de Brest (ENIB).

Engles P. et Le Guern S., 2004. "VirtuOcean", simulateur d'écosystème marin exploité : développement d'un modèle individu-centré du peuplement de poissons du Golfe de Gascogne et des flottilles de pêche qui l'exploitent. Rapports de projet de fin d'études, Ecole Nationale d'Ingénieurs de Brest (ENIB).

Helaouet, P. 2003. Analyse de la sélection densité-dépendante de l'habitat au sein du peuplement de poissons du golfe de Gascogne. Mémoire de D.U., Université de Bretagne Occidentale.

Helaouet, P. 2004. Variations temporelles de la coexistence spatiale au sein du peuplement de poissons du golfe de Gascogne. Mémoire de D.U., Université de Bretagne Occidentale.

Le Roux A. et Buchet A., 2005, "VirtuOcean",. Développement d'un modèle de marché des bateaux d'occasion. Rapports de projet de fin d'études, Ecole Nationale d'Ingénieurs de Brest (ENIB).

Renaud, H., 2003. Impact de la pêche et du changement climatique sur le peuplement de poissons du golfe de Gascogne, 1973-2000. Mémoire de maîtrise Milieux Marins, Université de Bretagne Occidentale.

Steinmetz F., 2004. Analyse rétrospective des données des débarquements de la pêche professionnelle française sur la façade Atlantique sur la période 1973-2002. Magistère Economiste Statisticien, Université de Toulouse 1, 162 p.

### **- Actions de transfert et de communication (ouvrage à large diffusion, articles de vulgarisation, communication dans les médias)**

Blanchard, F., 2005. Changement de la faune de poissons, rôle du climat et de l'exploitation. Colloque « Défi Golfe de Gascogne », session communication vers les socio-professionnels. 22-24 Mars 2005, Brest, France. Communication orale.



Blanchard, F., 2003-2005. La biodiversité dans les eaux côtières atlantique française a-t'elle changée au cours des dernières décennies ? Série de conférences grand public donnée aux Journées Portes Ouvertes de l'Ifremer, aux Journées de la Biodiversité à Océanopolis et au CCSTI de Rennes.